

REGRESIÓN DE PRADERAS DE *POSIDONIA OCEANICA* Y CALIDAD AMBIENTAL EN EL PARQUE NACIONAL DEL ARCHIPIÉLAGO DE CABRERA: CAUSAS Y MAGNITUD

NÚRIA MARBÀ^{1*}, CARLOS M. DUARTE¹, SUSANA AGUSTÍ¹, MARIA LL. CALLEJA¹, ELENA DÍAZ-ALMELA¹, ROCÍO SANTIAGO¹ Y REGINO MARTÍNEZ¹

RESUMEN

Posidonia oceanica forma extensas praderas sobre los sedimentos carbonatados de la costa del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera, y constituye un ecosistema clave para la producción biológica y los procesos biogeoquímicos del litoral. Estudios preliminares demostraron que las praderas del Parque estaban en regresión. Este proyecto ha tenido como objetivo identificar las causas, cuantificar la magnitud y caracterizar la distribución de la regresión de las praderas de *P. oceanica* en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera. Los resultados del proyecto han demostrado que todas las praderas de *P. oceanica* del Parque estudiadas han estado en regresión durante los últimos 6 años. La tasa de declive más rápida (5.8 % anual) la experimentó la pradera de Es Port y la más lenta (3.9 % anual) las praderas de Es Castell. Los resultados del proyecto indican que si las condiciones de presión sobre las praderas de *P. oceanica* del parque se mantienen similares a las que han actuado durante los últimos 6 años, las praderas de Es Castell, Santa María y Es Port disminuirán su densidad de haces a la mitad en los próximos 44, 17 y 11 años, respectivamente. La regresión de las praderas del parque se debe principalmente a aportes excesivos de materia orgánica y nitrógeno y, en parte, a fluctuaciones climáticas. La Bahía de Es Port presentaba síntomas de eutrofización durante el verano.

Palabras clave: *Posidonia oceanica*, demografía, regresión, tasas de sedimentación, fósforo, nitrógeno, fosfato, silicato, nitrito, nitrato, calidad del agua, clorofila *a*, calidad del sedimento, tasa de reducción de sulfato, sulfhídrico

SUMMARY

Posidonia oceanica forms extensive meadows on the coastal carbonate rich sediments of the National Park of Cabrera Archipelago, and it represents a key ecosystem for the biological production and littoral biogeochemical processes. Previous studies demonstrated that the seagrass meadows from the park were in decline. This project aimed to identify the causes, magnitude and to characterise the distribution of seagrass decline in the Park. The results of the project demonstrated that all studied *P. oceanica* meadows have been in decline for the last 6 years. The fastest declining rate (5.8 % yr⁻¹) was experienced by the meadow from Es Port, whereas the slowest one (3.9 % anual) was observed in the meadow from Es Castell. The results from the project indicate that, if similar conditions of pressures on *P. oceanica* meadows as those that acted for the last 6 years are maintained, the meadows from Es Castell, Santa María and Es Port will

¹ Institut Mediterrani d'Estudis Avançats (CSIC-UIB), Miquel Marquès 21, 07190 Esporles (Illes Balears), España

* Persona de contacto: teléfono: 34 971 611720; FAX: 34 971611761. nuria.marba@uib.es, carlosduarte@imedea.uib.es, sagusti@uib.es, viealcc@uib.es, elena.diaz-almela@uib.es, rocio.santiago@uib.es, viearmc@uib.es

thin their density by half within the next 44, 17 and 11 years, respectively. The decline of seagrass beds in the Park is mainly attributable to excess loading of organic matter and nitrogen and, to some extent, to climatic fluctuations. Es Port Bay also presented slight symptoms of eutrophication during summer

Key words: *Posidonia oceanica*, demography, decline, sedimentation rates, phosphorous, nitrogen, silicate, fosfate, water quality, chlorophyl *a*, sediment quality, sulfate reduction rate, hydrogen sulfide

INTRODUCCIÓN

Posidonia oceanica forma extensas praderas, entre 1 m y 45 m de profundidad, sobre los sedimentos carbonatados de la costa del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera (MARBÀ *et al.* 2002), y constituye un ecosistema clave para la producción biológica y los procesos biogeoquímicos del litoral (BETHOUX y COPIN-MÓNTEGUT 1986). Estudios anteriores (MARBÀ *et al.* 2002) demuestran que las praderas de *P. oceanica* de Cabrera están en regresión. Sin embargo, se desconocen las causas y la magnitud de la regresión observada.

El declive de las praderas de *Posidonia oceanica* se ha atribuido al cambio climático, a impactos derivados de actividades humanas, y, recientemente, a la vulnerabilidad de los sedimentos carbonatados, que predominan en los fondos del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera, a aportes de materia orgánica (HOLMER *et al.* 2003). Hay evidencia de que episodios erosivos asociados a la subida del nivel del mar (DUARTE 2002) y a episodios de intensa precipitación (MARBÀ y DUARTE 1997) causan el deterioro a gran escala de las praderas de *P. oceanica* en el Mediterráneo. Igualmente, la eutrofización y los vertidos de materia orgánica en la zona costera, derivados de la actividad humana, deterioran la calidad del agua (e.g. disminución de la transparencia del agua, aumento de la tasa de respiración) y los sedimentos, provocando la regresión de las praderas de *P. oceanica* (e.g. DELGADO *et al.* 1999, DUARTE 2002). Además, el enriquecimiento orgánico en sedimentos carbonatados impacta considerablemente sus condiciones biogeoquímicas. El aporte de materia orgánica estimula la actividad bacteriana sulfato-reductora en el sedimento con un consecuente aumento de sulfhídrico, metabolito que ha sido identificado como extremadamente tóxico para las plantas (TERRADOS *et al.* 1999; DUARTE

2002). La particular sensibilidad de los sedimentos carbonatados al enriquecimiento orgánico deriva del bajo contenido de hierro que los caracteriza, presentando una capacidad limitada de eliminar sulfhídrico mediante la formación de compuestos hierro-azufre como la pirita (BERNER 1984). Así, las angiospermas marinas que crecen en sedimentos carbonatados podrían ser propensas a sufrir niveles de toxicidad elevados por productos derivados de la reducción de sulfato (HEMMINGA y DUARTE, 2000).

Posidonia oceanica es una angiosperma clonal que forma praderas milenarias (MATEO *et al.* 1997). El proceso de colonización de *P. oceanica* requiere siglos (DUARTE 1995, MARBÀ *et al.* 2002), debido al crecimiento vegetativo extremadamente lento de la planta (<10 cm año⁻¹, MARBÀ y DUARTE 1998, MARBÀ *et al.* 2002), y a su tasa de reproducción sexual escasa (MEINESZ y LEFÈBRE 1984, BUIA y MAZZELLA 1991). Por lo tanto, las pérdidas de vegetación de *P. oceanica* son irreversibles a escala humana. La regresión de praderas, además, es un proceso no-lineal, acelerándose, mediante efectos de cascada, al alcanzar un cierto nivel de perturbación (e.g. DUARTE 1995, HEMMINGA 1998, DUARTE 2002). Detectar la regresión en las fases iniciales del proceso es crucial para implementar medidas correctoras eficaces. El estudio demográfico de la población de haces es una herramienta útil para detectar y cuantificar la regresión de praderas (e.g. MARBÀ *et al.* 2005). El censo de haces en parcelas permanentes permite evaluar la dinámica demográfica reciente en las praderas de *P. oceanica* (MARBÀ *et al.* 2005). El éxito de esta aproximación para cuantificar de la dinámica de poblaciones vegetales ha sido ampliamente demostrado en ecología terrestre.

Este proyecto tenía como finalidad identificar las causas y evaluar la magnitud de la regresión de

praderas de *Posidonia oceanica* en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera.

MATERIAL Y MÉTODOS

Los estudios de este proyecto se realizaron en las bahías de Es Port y de Santa María de la Isla de Cabrera (Fig. 1), la isla de mayor tamaño del archipiélago de Cabrera, declarado parque nacional marítimo-terrestre en 1991. Los sedimentos de ambas bahías son muy ricos en carbonatos (87-97% carbonatos, HOLMER *et al.* 2003), contienen muy poco hierro ($\text{Fe II} < 5 \mu\text{M}$, M HOLMER *et al.* 2003), y están colonizados por extensas praderas de *Posidonia oceanica*. Es Port es una bahía cerrada tradicionalmente utilizada como puerto natural, y actualmente alberga el centro de visitantes y los servicios del parque. En cambio, la Bahía de Santa María está cerrada a visitantes desde 1993.

Durante el proyecto se realizaron 5 campañas (Abril, Julio y Septiembre de 2004, Octubre 2005 y Julio 2006) en el Parque, en las que se realizaron prospecciones oceanográficas para determinar la calidad del agua, y la tasa de sedimentación en las praderas de *Posidonia oceanica*. En tres campañas (Julio 2004, Julio 2005, Julio 2006) se cuantificó la dinámica demográfica de las praderas de *P. oceanica*, y en una de ellas (Julio 2004) se determinó la calidad del sedimento. Además, entre Julio 2002 y Julio 2004 se realizó un experimento de adición de hierro en el sedimento de la pradera de *P. oceanica* de Es Port.

Calidad del agua

Se realizaron perfiles de CTD para caracterizar la masa de agua de las bahías de Es Port de Cabrera, afectada por los aportes derivados de los visitantes al Parque Nacional, y la Cala Santa María, sujeta a protección estricta, no accesible a los visitantes al Parque. En cada una de estas campañas se realizaron perfiles de CTD (Idronaut) y se tomaron muestras de agua a varias profundidades mediante una botella Niskin en 5 estaciones a lo largo del eje principal de cada Bahía. Estas muestras se procesaron para determinar la concentración de nutrientes (nitrato, fosfato, silicato, fósforo total y

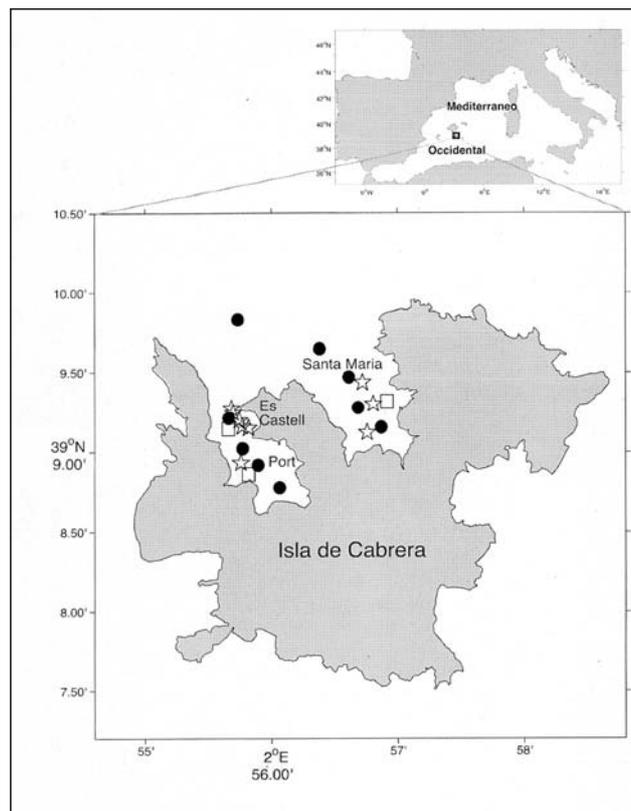


Figura 1. Situación geográfica del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera. Localización de las estaciones de muestreo de calidad del agua (), calidad de sedimento () y dinámica demográfica de *Posidonia oceanica* () en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera (Islas Baleares).

Figure 1. Geographic situation of the National Parc of Cabrera Archipelago in the Western Mediterranean. Location of the sampling stations for water quality (), sediment quality () and shoot demography of *Posidonia oceanica* () in the National Parc of Cabrera Archipelago (Balearic Islands).

nitrógeno total, por autoanализador de flujo segmentado, con métodos analíticos convencionales), concentración de clorofila a (por fluorimetría) y abundancia de picocyanobacterias (mediante citometría de flujo). Además, se ha seguido la variación espacial y temporal de la abundancia de fitoplancton y de bacterias en los muestreos desarrollados en dos bahías de la Isla de Cabrera, la Bahía de Es Port y la de Santa María.

Tasa de sedimentación y composición del material sedimentado

Se colocaron trampas de sedimento bentónicas en las praderas de *Posidonia oceanica* de las bahías de

Es Port y Santa María a 17 m de profundidad durante 2-3 días. Además, durante la campaña de muestreo de julio de 2004 se colocaron trampas de sedimento bentónicas en la pradera de Es Castell a 20 m de profundidad, y en la de la Bahía de Santa María a 13 m. En el laboratorio, el sedimento acumulado en las trampas se recolectó en filtros GF/F previamente pesados, se secó a 60 °C durante 24 h y se pesó. Posteriormente, se analizó el contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo y hierro de estas muestras. Ello ha permitido calcular la tasa de sedimentación de sedimento total, materia orgánica, nitrógeno, fósforo y hierro en las praderas de *P. oceanica* de estas bahías del Archipiélago.

Calidad del sedimento

La calidad del sedimento se caracterizó cuantificando las tasas de reducción de sulfato, y concentraciones de sulfato, sulfhídrico, hierro, y materia orgánica. En cada pradera se recolectaron 6 núcleos de sedimento: 3 de 4 cm de diámetro y entre 10 y 20 cm de longitud para cuantificar las concentraciones de sulfato, sulfhídrico, hierro y materia orgánica, y 3 de 2.6 cm de diámetro y 10 cm de longitud para calcular las tasas de reducción de sulfato. Las tasas de reducción de sulfato se midieron siguiendo el protocolo de JØRGENSEN (1978). La concentración de sulfatos y sulfhídrico en los sedimentos se estimaron de acuerdo a TABATABAI (1974) y CLINE (1969), respectivamente. El contenido de materia orgánica en los sedimentos se calculó a partir de la diferencia de peso entre sedimento seco y sedimento quemado a 450 °C durante 3 horas.

Dinámica demográfica de las praderas de *Posidonia oceanica*

Anualmente se recontaron los haces supervivientes y los haces nuevos en las parcelas permanentes instaladas en distintas estaciones de Es Port (1 estación) y Es Castell (5 estaciones) y Bahía Santa María (3 estaciones). Los haces nacidos entre muestreos consecutivos se marcaron con una brida de color distinto para seguir la supervivencia de las distintas cohortes de haces. Estas estimas han permitido calcular las tasas anuales de morta-

lidad, natalidad y crecimiento neto de la población de haces entre los años 2000 y 2006, así como calcular la tasa de supervivencia de las distintas cohortes de haces siguiendo la metodología descrita en MARBÀ *et al.* (2005). El balance anual entre las tasas de mortalidad y de natalidad de haces (i.e. crecimiento neto de la población) es un indicador robusto de la estabilidad de la pradera, reflejando, por tanto, si las praderas están en expansión (crecimiento neto > 0), regresión (crecimiento neto < 0), o en equilibrio (crecimiento neto = 0).

RESULTADOS

Las concentraciones de nutrientes en el agua fueron generalmente bajas en ambas Bahías (Tabla 1), mostrando una tendencia al aumento a lo largo del estudio. Las concentraciones de nitrógeno total, silicato, nitrito y nitrato fueron similares entre Es Port y Santa María (Tabla 1). En cambio, la concentración de fósforo fue ligeramente inferior en Es Port que en Santa María, donde las concentraciones de fosfato doblaban las encontradas en Es Port. La concentración de fosfato disminuyó notablemente en el verano, situándose por debajo de los límites de detección del método empleado. La menor concentración de fósforo en las aguas de Es Port que en las de Santa María refleja el mayor consumo de nutrientes por el fitoplancton en esta bahía. La abundancia de plancton fotosintético, cuantificada como concentración de clorofila *a* en el agua, fue siempre mayor en la Bahía de Es Port

	Santa Maria	Es Port	Fuera Bahías
Fósforo			
Total (µM)	019,±0,04	0,15±0,03	0,16±0,08
Nitrógeno			
Total (µM)	2,79±0,24	2,72±0,24	2,93±0,47
Fosfato (µM)	0,06±0,02	0,04±0,01	0,05±0,03
Silicato (µM)	0,38±0,08	0,35±0,07	0,34±0,16
Nitrato			
+ Nitrito(µM)	0,16±0,01	014,±0,01	0,14±0,02

Tabla 1. Promedio y error estándar de las oncentraciones de nutrientes disueltos en el agua de mar de las bahías de Santa María y Es Port, así como en el exterior de ambas bahías. N = 4 (Abril 2004, Julio 2004, Septiembre 2004, Octubre 2005).

Table 1. Average and standard error of dissolved nutrient concentrations in sea water in Santa María and Es Port Bay, as well as outside both bays. N = 4 (april 2004, july 2004, sseptember 2004, october 2005).

que en la de Santa María (Fig. 2). En Santa María los valores de concentración de clorofila *a* observados eran similares en toda la bahía y del orden de $0.08 \mu\text{g L}^{-1}$ en Abril y Julio (Fig. 2), indicando que la abundancia de fitoplancton es muy baja y similar a la descrita en aguas muy oligotróficas. En Es Port, y durante todo el año, la concentración de clorofila *a* mostraba un gradiente espacial, siendo 2 veces mayor en el interior que en el exterior de la bahía. En las aguas de Santa María, sólo se observó un gradiente espacial de la concentración de clorofila *a* durante Septiembre. Los valores de clorofila *a* aumentaron en ambas bahías según progresaba el verano, alcanzando valores en septiembre de $0.16 \mu\text{g L}^{-1}$ en Santa María y $0.22 \mu\text{g L}^{-1}$ en Es Port.

La tasa de sedimentación total en las praderas de *P. oceanica* situadas a 17 m de profundidad en las bahías de Es Port y Santa María variaba entre $2.8 \text{ g peso seco m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $22.4 \text{ g peso seco m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y 2.6

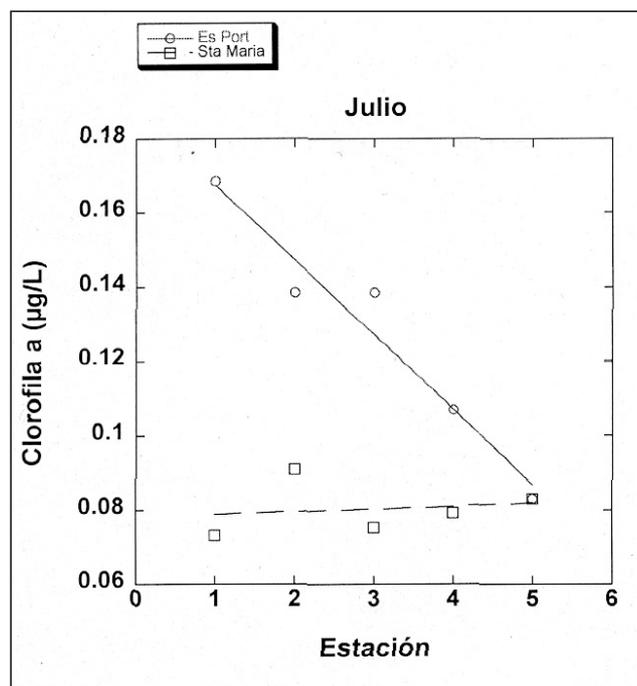


Figura 2. Concentración de clorofila *a* en las estaciones de las bahías de Santa María (línea discontinua, cuadrados) y Es Port (línea continua, círculos) en Julio 2004. La numeración de las estaciones refleja su posición espacial en las bahías, aumentando desde el interior hacia el exterior de las bahías.

Figure 2. Chlorophyll *a* concentration in the sampling stations from Santa María (dashed line, squares) and Es Port (continuous line, circles) in July 2004. The numbering of stations reflects their spatial position in the bays, increasing from inside towards outside the bays.

$\text{g peso seco m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $6.7 \text{ g peso seco m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente, tendiendo a ser mayor durante el verano. En promedio, la tasa de sedimentación en la Bahía de Es Port era 2.5 veces superior a la observada en la Bahía de Santa María (Tabla 2). El contenido de materia orgánica del material sedimentado en la Bahía de Es Port (20.4 %) era ligeramente superior al del material depositado en la pradera de la Bahía de Santa María (19.1 %). No se observaron diferencias temporales significativas en el porcentaje de materia orgánica en el material sedimentado. Debido a la mayor tasa de sedimentación total en la Bahía de Es Port que en la de Santa María, la tasa de sedimentación de materia orgánica sobre la pradera de Es Port doblaba la registrada en la pradera de Santa María (Tabla 2). La tasa promedio de materia orgánica en Es Port era de $2.09 \text{ g MO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y en la Bahía de Santa María de $1.09 \text{ g MO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. La tasa de sedimentación de materia orgánica era mayor en verano que en invierno. El sedimento depositado sobre las praderas contenía un 0.87 % de nitrógeno (N, en peso seco) y un 0.038 % de fósforo (P, en peso seco) en Es Port, mientras que el de Santa María presentaba un 0.19 % de N (en peso seco) y un 0.044 % de P (en peso seco). Las diferencias en el contenido de N y en la tasa de sedimentación total depositado sobre las praderas de ambas bahías resultó en tasas de sedimentación de nitrógeno en Es Port 4.5

	Santa María	Es Port
Tasa de sedimentación (gDW m ⁻² d ⁻¹)	3,64±0,88	7,62±2,90
Tasa de sedimentación de materia orgánica (gMO m ⁻² d ⁻¹)	1,09±0,44	2,09±0,89
Tasa de Sedimentación de nitrógeno (gN m ⁻² d ⁻¹)	0,023±0,01	0,06±0,03
Tasa de sedimentación de fósforo (gP m ⁻² d ⁻¹)	0,003±0,001	0,002±0,001

Tabla 2. Promedio y error estándar de la tasa de sedimentación total, de materia orgánica, y de nitrógeno y fósforo particulado en las praderas de *Posidonia oceanica* de Santa María y Es Port del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera. N = 6 (Noviembre 2003, Abril 2004, Julio 2004, Septiembre 2004, Septiembre 2005, Julio 2006).

Table 2. Average and standard error of total, organic matter and particulate nitrogen and phosphorous sedimentation rates in *Posidonia oceanica* beds of Santa María and Es Port Bay of the National Parc of Cabrera Archipelago. N = 6 (november 2003, april 2004, july 2004, september 2004, september 2005, july 2006).

veces mayor que en Santa María (Tabla 2). En cambio, las tasas de sedimentación de P en las praderas de ambas bahías era similar (Tabla 2).

La cantidad de materia orgánica en los sedimentos de las praderas de *P. oceanica* del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera variaba entre 2282 g m⁻² y 4675 g m⁻², siendo los sedimentos de Es Port los más enriquecidos y los de Santa María los más pobres. La cantidad de materia orgánica observada en los sedimentos de Es Port es una de las más elevadas de la costa balear. En cambio, el contenido de materia orgánica en los sedimentos de Santa María es el más bajo observado de la costa de Mallorca y del Archipiélago de Cabrera. La tasa de reducción de sulfato en los sedimentos colonizados por *P. oceanica* en el Archipiélago durante el verano variaba entre 8.9 mmol SO₄²⁻ m⁻² d⁻¹ (en Es Port) y 117.7 mmol SO₄²⁻ m⁻² d⁻¹ (en Santa María, Tabla 3). A pesar de la elevada tasa de reducción de sulfato en los sedimentos de Santa María, ésta no resultaba en una elevada acumulación de sulfhídrico en estos sedimentos (Tabla 3). La concentración de sulfhídrico en los sedimentos de las praderas de *P. oceanica* del Archipiélago variaba entre 5 y 19 µmol H₂S L⁻¹ (Tabla 3). La variabilidad observada en la concentración de sulfhídrico en los sedimentos de las praderas de *P. oceanica* estaba estrechamente acoplada a la cantidad de materia orgánica que contienen los mismos (CALLEJA et al. 2007).

La densidad de haces en las praderas de *P. oceanica* del Parque en el año 2005 variaba entre 125 haces m⁻², en Es Castell a 25 m de profundidad, y 896 haces m⁻², en Santa María a 7 metros de profundi-

dad. La gran variabilidad en densidad de haces entre estaciones reflejaba las diferencias en profundidad a la que crecen las praderas estudiadas, disminuyendo la densidad de haces al aumentar la profundidad. La densidad de haces de *P. oceanica* durante los últimos 6 años ha disminuido en todas las estaciones en las se siguió la dinámica demográfica de los haces de las praderas (Es Port, Es Castell y Bahía Santa María, Fig. 1), demostrando que las praderas del parque están en regresión. La pérdida neta de haces en las praderas estudiadas durante los últimos 6 años fue de entre 18 haces m⁻² año⁻¹ (Es Castell 5 m) y 286 haces m⁻² año⁻¹ (Bahía Santa María, 7 m). La densidad de haces en la mayoría de praderas disminuyó de forma progresiva durante los últimos 6 años, revelando que la regresión de las praderas se debe, principalmente, a perturbaciones de origen antrópico sostenidas durante, al menos, los últimos 6 años. La pérdida de haces de *P. oceanica* en las estaciones estudiadas refleja un desequilibrio entre la tasa de mortalidad y la de natalidad de haces. La tasa de mortalidad anual de haces durante los últimos 6 años variaba entre el 1.9 % año⁻¹ (pradera de Es Castell a 10 m, año 2005), y el 32 % año⁻¹ (pradera de Es Castell a 10 m, año 2004), equivalente a una pérdida absoluta de haces de entre 4 haces m⁻² año⁻¹ y 126 haces m⁻² año⁻¹, respectivamente. En promedio, la tasa anual de mortalidad de haces en las praderas estudiadas fue del 10.3 % año⁻¹, y, globalmente, no se detectaron diferencias significativas entre las praderas de Es Castell, Santa María y Es Port (ANOVA, p >0.05, Fig. 3). En promedio, la tasa de natalidad anual durante los últimos 6 años fue del 5.7 %, y, globalmente, no se observaron diferencias significativas entre las praderas de Es Castell, Santa María y Es Port (ANOVA, p >0.05, Fig. 3). Sin embargo, la tasa de natalidad anual tendía a ser mayor en las praderas de Es Castell, intermedia en Santa María, y menor en Es Port (Fig. 3). Durante los últimos 6 años, el 87 % de las praderas del parque estuvieron en declive, demostrando una tendencia generalizada a la regresión. Durante los últimos 6 años, la pradera de Es Port y la de Santa María han experimentado la tasa de declive más rápida (5.8 % anual) y más lenta (3.9 % anual), respectivamente (Fig. 4). Si las condiciones ambientales y las tasas de declive en la zona del Parque se mantienen similares a las registradas durante los últimos 6 años, la densidad de haces

	Santa María	Es Port	Es Castell
Tasa de reducción de sulfato (mmol m ⁻² d ⁻¹)	22,4±14,2	117,7±30,3	8,9±3,9
Concentración H ₂ S (µM)	5,03±0,72	19,3±11,8	12,7±2,05

Tabla 3. Tasa de reducción de sulfato y concentración de sulfhídrico en los sedimentos de las praderas de *Posidonia oceanica* de Es Castell, Santa María y Es Port del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera en Julio 2004. N = 3 réplicas.

Table 3. Sulfate reduction rate and sulfide concentration in *Posidonia oceanica* sediments from Es Castell, Santa María and Es Port in the National Parc of Cabrera Archipelago. N = 3 replicates.

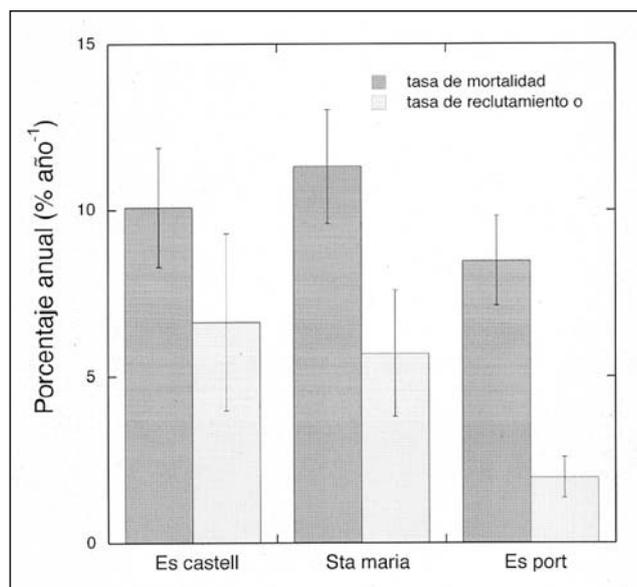


Figura 3. Promedio y error estándar de las tasas específicas anuales de mortalidad (barras gris oscuro) y reclutamiento (barras gris claro) de haces en las praderas de *P. oceanica* de Es Castell, Santa Maria y Es Port entre los años 2000 y 2006. Las barras de error reflejan el error estándar de la media.

Figure 3. Average and standard error of annual specific rates of shoot mortality (dark grey bars) and recruitment (light grey bars) in *P. oceanica* beds from Es Castell, Santa Maria and Es Port between years 2000 and 2006. Error bars show the standard error of the means.

en las praderas de *P. oceanica* de Es Castell, Santa Maria y Es Port disminuiría a la mitad en los próximos 44, 17 y 11 años, respectivamente.

La dinámica demográfica de las praderas de *P. oceanica* del Parque presentaba fuertes fluctuaciones interanuales. La tasa de mortalidad en las praderas de *P. oceanica* fue máxima entre los veranos del 2001 y 2002 (14,8% año⁻¹) y entre los veranos del 2003 y 2004 (14,1% año⁻¹), y mínima entre los veranos del 2002 y 2003 (8,3% año⁻¹). La tasa de natalidad fue mínima entre los veranos del 2002 y 2003 (0,7 % año⁻¹) y máxima entre los del 2004 y 2005 (15,5 % año⁻¹). La elevada tasa de natalidad observada entre 2004 y 2005 resultó del elevado reclutamiento vegetativo de haces que se produjo en las praderas más someras del parque (Es Castell 5 y 10 m, Santa Maria 7 m). El balance demográfico de las praderas también fluctuó interanualmente, alcanzándose la tasa de declive máxima durante el año 2004 (-9,8 % año⁻¹), y mínima el año 2005 (5,3 % año⁻¹), año en el que se

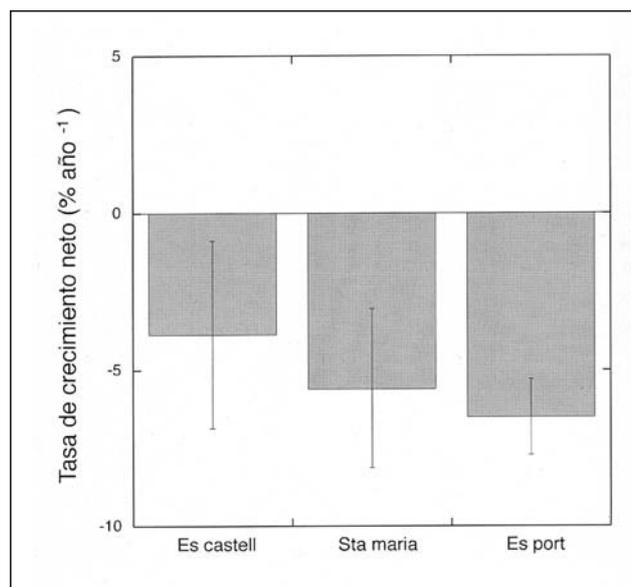


Figura 4. Promedio y error estándar de la tasa específica anual de crecimiento neto de haces en las praderas de *P. oceanica* de Es Castell, Santa Maria y Es Port entre los años 2000 y 2006. Las tasas negativas indican las tasas de declive de las praderas. Las barras de error reflejan el error estándar de la media.

Figure 4. Average and standard error of annual specific net population growth rate of *P. oceanica* shoots in the meadows from Es Castell, Santa Maria and Es Port between years 2000 and 2006. Negative rates reflect meadow regression rates. Error bars show the standard error of the means.

detectó cierta recuperación de las praderas más someras del parque.

DISCUSIÓN

Durante los últimos 6 años, todas las praderas de *P. oceanica* de Es Port, Santa Maria y Es Castell (del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera) han sufrido una pérdida neta de haces, es decir, han estado en regresión. La tasa de declive de densidad que han experimentado las praderas del Parque durante los últimos 6 años varió espacialmente. La tasa de declive más rápida (5,8 % anual) la experimentó la pradera de Es Port y la más lenta (3,9 % anual) las praderas de Es Castell. Las tasas de regresión de las praderas de *P. oceanica* estudiadas varían interanualmente, como resultado de las fluctuaciones interanuales de las tasas de mortalidad y natalidad de haces. En las praderas someras (< 15 m de profundidad) del Parque la tasa de natalidad de haces aumentó entre el verano 2004 y

2005, lo que permitió cierta recuperación de las mismas. Sin embargo, este aumento de natalidad de haces fue insuficiente para compensar las tasas de mortalidad, y la mayoría de praderas estuvieron en declive durante este año. La tasa de regresión de las praderas de Cabrera es similar a la observada en otras praderas de *P. oceanica* de Baleares, pero inferior a la de las praderas de la costa peninsular española (MARBÀ *et al.* 2005).

Las diferencias en la tasa de declive entre las praderas de las Bahías de Es Port, Es Castell y Santa María reflejan distinta presión sobre las mismas. Los resultados presentados indican, claramente, un importante deterioro de la pradera de *Posidonia oceanica* debida a un exceso de producción de materia orgánica en la Bahía de Es Port. Esto se refleja en el hecho de que la sedimentación de materia orgánica y nitrógeno en Es Port ($2 \text{ g MO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $0.06 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) supera los valores críticos a partir de los cuales se desencadena la mortalidad de praderas de *Posidonia oceanica* ($1.5 \text{ g MO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, aprox. $0.04 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, DÍAZ-ALMELA *et al.* en revisión). En cambio, en Santa María la sedimentación de materia orgánica y nitrógeno es inferior a estos valores críticos.

La mayor cantidad de aportes orgánicos y de nutrientes en Es Port que en Santa María se refleja también en la columna de agua. Aunque las concentraciones de nutrientes en el agua son similares en ambas bahías, la comunidad de fitopláncton manifiesta indicios de eutrofización en Es Port, reflejados en un aumento de la concentración de clorofila *a* con respecto a Santa María. La menor concentración de fósforo en el agua de Es Port que en Santa María, y la presencia indetectable de este nutriente en ambas bahías durante el verano, época del año en la que se alcanzan las concentraciones de fitoplancton mayores, apuntan claramente al fósforo como elemento potencialmente limitante de la producción en este ecosistema.

El exceso de sedimentación de nutrientes y materia orgánica en Es Port contribuye a deteriorar la calidad del sedimento en esta bahía. Un exceso de $0.5 \text{ mmol H}_2\text{S m}^{-2}$ (o concentraciones en el agua intersticial de más de $10 \text{ } \mu\text{mol H}_2\text{S L}^{-1}$), resultado de tasas de reducción de sulfato que superen los 8

$\text{mmol SO}_4^{2-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, lleva al declive de praderas de *Posidonia oceanica* (CALLEJA *et al.* en 2007), las cuales este estudio identifica, por tanto, como altamente sensibles al sulfhídrico. Un aumento moderado de materia orgánica puede conducir al incremento de la cantidad de sulfhídrico y por tanto al declive de praderas de *Posidonia oceanica* (CALLEJA *et al.* en 2007).

La elevada vulnerabilidad de los sedimentos de Cabrera a aportes orgánicos debe atribuirse a que se trata de sedimentos extremadamente deficientes en hierro (HOLMER *et al.* 2003). La falta de hierro en los sedimentos impide que se formen compuestos de sulfhídrico de hierro, como la pirita, que precipitarían los sulfhídrico producidos durante la degradación de la materia orgánica previniendo a la planta de su toxicidad. En condiciones de deficiencia de hierro en los sedimentos, la concentración de sulfhídrico en el sedimento aumenta y, parte se reoxida a sulfato, proceso mediante el cual hay un consumo de oxígeno, y aumenta el grado de anoxia en el sedimento, creándose condiciones que deterioran el estado de salud de las praderas (TERRADOS *et al.* 1999). Además, la falta de hierro en el sedimento comporta que las plantas sean deficitarias en este nutriente esencial, limitando también su crecimiento (DUARTE *et al.* 1995, CHAMBERS *et al.* 2001, HOLMER *et al.* 2005). El papel esencial del hierro en la salud de las praderas de *P. oceanica* de Cabrera se ha demostrado mediante un experimento *in situ* en el que, durante 2 años, se añadió hierro al sedimento de la pradera de Es Port (MARBÀ *et al.* 2007). Las adiciones de hierro disminuyeron la concentración de sulfhídrico y la tasa de reducción de sulfato en los sedimentos (MARBÀ *et al.* 2007). La mejora de la calidad del sedimento y del estado nutricional de la planta derivadas de las adiciones de hierro, resultaron en un aumento de la tasa de reclutamiento de haces y de la supervivencia de los haces de *P. oceanica* producidos durante el experimento (MARBÀ *et al.* 2007). A los 2 años de fertilización sostenida del sedimento la pradera de *P. oceanica* pasó de estar en declive a estar en equilibrio (MARBÀ *et al.* 2007). La deficiencia de hierro de los sedimentos de Cabrera, por tanto, provoca que pequeños aportes orgánicos tengan consecuencias nefastas para el estado de salud de las praderas, mientras

que aportes de similar magnitud no alterarían el funcionamiento de praderas que colonicen sedimentos ricos en hierro.

Las fluctuaciones temporales en las tasas demográficas observadas sugieren además que la regresión de las praderas de Cabrera depende también, en parte, de perturbaciones climáticas. Los años en los que se observaron las tasas de mortalidad más elevadas fueron 2001, año en el que se registraron los temporales más severos de los últimos años, y entre el verano 2003 y el de 2004, año en el que se registró un episodio de floración masiva de *P. oceanica* en el Mediterráneo Occidental en respuesta a la alta temperatura del mar durante el verano de 2003 (DÍAZ-ALMELA *et al.* 2007).

En resumen, los resultados obtenidos en este proyecto demuestran que las praderas de *Posidonia oceanica* de Cabrera han estado en regresión durante los últimos 6 años, observándose la tasa de regresión mayor en Es Port. Se identifica como principal causa de regresión de estas praderas la cantidad de aportes orgánicos y de nutrientes, que a pesar de ser bajos, en Es Port exceden el valor crítico a partir del cual la tasa de mortalidad de *P. oceanica* se acelera. Los resultados sobre calidad de agua indican también indicios de eutrofización en Es Port. A partir de los resultados obtenidos recomendamos las siguientes medidas para mitigar y prevenir el deterioro de las zonas costeras colonizadas por *P. oceanica* del Parque:

Reducción de la carga de visitantes a Es Port en un 25%, para reducir el aporte de materiales a la Bahía de Es Port. La reducción de la carga de visitantes en Es Port en un 25 % se calcula a partir de la cantidad de materia orgánica que llega actualmente a la pradera (2 g MO m⁻² d⁻¹), la cantidad máxima

de materia orgánica que tolera *P. oceanica* para desarrollar praderas sanas (1.5 g MO m⁻² d⁻¹), y de la observación que los aportes de materia orgánica en Santa Maria, donde no hay presión de visitantes y tiene características similares a Es Port, son inferiores a 1.5 g MO m⁻² d⁻¹ (concretamente, 1 g MO m⁻² d⁻¹).

Monitorización del ecosistema para obtener indicaciones tempranas de estrés: Las variables a monitorizar debieran incluir, el estado de las praderas de *Posidonia oceanica* (con censos directos como los realizados en este estudio), las tasas de sedimentación de materia orgánica (que deberían mantenerse por debajo de 1.5 g MO m⁻² d⁻¹, para mantener praderas sanas), y las comunidades de fitopláncton, indicadoras de procesos de eutrofización.

Se debe comprobar y, en su caso, mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento de aguas residuales de Es Port para disminuir el vertido de material particulado y nutrientes a la Bahía.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por el proyecto 055/2002 del Ministerio de Medio Ambiente. Agradecemos a la compañía JAER por proporcionarnos el quelato de hierro utilizado en el experimento, al director, técnicos y guardas del Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera por facilitarnos el acceso al parque y a su infraestructura, y al cocinero Miguel Ángel por sus deliciosas comidas. Damos también las gracias a Elvira Álvarez por colaborar en los muestreos, y a Antonio Tovar-Sánchez por comentar y discutir los resultados obtenidos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERNER RA. 1984. Sedimentary pyrite formation: An update. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 605-615.
- BETHOUX J, COPIN-MÓNTEGUT G. 1986. Biological fixation of atmospheric nitrogen in the Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography* 31: 1353-1358.

- BUIA, M. C., MAZZELLA, L. (1991) Reproductive phenology of the Mediterranean seagrasses *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Cymodocea nodosa* (Ucria) Aschers., and *Zostera noltii* Hornem. *Aquatic Botany* 40: 343-362.
- CALLEJA M, MARBÀ N. AND DUARTE C. M. 2007. The relationship between seagrass (*Posidonia oceanica*) decline and porewater sulfide pools in carbonate sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 73: 583-588.
- CHAMBERS RA, FOURQUREAN JW, MACKO SA, HOPPENOT R. 2001. Biogeochemical effects of iron availability on primary producers in a shallow marine carbonate environment. *Limnology and Oceanography* 46: 1278-1286.
- CLINE JD. 1969. Spectrophotometric determination of hydrogen sulfide in natural waters. *Limnology and Oceanography* 14: 454-458.
- DELGADO O., RUIZ J, PÉREZ M, ROMERO J, BALLESTEROS E. 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay : seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologia. Acta* 22: 109-117.
- DIAZ-ALMELA E, N. MARBÀ, AND C. M. DUARTE. 2007. Fingerprints of Mediterranean Sea warming in seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering records. *Global Change Biology* 13: 224-235.
- DIAZ-ALMELA E., ALVAREZ E., SANTIAGO R, MARBÀ N, HOLMER M, GRAU A, DANOVARO R, ARGYROU M, KARAKASSIS Y AND DUARTE CM. Rapid seagrass (*Posidonia oceanica*) decline linked to Mediterranean fish farm inputs. *Ecosystems*.
- DUARTE C.M. 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29: 192-206.
- DUARTE CM, MERINO M, GALLEGOS M. 1995. Evidence of iron deficiency in seagrasses growing above carbonate sediments. *Limnology and Oceanography* 40: 1153-1158.
- DUARTE CM. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41: 87-112.
- HEMMINGA M A. 1998. The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden. *Journal of Sea Research*, 1-14
- HEMMINGA, M., Y C.M. DUARTE. 2000. Seagrass Ecology. Cambridge Univ. Press, Cambridge. ISBN 0521661846.
- HOLMER M, DUARTE CM, MARBÀ N. 2005. Iron additions improve seagrass growth on impacted carbonate sediments. *Ecosystems* 8: 721-730 .
- HOLMER M, DUARTE CM, MARBÀ N. 2003. Fast sulfur turnover in carbonate seagrass (*Posidonia oceanica*) sediments. *Biogeochemistry*. 66: 223-239.
- JØRGENSEN BB. 1978. A comparison of methods for the quantification of bacterial sulfate reduction in coastal marine sediments. *Geomicrob. J.* 1:11-27.
- MARBÀ N, CALLEJA M LL, DUARTE CM, ÁLVAREZ E, DÍAZ-ALMELA E, HOLMER M. 2007. Iron additions reduce sulfide intrusion and reverse seagrass (*Posidonia oceanica*) decline in carbonate sediments. *Ecosystems* 10: 745-756.
- MARBÀ N, DUARTE CM, DÍAZ-ALMELA E, TERRADOS J, ÁLVAREZ E, MARTÍNEZ R, SANTIAGO R, GACIA E, GRAU AM. 2005. Direct evidence of imbalanced seagrass (*Posidonia oceanica*) shoot population dynamics along the Spanish Mediterranean. *Estuaries* 28: 51-60.
- MARBÀ N, DUARTE CM, HOLMER M, MARTÍNEZ R, BASTERRETXEA G, ORFICA A, JORDI A, TINTORÉ J. 2002. Assessing the effectiveness of protection on *Posidonia oceanica* populations in the Cabrera National Park (Spain). *Environmental Conservation* 29: 509-518.
- MARBÀ N, DUARTE CM. 1998. Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series* 174: 269-280.
- MARBÀ, N., DUARTE, C.M. (1997). Decadal changes in seagrass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral. *Limnology and Oceanography* 42: 800-810.
- MATEO MA, ROMERO J, PÉREZ M, LITTLER MM, LITTLER DS. 1997. Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 103-111
- Delgado, O., Grau, A., Pou, S., Riera, F.

- MEINESZ, A. & LEFÈVRE, J.R. (1984) Régénération d'un herbier de *Posidonia oceanica* quarante années après sa destruction par une bombe dans la rade de Villefranche (Alpes-Maritimes, France). In *International Workshop on Posidonia oceanica Beds*, eds. Boudouresque C.F., de Grissac, J. & Olivier, J. pp 39-44 GIS Marseille: Posidonie, Marseille.
- TABATABAI 1974. Turbidimetric sulfate analyses. *Sulfur Institute Journal* 10: 11-13.
- TERRADOS J, DUARTE CM, KAMP-NIELSEN L, BORUM J, AGAWIN NSR, FORTES MD, GACIA E, LACAP D, LUBANSKI M, GREVE T. 1999. Are seagrass growth and survival affected by reducing conditions in the sediment? *Aquatic Botany* 65: 175-197.

