

## Respuesta de la pradera de *Posidonia oceanica* y su ictiofauna asociada al anclaje de embarcaciones en el parque nacional de Port-Cros (Francia)

GARCIA CHARTON, J.A.<sup>1</sup>, BAYLE SEMPERE, J.T.<sup>2</sup>, SANCHEZ LIZASO, J.L.<sup>3</sup>, CHIESA, P.<sup>4</sup>, LLAURADO, F.<sup>5</sup>, PEREZ, C.<sup>6</sup> y DJIAN, H.<sup>7</sup>

<sup>1</sup>Área de Ecología, Depto Biol. Animal y Ecología, Univ. de Murcia, Campus de Espinardo 30100 Murcia

<sup>2</sup>Departamento de Ciencias Ambientales y Recursos Naturales, Universidad de Alicante, 03080 Alicante

<sup>3</sup>Institut d'Ecologia Litoral, C./Benimagrell 5, 03560 El Campello (Alicante)

<sup>4</sup>Via F.lli Cagnoni 15, 27029 Vigevano (PV), ITALIA

<sup>5</sup>C./Sostre 18, 08024 Barcelona

<sup>6</sup>Parque Lido 6 5ª B, Castellón

<sup>7</sup>31 Av. de l'Esterei, 06160 Juan les Pins, FRANCIA

### Resumen

El impacto debido al anclaje de embarcaciones de recreo sobre las praderas de *Posidonia oceanica* es uno de los problemas más graves que debe afrontar el parque nacional de Port-Cros (Francia). La comparación de las características estructurales de la pradera en dos zonas del parque, una dedicada al fondeo (ensenada de Port-Cros) y otra no afectada por ésta (bahía de La Palud) muestra una clara regresión (disminución de la densidad, cobertura y otros cambios) de la pradera en la zona de fondeo. El estudio de la ictiofauna asociada a *P. oceanica* mediante censos visuales en apnea en ambas localidades y en la bahía de Port-Man, también dedicada al fondeo, no pone en evidencia diferencias debidas a la localidad (únicamente la profundidad provoca ciertas diferencias), siendo quizá la movilidad del poblamiento ictiológico observado la causante de esta homogeneidad.

**Palabras clave:** *Posidonia*, complejidad estructural, ictiofauna, efectos del anclaje.

### Abstract

*Response of Posidonia oceanica bed and associated ichthyofauna to boat anchoring in the Port-Cros National Park (France).*

The anchoring of sport boats on the meadows of the seagrass *Posidonia oceanica* is a major factor causing the regression of these meadows in Port-Cros National Park (France). The comparison of the structural characteristics of the *P. oceanica* meadow in two zones of the Park, one affected by anchoring (Port-Cros Bay) and the other not (La Palud Bay), shows a clear regression (decrease of shoot density and cover, and other features) of the seagrass bed at the anchoring area. The results of the study of the ichthyofauna associated with *P. oceanica* beds in both localities and in Port-Man Bay (likewise dedicated to anchor) by visual censusing using snorkel diving show no significant differences due to locality (only depth causes differences). This homogeneity could be caused by the mobility of the fish assemblage visually sampled.

**Key words:** *Posidonia*, structural complexity, ichthyofauna, effects of anchoring.

### Introducción

Las praderas de *Posidonia oceanica* juegan un papel capital en la ecología del litoral mediterráneo (PERES, 1977; BOUDOURESQUE & MEINESZ, 1982; JEUDY DE GRISSAC, 1984). A pesar de su importancia están en regresión debido a las actividades humanas por el vertido de aguas residuales y urbanas (MAGGI, 1973), las actuaciones sobre la línea de costa (JEUDY DE GRISSAC, 1979) o por efecto de la pesca de arrastre (ARDIZZONE & MIGLIUOLO, 1983; SANCHEZ LIZASO *et al.*, 1990). Se ha postulado que el fondeo en bahías muy frecuentadas puede ser también una causa de regresión de las praderas *Posidonia* (AUGIER & BOUDOURESQUE, 1970; ROBERT, 1983; PORCHER, 1984). Hasta la fecha solamente se han descrito los efectos del fondeo pero no ha habido ningún intento de cuantificar el fenómeno. De este modo se mencionan efectos tales como la destrucción mecánica de la pradera debido a la acción de las anclas y sistemas de fondeo colectivo, y la contaminación por vertidos de aguas residuales, hidrocarburos, detergentes y demás restos desde los barcos anclados.

La utilización de los poblamientos de peces como bioindicadores (*sensu* BLANDIN, 1986) de condiciones

de tensión ambiental (HOURIGAN *et al.*, 1988) ha sido ya puesto en práctica en alguna ocasión en el Mediterráneo (HARMELIN-VIVIEN *et al.*, 1976; BELL & HARMELIN-VIVIEN, 1982; FRANCOUR, 1988). El "efecto reserva" (BELL, 1983; GARCIA RUBIES & ZABALA, 1990) es un claro exponente de la respuesta de la ictiofauna a una presión antrópica. El estudio de la ictiofauna asociada a las praderas de posidonia es bastante reciente (BELL & HARMELIN-VIVIEN, 1982; HARMELIN-VIVIEN, 1982, 1983, 1984; KHOURY, 1987; FRANCOUR, 1988, 1990).

El Parque Nacional de Port-Cros (Francia) es una zona muy frecuentada por embarcaciones de recreo, particularmente en la época estival, y, al mismo tiempo, posee una gran extensión de praderas de *Posidonia oceanica*, que están entre las mejor estudiadas del Mediterráneo. En este trabajo se intenta realizar una aproximación cuantitativa al impacto del fondeo sobre las praderas de posidonias y su ictiofauna asociada.

### Material y métodos

Para el estudio del impacto del fondeo sobre la pradera de *P. oceanica* se han elegido dos estaciones a igual profundidad (3,5 m), situadas en dos localidades: la Bahía de Port-Cros (PC), con una frecuentación de 80 - 100 embarcaciones por día en verano, y la Bahía de La Palud (LP), en la que el fondeo está prohibido. Ambas bahías poseen una orientación y características comparables. Para la ictiofauna se ha estudiado además la localidad Bahía de Port-Man (PM), lugar dedicado asimismo al anclaje de embarcaciones y con una frecuentación similar, aunque allí no se estudiaran las características estructurales y fenológicas de la pradera; para peces en los tres casos se ha establecido estaciones de muestreo distinguiendo entre dos rangos batimétricos: superficial (S, 2 - 4 m) y profundo (P, 6 - 8 m); por lo tanto, las estaciones en las que se han realizado censos de peces han sido 6, repartidas en 3 localidades: LPS, LPP, PCS, PCP, PMS y PMP. El estudio se realizó en julio de 1991.

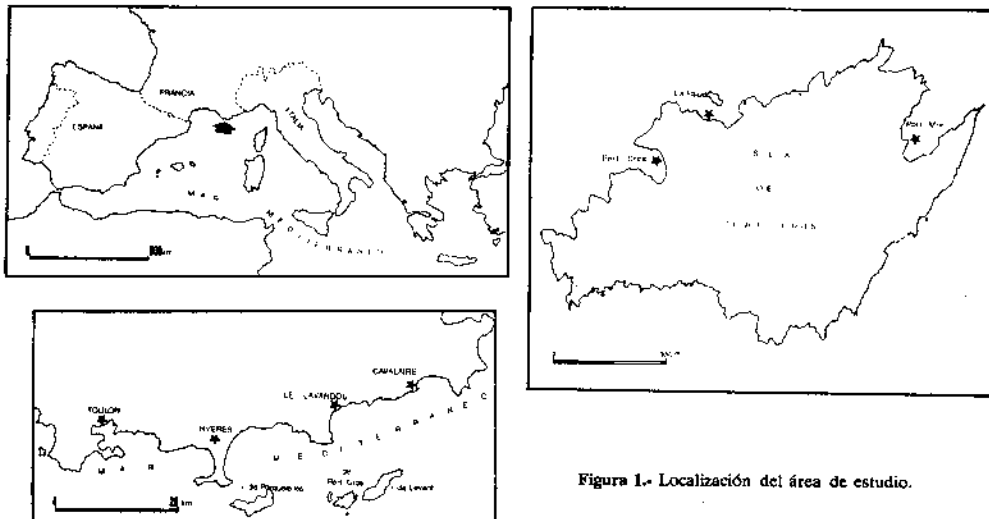


Figura 1.- Localización del área de estudio.

La densidad de la pradera se ha medido mediante 5 réplicas de 400 cm<sup>2</sup>. Para el cálculo de la cobertura se han empleado dos métodos. Por una parte se han realizado 3 transectos por estación con un hilo lastrado de 35 m de longitud, midiéndose las longitudes de los mismos que estuvieran sobre pradera, mata muerta, roca, etc. La longitud medida ha de ser proporcional a la superficie que ocupa cada una de las manchas. Por otra parte, se han realizado diapositivas (con una cámara fotográfica NIKONOS V con objetivo de 35 mm) verticalmente a una distancia de 1 m del fondo, hasta un total de 24 fotografías por estación. Posteriormente se proyectaban para calcular la cobertura de acuerdo con el método de RÓMERO (1985). Se calculó además la densidad de haces arrancados mediante 5 réplicas de 2 m<sup>2</sup> en cada estación.

Se realizaron estudios biométricos en 20 haces de *Posidonia oceanica* por estación, midiéndose el número de hojas, y la anchura y longitud de cada hoja, anotándose además el estado del ápice (entero, roto, mordido por *Salpa salpa*, mordido por *Paracentrotus lividus*). Asimismo se recogieron 10 haces adicionales en cada estación para realizar la lepidocronología (CROUZET, 1981; PERGENT *et al.*, 1983), con el objeto de estimar la tasa de crecimiento de los rizomas y el número de hojas producidas por año.

En cuanto a la ictiofauna, se tomaron en cada estación 5 unidades muestrales (que han resultado ser suficientes para reflejar la riqueza del poblamiento muestreado, ver Fig. 2) consistentes en censos visuales

(HARMELIN-VIVIEN *et al.*, 1985; BORTONE *et al.*, 1986) en apnea, siguiendo recorridos aleatorios en la pradera de posidonia, ajustándose el observador al rango batimétrico fijado. Cada recorrido era de 10 minutos, durante los cuales se anotaba en una tablilla de PVC las especies observadas, la abundancia de cada especie (siguiendo una escala de clases de abundancia basada en una serie geométrica siguiendo a HARMELIN, 1987) y la talla de cada individuo observado, en una escala de 2 en 2 cm, estimada por comparación con regletas graduadas de plástico que eran llevadas por los propios observadores. Se ha considerado que la poca profundidad (máximo 8 m) permite realizar censos sin escafandra autónoma sin que ello afecte significativamente a la eficacia del muestreo. Las tallas fueron agrupadas en 3 clases construidas en base a los datos de longitud máxima de cada especie aportados por BAUCHOT & PRAS (1982).

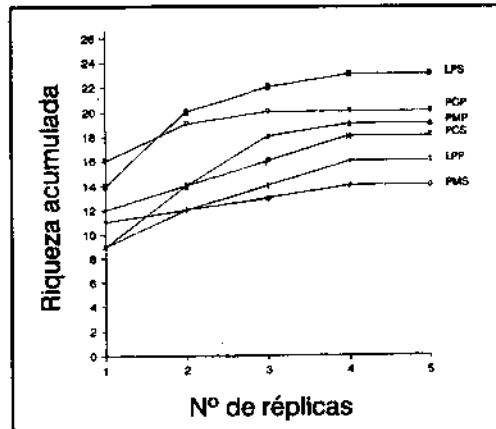


Figura 2.- Curvas de riqueza acumulada para cada una de las muestras de 5 réplicas de censo de peces.

Los datos estructurales y fenológicos de las praderas estudiadas se analizaron mediante la comparación de las medias por un test t de Student, utilizándose un test chi-cuadrado para probar las diferencias en la acción de los herbívoros entre las dos estaciones. Los poblamientos ictiológicos observados en cada estación se compararon (riqueza, abundancia, % de individuos pequeños, abundancia media para las especies individualmente y agrupadas en categorías de ocupación del espacio definidas por HARMELIN, 1987) mediante análisis de la varianza para 2 factores (localidad x profundidad), transformándose los datos ( $\ln(x+1)$ ) cuando el test de Bartlett así lo aconsejaba (SOKAL & ROHLF, 1969). Las diferencias significativas eran probadas mediante el test de Tukey (al 5 % de significación). La diversidad  $H'$  de Shannon-Weaver se comparó mediante un test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Para estos cálculos se utilizó el número entero más próximo a la media geométrica de cada clase de abundancia como marca de clase (FRONTIER, *com. pers.*). Asimismo, se compararon las proporciones de cada clase de talla mediante un test chi-cuadrado para tablas de contingencia (ELLIOT, 1971), los rangos de frecuencias de aparición de cada especie en cada estación mediante el índice de correlación de Spearman, y la estructura global de los datos de abundancia realizándose una ordenación de las muestras mediante un análisis de correspondencias simples.

## Resultados

### La pradera de *Posidonia oceanica*

Los dos métodos de evaluar la cobertura de la pradera han arrojado resultados similares (Tabla 1), aunque el método fotográfico ofrece valores algo más altos de recubrimiento de *Posidonia* en PC, probablemente debido a la presencia de una cantidad importante de haces sueltos en esta estación. De cualquier modo, la diferencia en la cobertura de la pradera entre las dos estaciones consideradas es muy significativa, ya que en PC existe una gran extensión de mata muerta (entre 52 y 60 %), mientras que en LP la cobertura es prácticamente continua (99 %). Del mismo modo, la densidad de la pradera es menor en PC que en LP (500 frente a 775 haces /m<sup>2</sup>). Además, en PC se observan 14 haces arrancados por m<sup>2</sup> mientras que en LP no se observa ninguno.

	DENSIDAD	COB-TRANSEC ***			COB-FOTO ***			HC ARR/m <sup>2</sup>	ANCH HJ (cm)	LONG HJ (cm)	Nº HJ/HAZ
	**	P	MM	R	P	MM	R	***	***	***	***
PC	500 (38.9)	40	60	0	48	52	0	14 (2.4)	1.00 (0.01)	43.9 (2.92)	4.90 (0.23)
LP	775 (49.2)	99	0	1	99	0	1	0	0.91 (0.009)	82.4 (2.62)	3.55 (0.15)

	Nº HJ/AÑO	IF/HAZ	IF/m <sup>2</sup>	CREC RZ	ENTERA	ROTA	SALPAS	ERIZOS
	±	ns	(nº/m <sup>2</sup> )	(mm/año) ns				
PC	7.45 (0.12)	217.6 (24.88)	10.88	7.8 (0.41)	23.4	3.1	24.5	49.0
LP	7.16 (0.07)	204.2 (8.99)	15.82	8.8 (0.34)	31.1	4.0	41.9	23.0

Tabla 1.- Comparación de valores medios (y su e.t.) de los parámetros estructurales y biométricos de las praderas de *P. oceanica* estudiadas: densidad, cobertura medida por los dos métodos explicados en el texto (P=*Posidonia*; MM= mata muerta; R=roca), nº de haces arrancados por m<sup>2</sup>, anchura y longitud de las hojas, nº de hojas por haz y por año, índice foliar por haz y por m<sup>2</sup> y crecimiento de los rizomas. Se da el nivel de significación del test t de Student (\*P<0,05; \*\*P<0,01; \*\*\*P<0,001; ns: no significativo). Asimismo, se indica el estado del ápice de las hojas (% de hojas enteras, rotas, mordidas por *Salpa salpa* o por *Paracentraus lividus* para cada localidad).

En lo que concierne a la biometría, también se observan diferencias significativas entre las dos estaciones. Así, en PC los haces tienen mayor número de hojas, siendo la longitud media de las hojas menor y su anchura mayor que en LP. También es mayor en PC el número de hojas producidas por año, aunque no se detectan diferencias significativas en el crecimiento de los rizomas entre las dos estaciones.

Como consecuencia de todo lo anterior, se obtiene que el índice foliar es mayor en LP ( $16 \text{ m}^2/\text{m}^2$ ) que en PC ( $11 \text{ m}^2/\text{m}^2$ ).

El impacto de los herbívoros es igualmente diferente en las dos estaciones. En PC los principales herbívoros son los erizos (el 49 % de los ápices de las hojas presentaban señal de ramoneo por erizo), mientras que en LP predominan las mordeduras de salpa (41,9 %).

### El poblamiento ictiológico

Se han observado un total de 26 especies pertenecientes a 9 familias (Tabla 2), de las cuales destacan por el número de especies los *Labridae* (38,8 % de la riqueza) y los *Sparidae* (34,6 %), presentando las demás familias únicamente una especie. Considerando todas las estaciones juntas, se comprueba que las 7 especies más frecuentes ( $f > 80$  %, tipo A en Tabla 2) constituyen el 68,2 % del número total de individuos observados

De las especies presentes, 22 han aparecido en LP, 19 en PM y 21 en PC. Así, *Symphodus mediterraneus* sólo ha estado presente en LP, mientras que *Trachurus sp.* es exclusiva de PM y *Atherina hepsetus* y *Labrus merula* sólo han aparecido en PC. Por otra parte, *S. mediterraneus*, *S. roissali*, *L. merula* y *A. hepsetus* únicamente han sido observados en las estaciones superficiales.

La comparación de la riqueza media por muestra, la abundancia media y la diversidad  $H'$  para las seis estaciones estudiadas no ofrece diferencias significativas (Tabla 3). Una prueba chi-cuadrado con las proporciones de individuos incluidos en sendas clases de talla (Tabla 2) muestra diferencias significativas ( $P < 0,001$ ) entre estaciones. El análisis de la varianza y el test de Tukey posterior muestran que hay más individuos pequeños en proporción respecto al total ( $P < 0,01$ ) en PM (69,4 %) que en LP (46,2 %), siendo también significativa tal diferencia ( $P < 0,001$ ) entre las estaciones superficiales (66,4 %) y las profundas (45,4 %).

Agrupando las especies en categorías de ocupación del espacio (HARMELIN, 1987), se observan diferencias significativas ( $P < 0,01$ ) para la categoría 1 (peces neotónicos, erráticos y muy móviles, planctófagos), siendo mayor su abundancia en PM que en las demás localidades, para la categoría 2 (*Chromis chromis*), para la que hay más individuos por censo en las estaciones profundas que en las superficiales ( $P < 0,01$ ), y para la categoría 3 (espáridos), siendo más abundantes en PC (seguramente debido a la repartición de *Sarpa salpa*).

FAMILIA	ESPECIE	LPS		LPP		PCS		PCP		PHS		PHP		CAT	F
		Ab.med.	e.t.	Ab.med.	e.t.	Ab.med.	e.t.	Ab.med.	e.t.	Ab.med.	e.t.	Ab.med.	e.t.		
Eisneriidae	<i>Engraulis encrasiolus</i>	39.4	9.9							115.8	23.2	28.8	19.4	1	C
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>					90.4	50.8							1	D
Carangidae	<i>Trachurus sp.</i>											7.8	7.8	1	D
Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	0.8	0.4	0.4	0.2	0.8	0.6	1.0	0.5			1.2	1.0	5	B
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	2.7	1.8			0.8	0.8	0.4	0.2	1.8	1.6	1.6	1.8	4	C
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	12.2	3.3	5.6	0.9	128.8	55.1	63.4	30.0	16.2	2.1	17.6	5.8	3	A
	<i>Boops boops</i>	1.6	0.7	4.2	1.8	0.2	0.2	5.4	2.6	27.0	7.4	27.2	9.3	1	A
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0.2	0.2	1.2	1.0			1.8	1.2					3	C
	<i>Oblada melanura</i>	19.8	4.0	9.4	5.6	9.6	3.0	13.4	3.8	22.2	5.6	54.2	24.2	1	A
	<i>Diplodus vulgaris</i>	0.2	0.2	0.2	0.2					0.2	0.2	0.2	0.2	3	D
	<i>Diplodus annularis</i>	5.4	1.1	2.4	0.7	12.0	3.0	8.8	1.6	5.6	3.1	2.4	1.8	3	A
	<i>Diplodus sargus</i>	1.8	1.0	3.2	2.7					0.2	0.2			3	C
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0.2	0.2			0.2	0.2	0.2	0.2					3	D
	<i>Sparus aurata</i>	0.2	0.2	0.4	0.2			0.2	0.2					3	D
Centracanthidae	<i>Scorpaenopsis</i>			42.8	12.6	1.8	1.6	15.4	10.0			84.0	40.6	1	B
Prmacentridae	<i>Scorpaenopsis</i>	31.8	14.6	21.2	12.3	3.6	1.5	106.0	26.8	59.6	23.4	108.6	34.1	2	A
Labridae	<i>Labrus merula</i>					0.2	0.2							5	D
	<i>Labrus viridis</i>	0.2	0.2	0.8	0.6							0.2	0.2	5	D
	<i>Symphodus rostratus</i>	0.8	0.2			0.4	0.2	0.8	0.4			0.2	0.2	5	C
	<i>Symphodus roissali</i>	0.6	0.2			0.2	0.2							5	D
	<i>Symphodus ocellatus</i>	2.0	1.0					2.4	1.0	0.8	0.4	0.2	0.2	5	B
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0.2	0.2			4.2	2.7							5	D
	<i>Symphodus cinereus</i>							0.2	0.2	0.2	0.2	0.8	0.4	5	D
	<i>Symphodus tinca</i>	7.8	2.5	1.2	0.4	4.8	1.3	4.6	1.7	5.6	1.1	4.0	1.2	5	A
	<i>Symphodus melanocercus</i>	1.2	0.4	0.8	0.4	1.4	0.8	1.0	0.6	0.4	0.2			5	B
	<i>Coris julis</i>	8.8	1.5	5.0	1.8	3.2	1.0	4.8	1.9	2.0	1.3	2.4	1.1	5	A
	$H'$	3.2		1.96		2.13		2.37		2.48		2.72			
	$\% \text{ PEG}$	57.4		37.0		69.6		37.5		77.1		61.6			
	$\% \text{ MED}$	37.2		58.0		32.0		60.7		22.7		36.5			
	$\% \text{ GRAN}$	5.4		5.0		2.4		2.8		0.2		1.9			

Tabla 2.- Listado de las especies de peces observadas en el presente estudio, con indicación de la abundancia media (Ab.med.) y su error típico (e.t.) por muestra en cada estación, de la categoría espacial a la que se las ha asignado (según HARMELIN, 1987), y de su frecuencia de aparición F (considerando todas las muestras juntas): A:  $F > 80\%$ ; B:  $80\% > F > 40\%$ ; C:  $40\% > F > 20\%$ ; D:  $F < 20\%$ . Se presentan asimismo los valores de diversidad  $H'$  y las estructuras demográficas para cada estación (% de individuos pequeños, medianos y grandes).

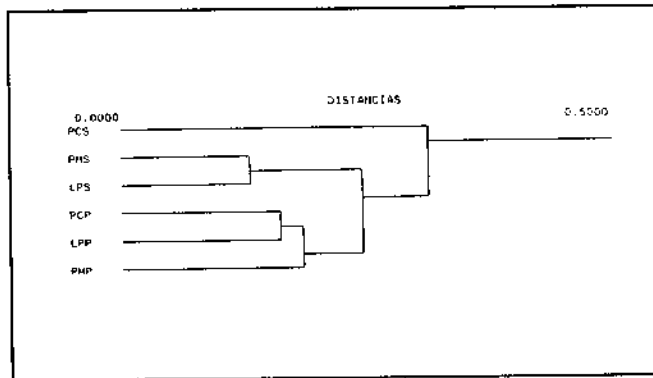
**Tabla 3.-** Análisis de la varianza de 2 factores (localidad x profundidad), y resultados del test de Tukey, para abundancia media total y riqueza media por muestra, % de pequeños, y para las categorías espaciales y las especies que arrojan diferencias significativas al comparar sus abundancias medias ( $P < 0,05$ ;  $^{*}P < 0,01$ ;  $^{***}P < 0,001$ ); G.L.: grados de libertad; M.C.: media cuadrática; F: F de Snédecor). Se indica con <sup>t</sup> cuando ha habido que transformar ( $\ln [x+1]$ ) los datos.

	G.L.	ABUNDANCIA		RIQUEZA		% PEQ <sup>t</sup>		DAT.1 <sup>t</sup>		CAT.2 <sup>t</sup>	
		M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F
LOC	2	84944.233	1.822	17.033	3.114	0.474	5.098 <sup>*</sup>	4.517	6.477 <sup>**</sup>	2.359	1.182
PROF	1	1804.033	0.099	8.533	1.217	1.438	10.882 <sup>**</sup>	1.168	1.703	28.072	14.063 <sup>**</sup>
EST x PROF	2	7351.833	0.383	15.633	2.913	0.885	0.648	0.384	0.522	3.840	1.924
ERRDR	24	19176.317		5.367		0.132		0.687		1.998	
Test de Tukey (5 %)							PM > LP S > P		PM > LP = PC		P > S

M.C.	CAT.3 <sup>t</sup>		<i>B. boops</i> <sup>t</sup>		<i>C. chromis</i> <sup>t</sup>		<i>D. annularis</i> <sup>t</sup>		<i>O. melanura</i> <sup>t</sup>		<i>S. salpa</i> <sup>t</sup>	
	M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F	M.C.	F
5.260	8.973 <sup>**</sup>	11.877	17.847 <sup>***</sup>	2.359	1.182	1.670	4.103 <sup>*</sup>	2.968	3.684 <sup>*</sup>	7.571	6.576 <sup>**</sup>	
2.787	3.695	4.588	7.041 <sup>*</sup>	28.072	14.063 <sup>**</sup>	4.605	11.314 <sup>**</sup>	0.137	0.169	2.552	0.214	
0.101	0.134	3.380	5.048 <sup>*</sup>	3.840	1.924	0.350	0.660	2.536	3.127	0.547	0.475	
0.754		0.585		1.896		0.407		0.811		1.152		
	PC > LP = PM		PM > LP = PC P > S		P > S		NS S > P		NS		PC > LP	

Analizando las abundancias de cada especie por estación, únicamente se observan diferencias significativas para unas pocas especies (Tabla 3). Así, además de lo ya comentado para *C. chromis*, se puede comprobar que hay más individuos de *Boops boops* en PM que en las demás localidades ( $p < 0,001$ ), siendo también significativamente más abundante ( $P < 0,05$ ) en las estaciones profundas que en las superficiales. *S. salpa* ha aparecido en mayor número por censo ( $P < 0,01$ ) en PC que en LP, y *Engraulis encrasicolus* es más abundante en PMS que en PMP ( $P < 0,05$ ). *Diplodus annularis* y *Oblada melanura* presentan diferencias significativas, pero que no han sido detectadas por el test de Tukey al 5 %, lo cual nos indica un alto grado de variabilidad en los datos; de este modo, *D. annularis* es más abundante ( $P < 0,05$ ) en PC que en el resto de las localidades, y en superficie respecto a las estaciones profundas ( $P < 0,01$ ), mientras que *O. melanura* presenta abundancias relativas mayores en PM ( $P < 0,05$ ).



**Figura 3.-** Dendrograma obtenido con el índice de correlación de rango de Spearman aplicado a las frecuencias de aparición de cada especie de pez en cada estación.

Aplicando el índice de correlación de rango de Spearman entre estaciones tras ordenar las especies por orden de frecuencia de aparición, y construyendo un dendrograma con las estaciones en base a este índice, se obtiene (Fig. 3) una clasificación en tres grupos: uno que agrupa a las estaciones profundas, otro que engloba a PMS y LPS, y otro formado únicamente por la estación PCS, seguramente debido a la alta frecuencia de aparición de *A. hepsetus* en ella (en el 80 % de las muestras) mientras que no aparece en las demás estaciones.

Al representar gráficamente las unidades muestrales sobre el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias (Fig. 4), se visualizan tres grupos: el eje II segrega las muestras según la profundidad, pero las muestras tomadas en PCS se separan claramente del resto siguiendo el eje I. Al proyectar sobre esta gráfica las especies, se comprueba que la segregación entre profundidades puede explicarse con las diferencias detectadas anteriormente, y que son las especies *S. salpa*, *A. hepsetus*, *L. menila* y *Symphodus ocellatus* las responsables de la posición de PCS en el plano.

### Discusión y conclusiones

La comparación de las dos zonas estudiadas indica que la pradera de *P. oceanica* de la Bahía de Port-Cros está muy degradada, seguramente por efecto mecánico de las anclas de embarcaciones. Esta degradación se manifiesta por la presencia de una cantidad importante de haces arrancados, la disminución de la densidad de la pradera y la presencia de grandes superficies de mata muerta.

Las diferencias biométricas observadas entre las dos praderas son más difíciles de explicar y probablemente estén relacionadas con una mayor proporción de rizomas plagiotropos en PC debido a la menor densidad y cobertura de la pradera, puesto que los rizomas plagiotropos producen mayor número de hojas por año y

poseen hojas más cortas y anchas que los rizomas ortotropos (CAYE, 1982). Esto concuerda además con el hecho de que en PC se observa una mayor frecuencia de división de los rizomas, aunque no llega a compensar el número de rizomas arrancados por las anclas.

¿De qué modo afectan estos cambios en la complejidad estructural de la pradera de *P. oceanica* al poblamiento de peces? Los parámetros del poblamiento observado (riqueza, abundancia total,  $H'$ ) no acusan diferencias al comparar praderas con y sin anclajes. No obstante, se han detectado diferencias entre estaciones al comparar proporciones de clases de talla, especies agrupadas en categorías espaciales o consideradas individualmente, y realizando una clasificación por rangos de frecuencia de aparición y un análisis de correspondencias. Básicamente, se

distinguen las estaciones superficiales de las profundas (independientemente de la localidad), tanto por la aparición o no de determinadas especies, como por la repartición de los efectivos de algunas especies (caso de *C. chromis*, *B. boops* y *D. annularis*). A ello puede contribuir también la distribución diferencial de los individuos pequeños en las estaciones superficiales, hecho éste muy frecuente en los fondos litorales. El hecho de que PCS se distinga del resto de las estaciones proviene de la aparición exclusiva de especies como *A. hepsetus* y *L. merula*, así como por haber aparecido en los censos mayor número de *S. salpa*; pero todo ello puede calificarse de circunstancial (*obs. pers.*), pues las dos primeras especies aparecen también en las otras estaciones con frecuencia, y las salpas, con su comportamiento errático, tienen un rango de movimiento muy amplio que incluye las otras zonas prospectadas. A esto último se añade que en LP hay un número significativamente mayor de mordeduras de salpa en los ápices de *Posidonia*. Las únicas diferencias significativas entre localidades provienen de las especies planctófagas y erráticas incluidas en la categoría espacial 1 (*B. boops*, *O. melanura*, *Spicara smaris*, *E. encrasicolus*), que son más abundantes en PM. Ello podría ser debido al enriquecimiento por los vertidos de los barcos, que provocaría un aumento en la disponibilidad de zooplankton (BELL & HARMELIN-VIVIEN, 1982; HARMELIN-VIVIEN, 1984). Las diferencias observadas no son pues relacionables directamente con las variaciones en la complejidad estructural de la pradera detectadas y atribuibles a la acción erosiva de las anclas.

Por lo tanto, el poblamiento ictiológico observado no parece verse afectado en su conjunto por los anclajes de embarcaciones ni por el efecto de éstos sobre la pradera en PC. Ello concuerda con las observaciones realizadas por BELL & WESTOBY (1986) (ver también BELL & POLLARD, 1989) con manipulaciones experimentales de la cobertura y la densidad sobre *Zostera capricorni* y *Posidonia australis*, que encuentran respuestas diferentes según sea la especie, no pudiendo observarse cambios en los parámetros de la comunidad tal y como postulan HECK & ORTH (1980) al formular su "predation hypothesis". Igualmente, BELL *et al.* (1988) encuentran que la distribución y abundancia de los peces asociados a *Z. capricorni* a lo largo de un estuario no depende de los cambios en la complejidad estructural de la pradera, predominando en este caso la influencia de la localización de las estaciones de muestreo.

Sin embargo, hay que hacer notar que el método de censo visual utilizado sólo ha permitido acceder al 32,1 % de las especies (30 % de las familias) conocidas para las praderas del Mediterráneo noroccidental (81 especies repartidas en 30 familias según FRANCOUR, 1990), siendo además la fracción de especies más móvil y conspicua. Se ignoran (por escapar al observador o para evitar sesgos por ser especialmente crípticas o huidizas) algunas familias que juegan un papel importante (BELL & HARMELIN-VIVIEN, 1982): Scorpaenidae, Ophidiidae, Syngnathidae, Gobiidae.

En conclusión, la pradera de *P. oceanica* está profundamente afectada por la acción de anclas y barcos, particularmente en su densidad y cobertura, pero no parece que esta alteración afecte claramente al poblamiento ictiológico observado, tal vez debido a que se ha estudiado la fracción de la ictiofauna que presenta mayor movilidad: el rango de movimiento de estas especies, y la escala espacial del presente estudio serían lo suficientemente amplios como para no detectarse cambios en sus abundancias debidos a diferencias en la estructura de la pradera (ver WORTHINGTON *et al.*, 1992). Una parte importante del poblamiento no ha podido ser observado, siendo precisamente éstas las especies que quizá dependan en mayor medida de la estructura de la pradera en sus requerimientos de hábitat. Sería pues necesario estudiar esta fracción

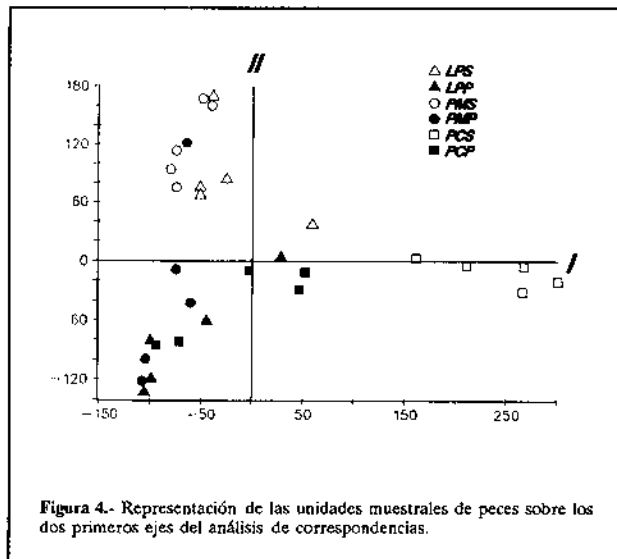


Figura 4.- Representación de las unidades muestrales de peces sobre los dos primeros ejes del análisis de correspondencias.

con otras técnicas de muestreo. Una hipótesis añadida pudiera ser que el posible enriquecimiento debido a los vertidos desde los barcos compensa la pérdida de superficie foliar con un aumento de la producción secundaria, no mermándose la disponibilidad de alimento (gasterópodos, anfípodos y otros macroinvertebrados vágiles de la epifauna) para algunas especies de peces, análogamente a lo que proponen BELL & HARMELIN-VIVIEN (1982) en praderas de *P. oceanica* cercanas a un emisario submarino de aguas residuales en la costa francesa. Por último, se hace necesario ahondar en los factores que regulan la estructura de las comunidades ictiológicas de *P. oceanica* (BELL & POLLARD, 1989), en especial las particularidades del reclutamiento.

A pesar de que el poblamiento ictiológico accesible mediante censos visuales no se haya revelado como un bioindicador adecuado para el efecto de los anclajes sobre las praderas de *Posidonia*, el hecho de que haya disminuido notablemente la complejidad estructural de la pradera debe llevar al planteamiento de medidas adecuadas de regulación de los lugares dedicados al fondeo de embarcaciones, con el fin de evitar en lo posible los impactos sobre esta importante biocenosis mediterránea.

#### Agradecimientos

El presente trabajo se llevó a cabo en el transcurso de la realización del "Master Class d'Ecologie Littorale" celebrado en la isla de Port-Cros en julio de 1991, y organizado por el ODEL/Var y el Parque Nacional de Port-Cros. Queremos agradecer la ayuda de C. BROS y G. TASSI en el trabajo de m.l. y el proceso de los datos, y el apoyo logístico prestado por D. BAC, E. FRESI y J.D. ROS inspiraron y aminoraron la realización del estudio, debiendo agradecerles los consejos y el agradable clima de discusión generado durante el "Master Class". Uno de los autores (JTBS) disfruta de una beca de FPI de la Generalitat Valenciana.

#### Bibliografía

- ARDIZZONE, G.P. & MIGLIUOLO, A. 1983. Osservazioni sulla pesca a strascico entro tre miglia dalla costa tra Capo Circeo e Terracina (Medio Tirreno). *Naturalista sicil.* S IV, VI (supl.): 392-401.
- AUGIER, H. & BOUDOURESQUE, C.F. 1970. Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc National). V: La baie de Port-Man et le problème de la régression de l'herbier. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille, Fr.*, 30: 145-164.
- BAUCHOT, M.L. & PRAS, A. 1982. *Guía de los peces de mar de España y de Europa*. Omega, Barcelona. 432 pp.
- BELL, J.D. 1983. Effects of depth and marine reserve fishing restrictions on the structure of a rocky reef fish assemblage in the north-western Mediterranean sea. *J. Appl. Ecol.* 20: 357-369.
- BELL, J.D. & HARMELIN-VIVIEN, M.L. 1982. Fish fauna of french mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. 1. Community structure. *Tethys* 10(4): 337-347.
- BELL, J.D. & POLLARD, D.A. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. En: LARKUM, A.W.D., McCOMB, A.J. & SHEPHERD, S.A. (Eds) *Biology of Seagrasses*. Elsevier Sci. Publ.: 565-609.
- BELL, J.D., STEFFE, A.S. & WESTOBY, M. 1988. Location of seagrass beds in estuaries: effects on associated fish and decapods. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 122: 127-146.
- BELL, J.D. & WESTOBY, M. 1986. Importance of local changes in leaf height and density to fish and decapods associated with seagrasses. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 104: 249-274.
- BLANDIN, M. 1986. Bio-indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.* 17 (4):
- BORTONE, S.A., HASTINGS, R.W. & OGLESBY, J.L. 1986. Quantification of reef fish assemblages: a comparison of several *in situ* methods. *NE Gulf Sci.* 8(1): 1-22.
- BOUDOURESQUE, C.F. & MEINESZ, A. 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cahier Parc nation. Port-Cros, Fr.*, 4: 1-80.
- CAYE, G. 1982. Etude de la croissance de la Posidonie, *Posidonia oceanica* (L.) Delile, formation des feuilles et croissance des tiges au cours d'une année. *Tethys* 10(3): 229-235.
- CROUZET, A. 1981. Mise en évidence de variations cycliques dans les écailles des rhizomes de *Posidonia oceanica* (Pomatogonaceae). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros, Fr.*, 7: 129-135.
- ELLIOT, J.M. 1971. *Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates*. Freshw. Biol. Assoc. Sci. Publ. n° 25. 148 pp.
- FRANCOUR, P. 1988. *Les peuplements ichtyologiques de Parc National de Port-Cros dans les zones soumises à la pêche à la ligne*. Parc National de Port-Cros, GIS Posidonie éd., Marseille, Fr. 51 pp.
- FRANCOUR, P. 1990. *Dynamique de l'écosystème à Posidonia oceanica dans le Parc National de Port-Cros. Analyse des compartiments marte, littère, faune vagile, échinodermes et poissons*. Thèse Doct. Univ. Paris 6. 373 pp.
- GARCIA RUBIES, A. & ZABALA, M. 1990. Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci. Mar.* 54(4): 317-328.
- HARMELIN, J.-G. 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc National de Port-Cros, France). *Mar. Ecol.* 8(3): 263-284.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L. 1983. Etude comparative de l'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines en milieu tropical et tempéré. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 38: 179-210.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L. 1984. Ictyofaune des herbiers de posidonies du Parc Naturel Régional de Corse. En: BOUDOURESQUE, C.F., JEUDY DE GRISSAC, A. & OLIVIER, J. (Eds). *Int. Workshop on Posidonia oceanica beds*. GIS Posidonie Publ. 1: 291-301.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L., HARMELIN, J.-G. & VACELET, J. 1976. Etude de l'ichtyofaune de la zone de rejet d'eau chaude de la centrale électrique Martigues-Pontau. *Tethys* 8(1): 111-114.
- HARMELIN-VIVIEN, M.L., HARMELIN, J.-G., CHAUVET, C., DUVAL, C., GALZIN, R., LEJEUNE, P., BARNABE, G., BLANC, F., CHEVALIER, R., DUCLERC, J. & LASSERRE, G. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons: méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 40: 467-539.
- HECK, K.L. & ORTH, R.J. 1980. Seagrass habitats: the role of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. En: KENNEDY, V.S. (Ed.) *Estuarine perspectives*. Academic Press, New York: 449-464.
- HOIRIGAN, T.F., TRICAS, T.C. & REESE, E.S. 1988. Coral reef fishes as indicators of environmental stress in coral reefs. En: SOULE, D.F. & KLEPPPEL, G.S. (Eds) *Marine organisms as indicators*. Springer-Verlag: 107-135.
- JEUDY DE GRISSAC, A. 1979. *Impact des aménagements littoraux: installations portuaires, plages artificielles. Quelques exemples Provençaux*. Contrat n° 78/4101 GBOMER-CNEXO Edit.: 46 pp. + 16 pl.
- JEUDY DE GRISSAC, A. 1984. Effets des herbiers à *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sédimentologie littorale. En: BOUDOURESQUE, C.F., JEUDY DE GRISSAC, A. & OLIVIER, J. (Eds) *Inter. Workshop on Posidonia oceanica Beds*. GIS Posidonie Publ., Fr. 1: 431-436.
- KHOURY, C. 1987. *Ictyofaune des herbiers de posidonies dans le Parc National de Port-Cros: composition, éthologie alimentaire et rôle*

- dans le réseaux trophique*. Thèse Doct. 3<sup>ème</sup> cycle, Univ. Aix-Marseille II, Fr. 230 pp.
- MAGGI, P. 1973. Les herbiers à Posidonies et la pollution urbaine dans le Golfe de Giens (Var). *Sci. Pêche, Bull. Inst. Pêches marit.*, Fr. 221: 7-20.
- PERES, J.M. 1977. Utilité et importance de l'herbier de Posidonies en Méditerranée. *Bull. Off. Pêche Tunisie* 1 (1): 3-8.
- PERGENT, G., BOUDOURESQUE, C.F. & CROUZET, A. 1983. Variations cycliques dans les écailles des rhizomes de *Posidonia oceanica*. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros, Fr.9*: 107-148.
- PORCHER, M. 1984. Impact des mouillages forains sur les herbiers à *Posidonia oceanica*. En: BOUDOURESQUE, C.F., JEUDY DE GRISSAC, A. & OLIVIER, J. (Eds) *Inter. Workshop on Posidonia oceanica Beds*. GIS Posidonie Publ., Fr. 1: 145-148.
- ROBERT, P. 1983. Dégénération de l'herbier de Posidonies dans la zone de mouillage organisé de la Baie de Port-Cros. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros, Fr. 7*: 25-34.
- ROMERO, J. 1985. *Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la costa catalana: producción primaria de Posidonia oceanica (L.) Delile en las islas Medes*. Tesis Doct. Univ. de Barcelona. 261 pp.
- SANCHEZ LIZASO, J.L., GUILLEN NIETO, J.E. & RAMOS ESPLA, A.A. 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 32, 1, X-IV 2: 295.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1969. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume Eds, Madrid. 832 pp.
- WORTHINGTON, D.G., FERRELL, D.J., McNEILL, S.E. & BELL, J.D. 1992. Effects of the shoot density of seagrass on fish and decapods: are correlation evident over larger spatial scales? *Mar. Biol.* 112: 139-146.