

Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

2007



GARCÍA CHARTON J.A., ESPARZA ALAMINOS O., RODRÍGUEZ
HERNÁNDEZ A., SABER RODRÍGUEZ S., TREVIÑO OTÓN J., HERRERO
PÉREZ A., PÉREZ RUZAFÁ, A. & MARCOS DIEGO, C.

*Grupo de Investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros”
Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia*

**Informe producido en el marco del Convenio de Colaboración
entre la Consejería de Agricultura y Agua – Comunidad
Autónoma de la Región de Murcia y la Universidad de Murcia**



MURCIA, DICIEMBRE DE 2007

Índice

1	Introducción general	3
2	El poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.....	7
2.1	Introducción	7
2.2	Material y Métodos	9
2.3	Resultados.....	12
2.4	Discusión	27
3	Impacto del submarinismo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (2007).....	31
3.1	Introducción	31
3.2	Material y Métodos	33
3.3	Resultados.....	36
3.4	Discusión	50
4	Puesta a prueba de una actividad de voluntariado en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.....	53
4.1	Introducción	53
4.2	Material y Métodos	56
4.3	Resultados.....	70
4.4	Discusión	84
5	La pesca en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas.....	91
5.1	Introducción	91
5.2	Material y Métodos	94
5.3	Resultados.....	100
5.4	Discusión	127
6	Conclusiones	129
7	Propuestas para el plan de trabajo 2008.....	135
8	Bibliografía.....	141

1 Introducción general

La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, desde su declaración en 1995, está demostrando responder de manera óptima a la protección pesquera. Este área marina protegida ocupa una superficie de 1.898 ha, y consta de una zona de *Reserva Integral*, alrededor del archipiélago de las islas Hormigas, ocupando 270 ha, y en ella se prohíbe cualquier tipo de actividad extractiva o recreativa, estando el resto del área (punta del cabo de Palos, y bajos de La Testa, Piles, Dentro y Fuera) sometida a uso controlado (pesca artesanal, submarinismo deportivo y actividades científicas) (Fig. 1.1). La pesca recreativa está explícitamente prohibida en la reserva marina.

La pesca profesional en la reserva solamente puede ejercerse por embarcaciones de artes menores que han faenado tradicionalmente en la zona y se encuentran incluidas en el censo específico que las autoriza. La flota artesanal que faena en los alrededores de la reserva varía los métodos de pesca en función de las especies objetivo y de la época del año. Esta rotación está determinada por diversos factores, como pueden ser el tamaño y abundancia de las diferentes especies objetivo (en función de su biología), su valor en el mercado y las épocas de veda, entre otros.

Por otra parte, el buceo deportivo es una de las actividades que más usuarios moviliza en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. El aumento de la calidad ambiental y paisajística de los fondos como consecuencia de la protección de áreas marinas implica un aumento, inevitable por otra parte, del número de visitantes, ligado a la actividad turística. En la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas la frecuentación por submarinistas recreativos ha ido aumentando a lo largo de los años, de modo que se ha pasado de algo más de 8.000 turistas subacuáticos en 1998, a más de 18.000 en 2006.

Estos efectos de la protección están siendo seguidos desde su inicio por investigadores del grupo de investigación “*Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros*” del Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia, merced a un convenio de colaboración con el Servicio Regional de Pesca y Acuicultura de la Consejería de Agricultura y Agua (Comunidad Autónoma de la Región de Murcia), y con la correspondiente autorización por parte de la Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación). Tal seguimiento se ha estado centrando en la evolución temporal del poblamiento de peces litorales de fondos rocosos como indicador del éxito de la protección.

Además, se está realizando un seguimiento de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero artesanal, así como de las variaciones de captura por unidad de esfuerzo. Por último, se ha estado prestando especial atención al posible impacto que pudiera producir la actividad turística subacuática sobre las frágiles comunidades bentónicas de la reserva marina.

Por último, a finales de 2007 se ha observado una mortalidad inusual de gorgonias (*Eunicella singularis* y *Paramuricea clavata*), que ha de ser cuantificada, de manera a establecer las bases para su correcto seguimiento temporal y espacial.

En el presente documento se presentan los resultados de los trabajos realizados durante el año 2007 en el marco del citado convenio, y que se han centrado en los siguientes objetivos:

1 Seguimiento espacio-temporal del poblamiento de peces de fondos rocosos

- 1.1** Seguimiento temporal a largo plazo y pequeña escala espacial
- 1.2** Seguimiento plurianual a varias escalas espaciales
- 1.3** Comparación con una localidad de control a pequeña escala espacial (calas cercanas al cabo de Palos), así como una localidad no protegida más alejada (litoral de Aguilas)

2 Estudios específicos para cuantificar, estimar, y realizar un seguimiento del impacto global del submarinismo en la Reserva marina

- 2.1** Estudio mediante fotografía digital de las variaciones de cobertura vegetal y otros organismos bentónicos
- 2.2** Cuantificación del impacto producido sobre especies singulares de la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas: la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*)

-
- 2.3** Aplicación de los esquemas de estima de la capacidad de carga de la Reserva marina y su seguimiento temporal para el submarinismo y otras actividades turístico-recreativas en el medio marino
 - 3 Diseño y puesta en práctica de una actividad de voluntariado ambiental**
 - 3.1** Censos visuales de erizos y algas por voluntarios
 - 3.2** Censos de peces por voluntarios
 - 3.3** Validación de los datos obtenidos por los voluntarios
 - 3.4** Estimación del impacto realizado al desarrollar las actividades de voluntariado
 - 4 Estudio de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero en y alrededor de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas**
 - 4.1** Seguimiento espacio-temporal de la actividad pesquera en Cabo de Palos
 - 4.2** Descripción y análisis espacio-temporal de los patrones de distribución del esfuerzo pesquero de la flota artesanal
 - 5 Informar sobre el estado de las poblaciones de gorgonias de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, tras el episodio de mortalidad masiva observado en otoño de 2007**

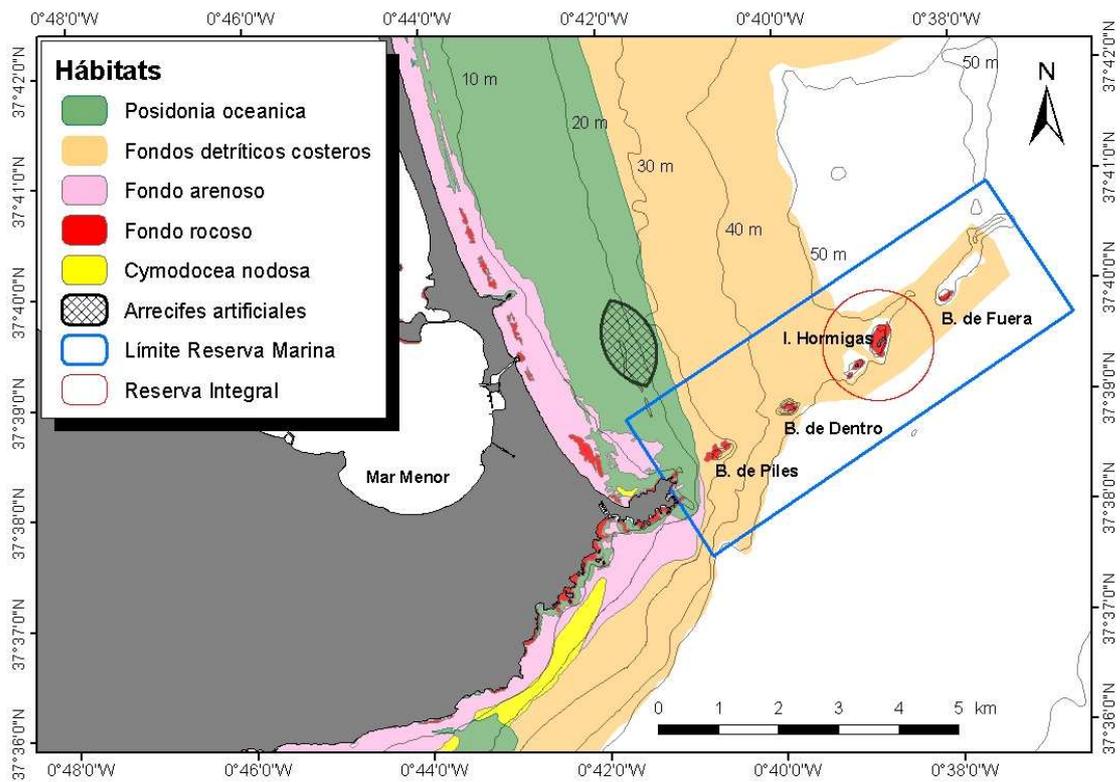


Figura 1.1 Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación de las principales biocenosis bentónicas presentes

2 El poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

2.1 Introducción

Siguiendo recomendaciones de índole científica (Hastings & Botsford 1999, Roberts *et al.* 2001, Pauly *et al.* 2002), la instauración de áreas marinas protegidas (AMPs) es una de las herramientas más ampliamente utilizadas para luchar contra el colapso de los *stocks* pesqueros (y con ello conseguir la conservación y el mantenimiento de la actividad pesquera) (Beddington *et al.* 2007) y conseguir la protección de la biodiversidad marina (es decir, de especies y ecosistemas valiosos por su papel ecológico y representativo) (García-Charton *et al.* 2000, Russ 2002, Halpern 2003, Pelletier *et al.* 2005). Se trata ésta de una herramienta clave en lo que se ha dado en llamar, en ámbitos pesqueros, “aproximación ecosistémica” a la gestión pesquera (Pikitch *et al.* 2004, Smith *et al.* 2007). Los objetivos de dicha perspectiva son (1) impedir la degradación del ecosistema marino, medida con una serie de indicadores de calidad ambiental y estatus de conservación, (2) minimizar el riesgo de cambios irreversibles de las comunidades marinas y los procesos ecológicos que las mantienen, (3) obtener (y mantener) beneficios socio-económicos a largo plazo, sin comprometer al ecosistema, y (4) generar conocimiento de los procesos ecológicos, suficiente para comprender las consecuencias de la acción humana

Uno de los problemas más recurrentes al estudiar la efectividad de las AMPs, es establecer el tiempo necesario para que el poblamiento de peces recupere niveles “normales”, previos al efecto de la pesca. Las perspectivas sobre este problema son variadas; así, algunos autores (Roberts 1995, Halpern & Warner 2002) han observado que al cabo de muy poco tiempo (1-3 años) se pueden obtener muy buenos resultados, mientras que otros (Micheli *et al.* 2004, Russ &

Alcala 2004, Barret *et al.* 2007), entre los que nos contamos los autores del presente informe (Claudet *et al.* 2008) defienden que el efecto de las reservas marinas sobre los poblamientos de peces ha de evaluarse a largo plazo (más de 10 años, incluso varias décadas). Esto es aún más cierto si tenemos en cuenta el “síndrome de la línea de base cambiante” (Pauly 1995), que consiste en una disminución de lo que se considera punto de referencia con el que comparar los efectos de la protección, como consecuencia de la percepción cambiante de la abundancia y biomasa “ideales” de los recursos pesqueros por parte de pescadores y observadores de una generación a la siguiente (Sáez-Arroyo *et al.* 2005), y de la falta de datos de capturas a largo plazo.

Por otra parte, resulta evidente que otros factores ambientales son responsables de las diferencias de abundancia y biomasa de especies ícticas entre áreas marinas protegidas y no protegidas, y en especial las diferencias en la estructura del hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999, García-Charton *et al.* 2000, 2004, Rodwell *et al.* 2003, Friedlander *et al.* 2007, Monaco *et al.* 2007).

Los poblamientos de peces litorales que viven en los fondos rocosos han sido extensivamente estudiados en el área de Cabo de Palos por parte de nuestro grupo de investigación desde 1990, mediante censos visuales de peces como principal técnica de muestreo, teniendo en cuenta las variaciones de hábitat a diferentes escalas espaciales, desde decenas a miles de metros. Ello nos da una oportunidad única de comprobar si el tiempo transcurrido desde la protección de esta área marina (1995) ha sido suficiente para estabilizar el poblamiento de peces, o bien no hay tal tendencia a la estabilización, y por tanto es de esperar que los efectos sigan aumentando en los años venideros.

Especial mención merece la observación de la llegada regular a la zona de especies “termófilas” de zonas cálidas atlánticas hasta las costas murcianas (por ejemplo *Serranus atricauda*, *Pseudocaranx dentex*, *Pagellus bellotti bellotti*, *Parapristipoma octolineatum*, *Sparisoma cretense*, *Scorpaena maderensis*), probablemente como consecuencia del calentamiento gradual de las aguas litorales marinas en el suroeste mediterráneo (Vargas Yáñez *et al.* 2002).

2.2 Material y Métodos

El diseño de muestreo, continuación del seguimiento realizado desde 1996, consiste en la realización de censos visuales (Foto 2.1), considerándose 3 **SECTORES**, separados miles de metros entre sí (Fig. 2.1): el sector 1 está integrado por los fondos que rodean la punta del cabo de Palos (en el cual se ha realizado el estudio a pequeña escala anteriormente descrito); el sector 2 incluye los bajíos rocosos más cercanos al cabo (bajos de Dentro, Piles y La Testa), mientras que en el sector 3 se han englobado las islas Hormigas (Hormiga y Hormigón) y el bajo del Mosquito, que integran la zona de reserva integral, y el bajo de Fuera o roca del Vapor. En cada uno de estos sectores se colocan aleatoriamente 3 **ZONAS**, y dentro de cada zona se realizan aleatoriamente 3 transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$, todo lo cual da un total de 27 transectos por ocasión de muestreo.

Este diseño jerarquizado en el espacio permite diferenciar los componentes de la variación a cada escala espacial, con lo que es posible identificar aquellas escalas que más contribuyen a la variación total de los datos. Las escalas de sector y zona dentro de cada localidad (Cabo de Palos y la localidad control, Aguilas) se corresponden con las consideradas en las observaciones de otros trabajos con censos visuales de peces mediterráneos. Las variaciones espaciales se probaron estadísticamente mediante sendos análisis anidados de la varianza, siguiendo el siguiente modelo:

$$X_{lszn} = \mu + A_a + L_l + A \times L_{al} + S(A \times L)_{s(al)} + Z(S(A \times L))_{z(s(al))} + T_{n(z(s(al)))}$$

donde X_{lszn} es cada valor de la variable dependiente, μ es la media total, A_a es el efecto sobre la variable debido al año a , L_l es el efecto debido a la localidad l , $A \times L_{al}$ es la interacción entre ambos factores, $S(A \times L)_{s(al)}$ es el efecto debido al sector s , $Z(S(A \times L))_{z(s(al))}$ es el efecto de la zona z , y $T_{n(z(s(al)))}$ es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre transectos n (debido al error de muestreo, pero también a variaciones espaciales a escalas menores que las consideradas explícitamente en el diseño de muestreo). Cada fuente de variación iría asociado a una serie de factores ambientales que, en última instancia, serían los causantes de la variabilidad observada a cada escala espacial.

Con el fin de establecer el grado de influencia de la estructura del hábitat en las diferencias de abundancia observadas, se ha realizado un análisis de redundancia (RDA), forma canónica del análisis de componentes principales (PCA). Para ello se ha recurrido al programa CANOCO v. 3.15 (ter Braak 1990). El PCA puede considerarse una extensión multivariante de una regresión lineal

múltiple con ajuste por mínimos cuadrados (Jongman *et al.* 1987): es la técnica de ordenación que construye las variables teóricas que minimizan la suma de cuadrados de los residuos (Gower 1987), mientras que el RDA selecciona la combinación lineal de las variables ambientales consideradas que minimiza la suma total de cuadrados de los residuos. Por lo tanto, estas técnicas sólo serían adecuadas si la abundancia de las especies implicadas respondiera linealmente al gradiente ambiental estudiado (ter Braak & Prentice 1988), lo cual parece ser el caso en nuestros datos. En efecto, la longitud de los 4 primeros ejes de ordenación, medida en unidades de desviación típica, tras aplicar un análisis de correspondencias "sin tendencias" (DCA) a la matriz de datos, da valores siempre menores de 2, lo cual es indicativo de que el gradiente ambiental abarcado por los datos es una porción (aproximadamente) lineal de la curva gaussiana de respuesta teórica, el 95 % de cuyos valores cubrirían una longitud de gradiente de 4 unidades de desviación típica (Jongman *et al.* 1987, Calvo Sendín 1992). Los cálculos se han realizado sobre la matriz de covarianza, con datos transformados logarítmicamente ($\ln [x+1]$). Los resultados de las ordenaciones se muestran en un 'biplot', realizándose un escalamiento de los ejes ajustando las coordenadas de las especies según la varianza de los valores de abundancia de cada una de las especies. Las coordenadas resultantes son correlaciones entre las especies y los autovectores, y el ángulo que forman entre sí las líneas que unen cada especie con el origen de coordenadas proporciona una aproximación a su correlación mutua. Se ha evaluado la contribución relativa de cada una de las variables a la ordenación mediante la selección de variables una a una y su prueba estadística con un test de MonteCarlo con un nivel de significación del 0,1 % (es decir, 999 permutaciones, ya que $1 / 100 = 0,001$). Aquéllas especies gregarias que han exhibido una gran amplitud de movimientos y comportamiento pelágico (y que, por ello, no es probable que estén directamente relacionadas con el tipo de fondo) se han convertido en pasivas, por cuanto pudieran distorsionar los resultados de estos análisis.

Por último, y con el fin de comprobar el grado de estabilidad cuantitativa (o persistencia) del poblamiento observado, y qué especies han variado más sus abundancias durante el periodo de estudio, se ha realizado el cálculo de la variabilidad anual (VA) del número de individuos por especie (Wolda 1978, Ebeling *et al.* 1980, Williamson 1984, Galzin 1987). Para una especie dada, el cambio de abundancia de un año t al siguiente $t+1$ se puede expresar como la razón (R) entre las abundancias de los dos años comparados:

$$R = n_{t+1}/n_t$$

o bien,

$$\log R = \log n_{t+1} - \log n_t$$

La media de $\log R$ para un conjunto de especies indica el cambio neto medio de la abundancia de las especies entre esos dos años, mientras que la varianza de esos valores de $\log R$ (llamada variabilidad anual, VA) puede ser utilizada como una estima del alcance de dicho cambio (Wolda 1978, Ebeling *et al.* 1980, Williamson 1984, Galzin 1987): así, un valor medio de $\log R$ cercano a cero indicaría que hay aproximadamente tantas especies para las que disminuye la abundancia como otras para las que dicho parámetro aumenta, mientras que un valor relativamente bajo de la VA muestra que tales cambios son generalmente pequeños. Además, se ha promediado el valor de $\log R$ para cada especie a lo largo del periodo de estudio, de modo que se identifican las especies que tendieron a ver aumentada su abundancia entre años, y aquéllas que tendieron a verla disminuir.

Foto 2.1 Censos visuales de peces con escafandra autónoma



2.3 Resultados

2.3.1 Censos de 2007

En el muestreo correspondiente a 2007 se han observado en la reserva marina 40 especies de peces pertenecientes a 14 familias (Tabla 2.1). Las familias que han tenido un mayor número de especies han sido espáridos (12 especies), lábridos (11 especies) y serránidos (6 especies), mientras que las demás familias únicamente han incluido una especie. Por término medio, en los censos realizados en 2007 en la reserva marina se han observado 124,9 individuos (excluyendo las especies pelágicas y planctonófagas) y 16,7 especies por transecto de 250 m².

2.3.2 Poblamiento de peces en Cabo de Palos tras 12 años de protección, y comparación con Águilas

Los censos realizados desde 1996 en la reserva marina incluyen un total de 55 especies (20 familias), ya que se ha incorporado una especie (*Parapristipoma octolineatum*, el burro listado), observada este año en la isla Hormiga, pero que hasta ahora únicamente había sido censada en las rocas que rodean la punta del cabo de Palos, anteriormente a la instauración de las medidas de protección (Tabla 2.2).

La inspección de la significación estadística de las diferencias evolución espacio-temporal de las poblaciones de las distintas especies (Tabla 2.3) permite comprobar que algunas especies presentan mayores abundancias en la reserva marina: morenas (*Muraena helena*), falsos abadejos (*Epinephelus costae*), meros (*E. marginatus*), tres-colas (*Anthias anthias*), corvas (*Sciaena umbra*), sargos reales (*Diplodus cervinus*), sargos picudos (*D. puntazzo*), dentones (*Dentex dentex*) y fredis (*Thalassoma pavo*). Además, para un buen número de ellas (Fig. 2.2) la abundancia media ha ido aumentando gradualmente con el tiempo en la reserva marina, de tal modo que el factor Año no ha resultado ser significativo. En cambio, otra serie de especies han sido sistemáticamente más abundantes en el litoral aguileño (Fig. 2.3): serranos (*Serranus scriba*), reyzeuelos (*Apogon imberbis*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), raspallones (*Diplodus annularis*), sargos (*D. sargus*), mojarras (*D. vulgaris*), salpas (*Sarpa salpa*), y varias especie de tordos (*Symphodus rostratus*, *S. tinca*, *S. doderleini*).

Tabla 2.1 Abundancia media (\pm error típico, E.T.) de las especies de peces (agrupadas por familias) observadas en los censos realizados en 2007 en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

Familia	Especie	Abund. \pm E.T.	
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,04 \pm 0,04	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,4 \pm 0,15	
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	0,04 \pm 0,04	
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	6,8 \pm 2,87	
	<i>Epinephelus costae</i>	0,9 \pm 0,24	
	<i>Epinephelus marginatus</i>	4,7 \pm 0,84	
	<i>Mycteroperca rubra</i>	0,6 \pm 0,27	
	<i>Serranus cabrilla</i>	0,9 \pm 0,19	
	<i>Serranus scriba</i>	3,1 \pm 0,36	
	Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	1,6 \pm 0,55
	Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	0,04 \pm 0,04
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	7,6 \pm 2,97	
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,5 \pm 0,18	
Sparidae	<i>Boops boops</i>	139,0 \pm 43,99	
	<i>Dentex dentex</i>	5,3 \pm 1,69	
	<i>Diplodus annularis</i>	0,7 \pm 0,34	
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,0 \pm 0,19	
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2,9 \pm 0,55	
	<i>Diplodus sargus</i>	7,0 \pm 1,16	
	<i>Diplodus vulgaris</i>	24,3 \pm 8,35	
	<i>Oblada melanura</i>	11,8 \pm 5,77	
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,04 \pm 0,04	
	<i>Sarpa salpa</i>	2,2 \pm 1,05	
	<i>Sparus aurata</i>	0,1 \pm 0,09	
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	3,5 \pm 1,86	
	Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>	0,9 \pm 0,44
	Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	290,8 \pm 55,30
Labridae	<i>Coris julis</i>	28,2 \pm 9,65	
	<i>Labrus merula</i>	0,1 \pm 0,06	
	<i>Labrus viridis</i>	0,1 \pm 0,05	
	<i>Symphodus doderleini</i>	0,04 \pm 0,04	
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,9 \pm 0,37	
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,1 \pm 0,05	
	<i>Symphodus ocellatus</i>	10,6 \pm 5,25	
	<i>Symphodus roissali</i>	0,3 \pm 0,14	
	<i>Symphodus rostratus</i>	1,0 \pm 0,61	
	<i>Symphodus tinca</i>	2,5 \pm 0,60	
	<i>Thalassoma pavo</i>	4,8 \pm 1,27	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridis</i>	9,8 \pm 5,03	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,04 \pm 0,04	

Tabla 2.2 Abundancia media (\pm error típico, E.T.) de las especies de peces (agrupadas por familias) observadas en los censos realizados desde 1996 en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

		1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>			0,2 \pm 0,2		0,4 \pm 0,4	0,5 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2	0,2 \pm 1,0	0,04 \pm 0,04
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>		11,7 \pm 11,7		37,4 \pm 25,7					
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,8 \pm 0,3	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	2,1 \pm 0,5	0,5 \pm 0,2	0,1 \pm 0,7	0,4 \pm 0,1	0,4 \pm 0,15
Belonidae	<i>Belone belone</i>		0,1 \pm 0,1							
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	0,4 \pm 0,4		0,1 \pm 0,9						0,04 \pm 0,04
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	65,1 \pm 19,5	39,2 \pm 15,8	22,1 \pm 7,3	11,3 \pm 3,8	44,7 \pm 15,6	2,2 \pm 7,9	25,3 \pm 9,3	1,7 \pm 0,8	6,8 \pm 2,87
	<i>Epinephelus costae</i>	0,1 \pm 0,1	0,7 \pm 0,3	0,5 \pm 0,2	1,0 \pm 0,6	0,9 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	1,6 \pm 0,8	1,8 \pm 0,8	0,9 \pm 0,24
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2 \pm 0,8	0,9 \pm 0,2	3,4 0,7	4,4 \pm 1,9	3,9 \pm 0,8	2,6 \pm 0,8	5,6 \pm 0,9	8,2 \pm 1,4	4,7 \pm 0,84
	<i>Epinephelus caninus</i>				0,1 \pm 0,9					
	<i>Mycteroperca rubra</i>			0,7 \pm 0,5		0,3 \pm 0,9	0,6 \pm 0,3	1,9 \pm 0,8	1,8 \pm 0,5	0,6 \pm 0,27
	<i>Serranus atricauda</i>	0,4 \pm 0,4	0,7 \pm 0,5	0,4 \pm 0,4		0,4 \pm 0,4				
	<i>Serranus cabrilla</i>	2,3 \pm 0,3	1,3 \pm 0,3	1,9 \pm 0,4	1,4 \pm 0,3	1,6 \pm 0,4	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	1,2 \pm 0,2	0,9 \pm 0,19
	<i>Serranus scriba</i>	1,2 \pm 0,2	1,4 \pm 0,2	2,7 \pm 0,4	2,5 \pm 0,5	2,2 \pm 0,3	1,4 \pm 0,3	1,4 \pm 0,3	1,9 \pm 0,3	3,1 \pm 0,36
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	8,2 \pm 2,3	3,4 \pm 0,9	15,1 \pm 4,3	7,9 \pm 1,5	4,9 \pm 1,3	2,9 \pm 0,9	1,6 \pm 0,7	1,0 \pm 0,5	1,6 \pm 0,55
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		1,4 \pm 1,4		7,1 \pm 5,4			0,2 \pm 0,1		
	<i>Trachurus mediterraneus</i>	0,3 \pm 0,3	0,8 \pm 0,7							
	<i>Pseudocaranx dentex</i>					0,2 \pm 0,1			0,8 \pm 0,5	
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	0,4 \pm 0,4								
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>									0,04 \pm 0,04
	<i>Pomadasys incisus</i>	0,4 \pm 0,4								
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	0,9 \pm 0,8	1,8 \pm 0,9	5,2 \pm 1,7	4,2 \pm 1,7	5,5 \pm 1,7	8,4 \pm 3,3	12,8 \pm 4,5	5,9 \pm 3,2	7,6 \pm 2,97
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,5 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,6 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 1,0	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	0,5 \pm 0,18
Sparidae	<i>Boops boops</i>	13,1 \pm 13,1	38,5 \pm 38,0		19,6 \pm 82,4			11,9 \pm 46,7	443,8 \pm 78,0	139,0 \pm 43,99
	<i>Dentex dentex</i>	2,9 \pm 1,7	0,5 \pm 0,2	5,8 \pm 4,4	2,4 \pm 0,7	1,7 \pm 0,6	5,3 \pm 2,6	2,3 \pm 0,5	7,4 \pm 2,8	5,3 \pm 1,69

	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Diplodus annularis</i>	1,4 ± 0,5	0,4 ± 0,2	0,8 ± 0,2	1,7 ± 0,4	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,9 ± 0,3	0,9 ± 0,7	0,7 ± 0,34
<i>Diplodus cervinus</i>	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,5 ± 0,2	2,0 ± 0,5	0,8 ± 0,2	1,3 ± 0,4	1,7 ± 0,3	1,0 ± 0,19
<i>Diplodus puntazzo</i>	3,5 ± 0,8	4,3 ± 1,3	5,5 ± 1,9	4,5 ± 0,8	2,7 ± 0,7	2,6 ± 0,8	2,5 ± 0,8	3,6 ± 0,6	2,9 ± 0,55
<i>Diplodus sargus</i>	9,5 ± 3,6	11,6 ± 3,3	12,3 ± 3,7	12,5 ± 1,7	8,2 ± 1,3	7,6 ± 1,7	5,0 ± 1,8	1,3 ± 2,1	7,0 ± 1,16
<i>Diplodus vulgaris</i>	25,0 ± 4,7	32,0 ± 7,3	32,0 ± 9,5	15,1 ± 3,3	12,2 ± 3,0	18,5 ± 4,7	38,4 ± 13,8	24,7 ± 9,0	24,3 ± 8,35
<i>Oblada melanura</i>	33,3 ± 13,5	1,5 ± 3,5	5,7 ± 2,7	4,7 ± 2,3	0,9 ± 0,8	11,4 ± 7,5	4,1 ± 2,3	2,7 ± 0,8	11,8 ± 5,77
<i>Pagrus pagrus</i>	0,4 ± 0,4	0,7 ± 0,5			0,4 ± 0,4				0,04 ± 0,04
<i>Pagrus auriga</i>					0,7 ± 0,5				
<i>Sarpa salpa</i>	37,7 ± 11,7	46,4 ± 7,9	37,6 ± 7,8	43,4 ± 1,5	11,3 ± 3,8	14,9 ± 5,5	8,3 ± 3,4	5,9 ± 2,6	2,2 ± 1,05
<i>Sparus aurata</i>	0,4 ± 0,4	0,1 ± 0,7	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,7	0,3 ± 0,9	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,4	0,1 ± 0,6	0,1 ± 0,09
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0,1 ± 0,1					17,9 ± 7,7	3,1 ± 1,7	3,6 ± 3,3	3,5 ± 1,86
Centracanthidae <i>Spicara smaris</i>		37,4 ± 37,4		18,4 ± 17,6					0,9 ± 0,44
Pomacentridae <i>Chromis chromis</i>	527,7 ± 89,3	635,4 ± 84,2	748,4 ± 18,7	571,8 ± 73,4	47,4 ± 15,2	443,7 ± 62,2	441,9 ± 7,3	323,2 ± 61,6	290,8 ± 55,30
Labridae <i>Coris julis</i>	32,7 ± 7,7	13,4 ± 1,9	46,1 ± 1,3	9,9 ± 2,2	57,0 ± 13,4	152,4 ± 45,0	88,6 ± 31,8	19,5 ± 4,8	28,2 ± 9,65
<i>Labrus merula</i>	0,4 ± 0,4		0,1 ± 0,6	0,1 ± 0,6	0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,6	0,1 ± 0,6	0,4 ± 0,3	0,1 ± 0,06
<i>Labrus viridis</i>						0,4 ± 0,4	0,9 ± 0,5	0,4 ± 0,4	0,1 ± 0,05
<i>Symphodus doderleini</i>	0,4 ± 0,4	0,5 ± 0,2	0,2 ± 1,0	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,4	0,1 ± 0,6	0,2 ± 0,8	0,04 ± 0,04
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,5 ± 0,2	1,9 ± 0,4	1,2 ± 0,3	1,2 ± 0,2	2,0 ± 0,4	0,9 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,2	1,9 ± 0,37
<i>Symphodus melanocercus</i>		0,4 ± 0,4	0,7 ± 0,3		0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,1	0,7 ± 0,4	0,1 ± 0,7	0,1 ± 0,05
<i>Symphodus ocellatus</i>	2,6 ± 0,9	2,4 ± 0,6	13,7 ± 7,5	2,4 ± 0,7	4,8 ± 1,5	6,0 ± 2,4	4,0 ± 1,2	6,2 ± 2,3	10,6 ± 5,25
<i>Symphodus roissali</i>	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,3	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,2 ± 0,8	0,2 ± 1,0	0,3 ± 0,14
<i>Symphodus rostratus</i>	0,1 ± 0,7	0,7 ± 0,5	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,1 ± 0,6	0,2 ± 0,9	0,3 ± 0,9	0,2 ± 0,9	1,0 ± 0,61
<i>Symphodus tinca</i>	2,6 ± 0,5	4,1 ± 0,7	1,0 ± 1,6	3,3 ± 0,7	2,1 ± 0,7	4,5 ± 0,9	3,6 ± 1,0	3,0 ± 0,7	2,5 ± 0,60
<i>Thalassoma pavo</i>	99,7 ± 25,9	31,6 ± 6,2	28,9 ± 5,9	58,2 ± 17,2	47,9 ± 9,8	32,4 ± 9,0	16,5 ± 4,3	12,4 ± 4,6	4,8 ± 1,27
Sphyraenidae <i>Sphyraena viridensis</i>	4,3 ± 21,9	26,4 ± 14,5	0,3 ± 0,3	15,9 ± 8,6	3,0 ± 6,6	14,8 ± 7,3	21,3 ± 12,7	3,2 ± 15,0	9,8 ± 5,03
Mugilidae Mugilidae	0,9 ± 0,7	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,5		0,1 ± 0,1				
Scorpaenidae <i>Scorpaena maderensis</i>							0,6 ± 0,5		

		1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
	<i>Scorpaena scrofa</i>					0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,6	0,1 ± 0,9	0,4 ± 0,4	0,04 ± 0,04
	<i>Scorpaena porcus</i>	0,7 ± 0,7			0,4 ± 0,4					
	<i>Scorpaena notata</i>		0,4 ± 0,4		0,7 ± 0,5	0,1 ± 0,8				
Atherinidae	<i>Atherina sp.</i>	37,4 ± 25,7								

Tabla 2.3 Resumen de resultados del análisis de la varianza (valores de *P* significativos en negrita) aplicado a las variaciones temporales de los parámetros del poblamiento, y de la abundancia de las especies no pelágicas más frecuentes, considerando los factores Tiempo desde la protección (Año) y variaciones entre localidades (Loc.), así como la interacción entre ambos factores y de las variaciones espaciales a pequeña escala (Sector y Zona sucesivamente anidados en interacción). Se indica asimismo si la tendencia ha sido la disminución (↓) de sus valores de antes a después de instauradas las medidas de protección, o bien han fluctuado sin mostrar una tendencia temporal clara (↔). Asimismo, se indican las diferencias entre sectores localidades (C. Palos: CP: Aguilas: AG).

Variable	Año	Tend.	Loc.	Dif.	Año x Loc.	Sector	Zona
Abundancia (red.)	0,042	↔	0,538		0,657	0,001	0,007
Riqueza específica	0,953		0,466		0,150	0,001	0,035
<i>Muraena helena</i>	0,424		0,039	CP>AG	0,303	0,000	0,003
<i>Epinephelus costae</i>	0,155		0,031	CP>AG	0,840	0,000	0,012
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,598		0,005	CP>AG	0,203	0,000	0,002
<i>Anthias anthias</i>	0,843		0,007	CP>AG	0,752	0,000	0,000
<i>Serranus cabrilla</i>	0,249		0,072		0,462	0,000	0,001
<i>Serranus scriba</i>	0,811		0,000	CP<AG	0,655	0,000	0,077
<i>Apogon imberbis</i>	0,003	↓	0,000	CP<AG	0,725	0,022	0,010
<i>Sciaena umbra</i>	0,138		0,024	CP>AG	0,541	0,016	0,667
<i>Mullus surmuletus</i>	0,337		0,002	CP<AG	0,435	0,001	0,012
<i>Diplodus annularis</i>	0,233		0,000	CP<AG	0,981	0,000	0,000
<i>Diplodus cervinus</i>	0,065		0,007	CP>AG	0,634	0,005	0,000
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,567		0,000	CP>AG	0,945	0,000	0,002
<i>Diplodus sargus</i>	0,012	↔	0,010	CP<AG	0,928	0,285	0,000
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,362		0,004	CP<AG	0,683	0,001	0,001
<i>Dentex dentex</i>	0,595		0,001	CP>AG	0,884	0,000	0,007
<i>Sarpa salpa</i>	0,096	↓	0,008	CP<AG	0,312	0,001	0,042
<i>Coris julis</i>	0,469		0,165		0,077	0,004	0,000
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,498		0,663		0,051	0,195	0,146
<i>Symphodus ocellatus</i>	0,909		0,307		0,115	0,018	0,027
<i>Symphodus roissali</i>	0,658		0,746		0,506	0,000	0,002
<i>Symphodus rostratus</i>	0,682		0,026	CP<AG	0,073	0,000	0,803
<i>Symphodus tinca</i>	0,212		0,005	CP<AG	0,790	0,000	0,107
<i>Symphodus doderleini</i>	0,838		0,028	CP<AG	0,395	0,033	0,779
<i>Labrus merula</i>	0,175		0,446		0,909	0,000	0,983
<i>Thalassoma pavo</i>	0,018	↓	0,033	CP>AG	0,357	0,010	0,000

Figura 2.2 Evolución temporal de algunas de las especies significativamente más abundantes en la reserva marina de Cabo de Palos –Islas

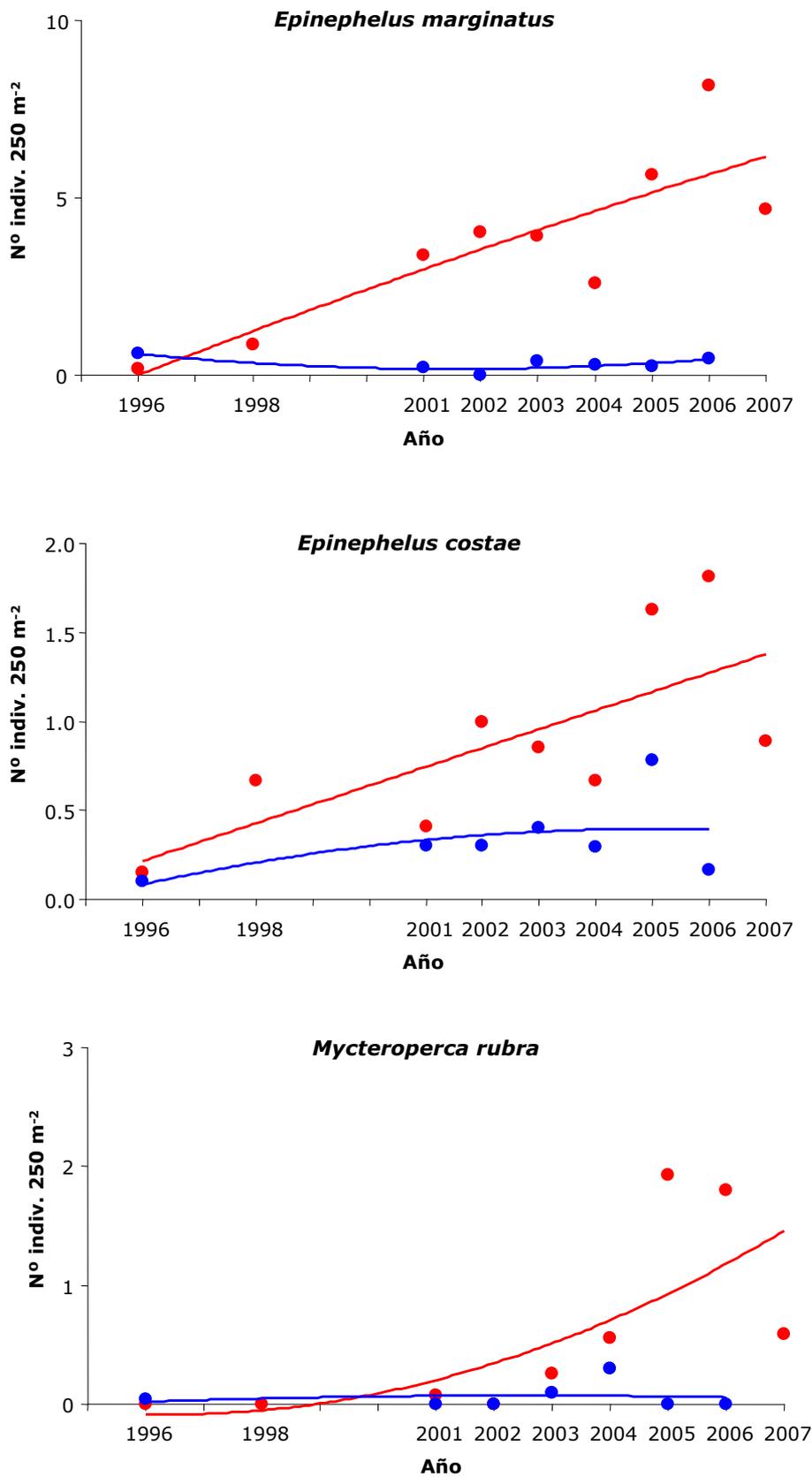


Figura 2.2 (cont.)

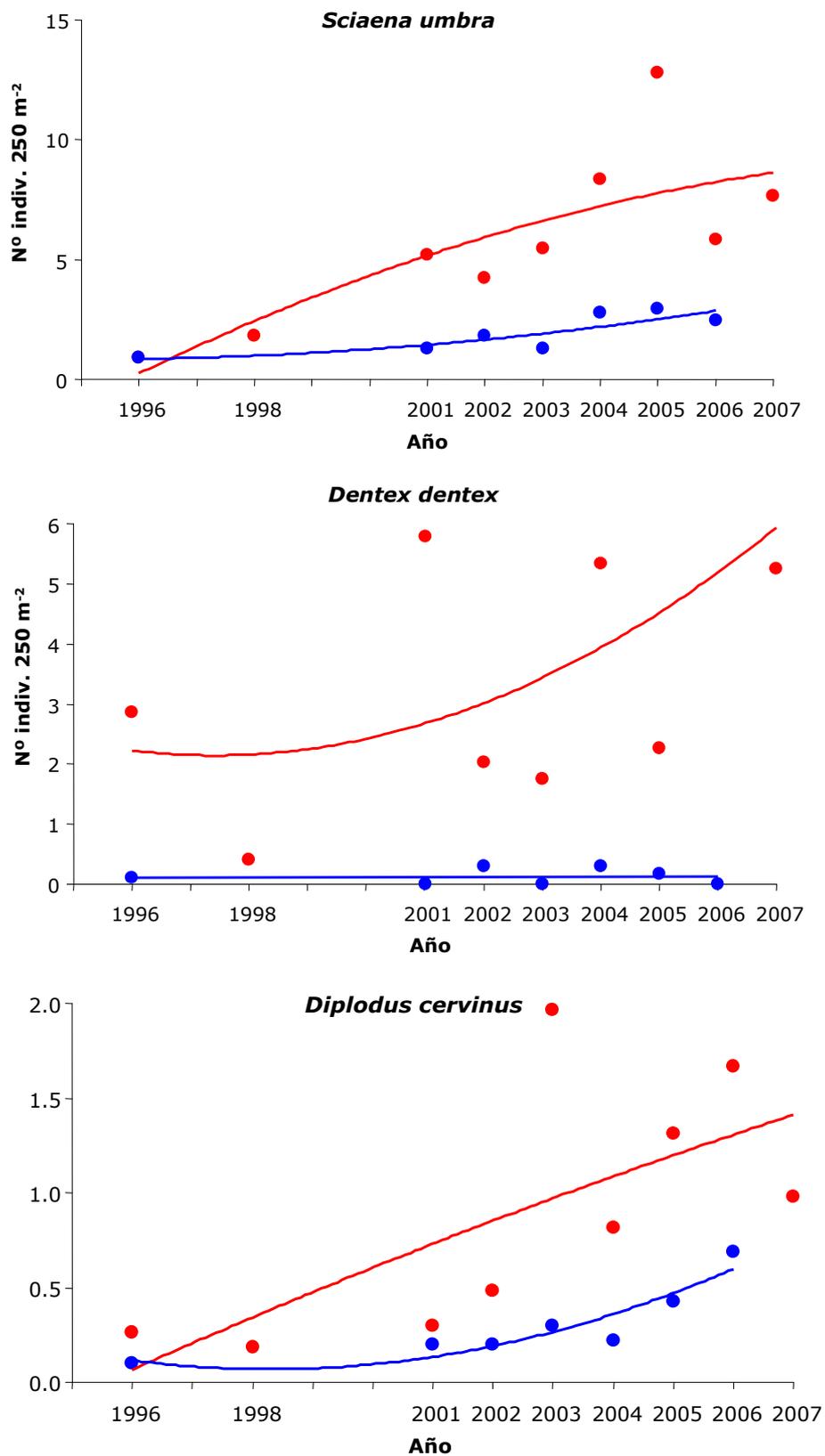
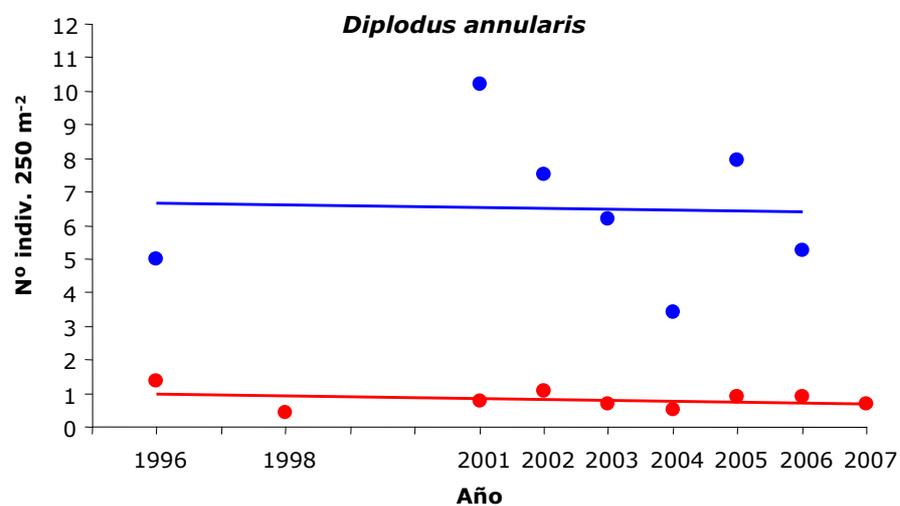
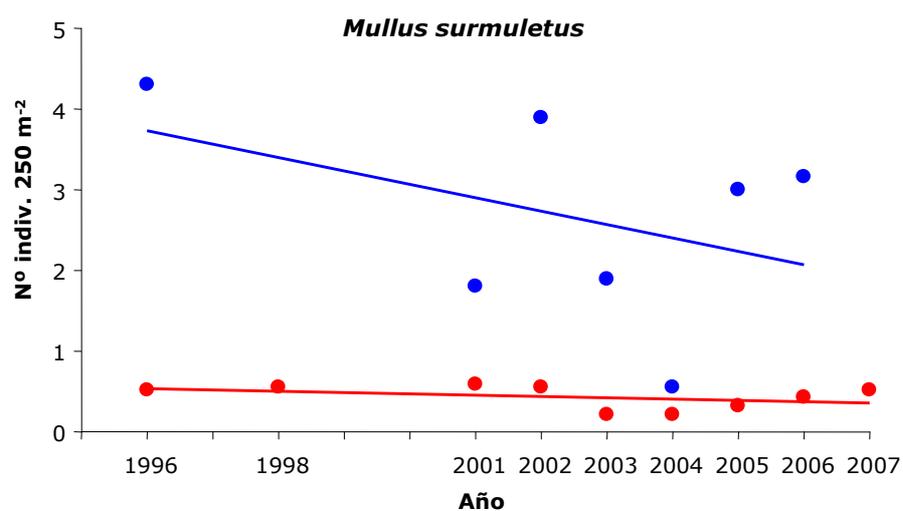
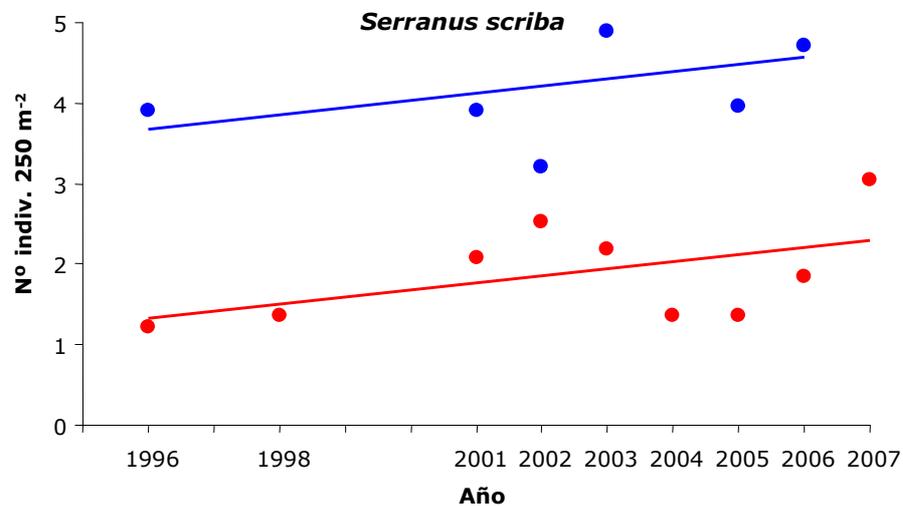


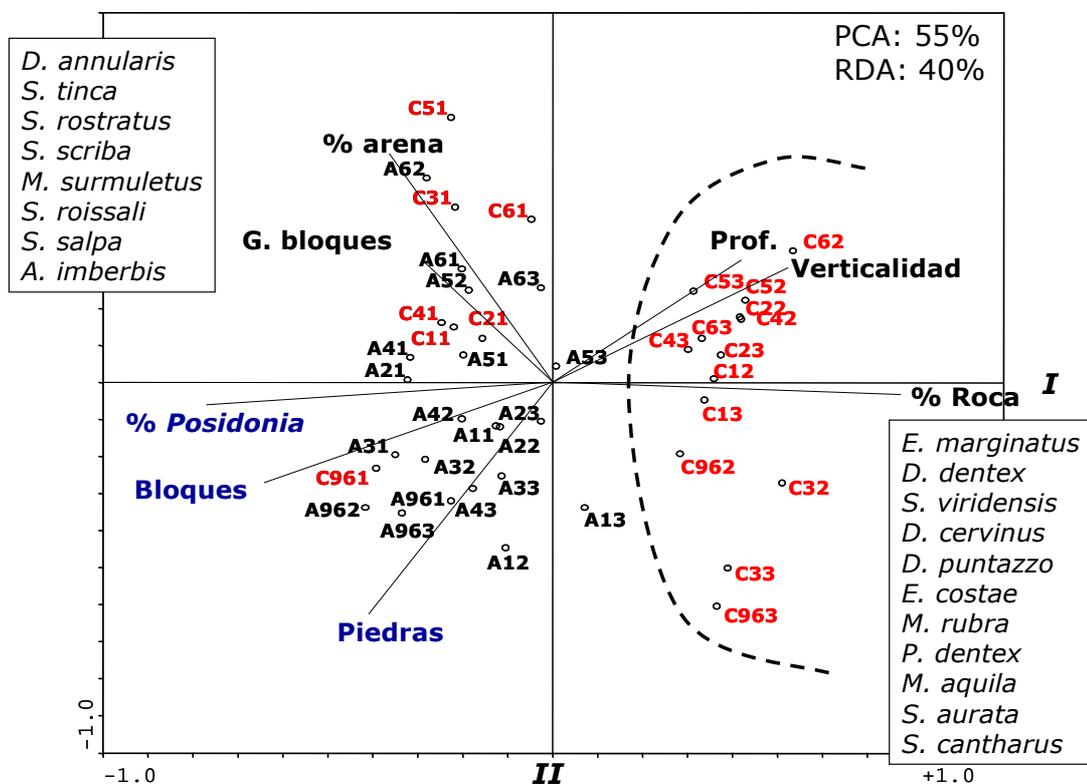
Figura 2.3 Evolución temporal de algunas de las especies significativamente más abundantes en el litoral de Águilas



2.3.3 Influencia de la estructura del hábitat rocoso

Las diferencias observadas, además de debidas directamente a los efectos de la protección, son probablemente debidas en parte a diferencias en la estructura del hábitat rocoso. Un análisis de redundancia (forma de ordenación canónica del análisis de componentes principales) permite comprobar (Fig. 2.4) que los sectores 2 y 3 de la reserva marina difieren en cuanto a que están formados por fondos rocosos menos complejos y con mayor verticalidad y profundidad media, frente a los fondos con mayor proporción de *Posidonia* y arena embebidos en la matriz rocosa, así como con un mayor número de bloques rocosos, que son los que caracterizan tanto el sector 1 de la reserva marina (alrededores del cabo de Palos) como los diferentes sectores estudiados en Águilas.

Figura 2.4 Diagrama de ordenación de estaciones y variables del hábitat en el plano formado por los dos primeros ejes del análisis de redundancia aplicado a los datos de abundancia de peces en los censos realizados durante los diferentes años de seguimiento. Se indican asimismo las especies que caracterizan cada extremo del eje I. En azul se señalan las variables ambientales que tienen una relación significativa con la ordenación obtenida [Código de las estaciones.- C: C. Palos; A: Águilas. La 2ª cifra indica el año de estudio, y la 3ª el sector correspondiente]



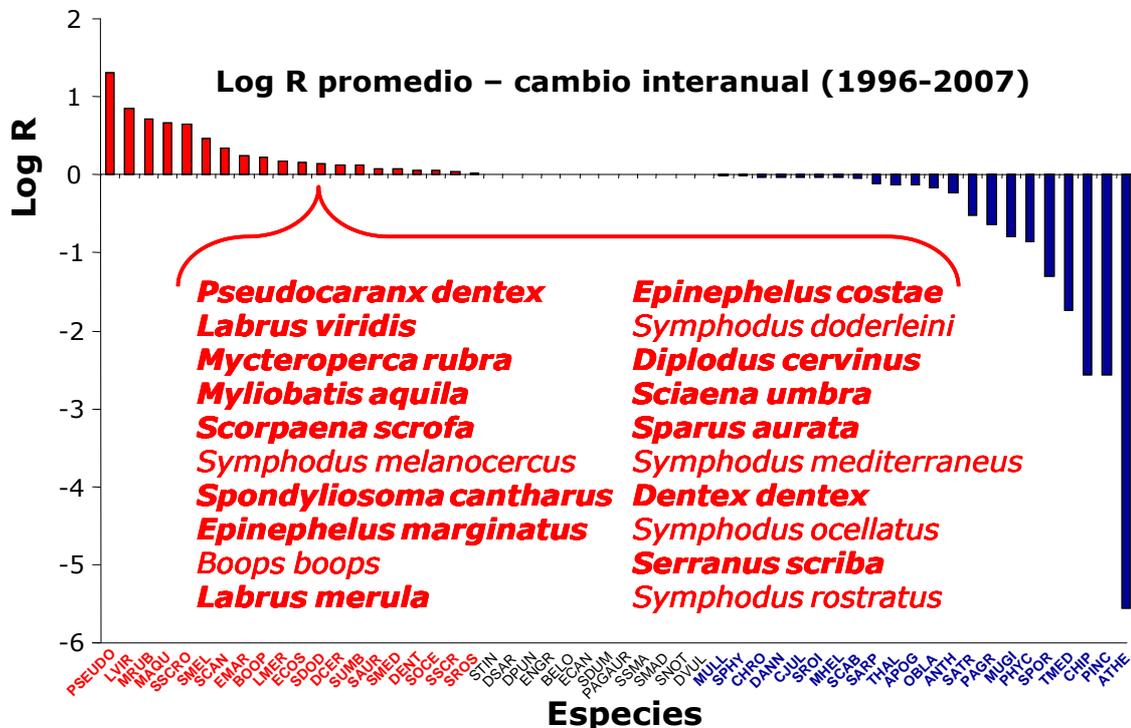
2.3.4 Persistencia del poblamiento de peces: cálculo de la variabilidad anual en la reserva marina

El valor medio de $\log R$ a lo largo del periodo de estudio ha sido de $-0,013$ (Tabla 2.3), lo cual indica que, en promedio, el cambio interanual de abundancia de las especies ha sido pequeño. Además, estos valores no son muy diferentes al estudiar las variaciones a la escala de sectores (Tabla 2.3). Por su parte, la variabilidad anual media (AV) ha sido de $3,407$ (Tabla 2,3). Los valores de AV considerando cada sector de la reserva marina por separado han sido mayores, excepto en la reserva integral (Tabla 2.4). Esto significa que el poblamiento de peces ha sido cuantitativamente más estable al considerar las variaciones en toda la reserva, que a menor escala espacial, pero que probablemente uno de los efectos de la protección ha sido una mayor estabilidad del poblamiento.

Tabla 2.3 Valores medios de $\log R$ y AV para toda la reserva marina, y a la escala de sectores

	$\log R$	AV
Toda la reserva marina	$-0,013$	$3,407$
Sector 1	$0,032$	$4,423$
Sector 2	$0,034$	$5,115$
Sector 3	$-0,023$	$3,136$

Figura 2.5 Valores ordenados de $\log R$ de las especies observadas en el estudio interanual de abundancia de las especies de peces. En rojo se indican las especies que tienen un $\log R$ medio positivo, y en azul los valores negativos. Los nombres de especies destacados en negrita son aquéllos para los que se ha observado un “efecto reserva” [Las abreviaturas se indican en la Tabla 2.3]



No obstante, el valor promedio de $\log R$ por especie ha variado entre 1,307 y -5,569 (Tabla 2.4, Fig. 2.5), de modo que para un grupo de especies la tendencia ha sido a aumentar su abundancia de un año al siguiente, mientras para otras esta tendencia ha sido de disminución con el tiempo (Fig. 2.5). Gran parte de estas especies son precisamente las que han experimentado un mayor “efecto reserva” durante los 12 años de protección (Fig. 2.5).

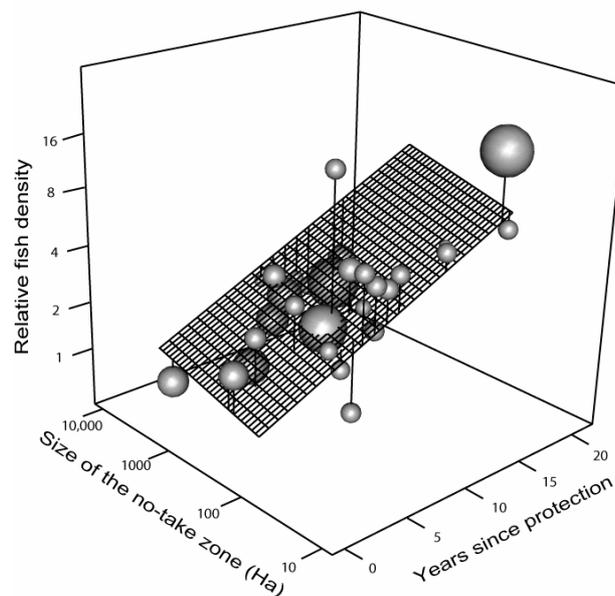
Tabla 2.4 Valores medios de logR de las distintas especies de peces para el periodo estudiado (1996-2007) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Especies	Abrev.	logR	Especies	Abrev.	logR
<i>Myliobatis aquila</i>	MAQU	0,669	<i>Diplodus vulgaris</i>	DVUL	-0,001
<i>Engraulis encrasicolus</i>	ENGR	0,000	<i>Oblada melanura</i>	OBLA	-0,172
<i>Muraena helena</i>	MHEL	-0,038	<i>Pagrus pagrus</i>	PAGR	-0,642
<i>Belone belone</i>	BELO	0,000	<i>Pagrus aurata</i>	PAGAU	0,000
<i>Phycis phycis</i>	PHYC	-0,856	<i>Sarpa salpa</i>	SARP	-0,115
<i>Anthias anthias</i>	ANTH	-0,225	<i>Sparus aurata</i>	SAUR	0,068
<i>Epinephelus costae</i>	ECOS	0,155	<i>Spondylisoma cantharus</i>	SCAN	0,346
<i>Epinephelus marginatus</i>	EMAR	0,235	<i>Spicara smaris</i>	SSMA	0,000
<i>Epinephelus caninus</i>	ECAN	0,000	<i>Chromis chromis</i>	CHRO	-0,030
<i>Mycteroperca rubra</i>	MRUB	0,709	<i>Coris julis</i>	CJUL	-0,032
<i>Serranus atricauda</i>	SATR	-0,514	<i>Labrus merula</i>	LMER	0,180
<i>Serranus cabrilla</i>	SCAB	-0,050	<i>Labrus viridis</i>	LVIR	0,856
<i>Serranus scriba</i>	SSCR	0,030	<i>Symphodus doderleini</i>	SDOD	0,135
<i>Apogon imberbis</i>	APOG	-0,130	<i>Symphodus mediterraneus</i>	SMED	0,067
<i>Seriola dumerili</i>	SDUM	0,000	<i>Symphodus melanocercus</i>	SMEL	0,453
<i>Trachurus mediterraneus</i>	TMED	-1,736	<i>Symphodus ocellatus</i>	SOCE	0,053
<i>Pseudocaranx dentex</i>	PSEUDO	1,307	<i>Symphodus roissali</i>	SROI	-0,033
<i>Coryphaena hippurus</i>	CHIP	-2,569	<i>Symphodus rostratus</i>	SROS	0,014
<i>Pomadasys incisus</i>	PINC	-2,569	<i>Symphodus tinca</i>	STIN	0,010
<i>Sciaena umbra</i>	SUMB	0,114	<i>Thalassoma pavo</i>	THAL	-0,129
<i>Mullus surmuletus</i>	MULL	-0,012	<i>Sphyraena viridensis</i>	SPHY	-0,018
<i>Boops boops</i>	BOOP	0,218	Mugilidae	MUGI	-0,790
<i>Dentex dentex</i>	DENT	0,059	<i>Scorpaena maderensis</i>	SMAD	0,000
<i>Diplodus annularis</i>	DANN	-0,031	<i>Scorpaena scrofa</i>	SSCRO	0,642
<i>Diplodus cervinus</i>	DCER	0,115	<i>Scorpaena porcus</i>	SPOR	-1,290
<i>Diplodus puntazzo</i>	DPUN	0,002	<i>Scorpaena notata</i>	SNOT	0,000
<i>Diplodus sargus</i>	DSAR	0,005	<i>Atherina sp.</i>	ATHE	-5,569

2.4 Discusión

De los resultados del seguimiento del poblamiento de peces mediante censos visuales se desprende, como conclusión más importante, que toda una serie de especies, por lo general piscívoras (es decir, situadas en la parte apical de la red trófica marina) y de interés comercial para la pesca artesanal, han aumentado su abundancia a lo largo de los 12 años transcurridos desde la instauración de las medidas de protección. Señaladamente, estas especies (principalmente varias especies de meros y sargos, así como corvas y dentones) no empezaron a aumentar su abundancia de modo notable hasta pasados varios años (entre 3 y 6 años), y, lo que es más importante, siguen aumentando de forma lineal e incluso exponencial tras más de una década de protección. Por lo tanto, los resultados de este seguimiento vienen a confirmar una observación inferida a partir de un meta-análisis de nuestros datos en combinación con otras bases de datos en el marco del proyecto europeo EMPAFISH¹ (Claudet *et al.* 2008), en el sentido de poner de manifiesto que la diferencia entre la zona protegida y la no protegida puede seguir incrementándose incluso tras más de 20 años de protección (Fig. 2.6).

Figura 2.6 Efecto de las áreas marinas protegidas utilizadas como casos de estudio en el proyecto EMPAFISH sobre la densidad de peces de especies de interés comercial en función de la antigüedad de la reserva marina y del tamaño de la reserva integral (tomado de Claudet *et al.* 2008).



¹ www.um.es/empafish

De lo anterior se deduce que, muy probablemente, la fracción comercial del poblamiento de peces seguirá incrementando su densidad durante los próximos años en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Esto podría ser explicado en parte por la larga duración de la vida de las especies implicadas (que puede llegar, en el caso de los meros, hasta más de 40 años), lo cual da lugar a una cierta lentitud de la respuesta del poblamiento estudiado a la protección pesquera. La serie temporal de datos obtenidos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas constituye probablemente un hito en el ámbito mediterráneo por su duración y por el rigor del diseño de muestreo aplicado, y uno de los pocos ejemplos disponibles en el marco internacional de medida *in situ* de la recuperación de la comunidad íctica tras el cese de la actividad pesquera; lo normal en los estudios realizados hasta la fecha es evaluar el “efecto reserva” a partir de estudios puramente espaciales –es decir, comparaciones “dentro-fuera” sin continuidad en el tiempo (Russ et al. 2005). De ahí la importancia de darle continuidad a este esfuerzo de muestreo, pues de estos datos se podrán sin duda extraer importantes conclusiones para la gestión de esta y otras áreas marinas protegidas. Estos estudios a largo plazo no sólo sirven para documentar con precisión la recuperación del poblamiento, sino que además puede proporcionar valiosa información sobre los mecanismos específicos que operan (mortalidad, crecimiento, reclutamiento, etc.) en dicha recuperación.

Con nuestros datos se corrobora asimismo la enorme importancia que tiene controlar el efecto de la estructura del hábitat, de modo que se pueda separar tal efecto del achacable a la protección pesquera. En el caso de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, existe la dificultad de que el hábitat rocoso en los bajos e islas es singularmente diferente al del resto del litoral murciano, por lo que esta separación entre “efecto reserva” y “efecto hábitat” resulta complicada, y requiere la utilización de herramientas estadísticas complejas. Esto hace aún más útil el contar con una serie temporal a largo plazo tanto en la reserva marina como en una zona de control, pues nos permite inferir con poco lugar para la duda que las diferencias observadas son debidas a la protección, y no a otros factores, ya que el hábitat rocoso no cambia con el tiempo a la escala considerada. Sin embargo, las diferencias de hábitat hacen asimismo que los efectos de la protección sean menos notables para otras especies más propias de hábitats rocosos más heterogéneos (es decir, con una mayor proporción de manchas de *Posidonia oceanica* y/o arena inmersas en la matriz rocosa), tales como serranos, salmonetes, raspallones, salpas y tordos, porque este tipo de hábitat es más propio de la zona elegida como control (Águilas). No obstante, el hecho de que la parte más costera de la reserva marina (calas alrededor del cabo de Palos, y bajo de la Testa) contenga un

hábitat costero más heterogéneo, nos da la posibilidad de estudiar específicamente los efectos de la protección sobre esas especies.

A pesar de los cambios observados con el tiempo en la estructura del poblamiento íctico, éste se ha mantenido en conjunto más o menos estable en cuanto a su composición en especies y la abundancia relativa de cada una de ellas; se trata éste muy probablemente de un efecto de la estructura del hábitat, ya que al ejercer una influencia tan grande sobre las variables estudiadas (abundancia y riqueza específica), tiene el efecto de estabilizar al poblamiento. Pero esta estabilidad es mayor o menor en función tanto de la escala espacial de observación como del nivel de protección. De la comparación de los valores de VA se deduce que la estabilidad cuantitativa es mayor considerando toda la reserva marina en su conjunto que si se estudia por separado en sectores más pequeños de la misma; además, se observa una mayor estabilidad en la reserva integral que en los demás sectores de la reserva marina (bajos y calas). Por tanto, la protección pesquera tiene un “efecto tampón” añadido, que puede tener una gran importancia para la conservación de las poblaciones afectadas (Francour 1994, 2000).

3 Impacto del submarinismo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (2007)

3.1 Introducción

En los fondos marinos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas nos encontramos con una gran variedad de ambientes, resultado del relieve de los fondos y de los aportes de las masas de agua atlánticas que proceden del estrecho, que da como resultado una elevada biodiversidad. Los ecosistemas, entre los que destacan las praderas de *Posidonia oceanica* y los fondos coralígenos, se encuentran en buen estado de conservación. Por todo ello, se trata de un lugar privilegiado que los visitantes subacuáticos han sabido apreciar.

Distintos estudios evidencian el beneficio económico que supone el establecimiento de un AMP para el sector del buceo, incluso cuando esta actividad está parcialmente prohibida en la reserva los centros de buceo locales usan esta imagen como reclamo de calidad y valor añadido.

La alta demanda para bucear en estos parajes hace que sea imprescindible un estudio de los posibles efectos ecológicos, derivados de la frecuentación de los buceadores con escafandra autónoma, en determinados puntos dentro del AMP.

Los campos de gorgonias se asientan sobre sustratos duros formando paisaje de gran valor estético, entre los más espectaculares en el Mediterráneo. Se pueden encontrar lugares donde existen densos bosques asociados a coralígeno donde podemos encontrar una serie de especies entre las que destacan *Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis* (la gorgonia blanca), *Eunicella verrucosa* y *E. clavolinii*. Entre las principales amenazas a las que se enfrentan estas colonias de organismos podemos citar determinadas artes de pesca, el fondeo de embarcaciones, la recolección como objeto decorativo, y, por último, el impacto asociado a la frecuentación de buceadores por contacto directo con

aletas y otras partes del cuerpo. Recientemente se han descrito eventos de muerte masiva, de grandes poblaciones de gorgonias, en la zona norte del Mediterráneo asociado a episodios de incremento de temperatura

La comunidad de gorgonia blanca presente en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas es una de las poblaciones mejor conservadas del mediterráneo occidental, las comunidades, comparables en densidad y tamaño de esta especie más cercanas a las de la reserva marina en Murcia se encuentran al norte en las Islas Columbretes y al sur en las Islas Chafarinas, de ahí que esta población cobre un valor añadido de accesibilidad y frecuencia de visitantes.

3.2 Material y Métodos

La población de gorgonia blanca, *Eunicella singularis*, se encuentra distribuida de manera irregular en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. En el presente estudio la población de gorgonia blanca fue estudiada en cuatro sitios. De éstos, dos están situados en el interior de la reserva integral (isla Hormiga e islote del Hormigón), y los otros dos en el bajo de Dentro, uno al norte del bajo y el otro cerca de la cueva existente en su cara este. Para el estudio de las colonias de *Eunicella singularis*, se eligió, como en años anteriores, el bajo de Dentro, ya que éste es el único punto dentro de la reserva parcial que presenta una población de gorgonias comparable en tamaño y densidad a la de la reserva integral.

El muestreo se ha realizado el pasado mes de noviembre (después de la temporada de verano) y ha consistido en lanzar aleatoriamente una serie de quadrats de 1 m² (Foto 3.1). Se han realizado ocho réplicas en cada uno de los sitios mencionados, a profundidades de entre 24 y 31 metros. En cada réplica se anotó la densidad total de colonias y el número de colonias tumbadas. Los parámetros ambientales anotados en cada uno de los quadrats fueron profundidad, rugosidad, pendiente y exposición. Además, fueron muestreados una serie de parámetros morfométricos en las 5 colonias erectas situadas en el extremo superior derecho del quadrat: altura máxima (cm), anchura máxima (cm), número de puntas y porcentaje de necrosis en las ramas.



Foto 3.1 Muestreo de gorgonia blanca mediante 'quadrat'

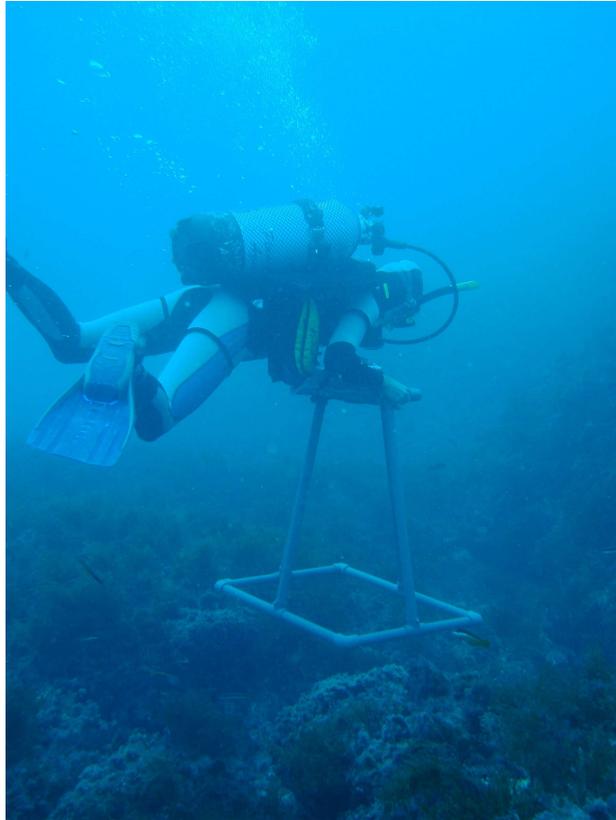
El estudio fotográfico del recubrimiento algal se ha realizado siguiendo el mismo diseño de muestreo utilizado en años anteriores: seis sitios –tres en la zona de amortiguación (bajo de Piles, bajo de Dentro y bajo de Fuera) y tres en el interior de la reserva integral (dos en la isla Hormiga, y una en el Hormigón), y dos campañas de muestreo –una previa a la temporada alta de buceo, en verano, y otra después de la misma. En cada sitio y época se realizan 100 fotografías digitales del fondo, de las cuales se analizan 75, tras descartar las que han resultado desenfocadas o contienen organismos de gran tamaño (peces, crustáceos, etc.) que pudieran distorsionar las medidas de cobertura o densidad de especies bentónicas. Para obtener una fotografía de área fija y conocida, y para garantizar la calidad de las instantáneas, así como para facilitar el trabajo bajo el agua, se ha diseñado un soporte rígido de PVC (Fotografía 3.2) acoplado a la carcasa de la cámara. Este soporte ha permitido realizar fotografías a una altura fija de 75 cm respecto de la superficie y cubriendo un área de 0,35 m².

El trabajo de gabinete para el análisis de las fotografías obtenidas en los muestreos se ha realizado con el programa de tratamiento de imágenes *Adobe ImageReady 7.0*. Cada una de las imágenes, antes de empezar el conteo de organismos y porcentajes de cobertura, es tratada tanto para mejorar el contraste como para los niveles de RGB, aumentándose de esta manera la capacidad de discriminación de organismos y facilitándose la labor de conteo de los organismos y morfotipos algales.

En las fotografías, una vez realizados los ajustes necesarios, se crean unas celdas que dividen la imagen en 400 unidades. Cada celda estará ocupada por una clase de organismo o por uno de los cuatro morfotipos algales establecidos previamente. En caso de que coincidan más de un organismo o más de un morfotipo de alga se considerará aquél que ocupe mayor porcentaje de la celda.

Se han realizado dos clases diferentes de conteo, al igual que se hizo con el seguimiento de visu durante los años anteriores: un conteo de porcentajes de cobertura donde se han incluido los morfotipos algales y grupos taxonómicos como las esponjas; y un conteo por número de individuos o colonias entre los que incluimos equinodermos, ascidias, briozoos o anélidos.

Foto 3.2 Muestreo de cobertura algal y de otros organismos bentónicos mediante fotografía digital



Las diferencias en la cobertura bentónica, y en la densidad y las características morfométricas de gorgonias entre sitios fueron testadas mediante análisis de la varianza. En todos los análisis se ha comprobado la homogeneidad de las varianzas usando el test de Cochran antes de realizar el análisis de la varianza, transformándose los datos en caso de no resultar homogéneas. En consonancia con el objetivo del estudio impacto, para maximizar la detección de los efectos perjudiciales de los buceadores en las comunidades bentónicas incluso cuando estos efectos estén únicamente empezando a desarrollarse (aceptando incluso la posibilidad de detectar impactos aparentes pero no reales) y por tanto manteniendo la probabilidad del error de Tipo II pequeña (incluso a costa de la probabilidad de cometer error de Tipo I), para los valores que mostraron homocedasticidad, el valor crítico de α fue establecido en $p = 0,1$; en el resto de casos, el valor crítico fue fijado en $p = 0,05$. Todos los análisis se han realizado con GMAV5 (Universidad de Sydney).

3.3 Resultados

3.3.1 Gorgonia blanca

El número total de colonias de gorgonias no ha diferido entre la reserva integral y la parcial, aunque sí se observan diferencias significativas entre sitios en cada nivel de protección (Fig. 3.1; Tabla 3.1), siendo la mayor densidad media la encontrada en el bajo de Dentro cerca de la cueva. Tampoco se observan diferencias significativas de densidad de colonias erectas o tumbadas, ni en la relación de colonias tumbadas respecto al total (Fig 3.2, 3.3, 3.4, respectivamente y Tabla 3.1), aunque, como hemos visto en el estudio de anteriores años, la densidad de colonias tumbadas tiende a ser mayor en el bajo de Dentro (y en especial cerca de la cueva).

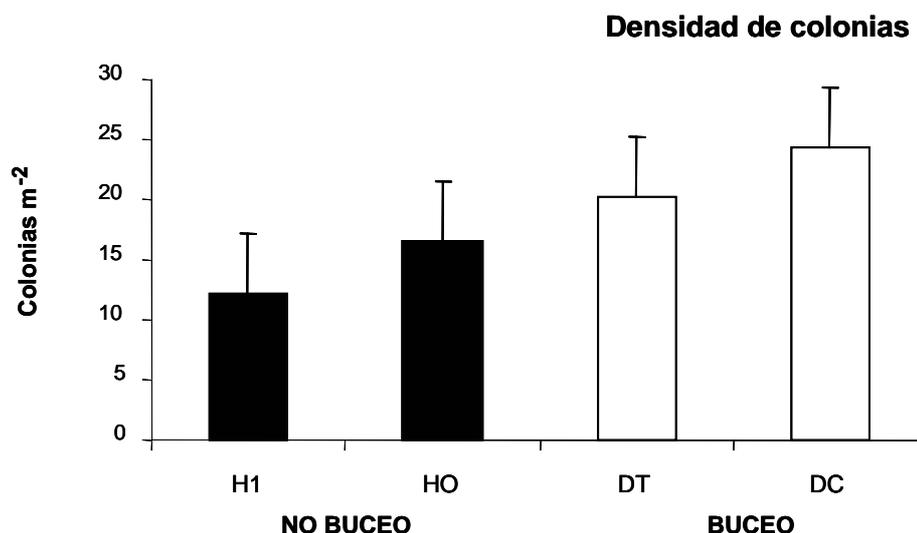


Figura 3.1 Valores medios de densidad de colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

Tabla 3.1 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a los valores de densidad de las colonias de gorgonia blanca para los factores intensidad de buceo (B) y sitio (S) [*** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$]

Fuente de variación	g.l.	MC	F	P
Densidad				
B	1	512,000	7,080	0,117
S(B)	2	72,313	2,880	0,073 (*)
RES	28	25,152		
TOT	31			
Erectas				
B	1	465,125	7,160	0,116
S(B)	2	65,000	2,360	0,113
RES	28	27,527		
TOT	31			
Tumbadas				
B	1	1,125	1,380	0,360
S(B)	2	0,813	0,220	0,807
RES	28	3,759		
TOT	31			
Ratio				
B	1	3,343	0,020	0,892
S(B)	2	140,901	0,780	0,468
RES	28	180,570		
TOT	31			

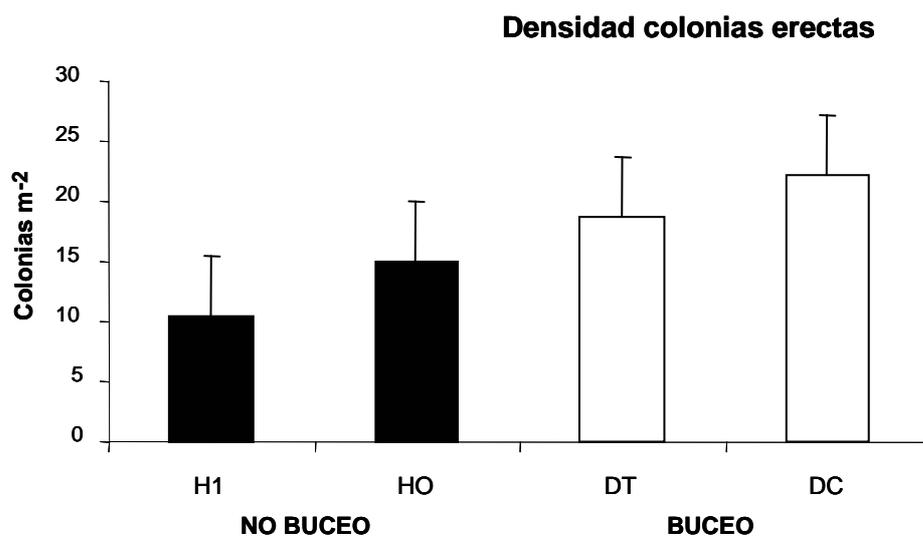


Figura 3.2 Valores medios de densidad de colonias erectas de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

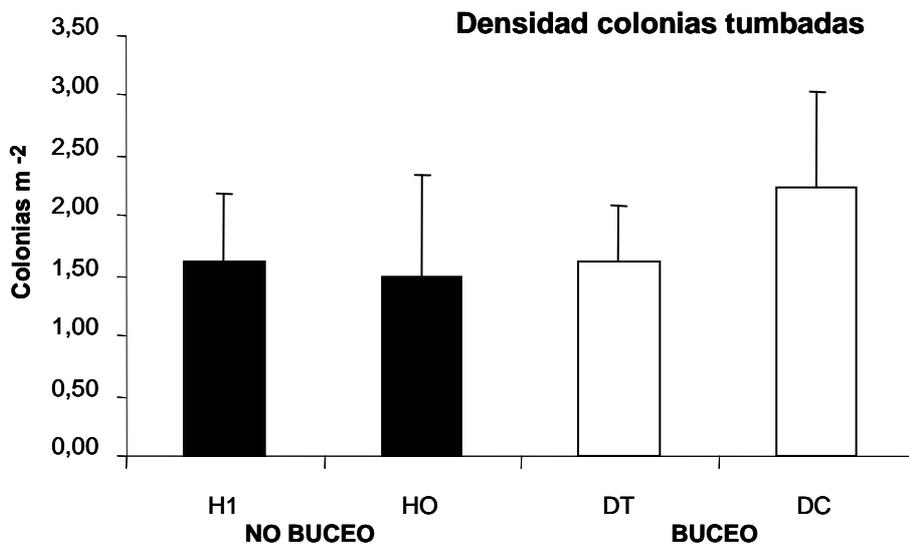


Figura 3.3 Valores medios de densidad de colonias tumbadas de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

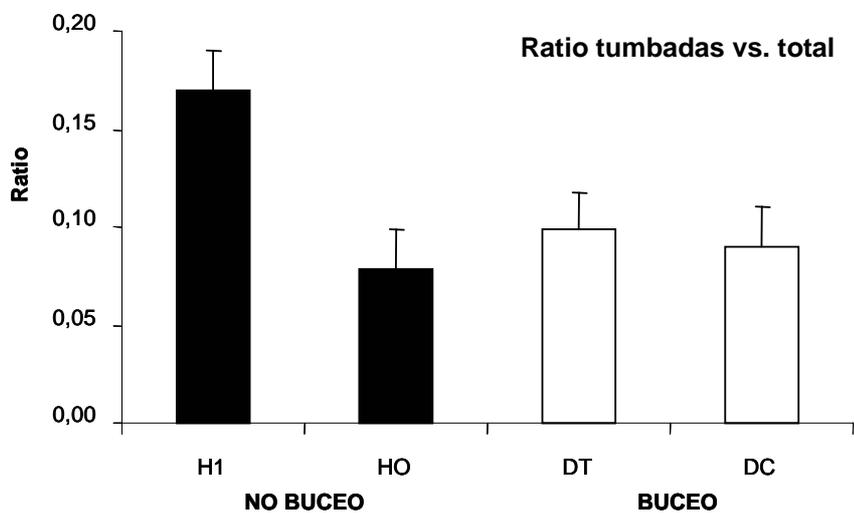


Figura 3.4 Relación de la densidad media de colonias tumbadas de *Eunicella singularis* frente a la densidad total en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

En relación al estudio de las características morfométricas, los resultados del análisis de la varianza no muestran diferencias significativas para las variables altura, anchura y número de puntas entre niveles de protección, aunque sí se evidencia una variabilidad espacial a pequeña escala (entre sitios), a excepción de la presencia y proporción de necrosis en las colonias (Fig. 3.6 a 3.9; Tabla 3.2).

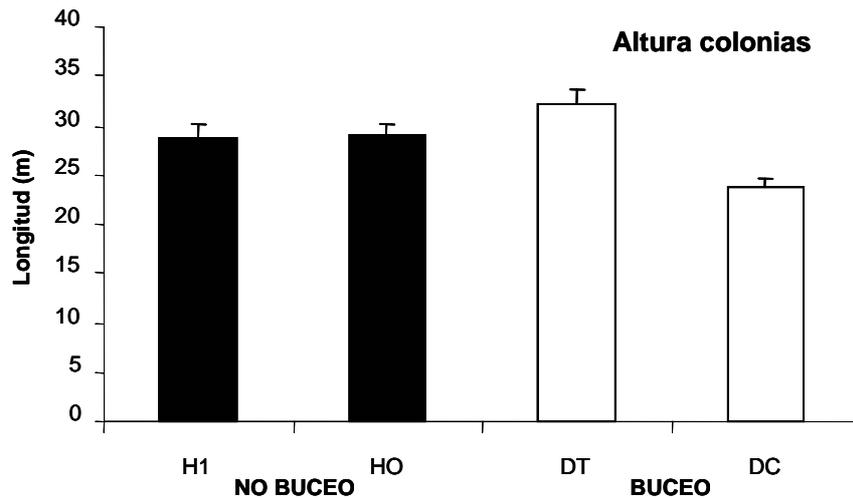


Figura 3.6 Valores medios de la altura de las colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

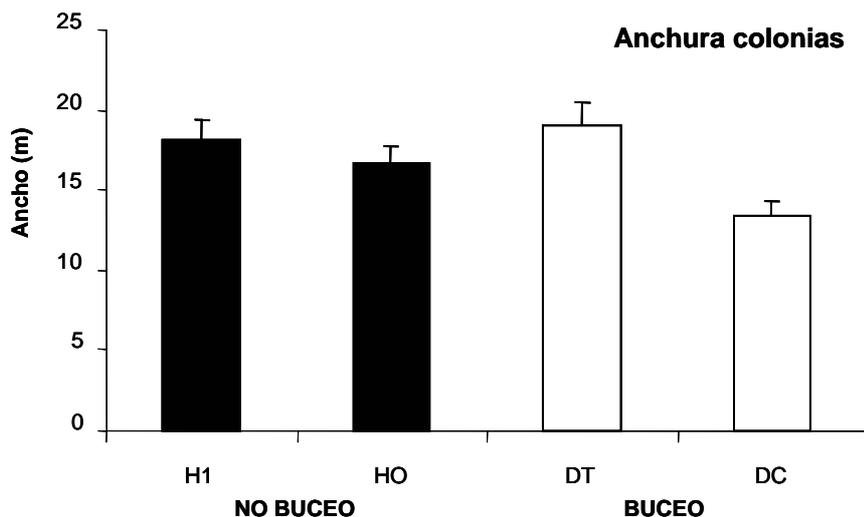


Figura 3.7 Valores medios de la anchura de las colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

Tabla 3.2 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a las variables morfométricas y de necrosis en el estudio de las colonias de gorgonia blanca. *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $p \leq 0,1$.

Fuente de variación	g.l.	MC	F	P
Altura				
B	1	33,306	0,050	0,852
S(B)	2	739,656	13,420	0,000 ***
RES	156	55,135		
TOT	159			
Anchura				
B	1	54,056	0,160	0,730
S(B)	2	344,500	6,060	0,002 **
RES	156	56,862		
TOT	159			
Nº de puntas				
B	1	3.506,256	2,340	0,266
S(B)	2	1.498,906	2,670	0,072 (*)
RES	156	560,847		
TOT	159			
Necrosis				
B	1	212,351	0,390	0,597
S(B)	2	546,608	1,680	0,190
RES	156	325,687		
TOT	159			

Es remarcable el hecho de que ha ocurrido un episodio de mortalidad masiva, de modo que hasta un 60% de las colonias están afectadas; de éstas, observamos un grado medio de afección de 21% de la colonia necrotizada (Fig. 3.9), aunque el rango de variación de la afección es muy amplio (1-100%); además, el 10% del total de las colonias observadas presentan más del 50% de la colonia afectada (Foto 3.3) (véase capítulo 9).

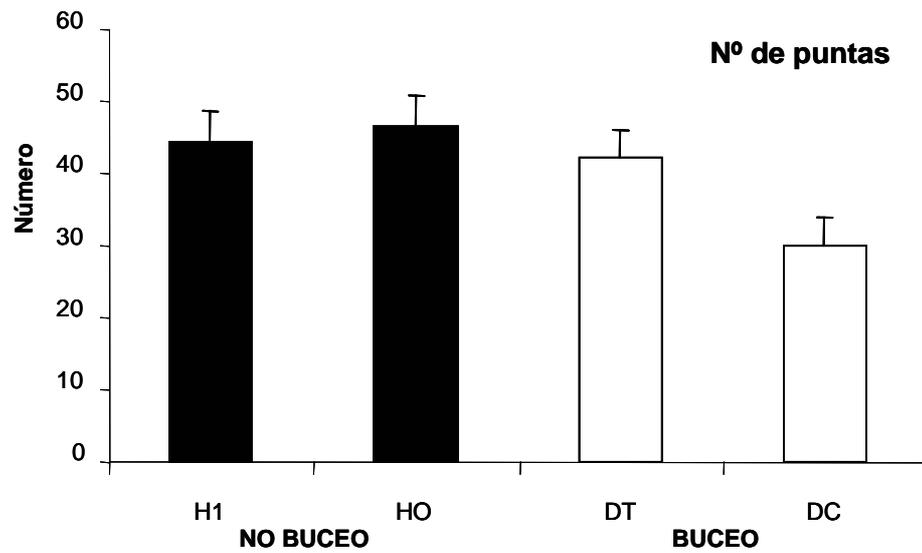


Figura 3.8 Valores medios del número de puntas de las colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)

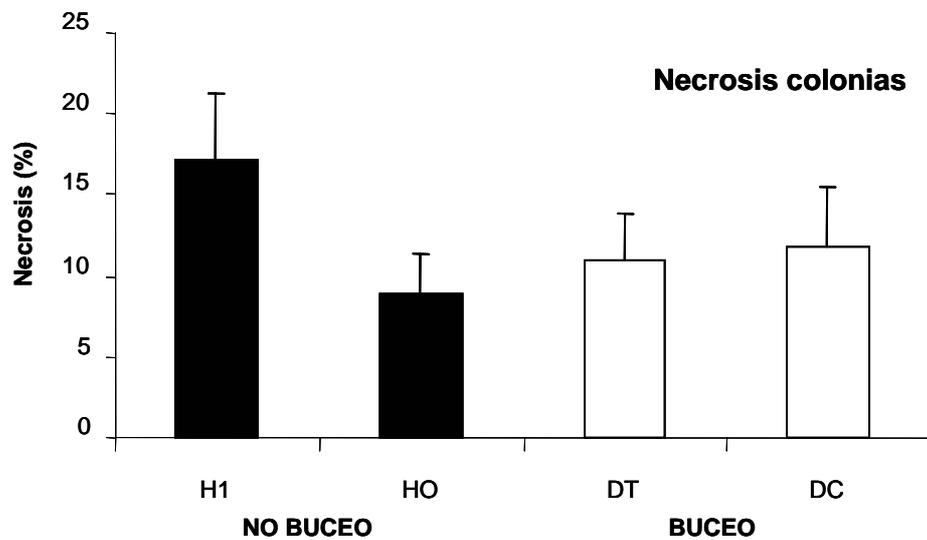


Figura 3.9 Valores medios de la necrosis detectada en las colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (H1:Hormiga; HO: Hormigón; DT: bajo de Dentro al norte; DC: bajo de Dentro cerca de la cueva)



Foto 3.3 Colonia de *Eunicella singularis* con alta proporción de necrosis en uno de los cuadrats muestreados.

En lo que respecta al análisis en conjunto de los tres años de seguimiento de la población de gorgonia blanca se observan diferencias significativas entre las zonas – es decir, en función de la intensidad de buceo, para la densidad de colonias (Fig. 3.10; Tabla 3) y para el número de colonias erectas (Fig 3.11; Tabla 3). Sin embargo, no se han detectado diferencias significativas en el número de colonias tumbadas entre años y el ratio de las colonias tumbadas respecto a las erectas (Fig. 3.12 y 3.13; Tabla 3).

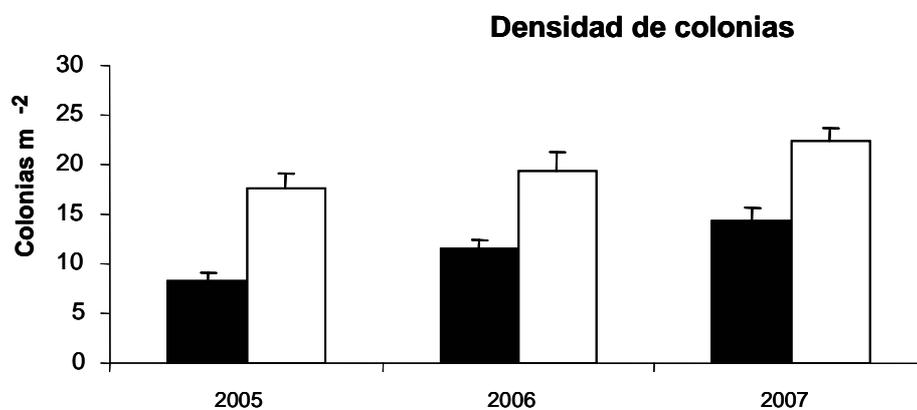


Figura 3.10 Valores trianuales medios de densidad de colonias de *Eunicella singularis* en la reserva integral (azul) y en la reserva parcial (blanco) de Cabo de Palos – Islas Hormigas

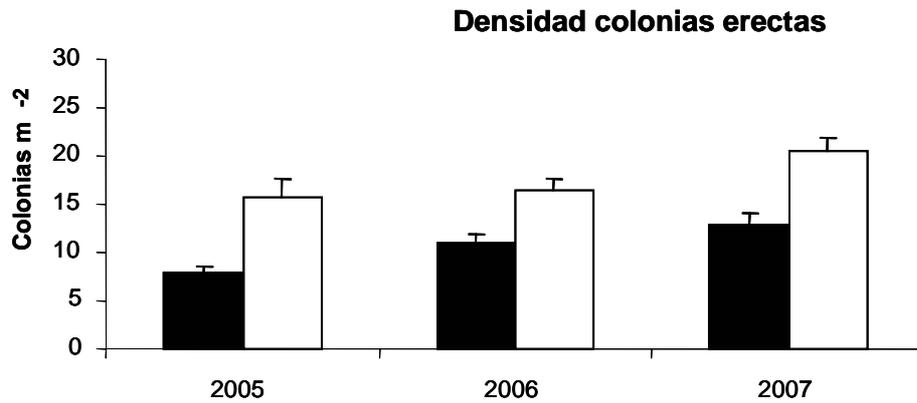


Figura 3.11 Valores trianuales medios de densidad de colonias erectas de *Eunicella singularis* en la reserva integral (azul) y en la reserva parcial (blanco) de Cabo de Palos – Islas Hormigas

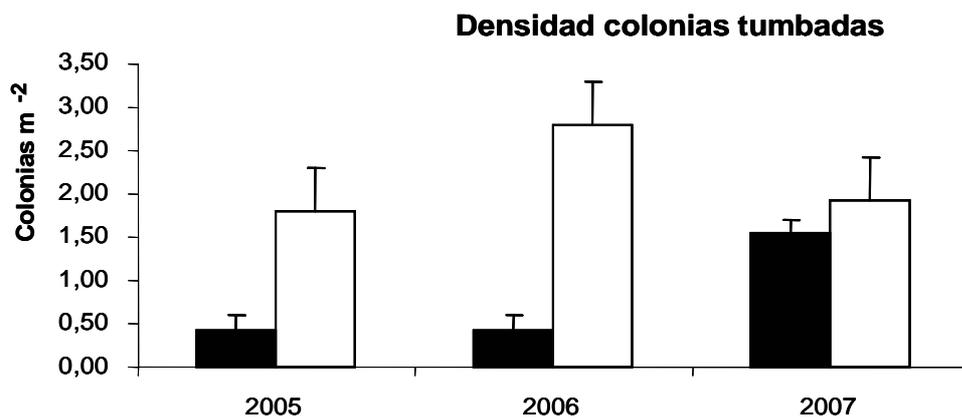


Figura 3.12 Valores trianuales medios de densidad de colonias tumbadas de *Eunicella singularis* en la reserva integral (azul) y en la reserva parcial (blanco) de Cabo de Palos – Islas Hormigas

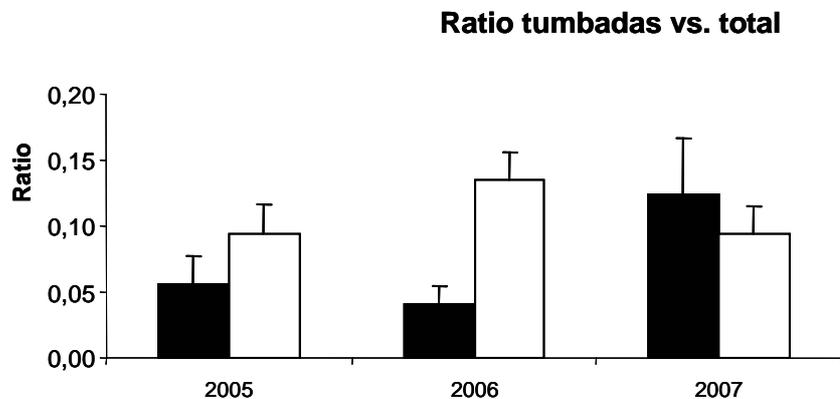


Figura 3.13 Relación de la densidad media de colonias tumbadas de *Eunicella singularis* frente a la densidad total en la reserva integral (azul) y en la reserva parcial (blanco) de Cabo de Palos – Islas Hormigas

En el análisis morfométrico interanual, las diferencias significativas más importantes encontradas son las que presentan el número de puntas por colonia y el porcentaje de necrosis detectado en las ramas. Mientras que el número de puntas presenta un aumento del número de puntas entre los sitios de la reserva integral en el último año, la necrosis presenta un fuerte incremento en el porcentaje de necrosis en las ramas tanto en la reserva parcial como en la reserva integral, alcanzando niveles de necrosis del 21% por término medio (Fig. 3.9).

Tabla 3.3 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a los valores de densidad de las colonias de gorgonia blanca de los muestreos realizados después de la época estival en los últimos tres años.

Fuente de variación	g.l.	MC	F	P
Densidad				
B	1	1.700,167	306,800	0,003
A	2	237,042	1,390	0,319
L(B×A)	6	170,563	7,500	0,000
B×A	2	5,542	0,030	0,968
RES	84	22,729		
TOT	95			
Erectas				
B	1	1.190,042	81,840	0,012
A	2	187,042	1,450	0,305
L(B×A)	6	128,583	6,000	0,000
B×A	2	14,542	0,110	0,895
RES	84	21,420		
TOT	95			
Tumbadas				
B	1	6,393	7,440	0,1122
A	2	0,517	1,010	0,4176
L(B×A)	6	0,510	1,510	0,1854
B×A	2	0,859	1,680	0,2627
RES	84	0,338		
TOT	95			
Ratio				
B	1	606,298	2,640	0,2459
A	2	127,693	0,910	0,453
L(B×A)	6	140,929	1,000	0,4297
B×A	2	229,868	1,630	0,2718
RES	84	140,672		
TOT	95			

Tabla 3.4 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a las variables morfométricas y de necrosis en el estudio de las colonias de gorgonia blanca en los muestreos realizados después de la época estival en los últimos tres años.

Fuente de variación	g.l.	MC	F	P
Altura				
B	1	60,208	0,110	0,775
A	2	734,219	2,870	0,133
L(B×A)	6	255,521	4,860	0,000
B×A	2	563,577	2,210	0,191
RES	468	52,542		
TOT	479			
Anchura				
B	1	0,717	0,200	0,700
A	2	8,651	3,750	0,088
L(B×A)	6	2,307	3,390	0,003
B×A	2	3,633	1,570	0,282
RES	468	0,680		
TOT	479			
Nº de puntas				
B	1	5,534	0,600	0,519
A	2	59,443	10,660	0,011
L(B×A)	6	5,577	2,290	0,034
BXA	2	9,182	1,650	0,269
RES	468	2,431		
TOT	479			
Necrosis				
B	1	13,669	0,110	0,769
A	2	6.984,531	29,960	0,001
L(B×A)	6	233,144	1,500	0,176
B×A	2	121,731	52,000	0,618
RES	468	155,463		
TOT	479			

3.3.2 Fotografía digital

En el presente informe se da cuenta del análisis de las primeras 25 fotografías en cada sitio, zona de la reserva y época de muestreo (300 fotografías en total). Además de los 4 morfotipos algales, se han observado 17 especies (o grupos de especies) de invertebrados, aunque únicamente 5 (los erizos *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*, las esponjas del género *Ircinia* spp., la ascidia colonial *Clavelina dellavallei* y el briozoo *Myriapora truncata*) han mostrado una frecuencia de aparición mayor de 10%, y por tanto suficiente para permitir su análisis estadístico.

La cobertura algal total ha mostrado cambios significativos (Tabla 3.5), de modo que se detecta una disminución ligera pero significativa de antes a después del verano (pasando de 97 a 91%), así como una mayor cobertura media en la reserva integral (96%) frente a la reserva parcial (92%), considerando las dos épocas juntas. Las diferencias entre épocas son achacables a los valores de cobertura por algas de gran porte (“arbóreas”), ya que éstas disminuyen de modo notable después del verano, pasando de 84 a 53% (Fig. 3.14) en ambas zonas de la reserva marina. Esto provoca, como consecuencia, que los otros tipos de algas (excepto el grupo de las “erectas”) aumenten significativamente su cobertura con el tiempo (Tabla 3.5), y que la proporción de superficie rocosa desprovista de vegetación aumente también, aunque en menor medida en la reserva integral (Fig. 3.14), siendo ésta la causa de que la cobertura algal total sea diferente entre zonas.

Figura 3.14 Valores medios (\pm error típico) de cobertura por algas “arbóreas” y de superficie desprovista de vegetación en las dos zonas de la reserva marina, y en las dos épocas consideradas.

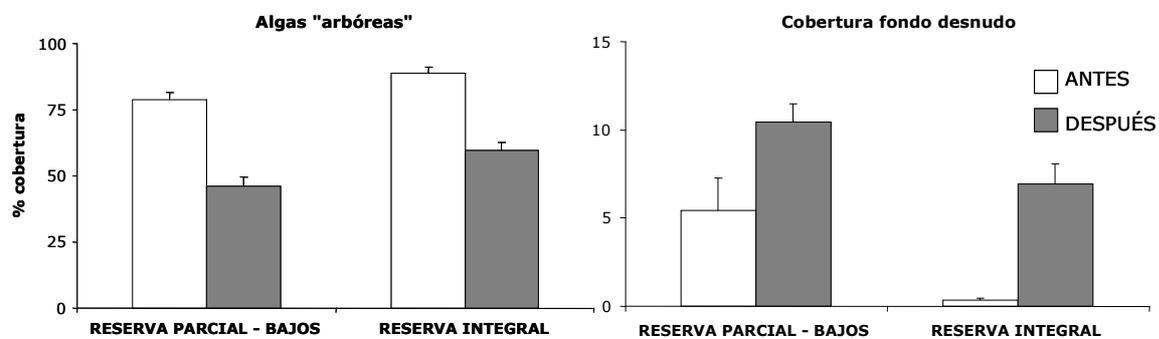
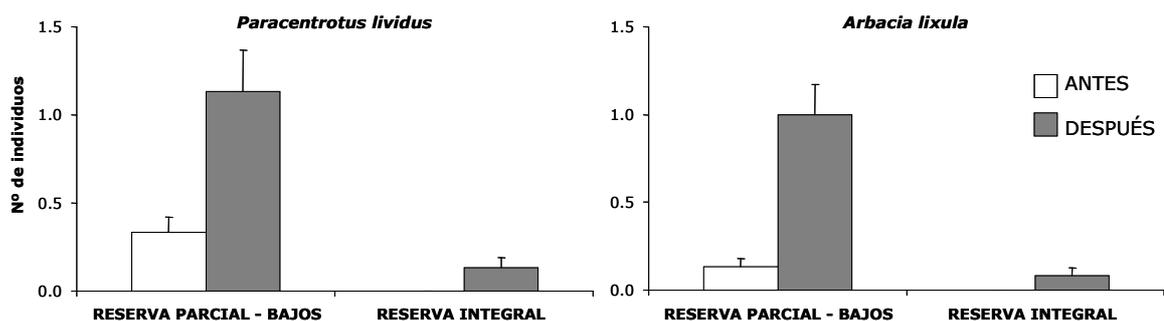


Tabla 3.5 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a coberturas algales, considerando los factores A (antes-después), B (intensidad de buceo = zona de la reserva marina) y S (sitio). *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$. (C): Test de Cochran ns.

Factores	gl	Cobertura algal total		Algas "arbóreas"		Algas "erectas" (C)	
		MC	F	MC	F	MC	F
A	1	6783,5070	14,77 **	39729,5959	16,86 **	10,9718	1,50
B	1	2959,6025	6,44 *	7266,7666	3,08	5,9758	0,82
A×B	1	72,8805	0,16	0,2620	0,00	1,9707	0,27
S(A×B)	8	459,2753	5,14 ***	2356,6223	8,79 ***	7,3085	4,68 ***
Residual	288	89,3873		267,9634		1,5626	
Factores	gl	Algas cespitosas		Algas incrustantes		Fondo desnudo	
		MC	F	MC	F	MC	F
A	1	22652,2104	13,15 **	6537,3422	38,75 ***	6783,5070	14,77 **
B	1	1683,3865	0,98	288,1875	1,71	2959,6025	6,44 *
A×B	1	0,3097	0,00	56,6088	0,34	72,8805	0,16
S(A×B)	8	1722,5619	21,30 ***	168,7159	2,69 **	459,2753	5,14 ***
Residual	288	80,8742		62,7121		89,3873	

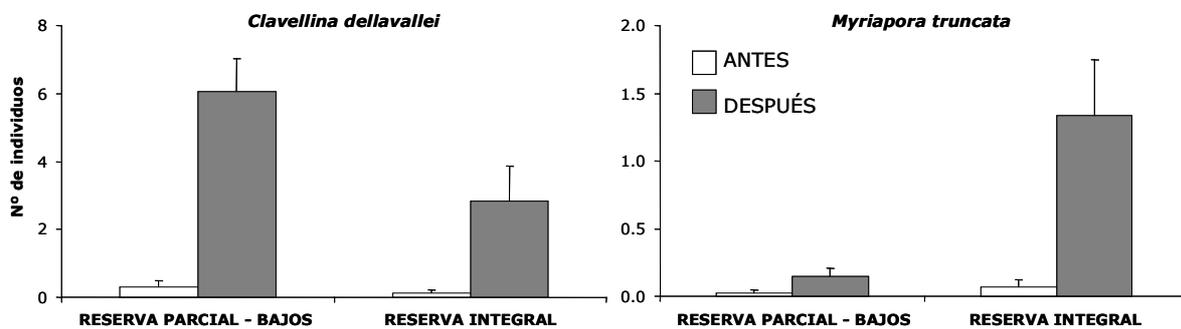
La densidad de erizos (*Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*) ha resultado mayor en la temporada después del verano (Tabla 3.6, Figura 3.15), aunque esto es más bien atribuible a su mayor visibilidad en las fotografías en un fondo con menor cobertura por algas de gran porte (*Dyctiopteris membranacea*, etc.) que las pueden tapar. Por tanto, se puede considerar que los valores de abundancia obtenidos después del verano son más representativos de las densidades reales; en ambas especies se observa una mayor densidad en los bajos de la reserva parcial (alrededor de 1 individuo por fotografía de cada especie, por término medio) que en la reserva integral (0,1 individuos en ambas especies) (Fig. 3.15).

Figura 3.15 Valores medios (\pm error típico) de densidad de erizos en las dos zonas de la reserva marina, y en las dos épocas consideradas.



La esponja *Ircinia* spp. no ha mostrado diferencias entre épocas o zonas de la reserva (Tabla 3.6). En cambio, se ha observado en la ascidia colonial *Clavelina dellavallei* un aumento (aunque no ha resultado estadísticamente significativo) de antes a después de la temporada estival, así como una mayor densidad media en la reserva parcial (3,2 individuos por imagen) que en la reserva integral (1,5 individuos); diferencia que resulta mayor (6,1 frente a 2,8 individuos, respectivamente) si nos atenemos únicamente a los valores observados después del verano (Fig. 3.16). En cuanto al “falso coral” (*Myriapora truncata*), su densidad ha aumentado significativamente de antes a después del verano, y en mayor medida en la reserva integral. Si nos atenemos al criterio de que la densidad medida en las fotografías tomadas después del verano es más representativa por no haber interferencia visual debida a la cobertura algal, se concluye que la densidad media de colonias de este briozoo ha sido mayor en la reserva integral (1,3) que en la reserva parcial (0,2) (Fig. 3.16).

Figura 3.16 Valores medios (\pm error típico) de densidad de clavelinas y “falso coral” en las dos zonas de la reserva marina, y en las dos épocas consideradas.



Por último, la variabilidad tanto de coberturas como de densidades ha resultado significativamente heterogénea a la escala de sitios (Tablas 3.5 y 3.6).

Tabla 3.5 Resumen de los análisis de la varianza aplicados a coberturas algales, considerando los factores A (antes-después), B (intensidad de buceo = zona de la reserva marina) y S (sitio). *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$.

		<i>Paracentrotus lividus</i>			<i>Arbacia lixula</i>		
Factores	gl	MC	F		MC	F	
A	1	2,7264	3,81	(*)	3,8128	7,39	*
B	1	7,0674	9,87	*	5,2275	10,13	*
A×B	1	0,9294	1,30		2,4101	4,67	(*)
S(A×B)	8	0,7158	4,99	***	0,5160	4,77	***
Residual	288	0,1435			0,1081		
		<i>Clavelina dellavallei</i>			<i>Myriapora truncata</i>		
Factores	gl	MC	F		MC	F	
A	1	43,7939	4,82	(*)	3,9036	8,89	*
B	1	13,0854	1,44		2,2323	5,08	(*)
A×B	1	10,0985	1,11		1,9274	4,39	(*)
S(A×B)	8	9,0817	20,24	***	0,4391	2,64	**
Residual	288	0,4487			0,1660		
		<i>Ircinia spp,</i>					
Factores	gl	MC	F				
A	1	71,6296	2,24				
B	1	1,3413	0,04				
A×B	1	3,1975	0,10				
S(A×B)	8	31,9991	4,30	***			
Residual	288	7,4454					

3.4 Discusión

En el presente estudio los indicadores utilizados para comprobar si la presión del submarinismo recreativo en la reserva marina está teniendo algún efecto nocivo sobre las comunidades bentónicas no proporcionan indicios claros de impacto. En lo que respecta a la gorgonia blanca, no se observa una afección claramente achacable a la acción de los submarinistas: aunque este año sigue habiendo un número ligeramente mayor de colonias de *Eunicella* tumbadas por *quadrat* en la zona de reserva parcial (2 colonias m⁻²) que en la integral (1,6 colonias m⁻²), se ha invertido la tendencia a encontrar una mayor proporción (o ratio) de colonias tumbadas respecto al total en el bajo de Dentro comparado con el archipiélago de las islas Hormigas; esto es debido a que la densidad global de gorgonias sigue siendo mayor en la reserva parcial (22,3 colonias m⁻²) que en la integral (14,3 colonias m⁻²). Con ello, la ratio tumbadas : total es prácticamente la misma en ambas zonas. Por otra parte, no se han observado diferencias morfométricas o de grado de afección por necrosis entre las zonas objeto de la comparación.

En lo que respecta a este último aspecto, la magnitud de la afección observada en las colonias de gorgonias (véase capítulo 9) ha eclipsado las ligeras diferencias observadas en años anteriores, que eran de 10% de necrosis en zonas en las que se bucea frente al 4% medido en la reserva integral (García Charton *et al.* 2006). Con nuestros datos se ha puesto de manifiesto que la necrosis ha afectado hasta a un 60% de las colonias; de éstas, observamos un grado medio de afección de 21% de la colonia necrotizada, aunque el rango de variación de la afección es muy amplio (1-100%); más preocupante es comprobar que el 10% del total de las colonias observadas presentan más del 50% de la colonia afectada (véase capítulo 9).

En cuanto al seguimiento fotográfico de los posibles impactos del submarinismo, en primer lugar conviene destacar la utilidad demostrada por esta técnica estandarizada para detectar pequeñas diferencias de cobertura y/o densidad de especies potencialmente indicadoras de impacto. Las ventajas de esta técnica ya se han destacado en anteriores informes, aunque se pueden resumir en la reducción del tiempo de inmersión, y la obtención de un número mucho mayor de réplicas (con las ventajas que ello tiene para aumentar la potencia de los análisis estadísticos a aplicar) (Pech *et al.* 2004). La cobertura algal ha variado de manera notable entre antes y después de la temporada estival, aunque en gran medida estas diferencias son achacables a la estacionalidad, la cual resulta en variaciones de temperatura, iluminación,

estratificación de la masa de agua y disponibilidad de nutrientes (Zabala & Ballesteros 1989, Boero 1994, Coma *et al.* 2000). En consecuencia, las algas “arbóreas” presentan un pico de cobertura y producción en primavera y principio del verano, que luego van disminuyendo conforme avanza el verano y llega el otoño (Ballesteros 1991, Sala & Boudouresque 1997). Este cambio es el que se ha observado con el estudio fotográfico, enmascarándose de este modo cualquier afección como consecuencia de la frecuentación por los buceadores recreativos. No obstante, se ha observado una mayor proporción de superficie rocosa desprovista de vegetación algal en la zona de buceo, tanto antes (5,4% frente a 0,4%) como después de la temporada de verano (10,4 y 6,9%, respectivamente), lo cual puede ser debido, en parte, a la acción erosiva de los visitantes subacuáticos. Por otra parte, se confirma la mayor densidad de determinadas especies en la zona de reserva parcial, en la que se bucea. Así, se han observado más erizos (tanto *Paracentrotus lividus* como *Arbacia lixula*) y clavelinas (*Clavelina dellavallei*) en los bajos de Dentro, Piles y Fuera que en las islas Hormigas. En el caso de la ascidia, este resultado bien puede ser achacado a un sesgo de muestreo, pues es de notar el hecho de que el ciclo de vida plástico de este tipo de organismos clonales hace que su distribución espacial sea muy heterogénea. Por otra parte, las abundancias aparentes de clavelinas son mucho más bajas en verano que durante el final del invierno y la primavera, como consecuencia de una menor disponibilidad de recursos alimenticios y las altas temperaturas veraniegas (Ribes *et al.* 1999, Coma *et al.* 2000) (estivación), lo cual provoca una gran disminución de su producción secundaria y actividad de alimentación (Turón & Becerro 1992, Coma *et al.* 2000, Coma & Ribes 2003); con ello, quizás no se localicen clavelinas en una fotografía a pesar de que sus estolones basales estén presentes.

En cambio, en el caso de los erizos, las diferencias observadas pueden ser debidas, entre otras causas, a la acción de resuspensión de sedimento de las aletas de los buceadores, las cuales podrían proporcionar alimento adicional a unos organismos cuya disponibilidad de alimento se ve mermada en verano. Otra causa para explicar la diferencia observada podría ser la diferente abundancia de peces potencialmente depredadores de estas especies en la reserva integral comparada con la reserva parcial (ver capítulo 2) (Sala *et al.* 1998, Micheli *et al.* 2004, Hereu 2006). Por otra parte, se han contado más colonias de falso coral (*Myriapora truncata*) en la reserva integral, siendo éste un indicio de que esta especie frágil de briozoo puede estar afectada por la acción de los submarinistas. Esta observación está en consonancia con la observación de impactos del turismo subacuático sobre otras especies frágiles como el briozoo *Pentapora fascialis* en la reserva marina de las islas Medes (Sala *et al.* 1996, Garrabou *et al.* 1998).

4 Puesta a prueba de una actividad de voluntariado en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

4.1 Introducción

El presente capítulo tiene como finalidad describir la realización de una actividad alternativa o complementaria a la actividad recreativa del submarinismo deportivo, tan intensa en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Además, el propósito de esta experiencia piloto es poner a prueba las posibilidades de organización y realización de seguimientos de las especies marinas singulares de la Región de Murcia con la participación de voluntarios ambientales y la infraestructura de los centros de buceo.

La realización de actividades de sensibilización y divulgación descansa cada vez con mayor frecuencia en el recurso del voluntariado ambiental. Este modo de acción, regulado por la *Ley 6/1996, de 15 de enero, del Voluntariado*, permite a los participantes una visión de los valores y problemas del medio natural, a la vez que se aprovecha el inmenso potencial de trabajo de los voluntarios para la realización de actividades de interés general, usualmente relacionados con la investigación y la conservación. Las ventajas que presentan este tipo de actividades se pueden resumir en (Gouveia *et al.*, 2004):

- Promover la sensibilización pública en temas ambientales: la participación de ciudadanos en actividades de seguimiento ambiental genera un público más informado y educado respecto a los problemas ambientales, introduciendo a los participantes en metodologías y técnicas científicas.

- Mejorar la colaboración entre actores: desarrollo de una cultura de la cooperación, en la cual los ciudadanos desarrollan una mejor comprensión de las cuestiones bajo estudio. El uso del voluntariado promueve la cooperación en vez de la aproximación tradicional “nosotros y ellos”.
- En cuanto a los beneficios económicos, las actividades de voluntariado pueden ser un método efectivo para mantener la recogida de datos cuando los recursos financieros son escasos, pero sobre todo, para aumentar significativamente el área de muestreo.
- Se cuenta con un sistema de vigilancia de mayor escala y a tiempo real, ya que la aparición de especies termófilas o de otros desequilibrios ambientales pueden ser observados por los voluntariados.

Este tipo de actividades pueden presentar ciertas desventajas:

- La calidad de los datos es a menudo difícil de calibrar (credibilidad de los datos), por lo que hay que definir bien los objetivos, establecer planes de calidad, crear metadatos con el fin de documentar las características de los datos a recoger por el voluntariado. Es importante establecer un protocolo claro y sencillo de recogida de datos, así como realizar muestreos paralelos a los del voluntariado (validación de los resultados).
- Falta de comparabilidad de los datos, necesitando realizarse muestreos con más frecuencia y a largo plazo; esto conlleva un alto grado de implicación de los voluntarios, estandarización de los protocolos a aplicar en los diferentes lugares, y entrenamientos de las técnicas y de los métodos puestos en práctica (Smith & Evans, 2003). Otro factor a tener en cuenta es que se ha de procurar que los resultados de la investigación por parte de los voluntarios vaya a tener un impacto real a la hora de tomar decisiones, así como garantizar que los resultados van a ser convenientemente publicados y suficientemente divulgados.
- La incorporación de un número significativo de voluntarios puede exigir la movilización de importantes medios materiales, de infraestructura y de una alta capacidad organizativa.

Los objetivos científicos que persigue la actividad de voluntariado ambiental llevada a cabo en el marco del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas son:

1. Realizar un censo extensivo de peces, erizos y algas por parte de voluntarios reclutados en los centros de buceo.
2. Poner en marcha un seguimiento temporal a medio-largo plazo de estas especies, así como un sistema de alerta ambiental marina, basada en la posible observación de especies termófilas, proliferaciones de determinadas especies, especies invasoras.
3. Evaluar el impacto creado por los buceadores al desarrollar esta actividad y comprobar si es menor que el causado sin realizar la actividad.

En cuanto a los objetivos de gestión relacionados con esta actividad de voluntariado, se pretende poner a prueba esta metodología con el fin de:

1. Promover la sensibilización pública en temas ambientales.
2. Desarrollar una cultura de cooperación ciudadana.
3. Involucrar a los buceadores en actividades de conservación de recursos promovida por la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.
4. Demostrar a los participantes el valor añadido de bucear en una reserva marina, y la utilidad de realizar actividades más allá de la visita a los lugares de mayor atractivo visual, paisajístico o deportivo.

4.2 Material y Métodos

4.2.1 Organización de los grupos de voluntariado

La actividad de voluntariado se realizó requiriendo la participación de los centros y clubes de buceo de Cabo de Palos, La Manga y Murcia. Para ello se organizó y convocó a estos centros a una charla en la que se informó a los asistentes acerca de los objetivos y métodos propuestos (Foto 4.1).



Foto 4.1 Charla informativa a los centros de buceo de Cabo de Palos

Una vez establecido el contacto con los centros de buceo, se diseñó un cartel informativo acerca del voluntariado que se distribuyó a los centros de buceo de la zona, con el fin de requerir la colaboración de los voluntariados entre su clientela (Fig. 4.1).

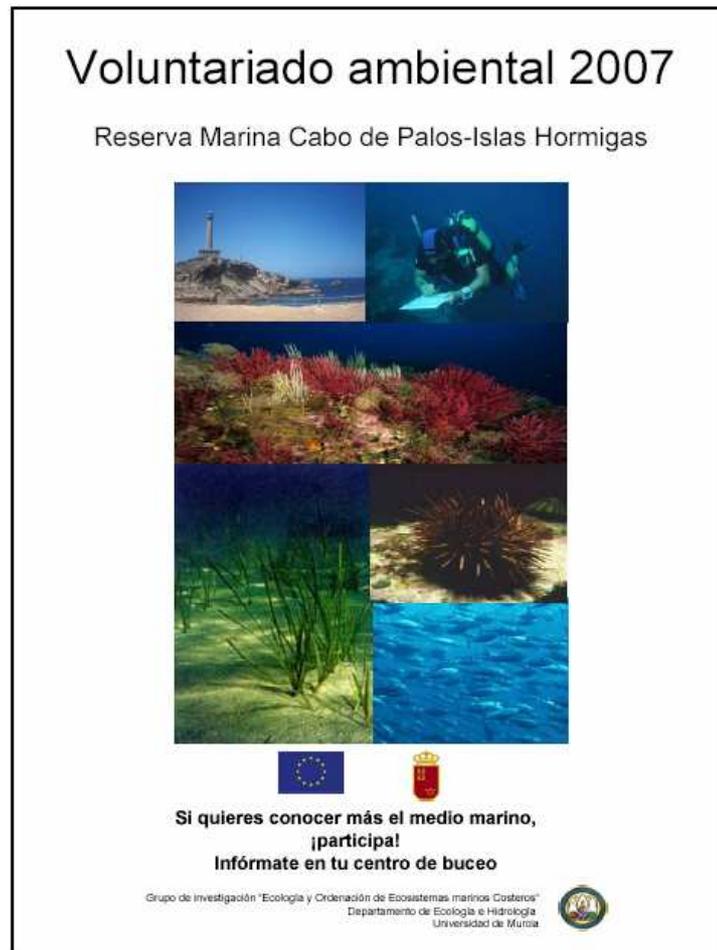


Figura 4.1 Cartel anunciador de la actividad, distribuido en los centros de buceo de Cabo de Palos – Islas Hormigas

A medida que se iban inscribiendo, se establecieron grupos de 8 voluntarios por centro, organizados en parejas, de las cuales 2 parejas realizaban un censo de erizos y estimación de cobertura algal y el resto un censo de peces. Previamente a la actividad los voluntarios recibieron una charla (Fotos 4.2 a y b), a través de la cual se les informó en primer lugar sobre las reservas marinas existentes, su funcionamiento y las implicaciones ambientales y sociales de las mismas. En ella los voluntarios recibieron una lección sobre la identificación de las especies objetivo de los censos así como la metodología a desarrollar en esta actividad. Finalmente, se les adiestró en la actividad que se iba a desarrollar en el agua.

Foto 4.2 Charlas de preparación de los voluntarios ambientales en distintos centros de buceo de Cabo de Palos

a)



b)



Al finalizar los muestreos, a cada voluntario se le entregó una camiseta recordatorio, diseñada para la actividad (Foto 4.3).



Foto 4.3 Camisetas diseñadas para la actividad de Voluntariado Ambiental 2007 en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

4.2.2 Muestreo de erizos y algas

Para el conocimiento de las densidades de erizos y la estimación de la cobertura algal se tomaron datos empleando estadillos sumergibles que recogían las tres especies de erizos objeto del estudio (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula* y *Sphaerechinus granularis*) (Fig. 4.2). Aparte de las densidades de erizos también se recogieron otras variables abióticas tales como rugosidad, inclinación, porcentaje de arena, tipo de sustrato y profundidad. Los muestreos fueron realizados con escafandra autónoma y a profundidades comprendidas entre los 8 y los 15 m, en una serie de localidades situadas dentro y fuera de la reserva marina.



VOLUNTARIADO 2007

RESERVA MARINA CABO DE PALOS ISLAS HORMIGAS

Localidad		Centro de Buceo	
Fecha		Nombre	
Coordenadas		Compañer@	
		Dentro/fuera	

Cuadrícula erizos	Prof (m)	Sustrato	Rugos	Incli	P.lividus	A.lix	S.gran
1							
2							

Cuadrícula algas	Algas (%)				Posidonia (%)	Arena (%)	Macroinvert
	Arb	Erec	Cesp	Incr			
1.1							
1.2							
1.3							
1.4							
2.1							
2.2							
2.3							
2.4							

Figura 4.2 Hoja de campo utilizada por los voluntarios para los censos de erizos y estima de la cobertura algal

La unidad de muestreo fue un quadrat de PVC de 1×1 m subdividido a su vez en 4 subcuadrados de 50×50 cm. Cada pareja de voluntarios muestreó de 2 a 4 quadrats, según sus habilidades, en un transecto de 20 m de longitud. La disposición de los quadrats a lo largo del transecto ya estaba establecida con anterioridad para evitar que los voluntarios colocaran más o menos conscientemente los quadrats en aquellas zonas donde existiera un mayor número erizos, y con ello asegurar la aleatoriedad del muestreo.

Cada voluntario iba provisto de un estadillo sumergible y una tablilla de PVC, que les fueron facilitados para la ocasión. Cada pareja llevaba un quadrat y una cinta métrica de 20 m de longitud para limitar el transecto (Foto 4.4). Los transectos se realizaron paralelos a la costa en todos los muestreos.



Foto 4.4 Voluntario realizando un censo de erizos y estima de la cobertura algal

Los parámetros rugosidad e inclinación se midieron visualmente siguiendo sendas escalas semi-cuantitativas. La inclinación se estimó siguiendo una escala de 0-4 donde 0 corresponde a 0° (fondo plano), 1 = $22,5^\circ$, 2 = 45° , 3 = $67,5^\circ$ y 4 = 90° . La rugosidad se midió empleándose también una escala del 1-4, donde 1 corresponde a un sustrato totalmente liso, sin oquedades y 4 a un sustrato muy complejo, con multitud de oquedades.

La estimación de cobertura algal se realizó en cada uno de los 4 subcuadrados como porcentaje ocupado por las algas agrupadas en morfotipos (erecto, arbóreo, cespitoso e incrustante) (modificado de Litter & Litter 1984), análogamente a lo realizado para la estima del impacto del submarinismo (ver capítulo 3 del presente informe). Así, los morfotipos “arbóreos” corresponden a algas de gran porte como *Dyctiopteris membranaceus*, *Cystoseira* spp, *Sphaerococcus coronopifolius* y *Codium* spp; las algas erectas son, por ejemplo, *Padina pavonica*, *Laurencia obtusa*, *Dyctiota dyctotoma*, *Halopteris scoparia*,

Jania rubens y *Halimeda tuna*; el morfotipo cespitoso corresponde a algas tipo *Ectocarpus* sp., *Stypocaulon* sp., *Wrangelia* sp., *Colpomenia sinuosa* o *Valonia utricularis*. Las algas incrustantes son mayoritariamente *Lythophyllum* sp. y *Mesophyllum* sp.

En cada uno de los subcuadrados también se estimó el porcentaje de *Posidonia oceanica*, así como el porcentaje de arena que existía.

Se realizaron comparaciones de los valores medios de densidad de erizos y cobertura algal mediante análisis de la varianza. Aquellos datos que presentaron varianzas no homogéneas (tras aplicar el test de Cochran) fueron transformados utilizándose las transformaciones más adecuadas en cada caso.

4.2.3 Censos de peces

Los censos fueron realizados por buceadores voluntarios en inmersión con escafandra autónoma. Los voluntarios realizaron cada uno un transecto de 50 m de longitud (medido con una cinta métrica) (Foto 4.5), considerando una anchura ilimitada.



Foto 4.5 Voluntarios realizando un censo de peces

Para realizar las anotaciones cada voluntario utilizaba una tablilla de PVC con una hoja de poliéster especialmente diseñada con representaciones de las especies a muestrear para facilitar su identificación (Fig. 4.3).

VOLUNTARIADO 2007
RESERVA MARINA CABO DE PALOS
- ISLAS HORMIGAS

ESPECIES	ABUNDANCIA	ESPECIES	ABUNDANCIA
 MERO		 MOJARRA	
 FALSO ABADEJO		 SARGO	
 CHERNA		 SARGO PIC.	
 SERRANO		 SARGO REAL	
 CABRILLA		 RASPALLÓN	
 SERRANO IMP.		 DENTÓN	
 CORVA		 DORADA	
 BURRO LIST.		 VIEJA	
		 JUREL DENTÓN	

LOC / PROF:
CENTRO:
COMPANER@:
FECHA:

Figura 4.3 Hoja de campo utilizada por los voluntarios para los censos de peces

Debido a que para la correcta identificación y cuantificación de las especies ícticas es necesario un entrenamiento previo, se anotó solamente la abundancia de las siguientes especies, tras un breve entrenamiento durante la charla previa a la actividad:

- *Epinephelus marginatus* (mero)
- *Epinephelus costae* (falso abadejo)
- *Mycteroperca rubra* (cherna)
- *Serranus scriba* (serrano)
- *Serranus cabrilla* (cabrilla)
- *Serranus atricauda* (serrano imperial)
- *Sciaena umbra* (corva)
- *Diplodus vulgaris* (mojarra)
- *Diplodus sargus* (sargo)
- *Diplodus puntazzo* (sargo picudo)
- *Diplodus cervinus* (sargo real)
- *Diplodus annularis* (raspallón)
- *Dentex dentex* (dentón)
- *Sparus aurata* (dorada)

La elección de estas especies se debe a su importancia y representatividad dentro de la comunidad, al hecho de que se ha comprobado que responden bien a la protección pesquera, y a su fácil identificación debido a que son especies conspicuas de talla media/grande.

También se muestreó de forma complementaria 3 especies de origen tropical que están penetrando en el mar Mediterráneo de forma progresiva:

- *Parapristipoma octolineatum* (burro listado)
- *Sparisoma cretense* (vieja)
- *Pseudocaranx dentex* (jurel dentón)

Los transectos fueron distribuidos a lo largo de las diferentes localizaciones según las condiciones del estado del mar y la preferencia de los centros de buceo, intentándose en lo posible distribuir los censos de forma similar a lo largo de las 5 zonas a muestrear.

4.2.4 Impacto de los submarinistas

Se estimó el impacto que crean los submarinistas realizando la actividad de voluntariado, tanto realizando el muestreo de erizos como el censo de peces.

La metodología utilizada es una modificación de la empleada en los estudios realizado en años anteriores. Durante 10 minutos se anotaron las acciones creadas por los voluntarios y los efectos que éstas ejercen sobre las comunidades bentónicas (sin que éstos fueran previamente informados de esta parte del estudio, ni se apercibieran que sus acciones y efectos eran controlados, con el fin de evitar sesgos en las observaciones). Las acciones registradas fueron:

- Número de aleteos
- Contactos totales con el cuerpo
- Contactos con el equipo
- Volteo de piedras con retorno
- Volteo de piedras sin retorno
- Extracción de organismos

Por su parte, los efectos sobre las comunidades que puede ejercer cada una de estas acciones fueron:

- Resuspensión de sedimento
- Contacto con organismos frágiles
- Rotura de organismos frágiles
- Desprendimiento de algas
- Desprendimiento de organismos sésiles- semisésiles
- Muerte de organismos

Cada observador anotó en inmersión el impacto que creaban 3-4 voluntarios al realizar la actividad en un estadillo sumergible.

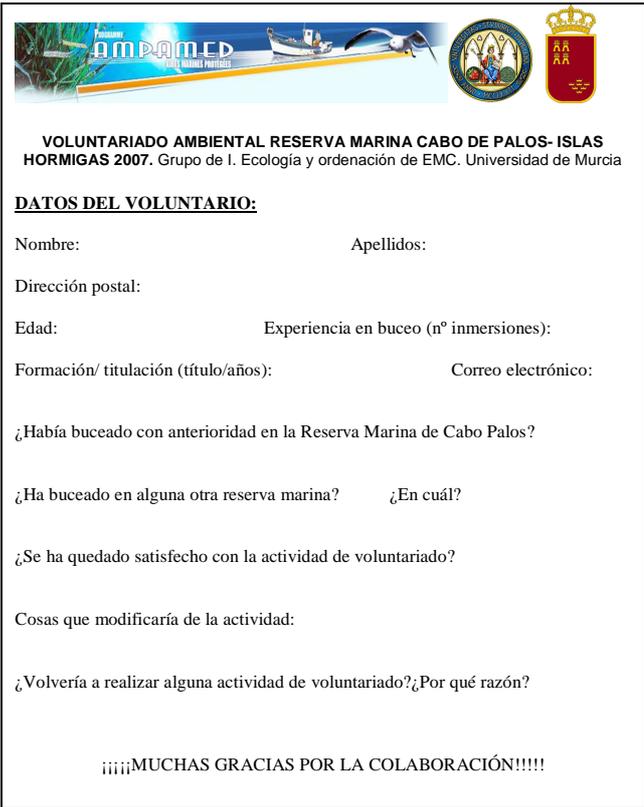
Al finalizar la actividad, cada participante rellenó una encuesta donde se recogían sus datos personales, titulación de buceo, experiencia en buceo y sus opiniones acerca de la actividad (Fig. 4.4).

Los factores de variación que se han tenido en cuenta son:

- Tipo de actividad (censo de peces o censo de erizos)
- Edad

- Sexo
- Nivel de titulación
- Nivel de experiencia, cuantificado en número de inmersiones

Figura 4.4 Encuesta realizada por los voluntarios participantes en el seguimiento del impacto



VOLUNTARIADO AMBIENTAL RESERVA MARINA CABO DE PALOS- ISLAS HORMIGAS 2007. Grupo de I. Ecología y ordenación de EMC. Universidad de Murcia

DATOS DEL VOLUNTARIO:

Nombre: _____ Apellidos: _____

Dirección postal: _____

Edad: _____ Experiencia en buceo (nº inmersiones): _____

Formación/ titulación (título/años): _____ Correo electrónico: _____

¿Había buceado con anterioridad en la Reserva Marina de Cabo Palos?

¿Ha buceado en alguna otra reserva marina? ¿En cuál?

¿Se ha quedado satisfecho con la actividad de voluntariado?

Cosas que modificaría de la actividad:

¿Volvería a realizar alguna actividad de voluntariado? ¿Por qué razón?

¡¡¡¡¡MUCHAS GRACIAS POR LA COLABORACIÓN!!!!

Los datos se analizaron mediante un análisis de varianza para cada uno de los factores considerados por separado, debido a que la distribución de casos entre los diferentes factores no estaba balanceado. Cuando las varianzas no fueron homogéneas se transformaron con las transformaciones oportunas. Se consideró un nivel crítico de decisión estadística tras aplicar la corrección de Bonferroni para pruebas múltiples. Se utilizó el programa estadístico SPSS v. 15.

4.2.5 Validación de los resultados del voluntariado

Paralelamente a los datos tomados por los voluntarios se realizaron muestreos de erizos, estimación de cobertura algal y censo de peces por personal del propio grupo de investigación, en las mismas localidades estudiadas por los voluntarios, aunque aquí se separaron las calas situadas fuera de la reserva distinguiendo su cercanía a la misma (“cerca” y “lejos”). El objetivo de este muestreo fue el de validar los datos registrados por los voluntarios, y comprobar de este modo la precisión y exactitud de los valores por ellos obtenidos. Ambos muestreos fueron más rigurosos que el realizado por los voluntarios y se incrementó el número de réplicas en cada una de las localidades, como a continuación se detalla.

4.3.3.1 Erizos y algas

Los muestreos fueron realizados entre los meses de agosto y noviembre del presente año. Todos los muestreos se hicieron en calas, en profundidades comprendidas entre los 8 y 15 m. En cada una de las tres zonas seleccionadas (dentro reserva, fuera reserva – cerca y fuera reserva – lejos) se realizaron 4 transectos de 50 m de longitud. Los datos fueron tomados mediante censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, utilizando estadillos sumergibles.

Para el muestreo de las densidades de las 3 especies de erizos se utilizó un quadrat de 1×1 m de PVC (el mismo que emplearon los voluntarios para el censo de erizos). En cada transecto se realizaron 8 réplicas, es decir, se colocaron 8 quadrats en el recorrido del transecto a intervalos preestablecidos siguiendo una distribución aleatoria. En cada quadrat se contó el número de individuos de cada especie, y a cada individuo se le midió el diámetro del caparazón con la ayuda de un calibrador (o pie de rey) de plástico (Foto 4.6). La profundidad fue tomada en el centro de la cuadrícula y la rugosidad del sustrato fue medida en la horizontal del quadrat siguiendo la metodología “rope and chain” (Luckhurst & Luckhurst 1975, García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001), que consiste en determinar la relación entre la longitud real del fondo con una cinta métrica, y la longitud lineal (1 m) tal y como lo ilustra la Foto 4.7.

Otros parámetros como inclinación, porcentaje de arena, cobertura de *Posidonia oceanica* o tipo de sustrato también fueron tomados en el quadrat. Para la estimación de cobertura algal se utilizó una cuadrícula de menor dimensión (25×25 cm) subdividida a su vez en 25 subcuadrados. La obtención de datos se obtuvo lanzando 4 veces la cuadrícula al azar dentro del quadrat y anotando los subcuadrados ocupados por algas agrupadas en los 4 morfotipos anteriormente descritos.



Foto 4.6 Buceadora midiendo el diámetro de un ejemplar de *Paracentrotus lividus*



Foto 4.7 Buceadora midiendo la rugosidad del sustrato.

Se realizaron comparaciones de medias de las densidades de erizos y de la cobertura algal de las diferentes zonas muestreadas mediante análisis de varianza de una vía, con ayuda del programa SPSS v. 15.0. En aquellos casos en los que las varianzas no resultaron homogéneas tras las transformaciones oportunas se utilizó un valor de $\alpha=0,01$.

4.3.3.2 Peces

El diseño de muestreo para la validación de los censos visuales de peces realizados por los voluntarios consistió en la realización de 5 censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, 2 de los cuales se realizaron dentro de los límites de la reserva (Cala Fría norte y sur) y los 3 restantes se efectuaron en las calas inmediatamente contiguas al límite de la reserva (cala Pajares o de la Escalera norte y sur, y cala del Muerto). Cada censo se realizó mediante un transecto de 50×5 m², llevándose a cabo 3 réplicas del mismo. Los censos fueron realizados por dos buceadores entre los meses de agosto-noviembre de 2007. Éstos se realizaron sobre hojas de poliéster soportadas por tablas de PVC. En cada censo se anotó la abundancia y talla de todas las especies a diferencia de los realizados por los voluntarios en los que solo se anotaba la abundancia de las especies más representativas. Cada observación se asignaba a una de las 9 clases de abundancias predeterminadas que se han venido utilizando para los censos de peces (ver capítulo 2). La talla de los individuos se estimó visualmente en clases de 2 cm. El análisis de los datos se llevo a cabo mediante los paquetes estadísticos de GMAV5 y SPSS v.15.

4.3 Resultados

4.3.1 Participantes en las actividades

El período de la puesta a prueba de la actividad fue desde el mes de agosto hasta el mes de noviembre del 2007. Un total de 7 centros de buceo (4 de Cabo de Palos, uno de la Manga y dos clubes de buceo sin ánimo de lucro) colaboraron en la actividad (Tabla 4.1).

Los muestreos de los voluntarios se efectuaron dentro de la reserva en cala Fría norte (UTM: 704039 X, 4167955 Y) y cala Fría sur (UTM: 704128 X, 4167701 Y). Los muestreos fuera de la reserva, pero próximos a ella, fueron realizados en cala Pajares o de la Escalera norte (UTM: 703957 X, 4167469 Y) y sur (UTM: 703801 X, 4167387 Y), y en la cala del Cañonero (UTM: 703609 X, 4167239 Y).

Tabla 4.1 Centros y clubes de buceo que han participado en el voluntariado ambiental

Nombre	Tipo de organización	Localización
Naranjito	Centro de buceo	Cabo de Palos
Atura	Centro de buceo	Cabo de Palos
Islas Hormigas	Centro de buceo	Cabo de Palos
Planeta Azul	Centro de buceo	Cabo de Palos
Mundo Activo	Centro de buceo	La Manga
CIMAS	Club asociativo	Murcia
CUAS	Club asociativo	Murcia

En cuanto a las personas participantes (Tabla 4.2), un total de 55 voluntarios realizaron el muestreo de erizos y de estimación de cobertura algal y/o el censo de peces. Existió una mayor proporción de hombres que de mujeres (38 hombres y 10 mujeres). El rango de edad de los voluntarios fue bastante amplio, desde 16 años hasta 64, aunque la gran mayoría presentó edades comprendidas entre los 20 y 39 años.

Tabla 4.2 Voluntarios que participaron para cada una de las categorías consideradas

Sexo	Varón	45
	Mujer	10
Edad	<29 años	9
	30-39 años	25
	40-49 años	14
	50-59 años	3
	>59 años	4
Titulación	OW/B*	14
	AOW/B**	27
	DM/B***	9
	Instructor/Buzo Profesional	5
Número de inmersiones	<10 inmersiones	7
	10-20 inmersiones	10
	21-40 inmersiones	4
	41-80 inmersiones	8
	81-160 inmersiones	9
	>160 inmersiones	17
Centro de Buceo	Naranjito	12
	Atura	10
	Islas Hormigas	7
	Planeta Azul	6
	Mundo Activo	6
	Cimas	4
	Biológicas	4
Censo	Censo de erizos	29
	Censo de peces	26

4.3.2 Erizos

Los voluntarios realizaron por parejas un total 33 quadrats en Cala Pajares (o de la Escalera), 4 en Cala Fría – Norte, 4 en Cala Fría – Sur y 2 en el Cañonero. Este desequilibrio en la intensidad de muestreo entre calas fue motivado por el mal tiempo reinante durante la época de estudio, de modo que la cala de la Escalera fue en la que se realizaron más muestreos de erizos, debido a que es una cala que se encuentra abrigada de los vientos de levante, por lo que se puede bucear en ella aunque exista mal tiempo de ese viento, que es el predominante en verano.

Las mayores densidades de *Paracentrotus lividus* se encontraron en la cala de El Cañonero con 5 individuos m^{-2} , seguida de Cala Fría – N con 2 individuos m^{-2} y Cala Fría – S con 1,3 individuos m^{-2} . En el resto de las calas este equinodermo apenas presenta valores superiores a 1 individuo por metro cuadrado. El erizo negro (*Arbacia lixula*), presentó densidades muy bajas, encontrándose presente tan solo en dos calas, la cala de la Escalera y Cala Fría – S, con densidades inferiores a 0,3 individuos m^{-2} . *Sphaerechinus granularis*, que es el erizo de mayor tamaño, sólo se encontró en la cala de la Escalera, y ello con unas densidades de 0,1 individuos m^{-2} (Fig. 4.5). Sin embargo, a pesar de las diferencias observadas en los valores medios en cada localidad, el análisis de los datos no fue capaz de detectar diferencias significativas en las densidades de las tres especies de erizos muestreadas en las diferentes calas.

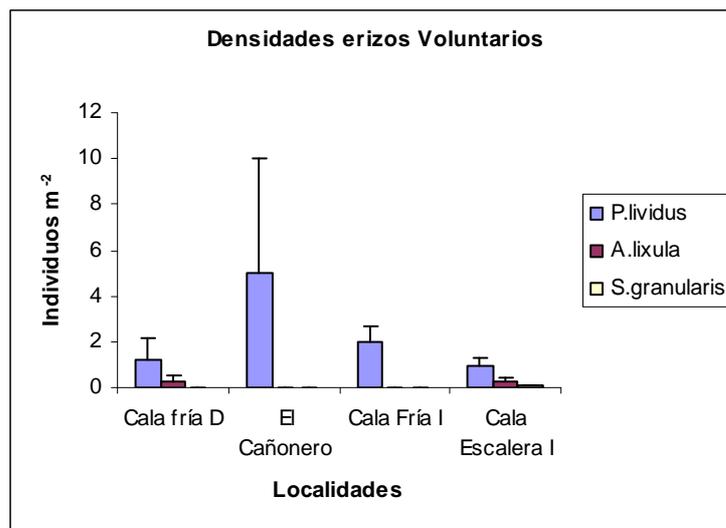


Fig. 4.5 Densidad media \pm error típico de las tres especies de equinodermos en las diferentes calas muestreadas por los voluntarios.

Las algas con morfotipo arbóreo predominaron en Cala Fría – S con un 16,6% de cobertura algal (Fig. 4.6), siguiéndole Cala Pajares con un 11,6%. Los valores más bajos de morfotipo arbóreo se presentaron en Cala Cañonero, en la que no se apreció tal estrato, y en Cala Fría – N con un casi nulo 0,8%. El morfotipo que presentó una mayor cobertura fue el cespitoso, en Cala Fría – S (23,3%), Cala Fría – N (21,7%), Cala del Cañonero (15%) y en Cala Pajares (11,6%). Por el contrario, el morfotipo erecto fue el que presentó una menor cobertura en cada una de las 4 calas, no superando el 5% de cobertura. El morfotipo incrustante se mantuvo similar en cada cala con valores comprendidos entre 10% y 18% de cobertura. De nuevo, las diferencias existentes en las coberturas algales entre las distintas calas no son significativas.

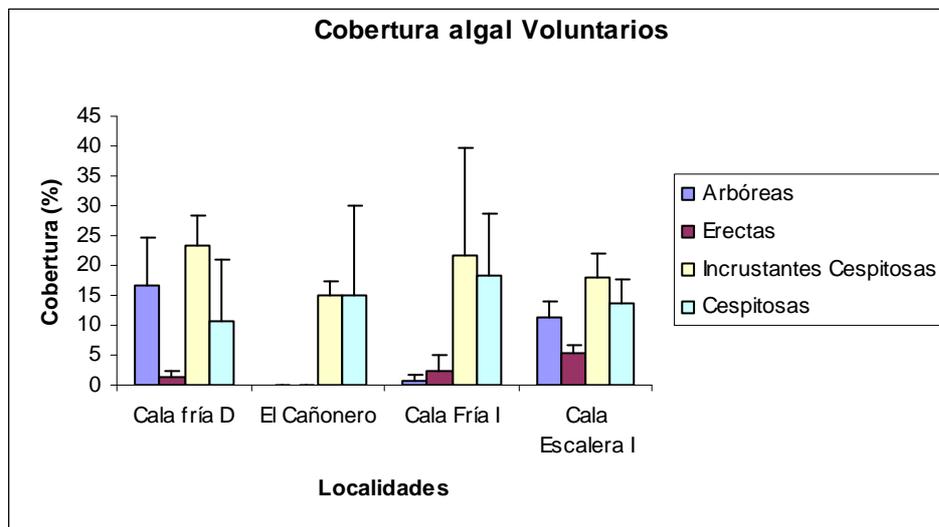


Fig. 4.6 Densidad media \pm error estándar de los morfotipos algales considerados en las diferentes calas muestreadas por los voluntarios.

Se analizó también si existía diferencia en las densidades de erizos y coberturas algales muestreadas por los voluntarios en función de la experiencia (n° de inmersiones), titulación, sexo y edad. Las diferencias significativas se encontraron en función de la titulación y del nivel de experiencia. De este modo, los voluntarios que tenían una titulación de B* (buceador de una estrella o Open Water), observaron densidades de *Arbacia lixula* que difirieron significativamente ($p < 0,05$) de aquellos voluntarios con titulación B*** (buceador de tres estrellas o Advanced Open Water). En el resto de las especies de erizos y en la cobertura algal, los muestreos de los voluntarios no difirieron significativamente según la titulación.

La experiencia fue otro factor que resultó ejercer una influencia significativa sobre los muestreos de estimación de cobertura algal. Tras realizar los análisis se encontraron diferencias significativas en la estimación de algas con morfotipo arbóreo. La cobertura algal estimada de este morfotipo por voluntarios con una experiencia de menos de 10 inmersiones difirió de la de los voluntarios que tenían un número de inmersiones comprendido entre 80-160 inmersiones ($p < 0,05$).

4.3.3 Peces

El poblamiento de peces

Se censaron un total de 926 individuos de las 14 especies seleccionadas. La abundancia media por censo fue de 30,9 individuos con un máximo de 74 y un mínimo de 5 individuos. La riqueza media de especies fue de 5,2 especies por censo siendo el máximo de 9 y el mínimo de 2.

Cabe destacar que de los 926 individuos muestreados casi la mitad (48%) son mojarras (*Diplodus vulgaris*). Del resto de especies sólo los serranos (*Serranus scriba*), raspallones (*Diplodus annularis*) y sargos (*Diplodus sargus*) suponen más del 10% del total. Las cabrillas (*Serranus cabrilla*) suponen un 5% y el resto de especies no alcanzan el 3% del total de individuos censados (Tabla 4.3).

Al estudiar la frecuencia de aparición de las especies censadas observamos que predominan de forma general las mismas especies que lo hacían para los valores de abundancia. Destaca otra vez la mojarra (*Diplodus vulgaris*) que aparece en 29 de los 30 censos realizados, así como el serrano (*Serranus scriba*) en un 83% de los casos y el sargo (*Diplodus vulgaris*) que lo hace en un 70% de los casos. Un grupo de 3 especies (*Diplodus annularis*, *Serranus cabrilla* y *Diplodus puntazzo*) aparecen entre un 50% y un 40% de los casos. Otras 5 especies aparecen entre un 25% y un 10% de los censos realizados por los voluntarios. Por último la cherna (*Mycteroperca rubra*), el mero (*Epinephelus marginatus*) y la dorada (*Sparus aurata*) son las especies que se detectaron en menos censos (Tabla 4.4).

Especie	Abundancia	Proporción
<i>Diplodus vulgaris</i>	444	47,9
<i>Serranus scriba</i>	113	12,2
<i>Diplodus annularis</i>	109	11,8
<i>Diplodus sargus</i>	101	10,9
<i>Serranus cabrilla</i>	50	5,4
<i>Diplodus puntazzo</i>	27	2,9
<i>Sciaena umbra</i>	23	2,5
<i>Epinephelus costae</i>	21	2,3
<i>Dentex dentex</i>	12	1,3
<i>Diplodus cervinus</i>	10	1,1
<i>Serranus atricauda</i>	8	0,9
<i>Mycteroperca rubra</i>	4	0,4
<i>Epinephelus marginatus</i>	3	0,3
<i>Sparus aurata</i>	1	0,1

Tabla 4.3 Abundancia (nº total indiv. por censo) y proporción sobre la abundancia total (%) de las 14 especies consideradas en los censos realizados por los voluntarios

Especie	Frecuencia	Proporción
<i>Diplodus vulgaris</i>	29	97
<i>Serranus scriba</i>	25	83
<i>Diplodus sargus</i>	21	70
<i>Diplodus annularis</i>	16	53
<i>Serranus cabrilla</i>	14	47
<i>Diplodus puntazzo</i>	13	43
<i>Dentex dentex</i>	7	23
<i>Epinephelus costae</i>	7	23
<i>Diplodus cervinus</i>	6	20
<i>Sciaena umbra</i>	6	20
<i>Serranus atricauda</i>	5	17
<i>Mycteroperca rubra</i>	3	10
<i>Epinephelus marginatus</i>	2	7
<i>Sparus aurata</i>	1	3

Tabla 4.4 Frecuencia (nº de censos) y proporción (%) de aparición de las 14 especies consideradas en los censos realizados por los voluntarios

Efecto reserva

Los resultados del ANOVA realizado sobre los datos obtenidos mediante los censos de los voluntarios no muestran ningún resultado significativo que indique diferencias entre los valores de abundancia dentro y fuera de la reserva, aunque aparecen tendencias en algunas especies. A la luz de los resultados obtenidos por los voluntarios, la mojarra (*Diplodus annularis*), la cabrilla (*Serranus cabrilla*), la corvina (*Sciaena umbra*), el mero (*Epinephelus*

marginatus) y la cherna (*Mycteroperca rubra*) han resultado ligeramente más abundantes dentro de los límites de la reserva, mientras que el sargo picudo (*Diplodus puntazzo*), el dentón (*Dentex dentex*), el sargo breado (*Diplodus cervinus*) y la dorada (*Sparus aurata*) muestran una tendencia contraria. Al agrupar las especies por grupos taxonómicos tampoco aparecen diferencias significativas entre los datos obtenidos dentro de la reserva y los obtenidos fuera. Tan sólo para el caso de los meros se observa una tendencia positiva dentro de la reserva aunque de magnitud reducida. De igual modo ocurre con las especies de espáridos pero con signo contrario.

Influencia de la distancia a la reserva

Las regresiones realizadas para estudiar el efecto de la distancia sobre los datos de peces obtenidos por los voluntarios apenas muestran resultados significativos, tan solo en el caso del raspallón (*Diplodus annularis*) resulta significativo, siendo la abundancia de raspallones mayor dentro de la reserva y disminuyendo conforme nos alejamos del límite de la reserva (Fig. 4.7).

Tabla 4.5 Resumen de los análisis de regresión aplicados a la abundancia de las 14 especies consideradas frente a la distancia al límite de la reserva.

Especie	R ²	P	Sig.
<i>Dentex dentex</i>	0,0147	0,5237	ns
<i>Diplodus annularis</i>	0,1590	0,0291	*
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0064	0,6744	ns
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,0707	0,1557	ns
<i>Diplodus sargus</i>	0,0000	0,9766	ns
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,0051	0,7085	ns
<i>Epinephelus costae</i>	0,0007	0,8907	ns
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0000	0,9731	ns
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,0570	0,2038	ns
<i>Sciaena umbra</i>	0,0135	0,5411	ns
<i>Serranus atricauda</i>	0,0077	0,6446	ns
<i>Serranus cabrilla</i>	0,0220	0,4336	ns
<i>Serranus scriba</i>	0,0539	0,2168	ns
<i>Sparus aurata</i>	0,0073	0,6538	ns

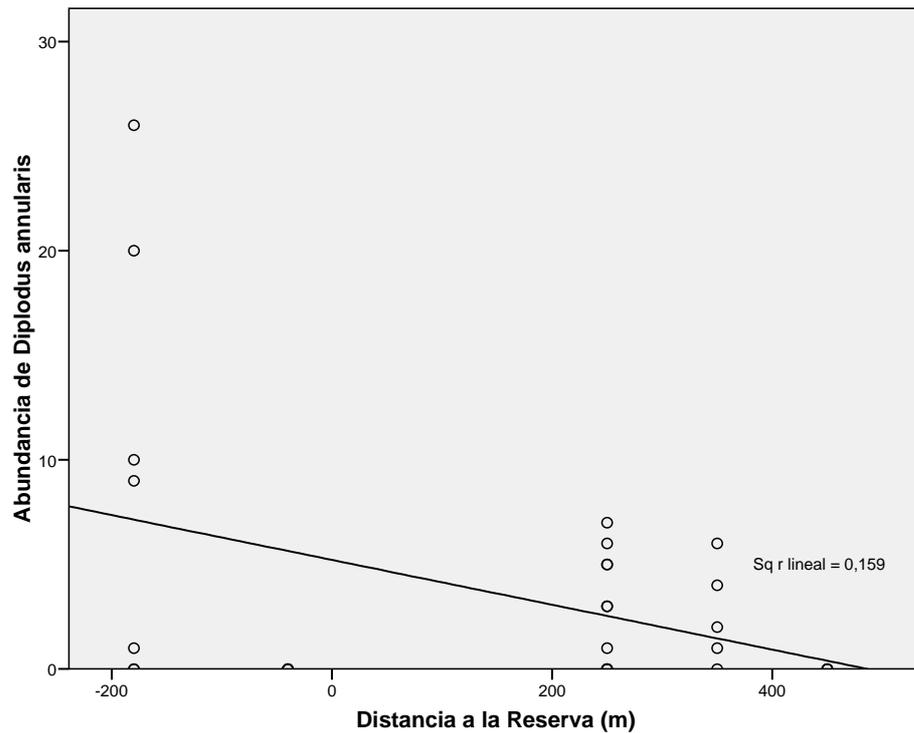


Figura 4.7 Relación lineal entre abundancia de raspallones (*Diplodus annularis*) y distancia al límite de la reserva marina, deducida de los censos realizados por los voluntarios.

Al hacer las regresiones sobre el total de individuos, sobre la riqueza de especies y sobre los grupos taxonómicos utilizados en apartados anteriores no se encuentra ningún resultado significativo.

Efecto de la experiencia de buceo en los censos de peces

Clasificamos a los buceadores voluntarios participantes en esta actividad de acuerdo con el número de inmersiones que habían realizado con anterioridad a la realización de la actividad en 6 categorías.

La frecuencia de cada una de las categorías viene reflejada en la Tabla 4.6. Cabe destacar la alta participación de buceadores con el mayor grado de experiencia.

Experiencia Buceo	Frecuencia	Porcentaje
< 10 inmersiones	3	10,0
10-20 inmersiones	7	23,8
21-40 inmersiones	2	6,7
41-80 inmersiones	4	13,3
81-160 inmersiones	4	13,3
> 160 inmersiones	10	33,3

Tabla 4.6 Reparto de los voluntarios por clases de experiencia de buceo

El análisis de la varianza realizado tomando como factor la experiencia de los buceadores encontramos que solamente para el caso de la mojarra (*Diplodus sargus*) se aprecian diferencias significativas en su abundancia según el grado de experiencia de los buceadores, siendo significativamente menor el número de mojarras detectadas por los voluntarios de los 2 primeros niveles de experiencia.

4.3.4 Impacto de los submarinistas

En el estudio del impacto de los voluntarios se han estudiado un total de 48 casos, de los que 23 corresponden a voluntarios que realizaron el censo de erizos y 25 a voluntarios que realizaron el censo de peces. En ambos casos existió un predominio de varones respecto al número de mujeres.

Del total de voluntarios muestreados, sólo 2 voluntarios no crearon ningún tipo de impacto sobre el fondo durante los 10 minutos de seguimiento. El resto de los voluntarios crearon algún tipo de impacto. La acción con mayor frecuencia realizada por los voluntarios en el censo de erizos fue la del contacto con el cuerpo, mientras que en el censo de peces fue la acción del aleteo la que más frecuentemente causó impacto (Tabla 4.7).

	Censo	Censo Erizos	Censo peces
Acciones		Media ± E.S	Media ± E.S
Aleteo		4,7 ± 1,03	5,6 ± 1,05
Contacto cuerpo		5,7 ± 1,24	1,1 ± 0,35
Contacto equipo		2,2 ± 0,67	0,2 ± 0,09
Extracción de organismos		0	0
Volteo piedras con retorno		0	0
Volteo piedras sin retorno		0,1 ± 0,06	0
Extracción de organismos		0	0

Tabla 4.7 Número medio (10 min^{-1}) (\pm error típico, E.T.) de acciones que causan algún tipo de impacto en el fondo, para los dos tipos de actividades realizadas por el voluntariado

Con respecto a los efectos producidos por las acciones, los de mayor frecuencia fueron resuspensión de sedimentos y desprendimiento de algas. Se contabilizaron 36 resuspensiones en el censo de erizos y 22 en el censo de peces. La acción que causa este efecto principalmente es el aleteo para ambos tipos de censo (Fig. 4.8). Los desprendimientos de algas fueron frecuentes también en ambos censos, contabilizándose 27 en el censo de erizos y 14 en el censo de peces.

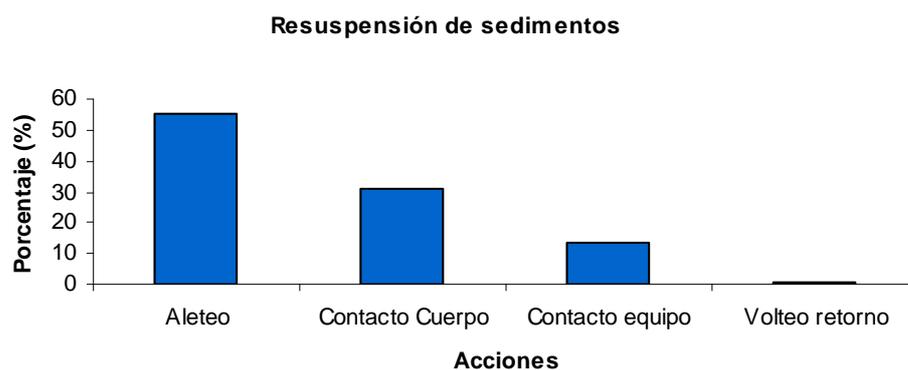


Figura 4.8 Frecuencia (%) de las acciones totales que causan resuspensión de sedimentos

Se calculó el porcentaje de cada una de las acciones, según el tipo de censo, sobre los efectos en la comunidad bentónica. En el censo de erizos se produjo un mayor desprendimiento de algas y una menor resuspensión del sedimento que en el de peces.

De acuerdo con nuestros resultados, el perfil del buceador y el tipo de censo que realice son factores determinantes del impacto que produce la realización de la actividad. Se han encontrado diferencias en los impactos realizados por los buceadores en función de los distintos factores asignados, siendo la titulación y la experiencia las variables que más afectan a su comportamiento.

4.3.5 Validación de los resultados del voluntariado

4.3.3.1 Erizos y algas

Erizos

La especie más común y que presentó densidades más altas fue *Paracentrotus lividus*, seguida de *Arbacia lixula* y *Sphaerechinus granularis* (Fig. 4.9).

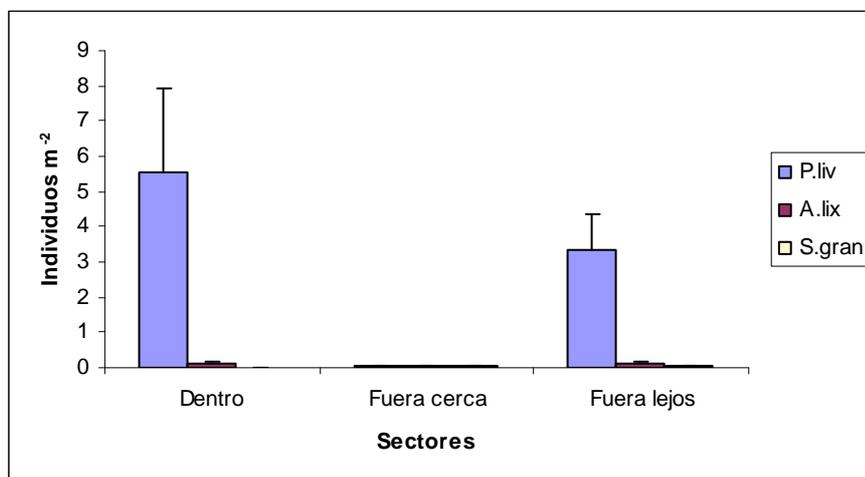


Figura 4.9 Densidad de las tres especies de erizos estudiados, en cada localidad.

Las mayores densidades de erizos se encontraron en Cala Fría (tanto N como S), y por tanto dentro de la reserva marina. *Paracentrotus lividus* presentó densidades de 5,6 individuos m⁻² mientras que las especies *A. lixula* y *S. granularis* apenas se encontraron presentes, 0,1 y 0 individuos m⁻² respectivamente.

En calas de la localidad “fuera cerca” las densidades de *P. lividus* disminuyeron, mientras que *A. lixula* y *S. granularis* se mantuvieron similares a las medidas dentro de la reserva marina. En las calas de Los Pinchosos y Cala Flores (localidad “fuera lejos”) las densidades de *Paracentrotus lividus* se incrementaron con respecto a “fuera cerca”, mientras que *Arbacia lixula* apenas sufrió variación, y *S.granularis* no varió (Tabla 4.8). En general, las diferencias observadas han sido estadísticamente significativas.

Ubicación	Dentro Reserva	Fuera Reserva cerca	Fuera Reserva lejos
Especie	Media ± E.T.	Media ± E.T.	Media ± E.T.
<i>Arbacia lixula</i>	0,1 ± 0,09	0,03 ± 0,03	0,1 ± 0,05
<i>Paracentrotus lividus</i>	5,8 ± 2,37	0,03 ± 0,03	3,3 ± 1,03
<i>Sphaerechinus granularis</i>	0	0,03 ± 0,03	0,03 ± 0,03

Tabla 4.8 Densidad media (± error típico, E.T.) de las tres especies de erizos en las localidades estudiadas

Algas

En el caso de las algas, los morfotipos arbóreos y cespitosos predominaron en los tres sectores, mientras que el morfotipo erecto fue el menos representado en cada uno de los sectores.

El morfotipo arbóreo presentó mayores coberturas en calas “dentro” de la reserva que “fuera cerca” y “fuera lejos”. Las coberturas del morfotipo erecto disminuyeron a medida que nos alejábamos de las calas de la reserva. El morfotipo cespitoso en los sectores “dentro” y “fuera cerca” presentó porcentajes de cobertura similares, mientras que “fuera lejos” resultó el morfotipo predominante (siendo esta diferencia la única estadísticamente significativa). Las algas con morfotipo incrustante presentaron coberturas máximas en calas “fuera cerca” y mínimas “fuera lejos” (Fig. 4.10).

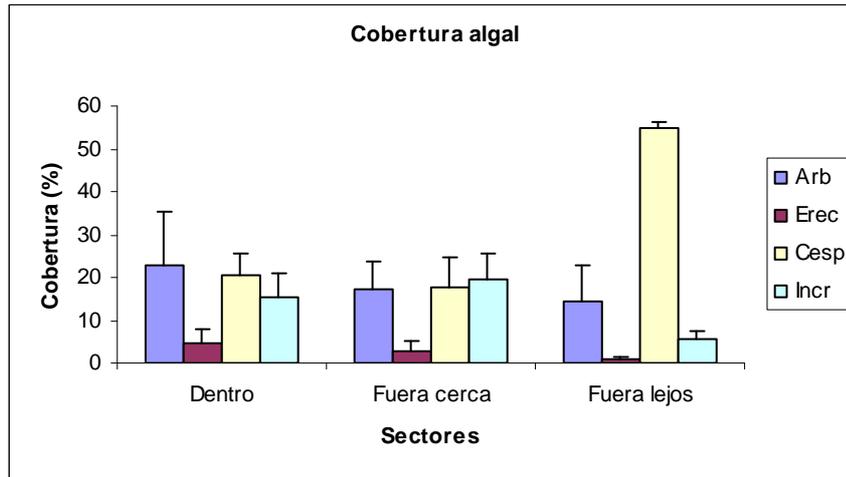


Figura 4.10 Porcentaje de cobertura de los distintos estratos algales en las tres localidades estudiadas.

Validación de los datos del voluntariado

Tras la comparación de los datos recopilados por los muestreos de los voluntarios y los datos recopilados por nosotros no se observaron diferencias significativas en las densidades de las tres especies de erizos. En las cobertura algal por morfotipo nuestros resultados no discreparon de los resultados del voluntariado, no existiendo diferencias significativas.

4.3.3.2 Peces

Durante los 27 censos realizados para la validación de los datos de los voluntarios se censaron un total de 8166 individuos pertenecientes a 34 especies distintas. Como media aparecieron 302 individuos por censo, con un máximo de 1154 y un mínimo de 75. Del total de individuos destacan las castañuelas (*Chromis chromis*) con un 50% del total, la chucla (*Spicara smaris*) con un 10% y la mojarra (*Diplodus vulgaris*) y la doncella (*Coris julis*) que suponen cada una un 5% del total. Aparece otro grupo de 11 especies que suponen menos de un 5% del total y más de un 1% y el resto de especies no alcanzan el 1% del total de individuos censados.

La riqueza media por censo fue de 15 especies con un máximo de 21 especies detectadas en un solo censo y un mínimo de 9 especies. Tan sólo las doncellas (*Coris julis*) y los serranos (*Serranus scriba*) aparecieron en todos los censos. Un grupo de seis especies aparecen en más de un 75% de los casos (*Chromis chromis*, *Diplodus vulgaris*, *Symphodus tinca*, *Diplodus sargus*, *Thalassoma pavo* y *Symphodus ocellatus*). Otro grupo importante de siete especies aparece en más de la mitad de los censos (*Diplodus annularis*,

Diplodus puntazzo, *Mullus surmuletus*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus rostratus*, *Apogon imberbes* y *Symphodus roissali*). El resto de especies censadas se detectaron en menos de la mitad de los censos destacando tres de ellas que solo aparecieron en un censo (*Pagrus pagrus*, *Spondylisoma cantharus* y *Symphodus cinereus*).

Para el estudio del efecto reserva, los análisis se llevaron a cabo utilizando las especies seleccionadas en los censos de los voluntarios. No se detectan diferencias significativas entre las localidades situadas dentro y fuera de la reserva. Únicamente para el caso de la mojarra (*Diplodus annularis*) y el sargo picudo (*Diplodus puntazzo*) se detectaron diferencias significativas a pequeña escala espacial (entre zonas en cada nivel de protección).

Las regresiones realizadas para estudiar el efecto de la distancia al límite de la reserva sobre las poblaciones de peces no fueron muy concluyentes. Solamente en el caso de la mojarra (*Diplodus annularis*) y la cabrilla (*Serranus cabrilla*) se aprecian diferencias significativas, aumentando la abundancia de ambas especies conforme nos alejamos del límite de la reserva. Nótese que para el caso del raspallón la pauta detectada ha resultado inversa a lo observado por los voluntarios. Del mismo modo que para las especies, el estudio del efecto de la distancia a la reserva sobre el total de los individuos no es significativo. Lo mismo ocurre para la riqueza y para los diferentes grupos taxonómicos.

Tras comparar los censos de peces obtenidos por los voluntarios participantes en la actividad con los obtenidos en los censos de validación realizados por investigadores obtuvimos resultados diversos. En la mayoría de los casos no aparecen diferencias significativas entre ambos censos. Sin embargo cabe destacar que mientras que especies como el sargo (*Diplodus sargus*) o el sargo picudo (*Diplodus puntazzo*) son encontradas en menor número por los voluntarios otras como el raspallón (*Diplodus annularis*) o la cabrilla (*Serranus cabrilla*) aparecen con abundancias mayores en los censos de los voluntarios. Algunas especies como la cherna (*Mycteroperca rubra*) o el serrano imperial (*Serranus atricauda*) aparecen únicamente en los censos realizados por los voluntarios, pero con toda seguridad se trata de identificaciones erróneas.

La comparación de los datos agrupados por grupos taxonómicos tampoco muestra diferencias significativas. Del mismo modo, las abundancias totales y el número de especies encontradas por los voluntarios no difieren de las obtenidas en los censos de validación.

4.4 Discusión

La utilización de voluntarios para realizar muestreos se ha realizado con éxito en diferentes ocasiones. Darwall & Dulvy (1995) evaluaron la viabilidad de la utilización de voluntarios para muestrear las poblaciones de peces en arrecifes de coral, y llegaron a la conclusión de que tras un entrenamiento moderado los datos obtenidos por los voluntarios adquirirían un nivel de precisión similar al de los obtenidos por los expertos. Sus conclusiones reflejan que incluso con escaso entrenamiento los datos obtenidos son válidos si el estudio se basa en categorías tróficas. Otros autores han realizado estudios similares con organismos bentónicos marinos (Smith & Evans 2003) o en comunidades dulceacuícolas (Fore *et al.* 2001).

En nuestro estudio, en el cual los voluntarios muestrearon erizos, peces y algas, no se encontraron diferencias significativas entre los datos obtenidos por los voluntarios y los datos obtenidos por muestreadores más expertos. Esta ausencia de diferencias significativas demuestra la validez de la obtención de datos por voluntarios de algas agrupadas en morfotipos, erizos (3 especies) y peces frecuentes en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Aunque no existieron diferencias significativas entre los datos de los voluntarios y los nuestros, en los voluntarios noveles el muestreo fue más complicado y el impacto creado mayor que en el caso de los submarinistas con mayor nivel de experiencia. Estos buceadores noveles están poco familiarizados con la fauna y flora marina, y además su control corporal en inmersión (flotabilidad, natación con aletas, utilización de las manos, etc.) es menor. Las diferencias significativas encontradas en titulación y nivel de experiencia, en lo que atañe a las estimas de densidad de *Arbacia lixula* y cobertura del morfotipo arbóreo, son probablemente debidas a una mayor facilidad de identificación de especies y morfotipos para las personas que están más familiarizadas con el medio marino.

4.4.1 Participantes en las actividades

La participación de 7 centros de buceo (4 de ellos radicados en Cabo de Palos) es una respuesta a la actividad de voluntariado bastante buena. Eso confirma la viabilidad de organizar este tipo de actividades, pues la colaboración de los centros de buceo está garantizada. Para superar el número de 55 voluntarios sería necesario realizar una campaña publicitaria de mayor duración y de mayor escala, es decir, comenzar con la actividad desde primavera y que tuviera mayor divulgación. Con esto seguro que el número de voluntarios aumentaría y la

participación de los centros de buceo también se vería incrementada, realizándose una auténtica tarea de educación ambiental y de divulgación científica.

4.4.2 Erizos y algas (voluntariado)

Las mayores densidades registradas por los voluntarios de *Paracentrotus lividus* fueron en el sector fuera cerca de la reserva, en la cala del Cañonero. Esto puede ser debido a que en esta cala, a diferencia de la cala Pajares (o cala Escalera) no tiene un fácil acceso, por lo que los veraneantes o los mariscadores no tienen fácil el acceso a la extracción de este equinodermo de tan conocida importancia gastronómica. En cala Fría, tanto al sur como al norte, este equinodermo presentó densidades inferiores a las de las otras dos calas. Esto puede deberse a que estas calas situadas dentro de la reserva presentan un cierto nivel de vigilancia.

Las otras dos especies de erizos registradas en este estudio mantuvieron unas densidades bajas. Quizás las densidades del erizo negro (*Arbacia lixula*) registradas por los voluntarios estén subestimadas, a causa de su gran similitud con *P. lividus*.

Los morfotipos algales registrados por los voluntarios responden a las densidades de erizos. En aquellas calas donde se muestrearon las densidades más altas de *P. lividus* está tapizadas predominantemente por el morfotipo cespitoso y es donde existe un menor porcentaje de algas de morfotipo arbóreo, siendo esta relación inversa una posible respuesta a la preferencia alimenticia de los erizos (Sala & Zabala 1996).

4.4.3 Peces (voluntariado)

Los datos obtenidos por los voluntarios de nuestro estudio de las poblaciones de peces son difíciles de interpretar debido a varios factores:

- La identificación de peces bajo el agua es una tarea complicada. Aún habiendo elegido por nuestra parte las especies más conspicuas y de fácil identificación, es probable que algunas de las observaciones por parte de los voluntarios sean errores de identificación, sobre todo por parte de los voluntarios más inexpertos.
- La utilización de diferentes buceadores para la realización de los censos puede producir una falta de consistencia de los datos.

Estas desventajas de la utilización de voluntarios para la realización de muestreos se pueden ver reducidas por la realización de entrenamientos, cuya duración puede variar según la tarea a realizar por los voluntarios. Este entrenamiento ha resultado satisfactorio en numerosas ocasiones, y está demostrado que incluso para científicos expertos es necesario realizar un periodo de entrenamiento o recalibración en sus técnicas de muestreo para una mejor utilización de sus datos (Thompson & Mapstone 1997).

La falta de resultados significativos en la detección del efecto reserva en las poblaciones de peces del Cabo de Palos puede deberse a varios motivos:

- La actividad de pescadores recreativos, tanto con caña como con fusil, que centran su actividad en las calas situadas dentro de la reserva y que debido a esto contrarrestan el posible efecto positivo de la reserva. La mayoría de las especies seleccionadas para realizar el estudio forman el grupo principal de especies capturables de la zona. Esto, unido a la permisividad sobre este tipo de actividades realizadas desde la costa, limita el impacto del efecto reserva sobre las poblaciones de las especies estudiadas.
- La proximidad de las zonas muestreadas entre sí, separadas por apenas unos cientos de metros, así como que todas las zonas son costeras, con lo que existe conexión entre ellas, permite que el posible efecto reserva en las calas situadas dentro de los límites de la reserva se diluya debido a una exportación de individuos a las calas contiguas.
- Hay una mayor presión por parte de los centros de buceo y buceadores particulares sobre las calas del interior de la reserva. La situación de esas calas dentro de los límites de la reserva las hace más atractivas para la práctica del buceo.
- Posibles diferencias en la estructura del hábitat. Estas diferencias han resultado ser muy importantes para comprender la estructura y composición de las comunidades de peces de zonas rocosas (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1998, 2001; García-Charton et al. 2000). Al no haber sido estudiado por los voluntarios no podemos inferir una relación entre las comunidades presentes y la estructura del hábitat.

Como mencionamos anteriormente no se ha detectado un “efecto reserva” significativo. Un caso especial se observa, sin embargo, para el caso del raspallón (*Diplodus annularis*) que sí parece responder al efecto de la distancia al límite de la reserva disminuyendo gradualmente su población conforme nos alejamos de la reserva. Esto se puede explicar por varios motivos:

- Esta especie es de talla menor que el resto de *Diplodus* encontrados en la zona, por lo tanto sobre esta especie existe una presión menor por parte de los pescadores.
- Durante la realización de los muestreos se observaron mayor número de manchas de *Posidonia* en los muestreos situados dentro de los límites de la reserva. Los raspallones (*Diplodus annularis*) encuentra en esas manchas de pradera un hábitat ideal a diferencia del resto de *Diplodus* que prefieren hábitats rocosos con más verticalidad.
- Hemos detectado que en varias ocasiones, los buceadores menos experimentados han confundido varios individuos jóvenes de *Diplodus vulgaris* con *D. annularis*. Una mejor instrucción hacia los buceadores al inicio de la actividad comentando las diferencias más significativas entre especies puede solucionar este problema en el futuro.

Los resultados obtenidos tras estudiar los censos realizados por los voluntarios según su experiencia como buceadores refleja la importancia de ésta a la hora de realizar los muestreos. Las claras diferencias entre los dos primeros niveles de experiencia (menos de 20 inmersiones) y los niveles superiores pueden deberse por un lado a la inexperiencia en la identificación de los peces. Sin embargo, creemos, tras observar a los voluntarios durante los muestreos, que se debe principalmente a que estos buceadores noveles están más nerviosos y pendientes en todo momento de su flotabilidad y de su propia seguridad. Para posteriores repeticiones del experimento habría que estudiar la conveniencia de utilizar buceadores inexpertos, ya que éstos pueden introducir un grado de error importante en los muestreos.

Otro factor que se debería tener en cuenta para una implantación futura de la actividad es que los voluntarios incluyan en sus muestreos una ligera descripción del hábitat, anotando (García Charton y Pérez Ruzafa 2004):

- Número de bloques por transecto, diferenciando entre bloques grandes, pequeños y medianos.
- Proporción de arena, grava, roca y pradera que aparece en el transecto.

Esto permitiría diferenciar entre la influencia del efecto reserva sobre las poblaciones de las especies estudiadas y la influencia de la estructura del hábitat.

Los resultados obtenidos con los datos para la validación muestran, al igual que los datos de los voluntarios, que no existen diferencias significativas

que reflejen una existencia del efecto reserva a nivel de las calas de la costa de Cabo de Palos. Los motivos que expusimos para explicar la inexistencia de efecto reserva sobre los datos de los voluntarios sirven para explicar los resultados de validación:

- Presión preferencial por parte de los pescadores de caña y fusil sobre las calas situadas dentro de la reserva.
- Posible emigración de las especies estudiadas de las calas situadas dentro de la reserva hacia las situadas fuera.
- Mayor presión ejercida por los buceadores sobre las calas situadas dentro de la reserva.
- Posible efecto de la estructura del hábitat sobre la distribución y composición de las comunidades de peces.

Al contrastar los datos obtenidos por los voluntarios con los obtenidos por nosotros no obtuvimos diferencias significativas. Aún sin existir diferencias significativas, hemos detectado un cierto número de errores reflejados en los resultados que muestran ciertas tendencias:

- De forma general los voluntarios observan una menor abundancia de individuos.
- Existen problemas de identificación de varias especies, los cuales modifican ligeramente los datos:
 - Hemos detectado que los voluntarios confunden individuos de sargo (*Diplodus sargus*) y sargo picudo (*Diplodus puntazzo*) cuando tienen una librea poco rayada, incluyéndolos dentro de los censos de raspallones (*Diplodus annularis*).
 - Análogamente, varios voluntarios confundieron los serranos (*Serranus scriba*) con cabrillas (*Serranus cabrilla*), provocando con ello una sobreestima de cabrillas y una subestima de serranos en comparación con los datos de validación.
 - La cherna (*Mycteroperca rubra*) y el serrano imperial (*Serranus atricauda*) fueron detectados por los voluntarios, lo cual se trata con toda seguridad de malas identificaciones.

Estos errores son fácilmente subsanables mediante un correcto entrenamiento de los voluntarios, haciendo hincapié en las posibles libreas que pueden presentar las especies así como una pequeña explicación de las preferencias de cada especie en cuanto al hábitat.

4.4.4 Impacto de los submarinistas

Tan sólo dos voluntarios no crearon ningún tipo de impacto. La acción del contacto con el cuerpo fue la más frecuente en el censo de erizos: los voluntarios permanecieron bastante pegados al fondo, entrando en contacto con éste cualquier parte del cuerpo unas 5,7 veces por buceador en 10 minutos.

En el censo de peces, el aleteo fue la acción más realizada por los voluntarios, provocando principalmente desprendimiento de algas y resuspensión de sedimentos. Estos efectos se evitarían si los voluntarios se separara del fondo unos metros a la hora de realizar el muestreo y aleteando suavemente.

La experiencia y la titulación fueron las variables que más afectaron al comportamiento del buceador bajo el agua.

4.4.5 Validación de los resultados del voluntariado

En la recopilación de nuestros datos las diferencias significativas encontradas en las densidades de *P. lividus* entre sectores (5,8 individuos m⁻² en el sector “dentro”, 0,03 individuos m⁻² en el sector “fuera-cerca”, y 3,3 individuos m⁻² en el sector “fuera-lejos”) pueden ser atribuidas a la recolección de erizos y al buceo (resuspensión de sedimentos provocados por el aleteo). En las calas muestreadas pertenecientes al sector “fuera-cerca” existe un alto nivel de marisqueo en la época veraniega y una alta frecuencia de buceadores que realizan sus primeros buceos en estas calas. Por el contrario, en las calas del sector “fuera-lejos” no hay tantos bañistas y maricultores y no es una zona de buceadores, incrementándose de nuevo las densidades de *Paracentrotus lividus*.

El morfotipo cespitoso presentó diferencias significativas en su cobertura, encontrándose en porcentajes diferentes entre sectores. En las calas de la reserva y próxima a ellas presentó coberturas similares e inferiores al encontrado fuera lejos. Las algas con morfotipo cespitoso son algas más resistentes a cualquier tipo de cambio, siendo menos vulnerables que el resto de morfotipos..

5 La pesca en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas

5.1 Introducción

La actividad pesquera en la zona de Cabo de Palos se lleva realizando desde la antigüedad en las mismas localidades y con artes similares a los actuales (Foto 5.1). Sin embargo, desde mediados del siglo XX se empezaron a aplicar innovaciones tecnológicas que han ido facilitando enormemente el trabajo del pescador, desde la incorporación de mejoras técnicas, tales como los motores de gasoil, hasta los sistemas de posicionamiento global (GPS) y ecosondas. Estos avances han permitido una mayor independencia de las condiciones ambientales, y mayor comodidad a la hora de trabajar, levantar las redes y aparejos del fondo en menos tiempo y esfuerzo, así como disponer de cámaras donde almacenar el pescado en condiciones óptimas hasta la llegada a puerto.



Foto 5.1 Puerto de Cabo de Palos a principios del siglo XX

Estas mejoras se han traducido en un incremento del esfuerzo de pesca sobre los ecosistemas marinos, y la posibilidad de obtener mayores beneficios. Sin embargo una mala gestión de las pesquerías conduce a una devaluación y posterior sobreexplotación de los recursos explotados, asociada a cambios y alteraciones del medio.

Tradicionalmente las medidas de gestión se han basado en el control de los ‘*inputs*’ (control de licencias de pesca, estándares tecnológicos, etc.), o ‘*outputs*’ (capturas totales autorizadas, cuotas individuales transferibles, tallas mínimas capturables). Los pescadores han sido hasta fechas recientes reacios al establecimiento de áreas marinas protegidas (AMPs), quizás por tener la impresión de que al establecer restricciones sobre áreas de pesca se traducirían en reducciones en los niveles de capturas, aumentarían los costes variables al tener que desplazarse a otras zonas y los gastos de la gestión serían elevados.

Sin embargo las medidas tradicionales de gestión se han mostrado insuficientes. Por su parte, las AMPs han demostrado poder proporcionar numerosos efectos beneficiosos (Pelletier *et al.* 2005), como son por ejemplo:

- exportación o desbordamiento de biomasa,
- protección de la estructura, integridad y funcionalidad de los ecosistemas,
- reducción de la probabilidad de extinción de especies y desaparición de hábitats
- aumento y protección de la diversidad genética, o
- incremento de valores económicos, sociales, estéticos y recreativos.

De todo ello se desprende que las AMPs son herramientas esenciales para la conservación de la biodiversidad marina y los procesos ecológicos que la sostienen, así como para conseguir una base firme para el uso sostenible de los recursos marinos y el desarrollo y la calidad de vida de las localidades costeras.

En el presente informe, continuando el trabajo realizado en los años anteriores, se proponen varios objetivos:

- 1) Valorar cómo las medidas de protección han afectado a la actividad pesquera artesanal que faena dentro y en el entorno de la reserva marina a partir de información de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) registradas desde antes de la implantación de la protección, 1993 hasta diciembre de 2006 (falta incluir los datos de lonja de 2007).
- 2) Identificación de los principales “métiers” empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos; la noción de “metier” permite una mejor

definición del esfuerzo efectivo realizado sobre un recurso y conduce a un reparto de flotas que tiene en cuenta las estrategias, prácticas y los conocimientos de los pescadores.

- 3) Conocer cual es el efecto de las variables temporales y espaciales sobre las CPUE. Y a qué responde la distribución espacio temporal de la actividad pesquera en la zona de estudio.

Parte de esta información se ha obtenido gracias al proyecto europeo EMPAFISH.

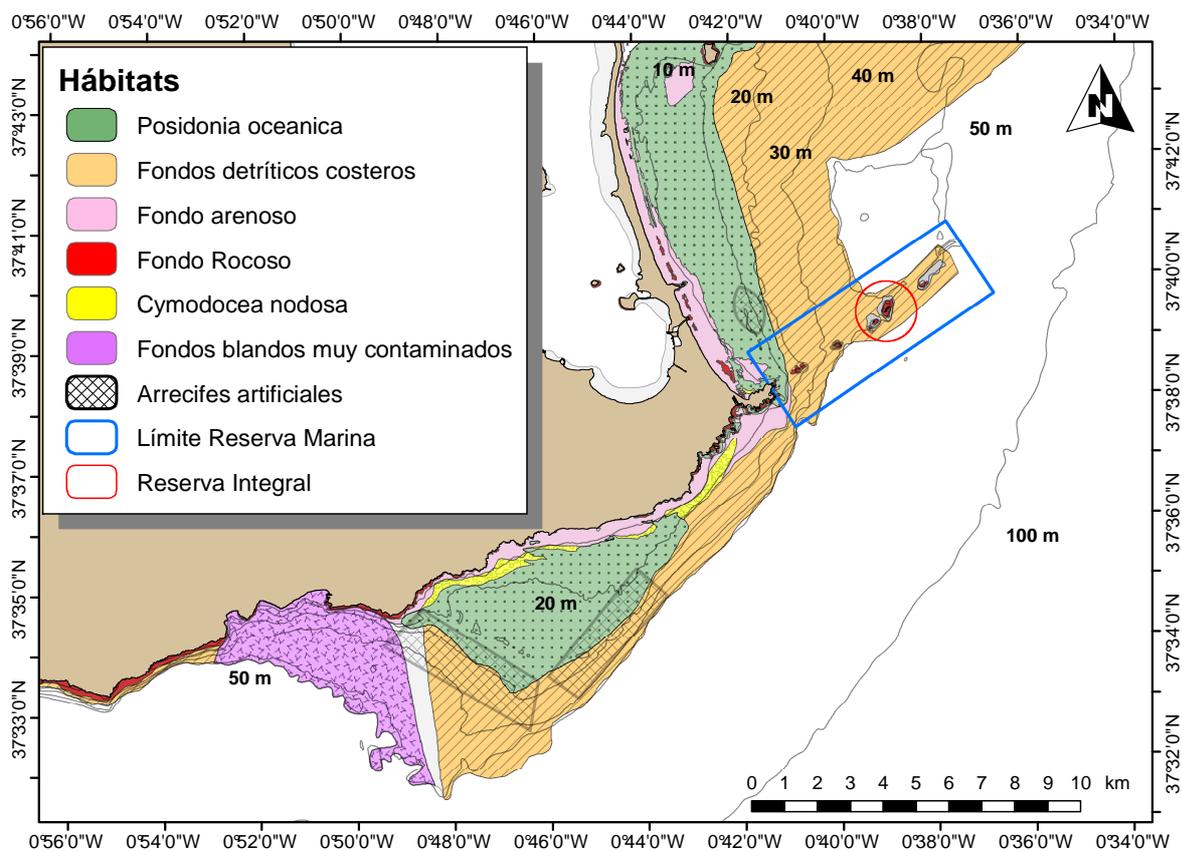
5.2 Material y Métodos

5.2.1 Área de muestreo y toma de muestras

Se ha desarrollado una estrategia mixta de muestreo que aúna datos de campo y encuestas a los armadores y/o patrones de las embarcaciones, en la cual se registran parámetros biológicos de las especies capturadas, datos del esfuerzo de pesca, características de los barcos y variables ambientales.

Los embarques se han realizado a bordo de las 7 embarcaciones artesanales de Cabo de Palos (6 con puerto base en Cartagena y una en San Pedro del Pinatar). El área de muestreo se muestra en la Fig. 5.1.

Figura 5.1. Área de estudio, indicando la disposición de los hábitats principales, la posición de la superficie ocupada por arrecifes artificiales, la situación de la reserva marina y su zonificación y las isobatas de profundidad (10, 20, 30, 40, 50 y 100 metros).



5.2.2 Recopilación bibliográfica y obtención de datos oficiales

La información relativa a las capturas desembarcadas e ingresos por los barcos que componen la flota de Cabo de Palos ha sido facilitada por el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Las características técnicas de las embarcaciones se han obtenido a partir del censo de embarcaciones del Ministerio de Agricultura y pesca (<http://www.mapa.es/es/pesca/infopesca.htm>), y se han validado con encuestas a los patrones de las embarcaciones.

Otros datos socioeconómicos como el incremento de la inflación anual en la región (para el cálculo de los rendimientos económicos de la pesca), se han obtenido desde la página-web del Instituto Nacional de Estadística (<http://www.ine.es>).

5.2.3 Muestreo y toma de datos

En cada embarque se han registrado las características de las embarcaciones (eslora total, potencia de los motores, GRT, número de tripulantes), de los artes de pesca (descripción, longitud del arte, luz de malla / número y características de los anzuelos, tiempo de calado y duración del lance); además, en todos los lances se registró la posición GPS de inicio y fin del lance para su posterior análisis en un Sistema de Información Geográfica (ArcGIS 9.0).

Análisis de parámetros biológicos. Toma y procesado de las muestras

La toma de muestras (peces y moluscos cefalópodos) se ha realizado mediante embarques aleatorios a bordo de las embarcaciones de pesca artesanal de Cabo de Palos. Los descriptores a tener en cuenta han sido la composición, biomasa, talla y abundancia taxonómica capturada para cada tipo de arte.

El muestreo se ha realizado registrando el número total, peso y longitud de individuos capturados pertenecientes a una misma especie, anotando la categoría comercial y su peso total. Cuando no ha sido posible registrar las características de cada individuo capturado, se ha estudiado una muestra representativa, y se ha anotado el peso total de la captura, para así poder inferir la abundancia total apresada.

Análisis del esfuerzo pesquero

Las características del arte se han registrado a partir de encuestas a los patronos y muestreos de los artes en el puerto y en las embarcaciones, consignándose las características de los mismos: descripción, longitud, mallero, número de anzuelos o aparejos, especies objetivo para dichos artes y tiempo de calado.

El número de días trabajados al año se recoge a partir de encuestas a los patronos o armadores de las embarcaciones, y con datos del registro de ventas en las lonjas de San Pedro y Cartagena.

La información recogida para cada “métier” ha sido:

- *Arte de pesca*: concebido en función de las especies objetivo. El empleo de dichos artes varía estacionalmente (García-Charton *et al.* 2005, 2006).
- *Especie o grupo de especies objetivo y asociadas*: las especies *objetivo* (así llamadas porque son objeto de una búsqueda activa por parte de los pescadores) varían entre artes y épocas; además, puede tratarse de especies capturadas en pequeñas cantidades pero con un elevado valor de mercado, o bien especies que no tienen un valor económico importante pero que debido a la importancia de las capturas producen un beneficio. Junto a las especies objetivo son capturadas otras especies denominadas *acompañantes*, que a pesar de no ser muy representativas por su número o biomasa, se venden aparte debido a su alto valor económico. También se pueden capturar otras especies, que según su valor comercial se venden dentro de una categoría de valor comercial inferior. Se han descrito 2 grupos dentro de esta categoría: *morralla* (grupo constituido por especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña o poco abundantes) y “*roqueo*” (constituido, generalmente, por las mismas especies que componen la *morralla*, pero la talla de los ejemplares capturados es mayor) (García-Charton *et al.* 2005, 2006).
- *Caladero o área de pesca*: definido a partir de las coordenadas geográficas registradas en los muestreos y encuestas para cada arte de pesca durante el periodo de estudio, la profundidad mínima y máxima, el tipo de fondo, la descripción del caladero y la distancia a puerto.
- *Periodo del año*: meses en los que se ejerce el “métier”.
- *Información complementaria*: número de barcos que emplean cada “métier”, fotos y otros datos de interés.

Análisis espacio-temporal

Asimismo, para cada toma de muestras se incorporan los siguientes parámetros ambientales:

- Profundidad mínima y máxima de los lances registrada por la sonda de la embarcación.
- Tipo de fondo
- Fecha y hora
- Coordenadas geográficas (tomadas con GPS) de las zonas de muestreo, y posiciones de inicio y final de los lances de pesca.
- Condiciones meteorológicas
- Estado de la mar y vientos
- Dirección de las corrientes dominantes

Estos parámetros junto con los anteriores se integran y analizan en un Sistema de Información Geográfica (SIG), el cual permitirá detectar patrones espaciales y temporales en las dinámicas ecológicas y pesqueras.

5.2.4 Análisis de datos

Análisis de ingresos por pesca y capturas por unidad de esfuerzo para la flota artesanal de Cabo de Palos 1993-2006

Debido a la ausencia de datos de GRT y CV para las embarcaciones que han conformado la flota pesquera artesanal en Cabo de Palos desde 1993 a 1996, y a la elevada correlación entre GRT, CV y el tamaño de la flota de Cabo de Palos, hemos utilizado el número de embarcaciones para estimar el esfuerzo de pesca realizado por la flota a lo largo del tiempo.

Se ha establecido estadísticamente la relación de las CPUE medias anuales por embarcación (obtenidas a partir de las capturas declaradas en lonja) con la serie temporal 1993 – 2006. También se ha estudiado la evolución de los ingresos medios anuales por embarcación durante el mismo periodo de tiempo.

En estos análisis se ha considerado por un lado la captura total, y por otro la captura total excluyendo los desembarcos declarados de atún (*Thunnus thynnus*) y emperador o pez espada (*Xiphias gladius*). Esta diferencia se ha establecido debido a que no son especies fácilmente capturadas con artesanales, ya que, en base a que en los últimos años las capturas de estas especies por la flota artesanal han sido en situaciones puntuales,

considerándose como pesca accidental u ocasional, y en ningún caso los artes empleados tienen como objetivo su captura.

Estudio de los principales “métiers” utilizados por la flota pesquera artesanal en Cabo de Palos

Una vez recopilada la información, a partir de encuestas y muestreos, de las modalidades de pesca utilizadas por los pescadores, se ha introducido en la base de datos creada en 2005 para tal fin, obteniéndose la frecuencia de utilización de cada arte, las especies más capturadas y las que poseen un mayor valor comercial. Esta base de datos ha servido para seleccionar las especies objetivo para cada arte, así como las profundidades mínima y máxima a la que se han realizado los lances y el número de barcos que emplean dichos artes.

Análisis espacio temporal de las CPUE totales y CPUE de las especies objetivo de los principales “métiers” identificados.

Se han realizado análisis de la varianza para estudiar la influencia de las variables temporales y espaciales sobre las CPUE totales y de las especies objetivo del conjunto de artes y para los principales “métiers” empleados por la flota de Cabo de Palos. Para estos análisis hemos seleccionado aquellos artes que no son fijos, excluyéndose por tanto las morunas, chirreteras, cadufos, así como los artes específicos para capturar chanquete (*Aphia minuta*), la jábega, ya que se emplea en áreas situadas lejos de la zona de influencia de la reserva marina.

Al ser el patrón quien toma la decisión sobre la modalidad de arte que se va a utilizar y la localización espacio-temporal del mismo, ello imposibilita realizar un muestreo uniforme y equilibrado (es decir, que tuviera el mismo número de réplicas para todas las variables consideradas). Por ello, en los análisis de la varianza hemos utilizado el ajuste de Bonferroni para corregir el nivel de significación (en relación al número de pruebas estadísticas realizadas simultáneamente sobre un conjunto de datos), de modo que el nivel de significación para cada prueba se ha calculado dividiendo el error global de tipo I entre el número de pruebas a realizar con los mismos datos. En nuestro caso hemos realizado cuatro análisis de la varianza, considerando dos variables temporales (año y mes) y dos variables espaciales (zona y hábitat), para estudiar su influencia sobre las CPUE totales y por especie objetivo. Los “métiers” y especies objetivo seleccionados han sido:

-
- trasmallo claro para gallineta (*Scorpaena scrofa*) y denton (*Dentex dentex*);
 - trasmallo fino para salmonete (*Mullus surmuletus*);
 - palangre de fondo para mero (*Epinephelus marginatus*) y denton;
 - redes de enmalle, agrupando en un mismo grupo bonitolera, red alta y la red de nailon para lecha (*Seriola dumerili*) y denton.

Distribución espacio temporal del esfuerzo pesquero

Para el análisis y evaluación de la dinámica espacio-temporal de las distintas flotas pesqueras que faenan en el entorno de la reserva marina se realiza una aproximación que combina el empleo de SIG con técnicas de análisis geoestadístico y herramientas de análisis multivariante para poder detectar las variables espaciales que ejercen un efecto significativo sobre la distribución del esfuerzo y así poder realizar predicciones espaciales.

5.3 Resultados

5.3.1 Valoración de las medidas de protección sobre la actividad pesquera artesanal a partir de los registros de capturas declaradas por la flota de Cabo de Palos durante el periodo 1993 – 2007.

La flota pesquera de Cabo de Palos está compuesta en su totalidad por embarcaciones artesanales; el número medio de embarcaciones en el puerto es de siete, aunque este número ha variado debido a que durante ciertas temporadas algunas embarcaciones permanecen en puertos próximos como San Pedro del Pinatar o La Manga del Mar Menor – “Tomás Maestre”, o bien vienen de otros puertos a Cabo de Palos (San Pedro del Pinatar y Cartagena). Esta flota se caracteriza por unos valores medios de 8,8 ($\pm 0,52$ de error típico – E.T) metros de eslora total, 3,97 ($\pm 0,59$ E.T) toneladas de GRT y una potencia del motor de 54,6 ($\pm 11,61$) C.V. Se ha detectado una correlación altamente significativa entre el GRT y el número de barcos a lo largo del tiempo ($R^2 = 0,99$; $P < 0,001$) así como con la potencia del motor (en C.V.) ($R^2 = 0,98$; $P < 0,001$).

Evolución de las CPUE totales durante el periodo 1993-2007

Las CPUE totales, estimadas a partir de los desembarcos declarados en lonja por las embarcaciones artesanales de Cabo de Palos, muestran que hay un incremento significativo de estos valores ($R^2 = 0,70$; $P < 0,001$) que comienza a los pocos años después de la implantación de las medidas de protección, en 1995, con unas oscilaciones que varían entre 1.182 kg por embarcación en 1993 y más de 5.000 kg por embarcación en 2006 (Fig. 5.2).

Hemos excluido en otro análisis las capturas de atún (*Thunnus thynnus*) y emperador (*Xiphias gladius*), lo cual se ajusta más a la realidad a la hora de valorar el posible efecto de las medidas de protección sobre la actividad pesquera y las comunidades de peces de la zona, observándose un incremento significativo a lo largo del tiempo con un mayor porcentaje de varianza explicada ($R^2 = 0,87$; $P < 0,001$) (Fig. 5.3).

Figura 5.2. Evolución de las capturas totales por unidad de esfuerzo (CPUE, nº barcos) para la flota de Cabo de Palos a partir de los datos de estadísticas pesqueras desde 1993, dos años antes de la creación de la Reserva Marina.

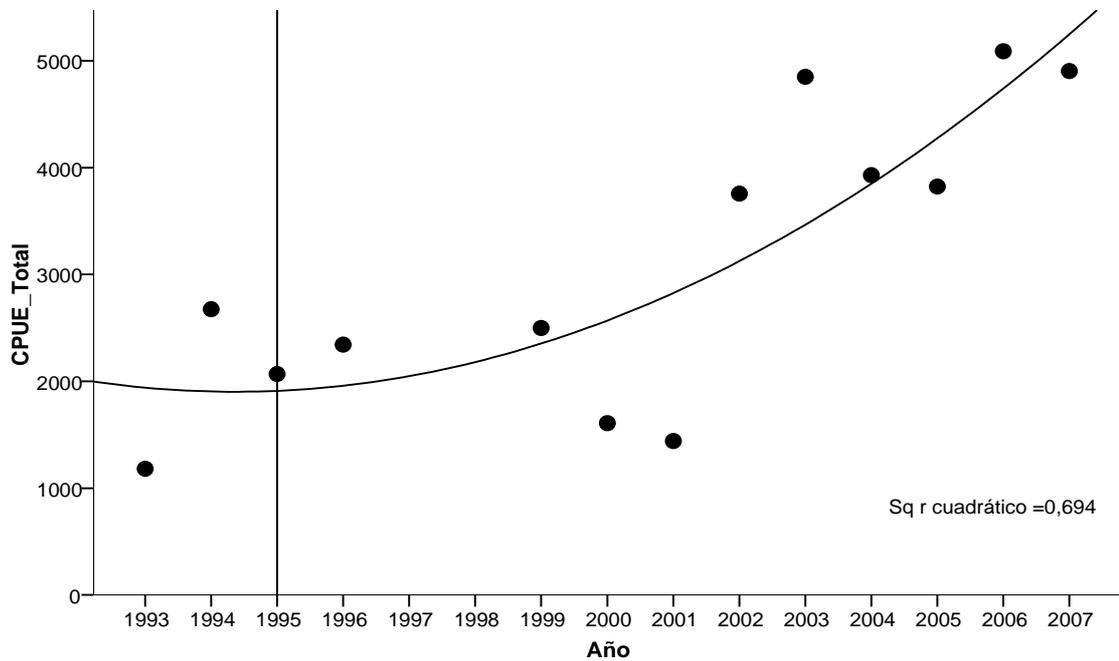
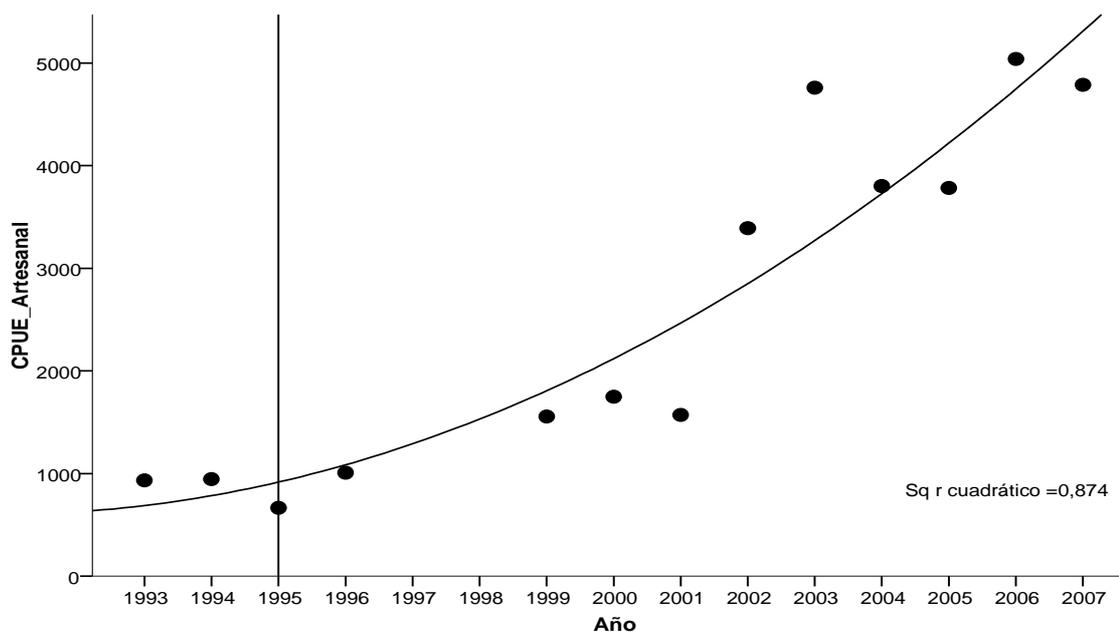


Figura 5.3. Evolución de las capturas totales por unidad de esfuerzo (CPUE, nº barcos) excluyendo el atún y pez espada para la flota de Cabo de Palos a partir de los datos de estadísticas pesqueras desde 1993, dos años antes de la creación de la Reserva Marina.



Evolución del rendimiento económico de la pesca artesanal para la flota de Cabo de Palos durante los años 1993 – 2007

El valor monetario de la biomasa total desembarcada, así como el de la biomasa total excluyendo el atún y pez espada, a precios constantes de 2001, muestra una tendencia no significativa a aumentar a lo largo del tiempo ($R^2 = 0,38$; $p = 0,14$ y $R^2 = 0,39$; $p = 0,13$, respectivamente) (Fig. 5.4 y 5.5), la cual difiere claramente de la situación global de la pesca en la Región de Murcia para el mismo periodo de tiempo, donde se observa una disminución progresiva del valor monetario de la biomasa capturada ($R^2 = 0,33$; $P = 0,23$) (Fig. 5.6), que se hace más evidente tomando una serie temporal más amplia (Fig. 5.7).

Figura 5.4. Beneficios totales, en euros a precio constante de 2001 teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, por unidad de esfuerzo (€PUE, nº barcos) para la flota de Cabo de Palos a partir de los datos de estadísticas pesqueras desde 2001.

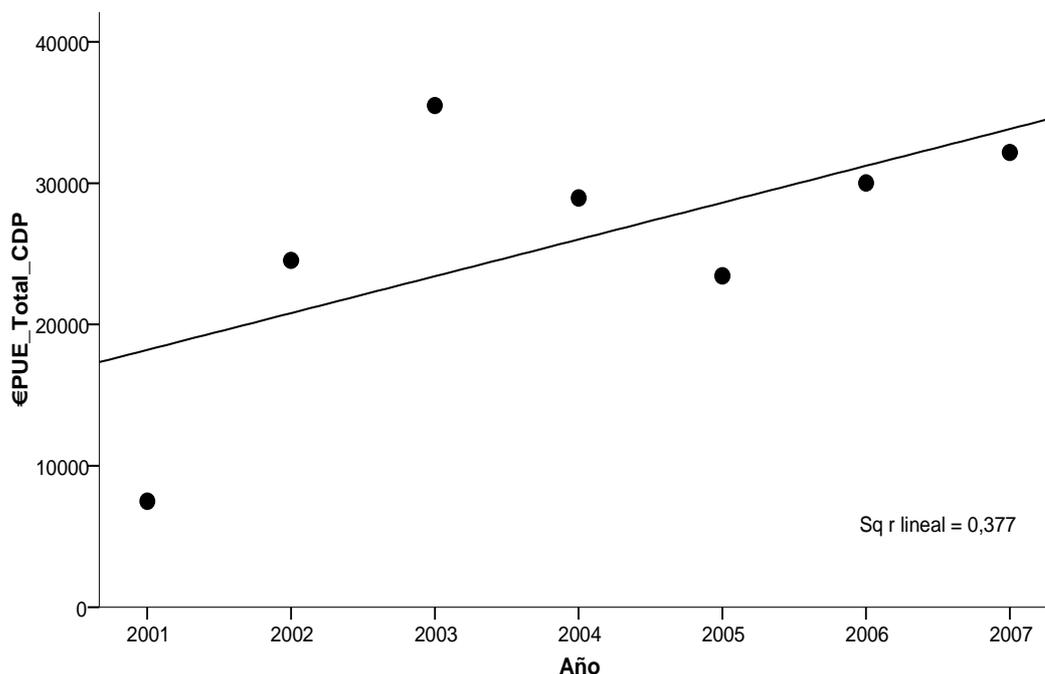


Figura 5.5. Beneficios totales excluyendo el atún y pez espada, en euros a precio constante de 2001 teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, por unidad de esfuerzo (€PUE, nº barcos) para la flota de Cabo de Palos a partir de los datos de estadísticas pesqueras desde 2001.

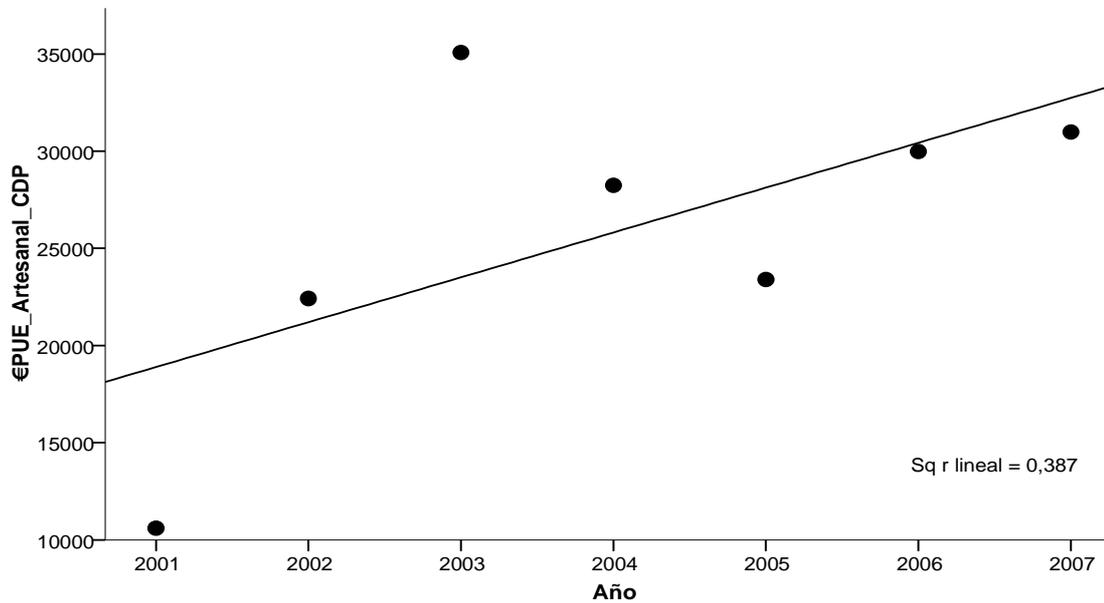


Figura 5.6. Beneficios totales, en euros a precio constante de 2001 teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, por unidad de esfuerzo (€PUE, nº barcos) para toda la flota pesquera de la Región a partir de los datos de estadísticas pesqueras desde 2001.

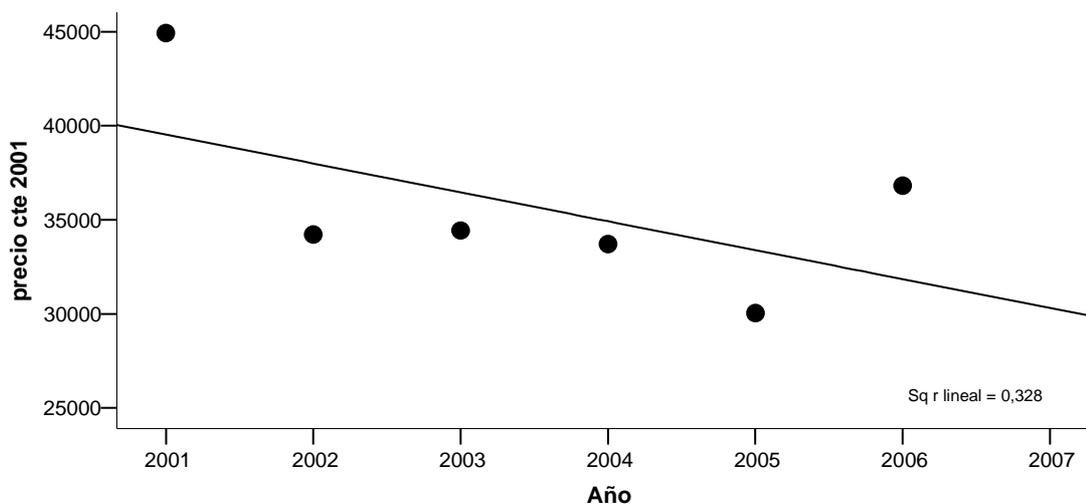
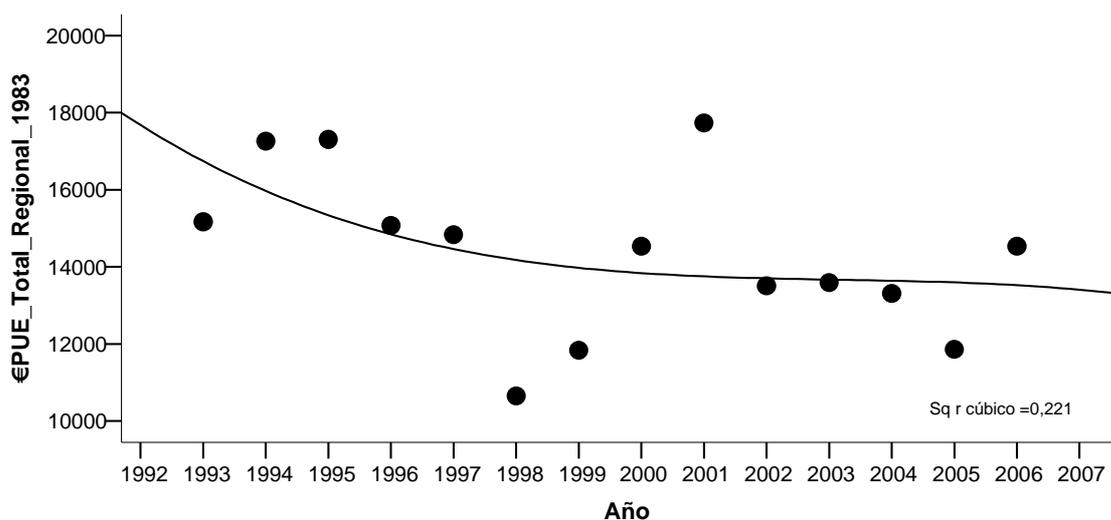


Figura 5.7. Beneficios totales, en euros a precio constante de 1983 teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, por unidad de esfuerzo (€PUE, nº barcos) para toda la flota pesquera de la Región a partir de los datos de estadísticas pesqueras desde 1983.



5.3.2 Identificación de los principales “métiers” artesanales

La pesca artesanal se practica con una variedad de artes sobre diversas especies o grupos de especies que son objeto de una búsqueda activa por parte de los pescadores.

Para la flota artesanal de Cabo de Palos se han identificado 11 “métiers”; en la Tabla 5.1 se describe el nombre común del arte, la especie o grupo de especies objetivo, las características y localización geográfica de los principales caladeros, la frecuencia de uso por mes, las profundidades mínimas y máximas de calado, así como el número de de embarcaciones que lo practican.

En anteriores informes de seguimiento (García-Charton *et al.* 2005, 2006) se describe de forma detallada cada uno de ellos. En el presente trabajo resumimos las características más importantes de los artes que no son fijos (es decir, excluyendo morunas, chirreteras y cadufos) y faenan tanto dentro como fuera de la reserva.

En términos generales, los trasmallos (claro y fino) son los artes más utilizados por todas las embarcaciones, especialmente el trasmallo claro y en menor medida el fino. Ambos se emplean durante todo el año, pero con mayor

intensidad los meses de verano y otoño, coincidiendo con la ausencia de veda para trasmallo claro en el interior de la reserva (veda: del 1 de noviembre al 31 de marzo).

El **trasmallo claro** agrupa dos modalidades, de roca y de langosta (*Palinurus elephas*), que si bien emplean la misma red, se diferencian por el tiempo de calado: cuando se busca langosta la red pasa varios días calada (generalmente 2 ó 3), en fondos fangosos asociados a zonas de roca, donde se busca que las especies de fondo queden atrapadas en el trasmallo y actúen como cebo para la langosta, y así ésta se quede enredada en el arte. Además, los caladeros están localizados a profundidades significativamente mayores que cuando se persiguen otras especies. Este arte es practicado por tres barcos de la flota, principalmente durante los meses de otoño.

El **trasmallo de roca** es ampliamente utilizado por toda la flota durante diez meses al año, de enero a octubre. El tiempo medio de calado es de 12 a 20 horas. Su utilización abarca una variedad de fondos y profundidades, estando su límite en torno a los 75 m. Las principales especies objetivo este arte son la gallineta y el denton. Se trata del arte menos específico de entre todos los empleados en el área, lo que significa que hay una variedad mayor de especies capturadas que en el resto de artes, entre las que destacan la lecha (*Seriola dumerili*), la corva (*Sciaena umbra*) o el pulpo (*Octopus vulgaris*).

El **trasmallo fino** tiene vedado su uso en el interior de la reserva durante todo el año; sin embargo han habido incursiones dentro de la reserva con una red de luz de malla de siete pases por 20 cm (p/p), por ello (y porque lo emplea la totalidad de la flota) se incluye en estos análisis. Existen diferencias significativas entre embarcaciones en cuanto a la frecuencia de su uso. Algunas embarcaciones utilizan este arte de forma casi exclusiva durante todo el año, mientras que otras sólo en ciertas temporadas (preferentemente en verano). Destaca la selectividad de este arte para el salmonete (*Mullus surmuletus*). Los caladeros de salmonete de la zona de estudio son frecuentados también por algunas embarcaciones con puerto base de San Pedro del Pinatar. Es calado por no más de tres horas al amanecer o al atardecer, en zonas de transición entre *Posidonia oceanica* y fondos detrítico o arenosos ('barbá'), generalmente cerca de formaciones rocosas.

Las **redes de enmalle**, que engloban a las bonitoleras, la red alta y la red de nailon, no tienen vedado su uso en el interior de la reserva, pero las zonas de uso preferente están localizadas fuera de la misma. Es durante los meses de invierno y primavera cuando su uso es más frecuente, estando localizados en zonas próximas al puerto. Las especies objetivo son principalmente la lecha y el denton.

Los **palangres de fondo** son utilizados por cinco embarcaciones, existiendo diferencias en cuanto a la frecuencia de uso por embarcación. Este arte tiene una veda temporal para pescar en el interior de la reserva que va desde el 1 de mayo al 30 de septiembre. Esta veda parece afectar a su utilización, ya que cuando termina la prohibición la mayoría de esfuerzo se realiza en el interior de la reserva. Una posible explicación es que las especies objetivo, y en especial el mero (*Epinephelus marginatus*), están asociadas con fondos rocosos presentes en el interior de la reserva.

5.3.3 Distribución espacial de la actividad pesquera

Tanto en los muestreos realizados en embarcaciones como en las encuestas rellenadas por los pescadores en Cabo de Palos las zonas de pesca frecuentadas se solapan en los tres años estudiados, por lo que se pueden definir los límites de distribución de la pesca artesanal hacia el sur en 37,50° N, a 11,5 km desde Calblanque, y 37,80° N, a 10 km frente al puerto del Estacio, aunque estos límites varían con la época del año y el arte considerado.

La Figura 5.8 muestra la distribución espacial del esfuerzo de pesca del conjunto de artes empleados por los pescadores de Cabo de Palos. Se representa el número medio de lances por área registrados desde 2005. Las dimensiones del área empleada en ésta y el resto de figuras para representar la densidad es una circunferencia de 1.500 m de diámetro (aproximadamente 176 ha), que es un valor aproximado de la longitud media de las unidades de pesca empleadas por lance, siendo la red alta la que presenta unas menores dimensiones, 540 (\pm 25 E.T.) metros, y el palangre de fondo la mayor longitud con 3.787 (\pm 470 E.T.) metros.

En términos generales, se aprecia que el esfuerzo de pesca se ejerce en su mayoría a profundidades inferiores a 60 m, y se observa una evidente concentración en torno al puerto ($>$ 60 lances / área), en zonas asociadas a fondos rocosos, tanto fuera de la reserva (cala del Muerto) como en su interior (bajo de Piles o de “los Secos”).

Otra zona que concentra elevados valores de esfuerzo de pesca, con valores que oscilan entre los 35 y 50 lances por área, se caracteriza por estar delimitada entre los 25 y 30 m de profundidad, donde el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica* coincide con formaciones rocosas y cuyo valor máximo de esfuerzo está situado entre 5.500 y 6.000 m de distancia al puerto.

Tabla 5.1 Listado de métiers empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos, donde se presenta el nombre local del arte, las principales especies objetivo, la frecuencia de utilización mensual ordenada por meses (siendo 0= nula; 1= muy baja; 2= baja; 3= moderada; 4= alta; 5= intensa; 6= muy intensa), la profundidad mínima y máxima a la que se cala el arte y el número de barcos que lo practican.

ARTE	SP1	SP2	Estacionalidad	Prof Min	Prof Max	N Barcos
Trasmallo cl. langosta	<i>Palinurus elephas</i>	<i>Scorpaena scrofa</i>	000000366600	28	100	3
Trasmallo cl. de roca	<i>Scorpaena scrofa</i>	<i>Seriola dumerili</i>	112566653100	3	75	7
Trasmallo fino	<i>Mullus surmuletus</i>		001436663221	5	80	8
Bonitolera	<i>Seriola dumerili</i>	<i>Sarda sarda</i>	006000000366	5	21	2
Red alta	<i>Seriola dumerili</i>	<i>Dentex dentex</i>	243110001066	2	31	3
Red de nylon	<i>Dentex dentex</i>	<i>Seriola dumerili</i>	066525131032	3	52	5
Palangre de fondo	<i>Epinephelus marginatus</i>	<i>Dentex dentex</i>	046630133641	7	150	5
Chirretera	<i>Atherina sp</i>		000002506650	3	13	3
Moruna gruesa	<i>Seriola dumerili</i>	<i>Euthynnus alleteratus</i>	000366600611	2	12	3
Cadufo o Alcatruz	<i>Octopus vulgaris</i>		113356653111	20	37	3
Chanquetera	<i>Aphia minuta</i>		555000000005	5	20	3
			EFMAMJJASOND			

Estas zonas se encuentran al sur, frente a Calblanque, en un caladero conocido como “el Leonico” y al norte del puerto, frente al canal de Marchamalo, en lo que los pescadores denominan “las piedras de San Ginés”. Otra zona que concentra entre 20 y 40 lances por área es el bajo de Fuera (o “roca del Vapor”), zona rocosa con elevada verticalidad y varios pecios. El resto de zonas de interés para los pescadores son las praderas de *Posidonia oceanica* y sus límites, tanto someros como profundos.

Cuando realizamos este análisis por “métier” empezamos a ver diferencias en las áreas frecuentadas.

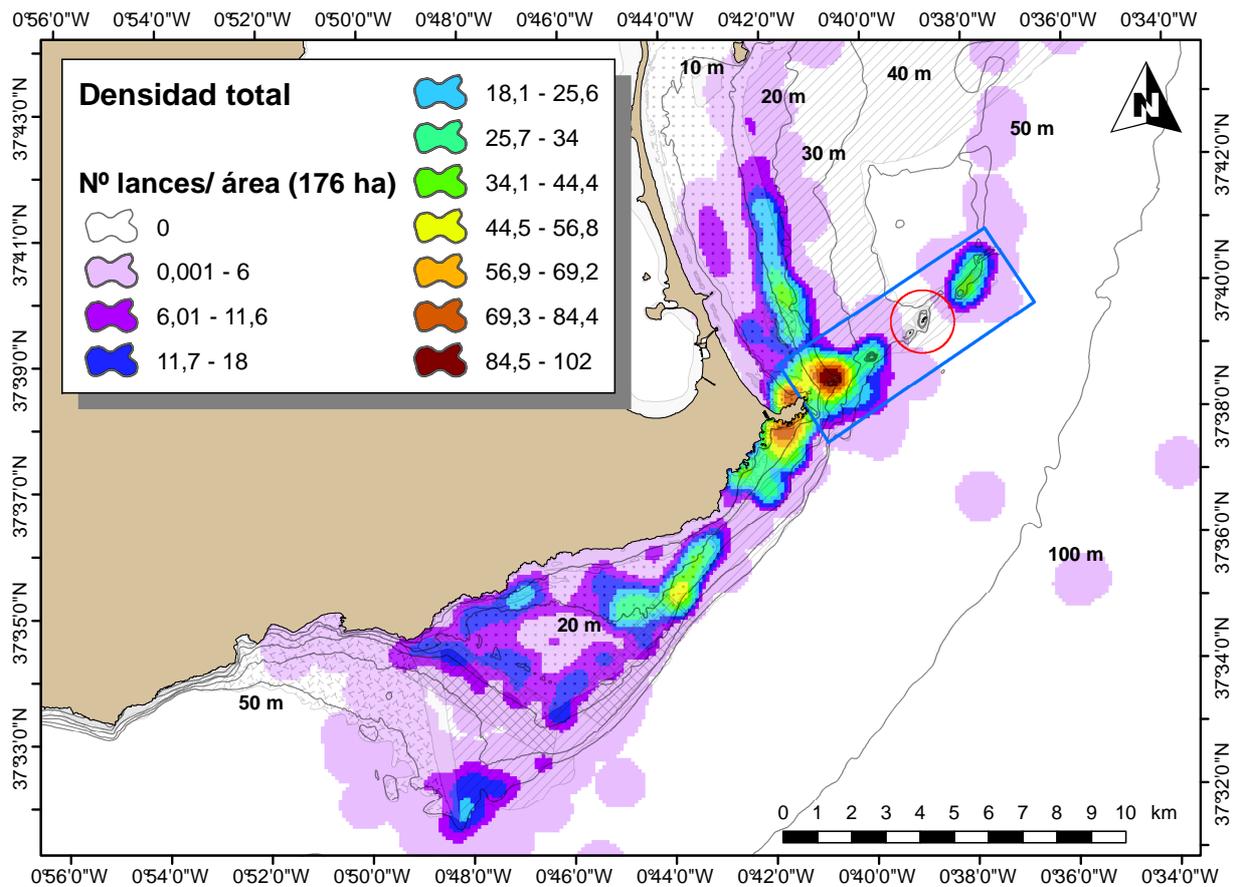


Figura 5.8 Distribución espacial del esfuerzo pesquero total ejercido en la zona de estudio por el conjunto de artes empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos. Se representa la densidad de lances por superficie, se ha utilizado el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

Trasmallo claro

El esfuerzo se distribuye hacia el norte en profundidades comprendidas entre los 3 y los 30 m (Fig. 5.9), asociado a la pradera de *Posidonia oceanica* y puntualmente a profundidades superiores, en torno a los 50 m. Hacia el sur se distribuye de manera casi uniforme hasta los 50 m de profundidad, y puntualmente a profundidades de más de 65 m, frente al cabo Negrete. Presenta una concentración significativamente mayor que en otras áreas la zona del bajo de Piles (> 50 lances por unidad de área), en el interior de la reserva, que se extiende hasta el bajo de Dentro, por lo tanto sólo es frecuentada los meses sin veda (de abril a noviembre). Dentro de la reserva también destaca el esfuerzo ejercido sobre el bajo de Fuera (>25 lances / unidad de área). Desde el bajo de Piles se aprecia un gradiente hacia el norte, siguiendo el límite profundo de la pradera de *Posidonia oceanica*, que se extiende casi siete kilómetros.

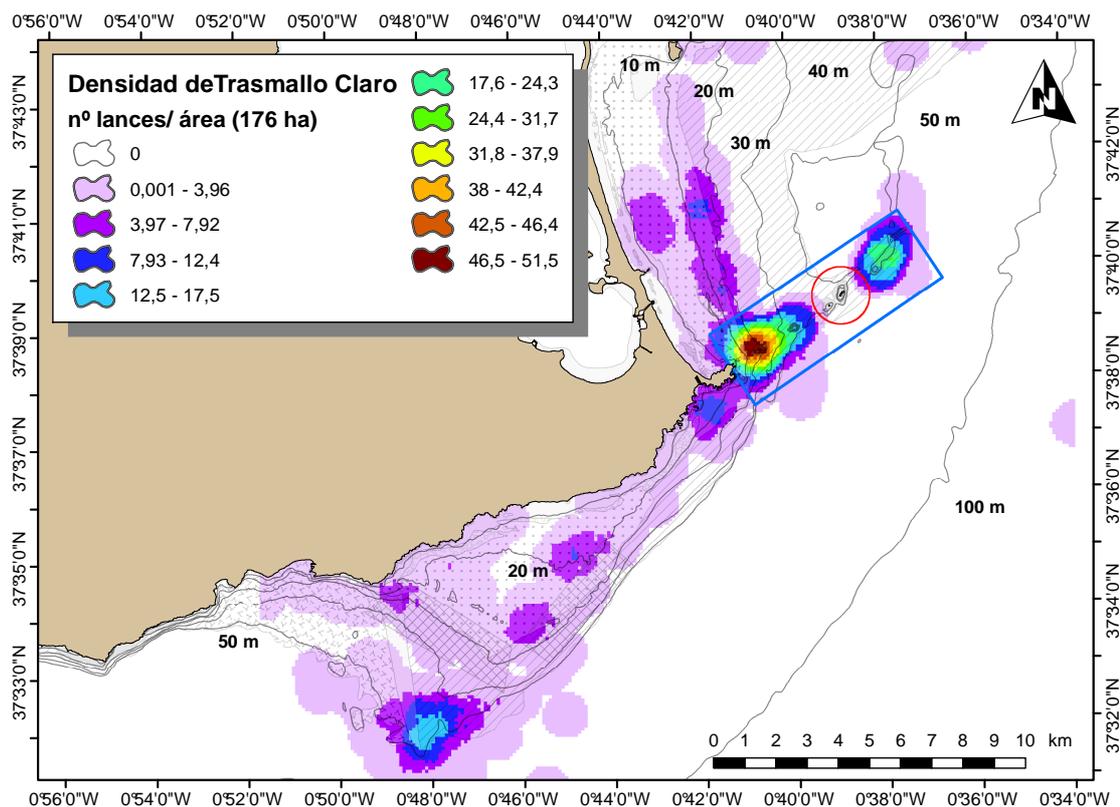
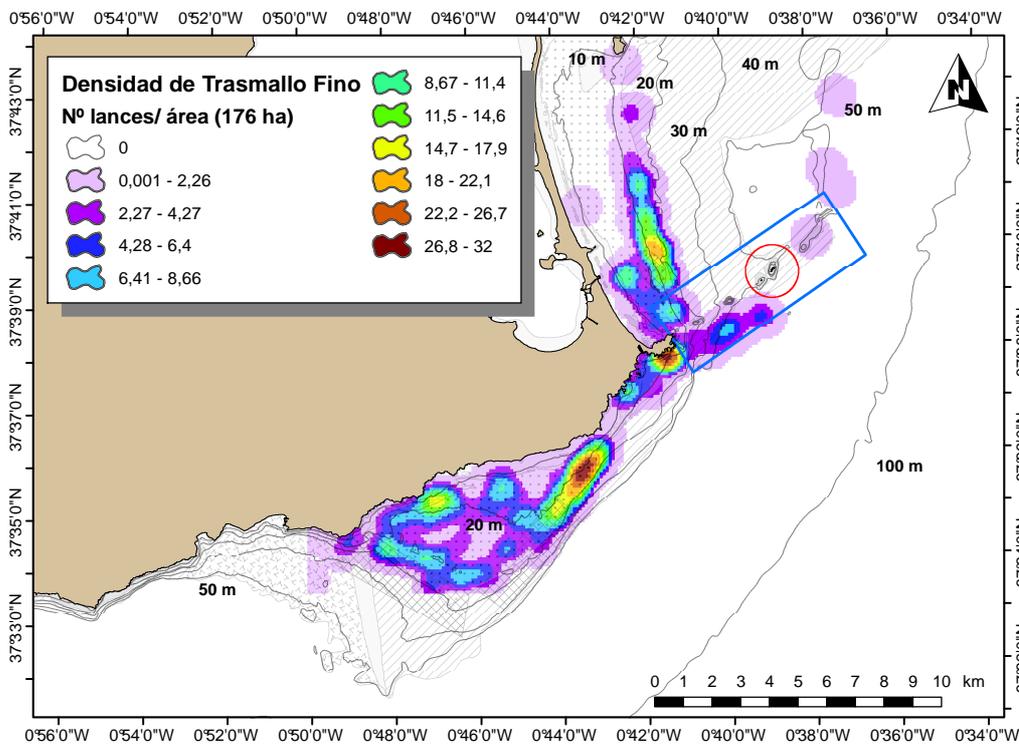


Figura 5.9. Distribución espacial del esfuerzo pesquero ejercido en la zona de estudio con el **trasmallo claro** por la flota artesanal de Cabo de Palos. Se representa la densidad de lances por superficie, se ha utilizado el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

Hacia el sur este gradiente no es tan evidente, pero aparece una zona que destaca a unos 900 m desde el puerto, los Punchosos.

La zona de “el Leonico” presenta una densidad de esfuerzo mayor que áreas adyacentes, al igual que la zona situada frente al cabo Negrete con profundidades superiores a 50 m., denominada “la Lengua” por los pescadores, donde hay fondos detríticos costeros, fangos contaminados y fondos detríticos enfangados.

Figura 5.10 Distribución espacial del esfuerzo pesquero ejercido en la zona de estudio con el trasmallo fino por la flota artesanal de Cabo de Palos. Se representa la densidad de lances por superficie, se ha utilizado el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.



Trasmallo fino

En este “métier” el área de distribución del esfuerzo es más estrecha (Fig. 5.10), raramente hay valores por encima de los 35 m de profundidad. Los caladeros están localizados en los límites somero y profundo de distribución de *Posidonia oceanica* asociados a fondos arenosos, rocosos y detríticos. Puntualmente el esfuerzo de pesca se localiza en zonas de más de 50 m de profundidad, en fondos detríticos costeros asociados a pecios o zonas rocosas, siendo los ejemplares capturados en estas zonas de mayor tamaño. Tres zonas concentran

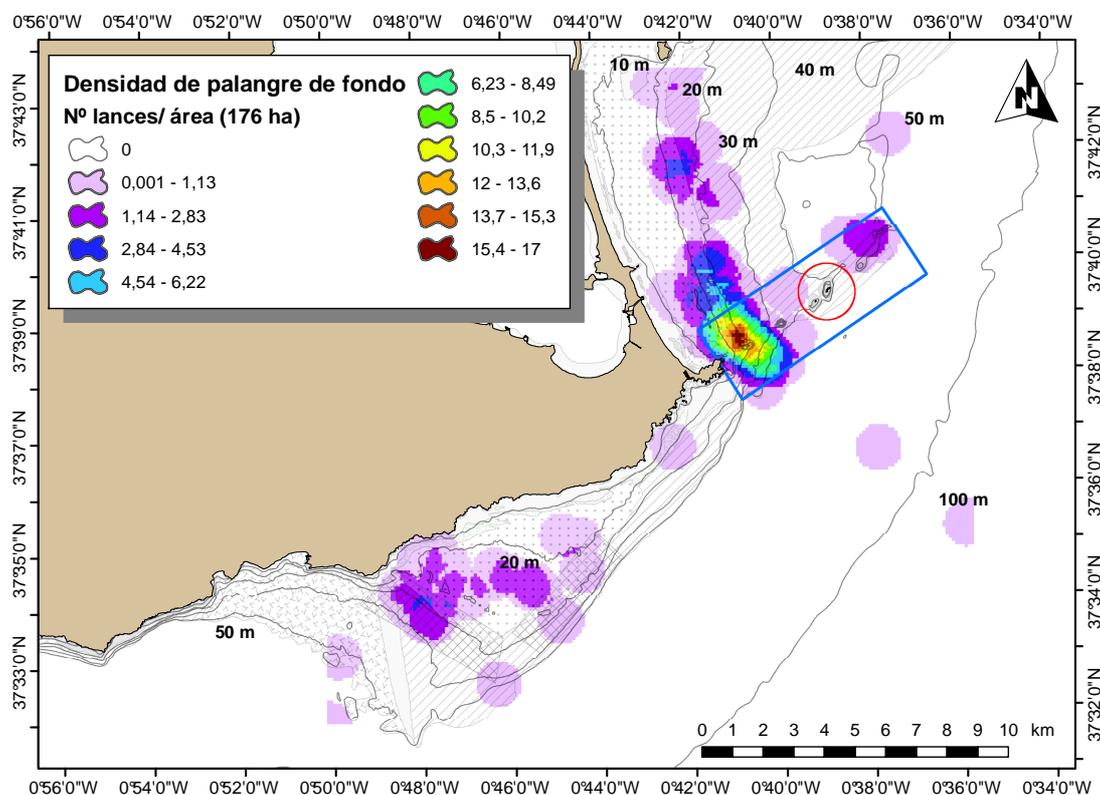
el esfuerzo de pesca con valores superiores a los 20 lances por unidad de área: la zona sur del cabo de Palos, muy frecuentada cuando las condiciones del mar no son aptas para recorrer distancias grandes, aquí los fondos son rocosos con parches de *Posidonia oceanica* y arena; frente a Calblanque, en “el Leonico”, siguiendo el límite inferior de la pradera de *Posidonia* hacia la zona de arrecifes artificiales, entre los 22 y 26 m de profundidad; y frente al canal de Marchamalo en la zona descrita anteriormente. También es significativa la densidad de esfuerzo que se concentra en la zona sur de “la Plana” entre los 10 y los 20 m de profundidad, en una zona localizada frente a la costa a 9.500 m del puerto, donde las comunidades dominantes son praderas de *Cymodocea nodosa* y *Posidonia oceanica*.

Palangre de fondo

La distribución espacial, en este caso, está condicionada por la época de veda dentro de la reserva (del 1 de mayo al 30 de septiembre). En la Fig. 5.11 se observa la distribución de la densidad de esfuerzo.

Los meses con veda las zonas más frecuentadas son: hacia el norte el corredor de *Posidonia oceanica* y su zona adyacente de fondos detríticos costeros entre la Isla Grosa y el límite de la reserva marina, con valores de 2 a 6 lances por unidad de área; y hacia el sur la zona de arrecifes artificiales situados frente al cabo Negrete, con valores semejantes. De noviembre a mayo, la zona con mayor densidad de esfuerzo es la comprendida entre el bajo de la Testa y el de Piles en el interior de la reserva, con valores de más de 15 lances por unidad de área, observándose un gradiente hacia el exterior, que engloba la zona sur de la reserva marina, desde el bajo de Dentro hasta la punta del cabo de Palos. En general este “métier” se emplea sobre un rango de profundidades de 20 a 40 metros, pudiendo llegar hasta los 150 metros en puntos concretos situados a más de 10 kilómetros en dirección sureste desde la punta del cabo.

Figura 5.11 Distribución espacial del esfuerzo pesquero ejercido en la zona de estudio con el palangre de fondo por la flota artesanal de Cabo de Palos. Se representa la densidad de lances por superficie, se ha utilizado el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.

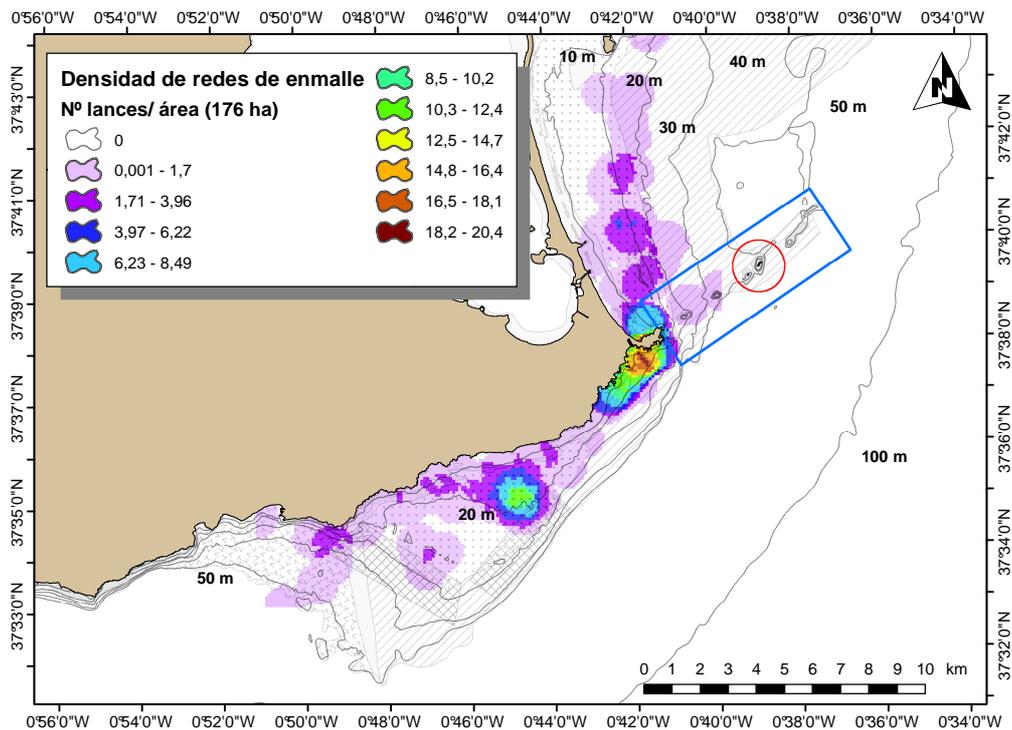


Redes de enmalle

En la siguiente figura (Fig. 5.12) se muestra la distribución del esfuerzo de pesca para el conjunto de redes de enmalle. En este caso las profundidades máximas están limitadas a los 30 m, con la excepción de la zona sur de “la Plana” donde hay datos de caladas más de 50 m de profundidad frente a Portman. Estas redes se caracterizan por utilizarse en zonas poco profundas, caladas perpendicular a la línea de costa formando “caracoles”. El área que presenta una mayor densidad de esfuerzo para estas redes se sitúa muy próxima a puerto, presentando unos valores máximos de 20 lances por unidad de área, apreciándose un gradiente desde esta zona hacia el sur. En general los fondos más frecuentados son arenosos, así como parches de arena y zonas rocosas asociadas a praderas de *Posidonia oceanica*. La cara norte de cabo de Palos (cala Túnez) presenta valores que alcanzan los 17 lances por unidad de área, disminuyendo gradualmente hacia el norte siguiendo una profundidad media de 22 m. En la zona sur, las rocas del “Leonico” también presentan valores

elevados, de 6 a 12 lances por unidad de área, disminuyendo gradualmente hacia los fondos de *Cymodocea nodosa*, a profundidades de 5 a 10 m.

Figura 5.12 Distribución espacial del esfuerzo pesquero ejercido en la zona de estudio con las redes de enmalle (bonitolera, red de nailon y red alta) por la flota artesanal de Cabo de Palos. Se representa la densidad de lances por superficie, se ha utilizado el punto medio del lance y un área circular de 176 ha.



5.3.4 Seguimiento de las capturas por unidad de esfuerzo

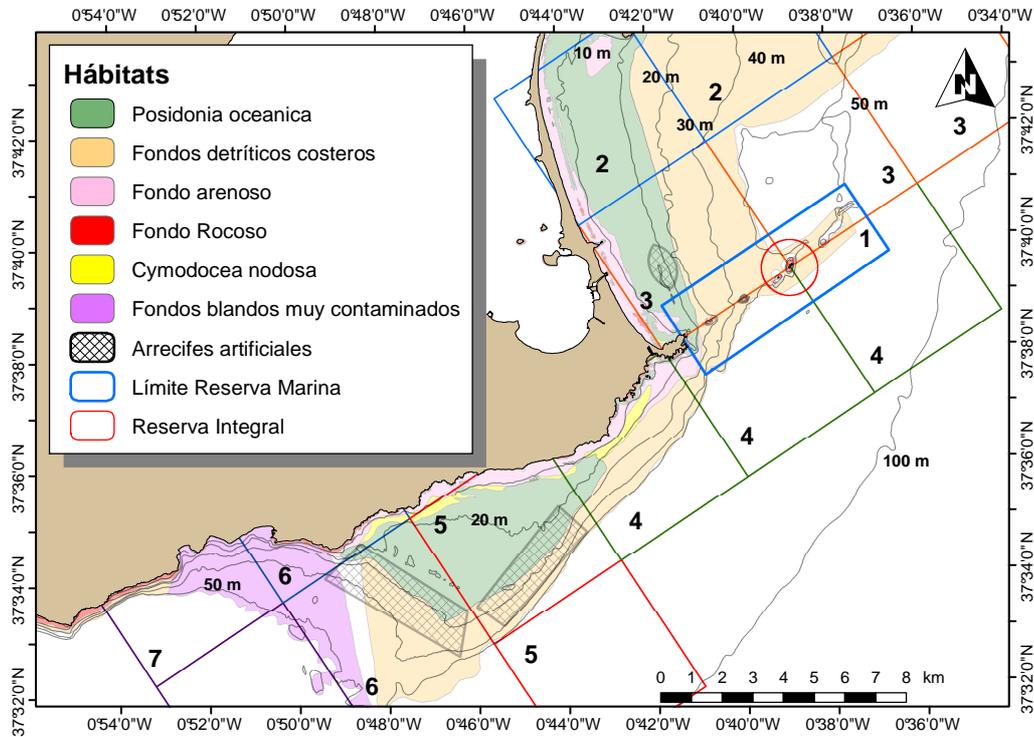
Disponemos de 1.283 registros de lances realizados en la zona de estudio en los tres años de muestreo. Los valores de CPUE (kilos capturados / longitud de arte) totales, obtenidos tanto en los muestreos como a partir de encuestas, presentan una elevada variabilidad. Este valor depende en gran medida de las capturas ocasionales, sobre todo las pelágicas costeras (cuya presencia no depende en líneas generales de las medidas de protección), y de los artes fijos, tales como los cadufos y las morunas. Por ello este tipo de artes se ha eliminado de este análisis, centrándose en los “métiers” descritos más arriba y en las CPUE obtenidas para sus especies objetivo, reduciéndose significativamente de este modo la variabilidad existente.

Los valores de CPUE se han analizado en función de dos variables temporales (año y mes) y dos espaciales (zona y hábitat); la localización de las zonas seleccionadas para los análisis espaciales se muestran en la Fig. 5.13. En la Tabla 5.2 se resumen los resultados obtenidos en los análisis de la varianza para los datos de CPUE totales y de las especies objetivo de los artes seleccionados.

Tabla 5.2. Resumen de los resultados del análisis de la varianza (valores de p significativos en negrita, siguiendo el criterio de decisión con el ajuste de Bonferroni, de modo que $\alpha_c = 0,0125$) aplicado a las variaciones de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) temporales, considerando el año, el mes (o agrupadas por estación) y espaciales (zona y hábitat).

ARTE	CPUE	AÑO	MES	EST	ZONA	HÁBITAT
Trasmallo claro	Total	0,02	0,00		0,12	0,35
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,00		0,05	0,00	0,00
	<i>Dentex dentex</i>	0,67		0,00	0,00	0,45
Trasmallo fino	Total	0,61	0,35	0,01	0,36	0,28
	<i>Mullus surmuletus</i>	0,00	0,00		0,10	0,14
Palangre de fondo	Total	0,00	0,01		0,24	0,00
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,40	0,32		0,08	0,34
	<i>Dentex dentex</i>	0,01	0,32		0,68	0,58
Redes de enmalle	Total	0,35	0,51		0,25	0,76
	<i>Seriola dumerili</i>	0,40	0,22		0,90	0,89
	<i>Dentex dentex</i>	0,00		0,63	0,72	0,02

Figura 5.13 Área de estudio dividida en sectores, estos sectores se han utilizado para realizar los análisis espaciales por zona. Zona 1: reserva marina; zona 2: alrededores de Isla Grosa; zona 3: zona Norte adyacente a la reserva marina; zona 4: zona Sur adyacente a la reserva marina; zona 5: La Plana; zona 6: Cabo Negrete; zona 7: Portman.



Trasmallo claro

Para este “métier” se han analizado las CPUE de las capturas totales, y de dos especies objetivo, la gallineta (*Scorpaena scrofa*) y el denton (*Dentex dentex*). En los tres años de muestreo disponemos para este arte de 476 registros. Las diferencias interanuales de CPUE total (es decir, para todas las especies capturadas) no presentan diferencias significativas, debido probablemente a la elevada variabilidad existente en cada año; sin embargo se aprecia una tendencia a aumentar en el periodo de tiempo estudiado (Fig. 5.14). Se han detectado diferencias significativas en la variación mensual de las CPUE totales ($P < 0,001$), obteniéndose los valores más elevados los meses fríos, coincidiendo con una época donde el número de embarcaciones es significativamente menor que en los meses cálidos (Fig. 5.15). En lo que respecta al análisis espacial por zonas y hábitats no se aprecian diferencias significativas en los valores obtenidos de CPUE (Fig. 5.16 y 5.17).

Figura 5.14 Evolución anual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo claro**.

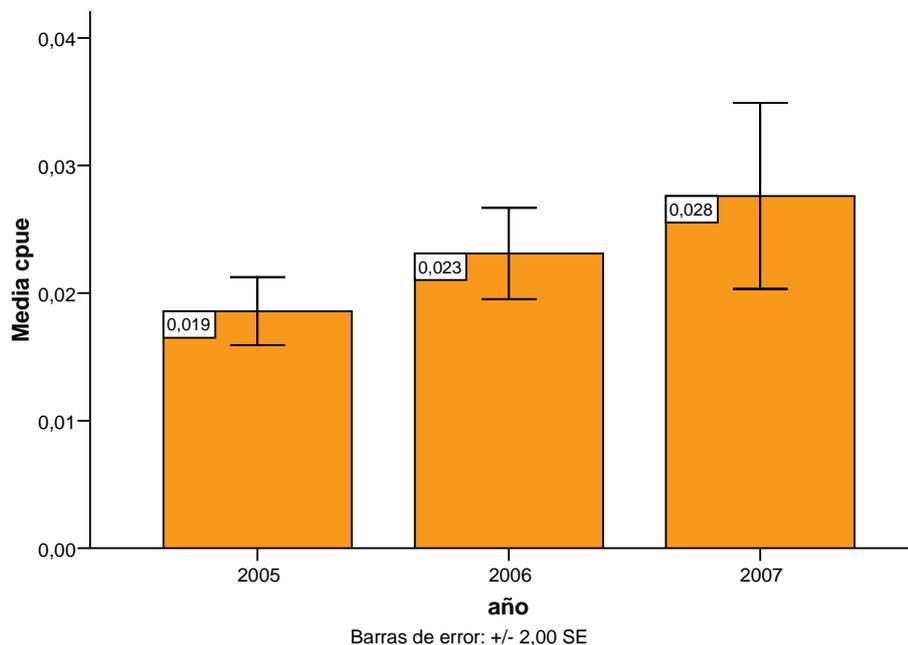


Figura 5.15 Variación mensual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo claro**.

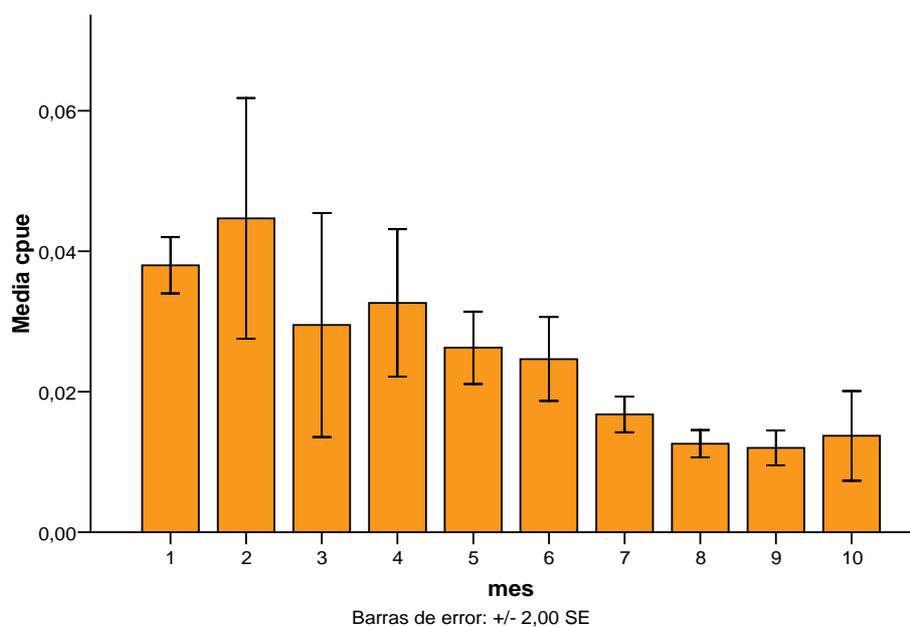


Figura 5.16 Variación espacial, por zonas, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo claro**.

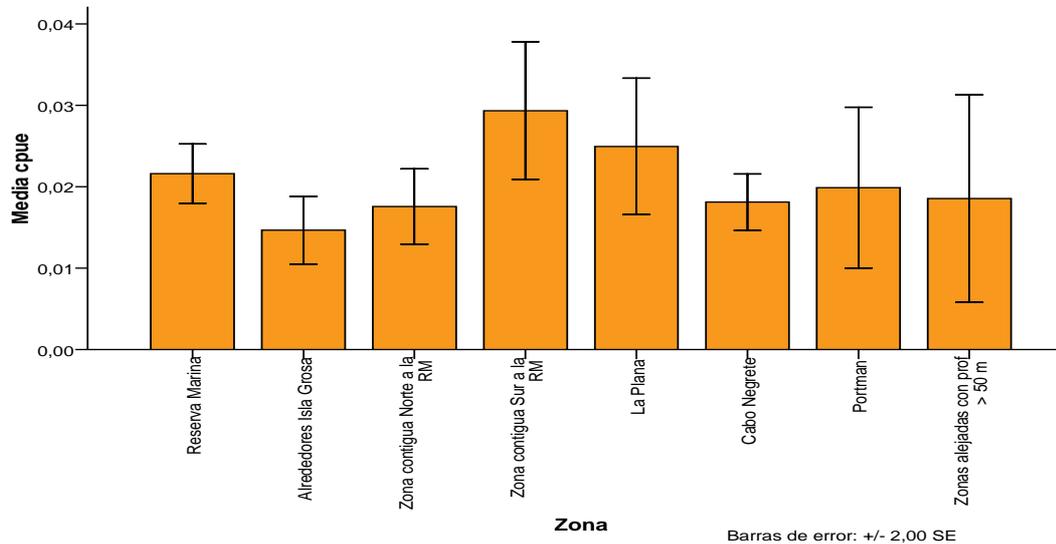
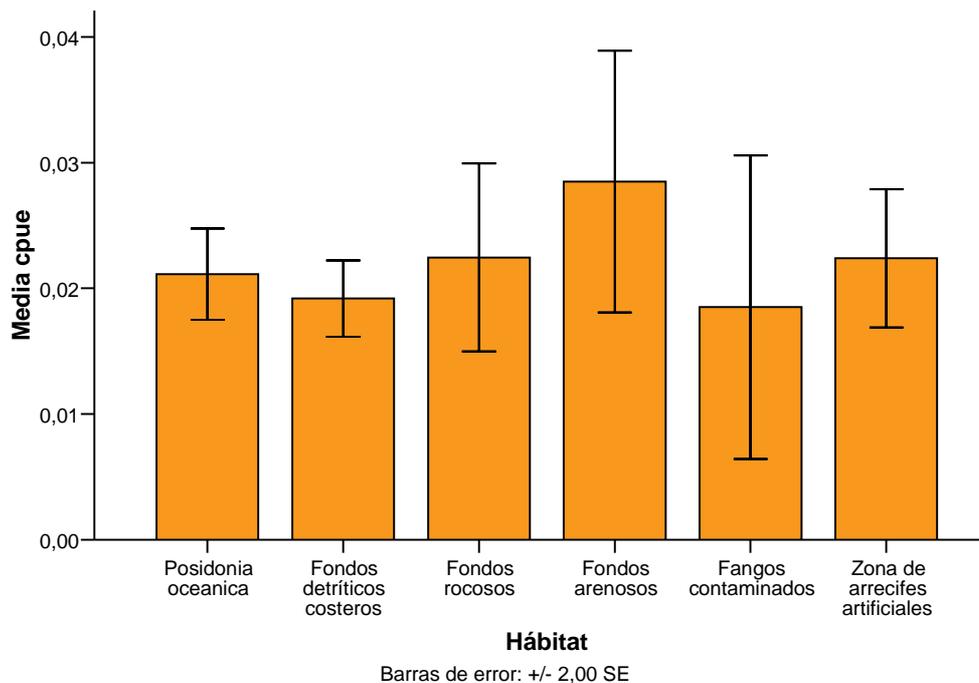


Figura 5.17. Variación espacial, por hábitats, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo claro**.



Para los valores de CPUE seleccionando únicamente las capturas realizadas sobre la población de *S. scrofa*, se aprecian diferencias significativas en las variaciones interanuales ($P < 0,001$) que muestran una reducción lineal desde 2005 a 2007. Sin embargo, no se detectan diferencias mensuales o estacionales en los valores de CPUE, pero se aprecia cómo los valores medios más elevados se registran los meses de verano, disminuyendo en los meses de invierno.

Las variaciones de CPUE observadas teniendo en cuenta la distribución espacial muestran diferencias significativas en las zonas frecuentadas por los pescadores ($P < 0,001$), con valores más elevados en la zona de la Reserva y al norte de la misma sobre fondos de *Posidonia oceanica*, detríticos y rocosos ($p < 0,001$).

Para la población de denton explotada por la flota artesanal no se aprecian diferencias significativas en los valores de CPUE interanuales ($P = 0,67$), pero si se observa una tendencia significativa estacional ($P < 0,0001$) donde los valores más elevados se dan en primavera.

Espacialmente, los valores obtenidos en los lances de la zona 7, correspondientes a Portman, son más elevados (pero mostrando una gran variabilidad) que en el resto, y esto hace que se observen diferencias estadísticamente significativas respecto al resto de zonas. Sin embargo, si excluimos esta zona para el análisis no se aprecian diferencias significativas, observándose unos mayores valores en la zona de la reserva marina.

Trasmallo fino

La variación interanual de las CPUE para las capturas totales efectuadas con el trasmallo fino no muestran diferencias estadísticamente significativas ($P = 0,61$) (Fig. 5.18). Los valores medios de las CPUE mensuales de los tres años no muestran diferencias significativas ($P = 0,35$) pero al agruparlos por estaciones si se aprecian dichas diferencias ($P < 0,05$) con unos valores máximos en otoño, y mínimos en invierno (Fig. 5.19). No se aprecian variaciones espaciales con diferencias significativas en los niveles de CPUE para las capturas totales efectuadas por el trasmallo fino, ni por zona ni por hábitat (Fig. 5.20 y 5.21).

Figura 5.18 Evolución anual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo fino**.

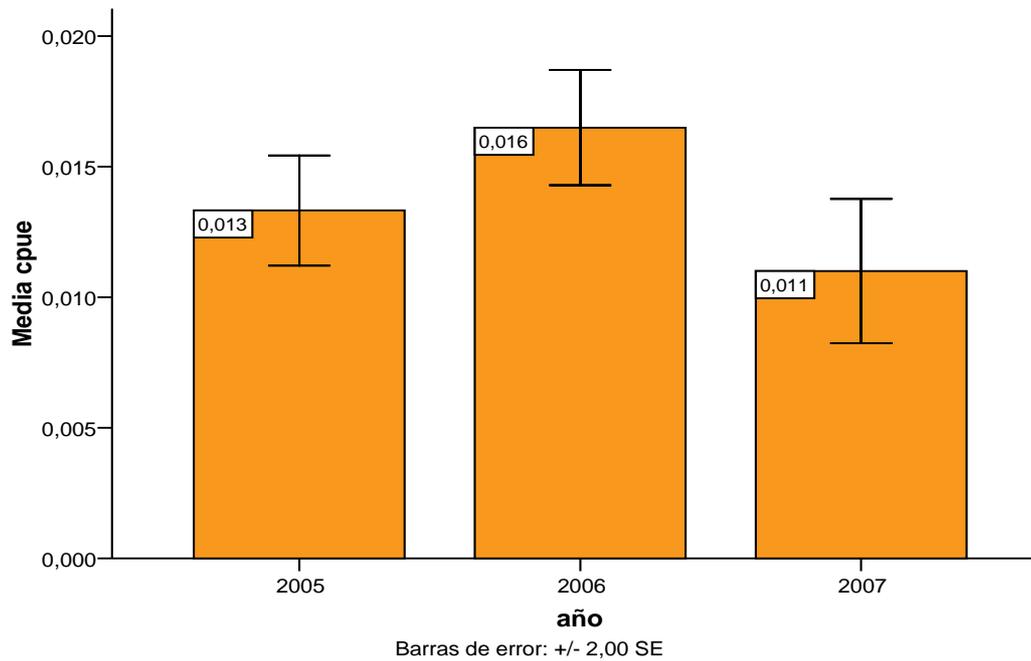


Figura 5.19 Variación estacional de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo fino**.

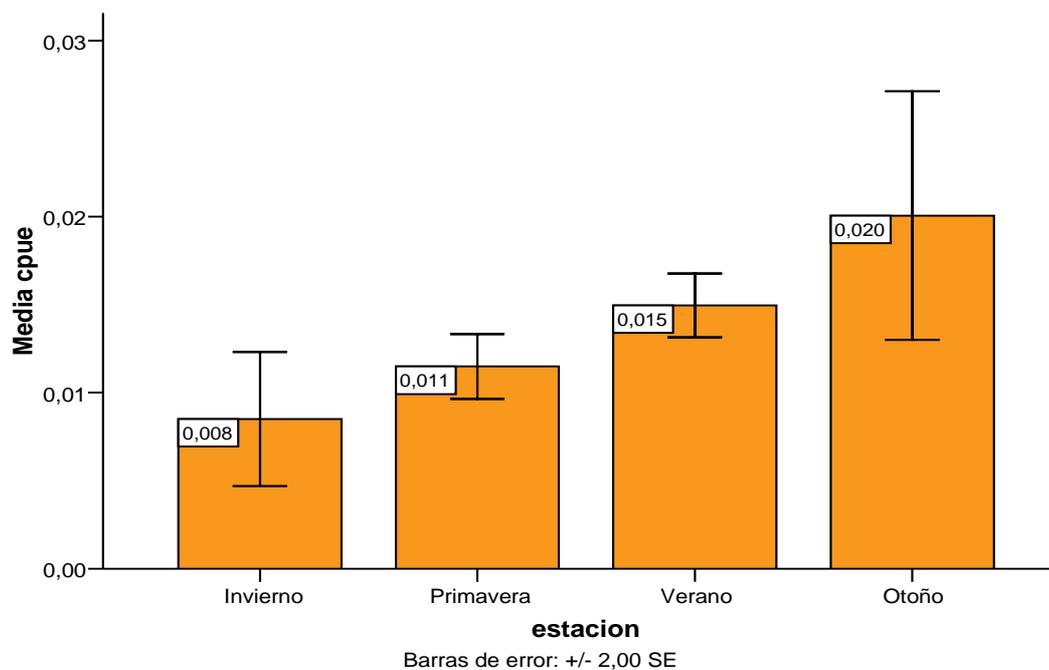


Figura 5.20 Variación espacial, por zonas, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo fino**.

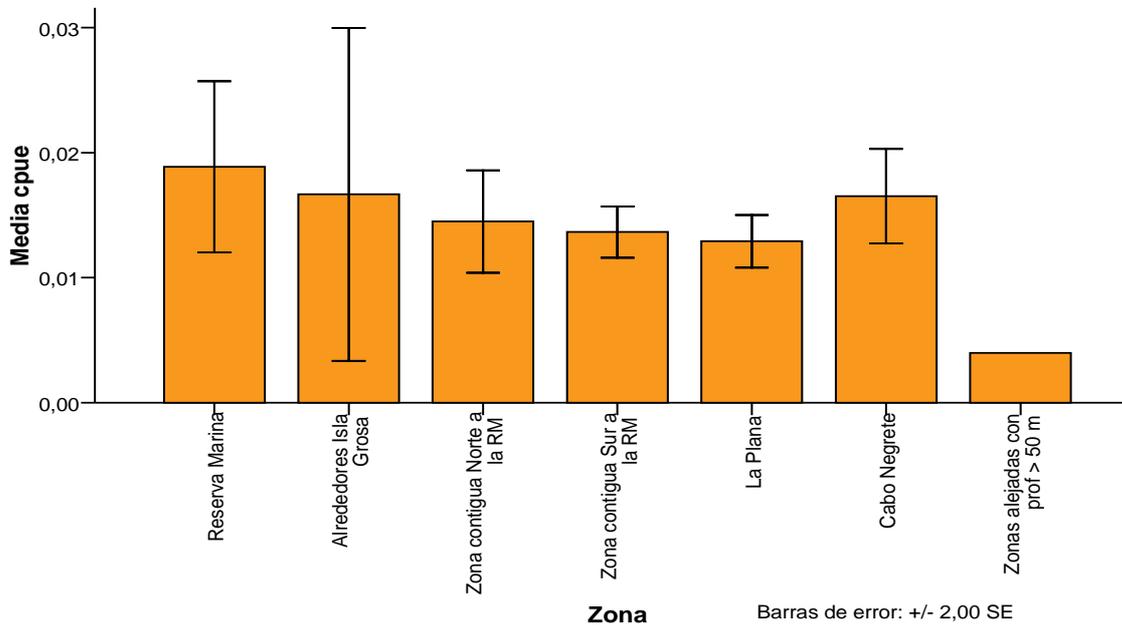
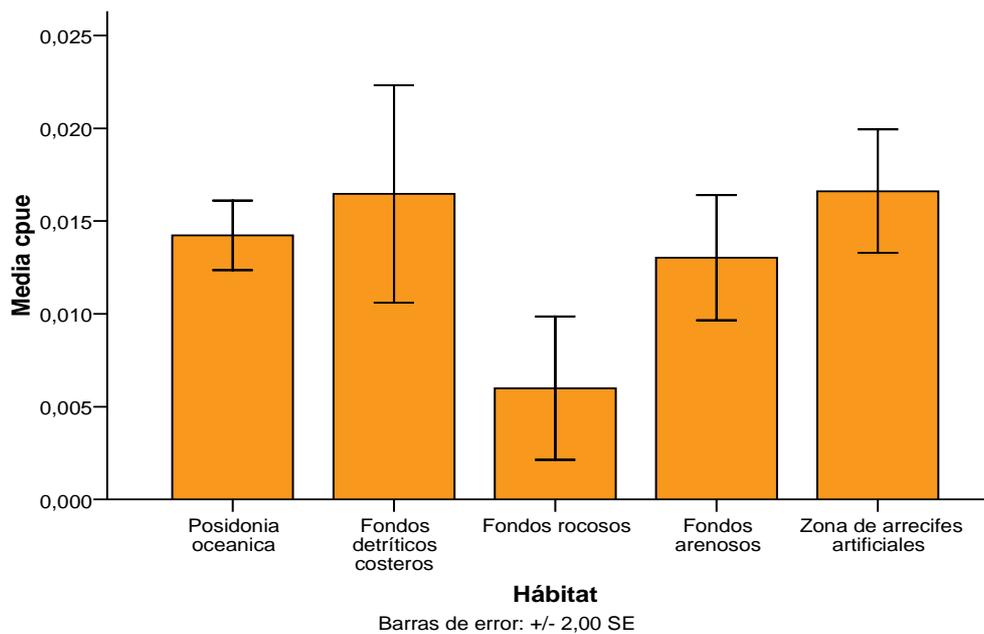


Figura 5.21 Variación espacial, por hábitats, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **trasmallo fino**.



Si seleccionamos las capturas para la especie objetivo, el salmonete (*Mullus surmuletus*), vemos que las CPUE de 2006 fueron significativamente mayores que en 2005 y 2007 ($P < 0,001$). Las variaciones intermensuales son similares a las anteriores; sin embargo, con los datos de capturas de la especie objetivo sí se aprecian diferencias significativas entre meses ($P < 0,001$), con máximos los meses de octubre a noviembre, junto a otro pico de capturas por unidad de esfuerzo en junio – julio. Tampoco se detectan diferencias significativas entre zonas ni entre hábitats ($P > 0,1$, en ambos casos).

Palangre de fondo

Las capturas totales por unidad de esfuerzo para el palangre muestran que en 2006 los valores obtenidos fueron significativamente inferiores a los de los años 2005 y 2007 ($P < 0,001$) (Figura 5.22). Las variaciones mensuales muestran unas diferencias estadísticamente significativas entre los meses de verano y el resto del año, siendo menores en los meses más cálidos ($P < 0,05$) (Figura 5.23). No se aprecian diferencias estadísticas entre zonas ($P = 0,24$) (Figura 5.24). Las variaciones entre los distintos tipos de hábitats sí presentan diferencias significativas ($P < 0,001$) (Figura 5.25), de modo que los valores más elevados están asociados a fondos detríticos y praderas de *Posidonia oceanica*.

Las CPUE para el mero (*Epinephelus marginatus*) obtenidas con este arte presentan una gran variabilidad, sin mostrar diferencias significativas interanuales ($P = 0,4$) ni mensuales ($P = 0,3$), así como tampoco espaciales entre zonas ($P = 0,08$), ni entre hábitats ($P = 0,39$). Para el caso del denton las únicas diferencias significativas aparecen en las variaciones interanuales ($P < 0,01$). En el resto de variables temporales y espaciales no se detectan diferencias estadísticamente significativas.

Figura 5.22 Evolución anual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **palangre de fondo**.

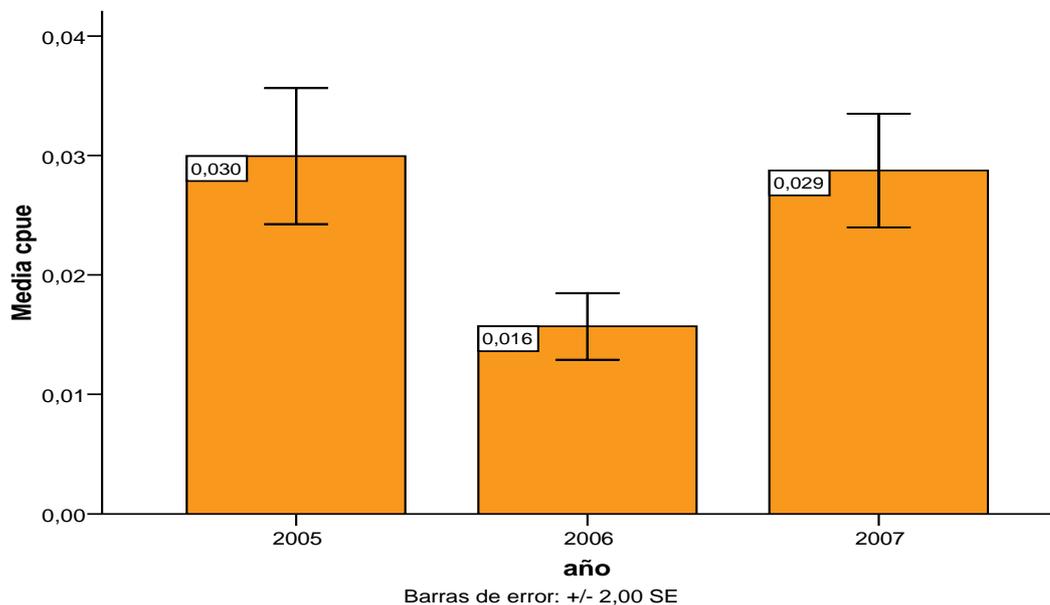


Figura 5.23 Variación mensual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **palangre de fondo**.

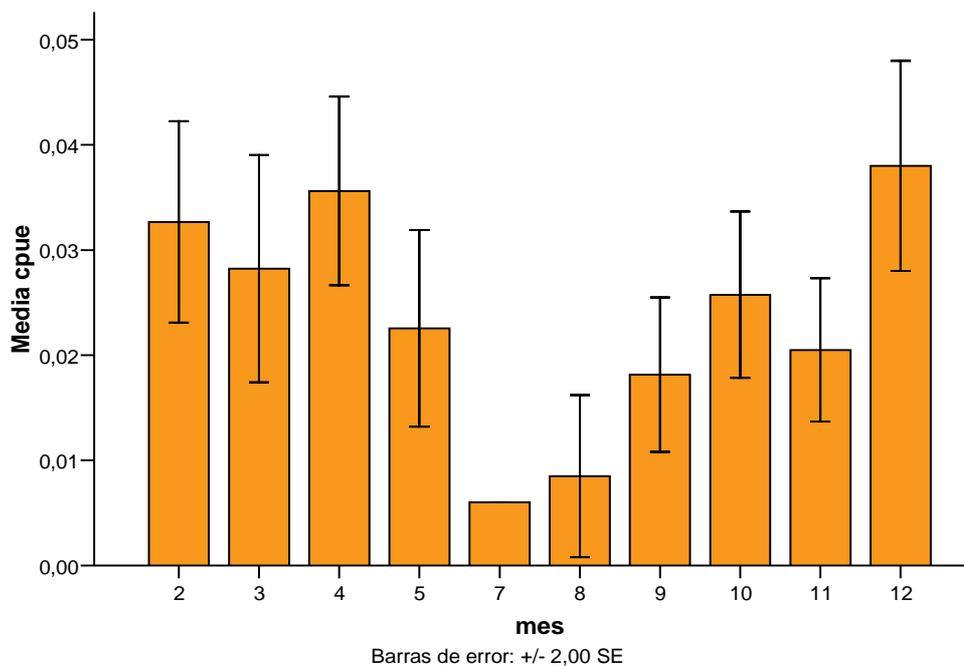


Figura 5.24 Variación espacial, por zonas, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **palangre de fondo**.

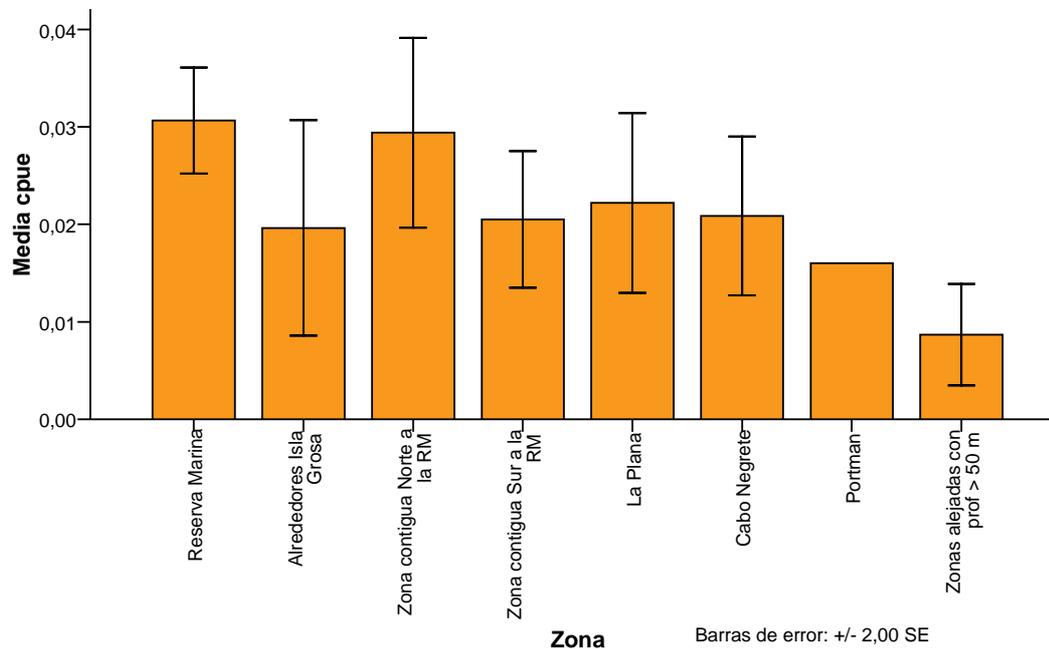
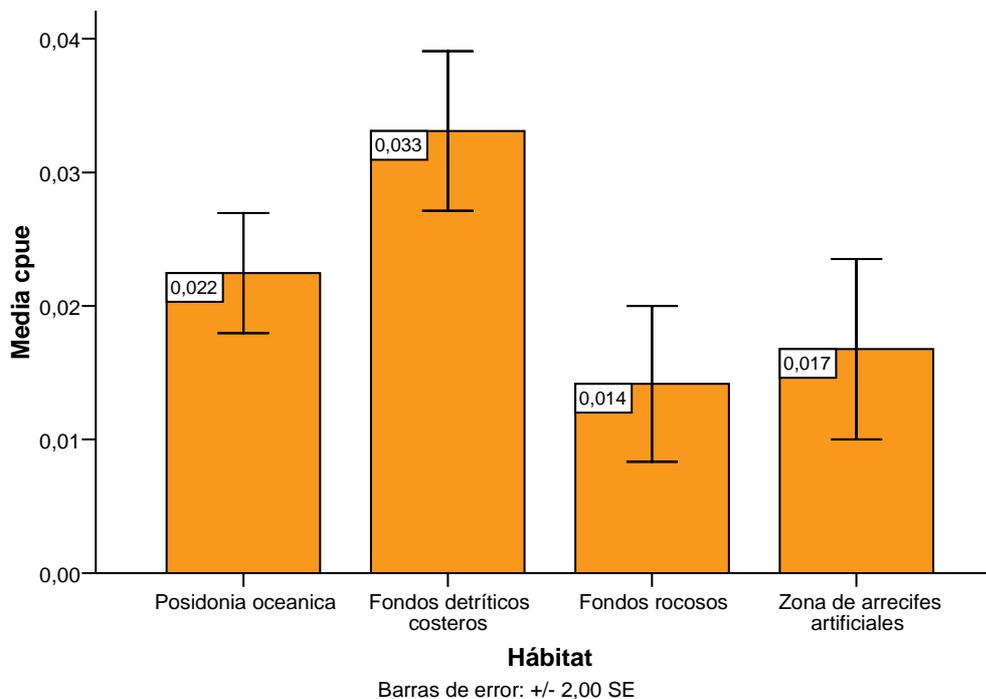


Figura 5.25 Variación espacial, por hábitats, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados / longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para el **palangre de fondo**.



Redes de enmalle

Las especies objetivo seleccionadas en este caso han sido la lecha (*Seriola dumerili*) y el denton. Aquí no se han detectado diferencias significativas en ninguna de las variables temporales y espaciales estudiadas, tanto para las capturas totales como para las de especies objetivo (Fig. 5.26 a 5.29).

Únicamente en el caso de las capturas de denton se aprecian variaciones interanuales estadísticamente significativas ($P < 0,001$). Esto es debido a la gran variabilidad existente para los factores espaciales y temporales.

Figura 5.26 Evolución anual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para las **redes de enmalle**.

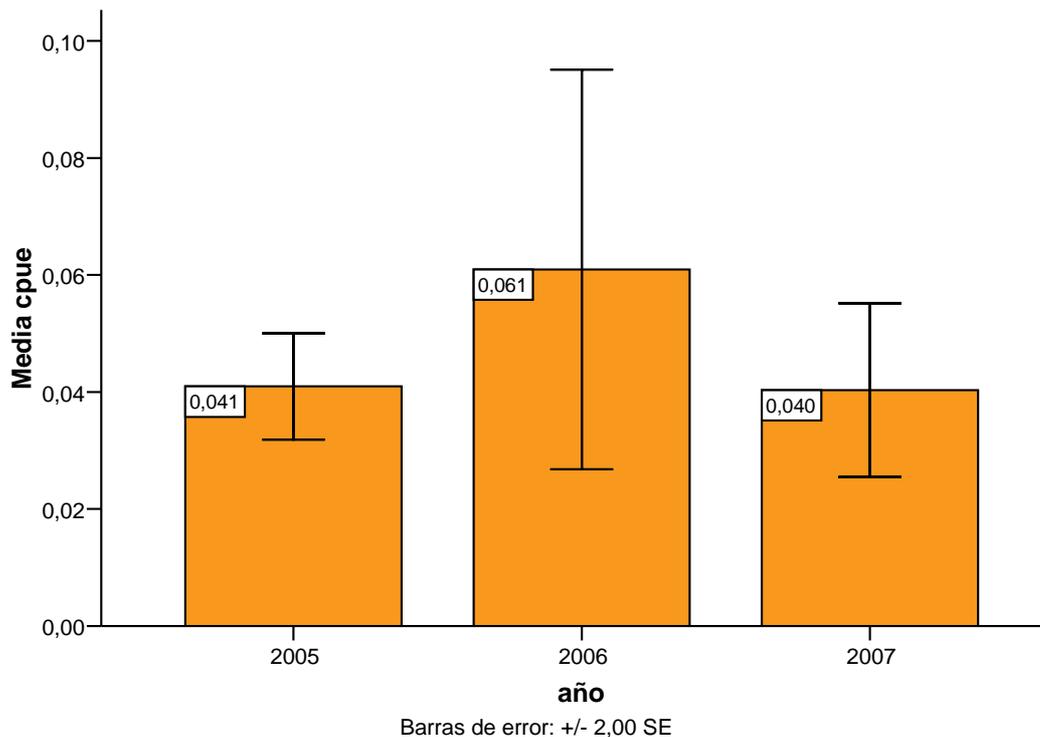


Figura 5.27 Variación mensual de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para las **redes de enmalle**.

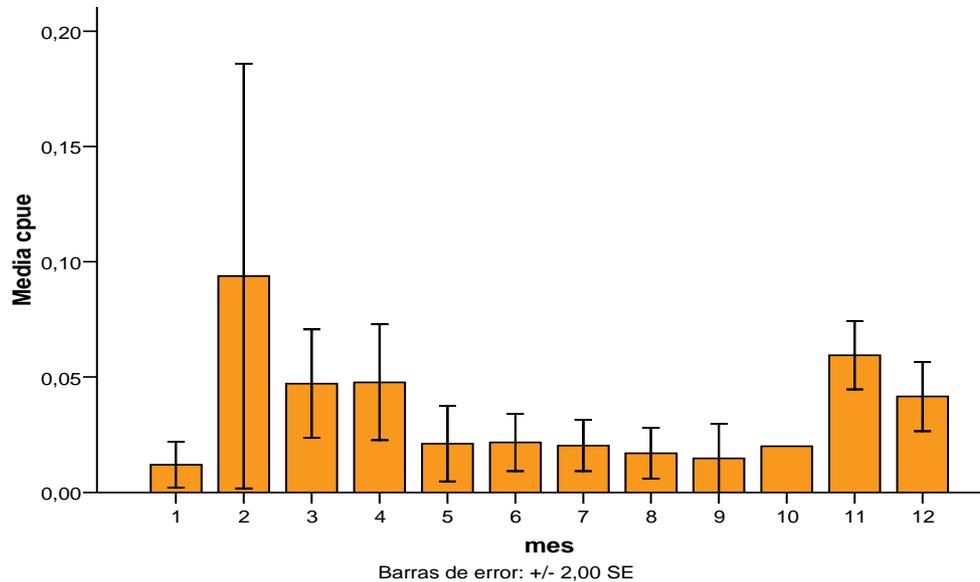


Figura 5.28 Variación espacial, por zonas, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para las **redes de enmalle**.

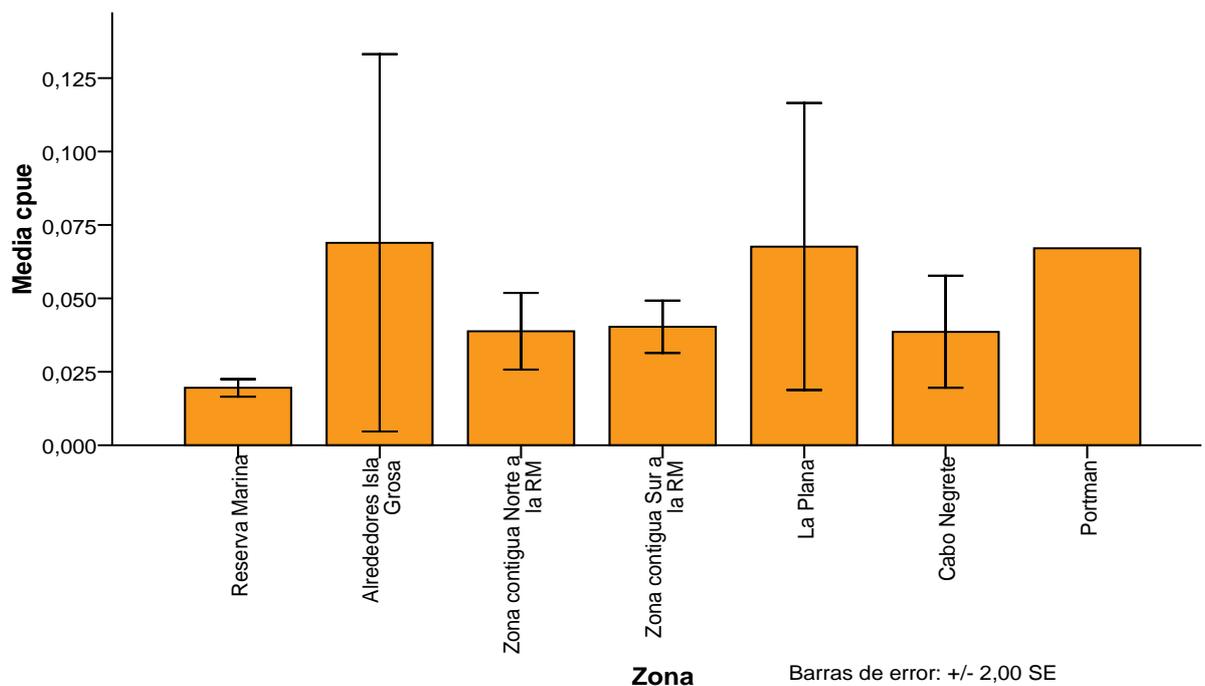
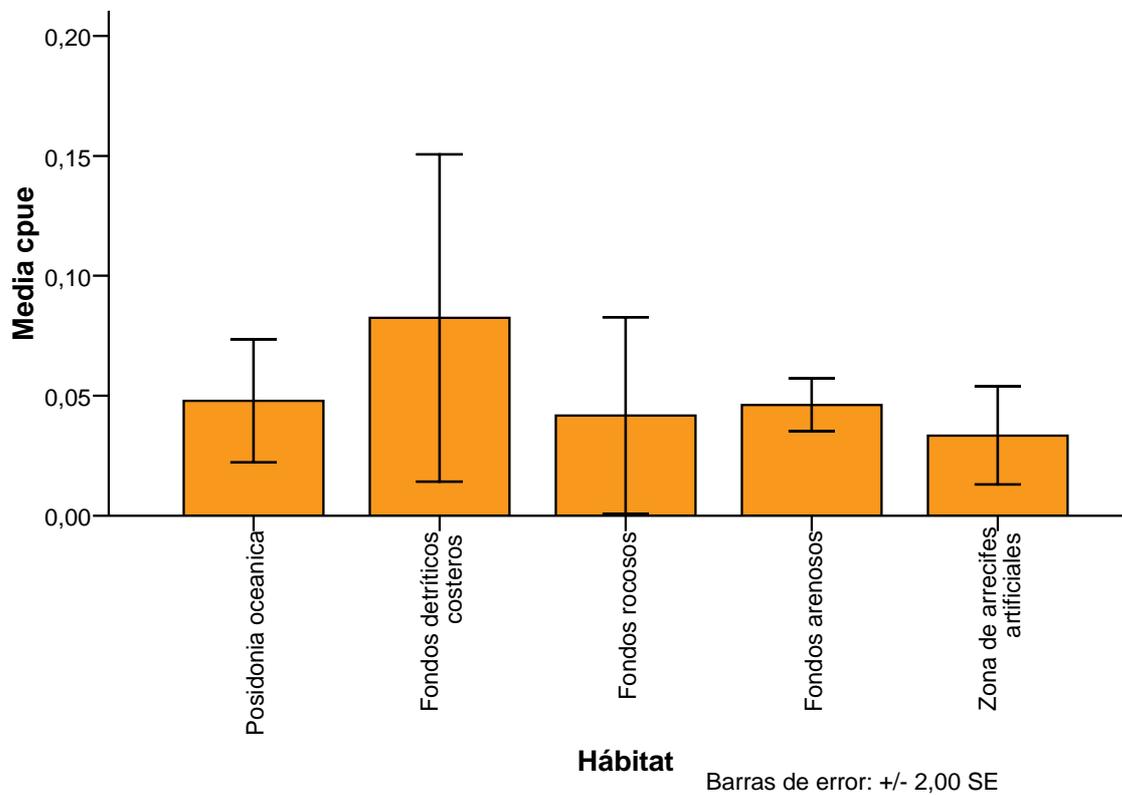


Figura 5.29 Variación espacial, por hábitats, de las capturas totales por unidad de esfuerzo (kg capturados/ longitud del arte) (CPUE \pm E.T.) a partir de los datos de pesca artesanal en Cabo de Palos durante los años de muestreo 2005-2007 para las **redes de enmalle**.



5.4 Discusión

En este estudio se pone de manifiesto que las capturas y los valores de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de la flota artesanal de Cabo de Palos, que trabaja en las proximidades de la reserva marina, han experimentado un aumento significativo pocos años después de la implementación de las medidas de protección. Este incremento en las capturas y CPUE es contrario al resto de la flota artesanal de la Región de Murcia, lo que sugiere que las medidas de protección están teniendo resultados positivos sobre las poblaciones ícticas explotadas.

El incremento de capturas realizado por la flota artesanal de Cabo de Palos es muy pequeño en comparación con el total desembarcado por el conjunto de la flota pesquera en la Región de Murcia, por lo que no afecta a las fluctuaciones de precios de las especies comerciales en las lonjas.

El área protegida y sus proximidades proporcionan un pescado fresco de alta calidad, capturado con artes selectivos que es muy apreciado por los consumidores, en especial por los restaurantes locales. Lo que, unido a los bajos costes de mantenimiento de las embarcaciones artesanales en comparación con otras flotas más industrializadas, como son la de arrastre y cerco, repercute en un aumento de los beneficios totales generados a partir de las capturas desembarcadas por la flota artesanal de Cabo de Palos. Esta flota presenta una tendencia contraria a la del resto del litoral murciano, donde la dinámica de los beneficios por pesca, teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, presenta una tendencia a la baja. Esto sugiere que la creación del área marina protegida está beneficiando a la economía local, y potenciando los beneficios generados por la actividad pesquera, sin mencionar los ingresos por otras actividades, como puede ser el buceo recreativo y la hostelería, que también se han visto afectados por las medidas de protección, y que han dado a Cabo de Palos un reconocimiento nacional e internacional.

La pesca artesanal presenta un abanico de artes que le confiere un gran dinamismo, lo cual se refleja en el modo en que los pescadores que usan este tipo de artes desarrollan tácticas y estrategias de pesca [se entiende por *táctica* el método o sistema empleado para ejecutar o conseguir algo, y por *estrategia* el conjunto de reglas, en un proceso regulable, que aseguran una decisión óptima en cada momento]. Así, las tácticas de pesca empleadas por cada “métier” en Cabo de Palos son ejecutadas de forma similar por todas las embarcaciones. Se

basan en el conocimiento de los artes de pesca, de la especie objetivo y del tipo de fondo. Este conocimiento se transmite por medio del aprendizaje y la tradición. En el caso de Cabo de Palos, como en la mayoría de puertos del Mediterráneo, la pesca artesanal presenta vínculos familiares pasando estos conocimientos de generación a generación.

Las estrategias de pesca desarrolladas por la flota artesanal de Cabo de Palos son útiles para hacer frente a las variaciones ambientales, la variabilidad de los recursos y del esfuerzo pesquero, las fluctuaciones de precio de especies de interés pesquero, así como regulaciones pesqueras, tales como el establecimiento de vedas espaciales y/o temporales en la zona.

De esta forma cada tipo de arte se emplea preferentemente para la captura de determinadas especies, las cuales se buscan de forma activa en localizaciones concretas con características comunes, como son el rango de profundidad y el tipo de fondo. El esfuerzo de pesca se encuentra modulado por otros factores como pueden ser la distancia a puerto y a los límites de la reserva, la época del año, las condiciones ambientales, así como el conocimiento de los pescadores sobre la biología de las especies y de la localización de diversas formaciones naturales y/o artificiales que pueden actuar como elementos atractivos para las especies de interés pesquero.

Los resultados del seguimiento espacio-temporal de las CPUE muestran que ciertas variables espaciales y temporales afectan de forma significativa a las capturas realizadas por las embarcaciones artesanales de Cabo de Palos desde 2005.

Esta información es útil para la gestión pesquera y la ordenación de los ecosistemas marinos costeros, ya que nos permite identificar y cuantificar la importancia de distintas variables espaciales y temporales sobre la efectividad de los diferentes “métiers” empleados y llegar a conclusiones sobre las tácticas y estrategias que desarrollan los pescadores locales.

Sin embargo es necesario disponer de un seguimiento espacio-temporal más largo para poder valorar el efecto de la reserva marina sobre la actividad pesquera, ya que la información anterior a 2005 se ha obtenido de diversas fuentes bibliográficas y no está validada por muestreos periódicos como los que se llevan realizando desde ese año.

6 Conclusiones

El poblamiento de peces

- **Probablemente, la fracción comercial del poblamiento de peces seguirá incrementando su densidad durante los próximos años en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.** Un grupo de especies piscívoras (es decir, situadas en la parte apical de la red trófica marina) y de interés comercial para la pesca artesanal, han aumentado su abundancia a lo largo de los 12 años transcurridos desde la instauración de las medidas de protección. Señaladamente, estas especies (principalmente varias especies de meros y sargos, así como corvas y dentones) no empezaron a aumentar su abundancia de modo notable hasta pasados varios años (entre 3 y 6 años), y, lo que es más importante, siguen aumentando de forma lineal e incluso exponencial tras más de una década de protección.
- **Ciertas especies más propias de hábitats rocosos más heterogéneos (es decir, con una mayor proporción de manchas de *Posidonia oceanica* y/o arena inmersas en la matriz rocosa) experimentan un menor efecto de la reserva marina.** No obstante, el hecho de que la parte más costera de la reserva marina (calas alrededor del cabo de Palos, y bajo de la Testa) contenga un hábitat costero más heterogéneo, nos da la posibilidad de estudiar específicamente los efectos de la protección sobre esas especies (tales como serranos, salmonetes, raspallones, salpas y tordos).
- **La protección pesquera tiene un “efecto tampón” añadido,** el cual, al estabilizar el poblamiento íctico y mitigar sus fluctuaciones naturales, puede tener una gran importancia para la conservación de las poblaciones afectadas

Impacto del buceo

- **Las gorgonias blancas no proporcionan indicios claros de impacto.** Aunque este año sigue habiendo un número ligeramente mayor de colonias de *Eunicella* tumbadas por *quadrat* en la zona de reserva parcial que en la integral, la ratio tumbadas : total es prácticamente la misma en ambas zonas. Por otra parte, no se han observado diferencias morfométricas o de grado de afección por necrosis entre las zonas objeto de la comparación. La magnitud de la mortalidad observada en las colonias de gorgonias ha eclipsado las ligeras diferencias observadas en años anteriores y que eran en un primer momento achacadas a la acción de los submarinistas.
- **Se ha observado una mayor proporción de superficie rocosa desprovista de vegetación algal en la zona de buceo,** tanto antes como después de la temporada de verano, lo cual puede ser debido, en parte, a la acción erosiva de los visitantes subacuáticos.
- **Se confirma la mayor densidad de determinadas especies en la zona de reserva parcial,** en la que se bucea. En el caso de los erizos (*Arbacia lixula* y *Paracentrotus lividus*), las posibles explicaciones para ello son: (i) una mayor disponibilidad de alimento como consecuencia de la resuspensión de sedimentos debida al aleteo de los submarinistas, y/o (ii) la diferente abundancia de peces potencialmente depredadores de estas especies en la reserva integral comparada con la reserva parcial. Para el caso de la ascidia colonial *Clavelina dellavallei*, las diferencias observadas pueden deberse a un sesgo de muestreo, pues las abundancias aparentes de clavelinas son mucho más bajas en verano que durante el final del invierno y la primavera, como consecuencia de una menor disponibilidad de recursos alimenticios y las altas temperaturas veraniegas.
- **Se han contado más colonias de falso coral (*Myriapora truncata*) en la reserva integral,** siendo éste un indicio de que esta especie frágil de briozoo puede estar afectada por la acción de los submarinistas.
- **Ante esta ocurrencia de indicios que apuntan a que el submarinismo está teniendo ligero pero detectable efecto sobre los fondos, se recomienda, aplicando el principio de precaución, no aumentar el cupo de submarinistas permitidos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.**

Puesta a prueba de una actividad de voluntariado

- **La actividad de voluntariado llevada a cabo ha rendido resultados muy prometedores**, confirmando su aplicabilidad en futuras ocasiones, en el marco de planes de gestión de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con el fin de dinamizar la participación ciudadana, y aumentar el grado de aceptación de las medidas de protección,
- **Los datos obtenidos por parte de los voluntarios (densidades de erizos, cobertura algal y abundancia de peces) son utilizables científicamente, si se dan ciertas condiciones:** garantizar un mínimo de experiencia y titulación por parte de los participantes, y proporcionar entrenamiento previo a la actividad. Con ello se confirma que la toma de datos por parte de voluntarios puede llegar a complementar las acciones de seguimiento de la reserva.
- **Los buceadores voluntarios participantes en la actividad han ejercido cierto impacto sobre el fondo**, pero con un orden de magnitud comparable al que provocarían con una actividad normal (paseo), e incluso menor que en el caso de manejar cámaras fotográficas y cámaras de video. Esto hace que las actividades de voluntariado sean adecuadas como alternativa al buceo en los sitios más frecuentados, y por tanto para reducir el impacto global en la reserva marina.
- **Se proponen varias mejoras del protocolo aplicado, y se recomienda el desarrollo futuro de actividades que impliquen a buceadores recreativos voluntarios, así como la participación de los centros de buceo.**

Pesca artesanal

- **Las medidas de protección están teniendo resultados positivos sobre las poblaciones explotadas de peces de interés pesquero.** Los datos muestran un incremento significativo de las capturas totales y CPUE, desde antes de la puesta en marcha de las medidas de protección (1993) hasta el presente año (2007), para la flota artesanal que faena dentro y en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Esta situación es contraria a la del resto de flotas artesanales de la Región de Murcia.

- **La creación del área marina protegida está beneficiando a la economía local, potenciando los beneficios generados por la actividad pesquera.** El beneficio total de la biomasa desembarcada por la flota artesanal de Cabo de Palos, teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia, presenta una tendencia a aumentar desde 2001 hasta 2007. Esta situación difiere del resto de la flota pesquera donde los beneficios totales tienden a disminuir.
- **Los pescadores tratan de optimizar las capturas centrando el esfuerzo en las proximidades del puerto así como en el interior y alrededores de la reserva marina.** Las tácticas de pesca desarrolladas para cada “métier” son realizadas de forma similar por todas las embarcaciones. Se han identificado once “métiers” que son empleados habitualmente por la flota artesanal de Cabo de Palos.
- **Los fondos sometidos a un mayor esfuerzo pesquero están representados por formaciones rocosas asociadas a praderas de *Posidonia oceanica*.**
- **El establecimiento de vedas en la zona de amortiguación de la reserva condiciona el uso de los artes afectados por la regulación, que son los trasmallos y el palangre de fondo.** La secuencia de rotación de los “métiers” según la distribución y frecuencia de utilización mensual por las embarcaciones estudiadas es la siguiente:
 - Durante el invierno la flota se divide entre las embarcaciones que van a pescar fuera de la zona de influencia de la reserva (en las proximidades de Isla Grosa) y las que se quedan, entre éstas últimas los “métiers” más empleados son los que conforman las redes de enmalle. La distribución de éstos se da principalmente en zonas cercanas a la costa, al abrigo de condiciones ambientales adversas, y próximas al puerto.
 - En primavera se incorporan los barcos que han estado pescando chanquete, disminuye la frecuencia de utilización de las redes de enmalle y se incrementa gradualmente la utilización del palangre de fondo y en menor medida los trasmallos hasta que entra en vigor la veda para el palangre de fondo en el interior de la reserva. Las zonas de pesca del palangre se centran en la zona de la reserva marina más próxima al puerto, en zonas asociadas a fondos rocosos y en la zona

de transición entre los fondos de *Posidonia oceanica* y los detríticos costeros.

- En verano los “métiers” más utilizados son los trasmallos, que se combinan con otros artes fijos como la chirretera, las morunas y los cadufos. Las zonas de pesca de los trasmallos difieren según se trate de trasmallo claro o fino. En ambos casos destaca la importancia de la biocenosis de *Posidonia oceanica* a la hora de buscar localizaciones donde centrar el esfuerzo, así como la presencia de formaciones rocosas asociadas a este hábitat. Las principales diferencias entre ambos es el rango de profundidades que abarcan, siendo más estrecho este rango en el caso del trasmallo fino. Dentro del trasmallo claro la modalidad de la pesca de langosta se define como un “métier” aparte debido a que se da en zonas de mayor profundidad, asociado a fondos detríticos y fangosos.
- En el otoño, coincidiendo con la veda para trasmallo en el interior de la reserva, disminuye su utilización y aumentan las redes de enmalle, la chirretera y el palangre de fondo.

7 Propuestas para el plan de trabajo 2008

1. Poblamiento de peces

Justificación: Uno de los problemas más recurrentes al estudiar la efectividad de las AMPs, es establecer el tiempo necesario para que el poblamiento de peces recupere niveles “normales”, previos al efecto de la pesca. Las perspectivas sobre este problema son variadas; así, algunos autores han observado que al cabo de muy poco tiempo (1-3 años) se pueden obtener muy buenos resultados, mientras que otros defienden que el efecto de las reservas marinas sobre los poblamientos de peces ha de evaluarse a largo plazo (más de 10 años, incluso varias décadas). Esto es aún más cierto si tenemos en cuenta el “síndrome de la línea de base cambiante”, que consiste en una disminución de lo que se considera punto de referencia con el que comparar los efectos de la protección, como consecuencia de la percepción cambiante de la abundancia y biomasa “ideales” de los recursos pesqueros de una generación a la siguiente, y de la falta de datos de capturas a largo plazo. Por otra parte, otros factores ambientales son responsables de las diferencias de abundancia y biomasa de especies ícticas entre áreas marinas protegidas y no protegidas, y en especial las diferencias en la estructura del hábitat.

Objetivos:

- Seguimiento temporal a largo plazo y pequeña escala espacial del poblamiento de peces
- Seguimiento plurianual a varias escalas espaciales
- Comparación con una localidad de control a pequeña escala espacial (calas cercanas al cabo de Palos), así como una localidad no protegida más alejada (litoral de Aguilas)

Metodología: El diseño de muestreo, continuación del seguimiento realizado desde 1996, consiste en la realización de censos visuales en Cabo de Palos, considerándose 3 **SECTORES**, separados miles de metros entre sí (Fig. 2.1): el

sector 1 está integrado por los fondos que rodean la punta del cabo de Palos (en el cual se ha realizado el estudio a pequeña escala anteriormente descrito); el sector 2 incluye los bajíos rocosos más cercanos al cabo (bajos de Dentro, Piles y La Testa), mientras que en el sector 3 se han englobado las islas Hormigas (Hormiga y Hormigón) y el bajo del Mosquito, que integran la zona de reserva integral, y el bajo de Fuera o roca del Vapor. En cada uno de estos sectores se colocan aleatoriamente 3 **ZONAS**, y dentro de cada zona se realizan aleatoriamente 3 transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$, todo lo cual da un total de 27 transectos por ocasión de muestreo.

Este diseño jerarquizado en el espacio permite diferenciar los componentes de la variación a cada escala espacial, con lo que es posible identificar aquellas escalas que más contribuyen a la variación total de los datos. Las escalas de sector y zona dentro de cada localidad (Cabo de Palos y la localidad control, Aguilas) se corresponden con las consideradas en las observaciones de otros trabajos con censos visuales de peces mediterráneos. Cada fuente de variación iría asociado a una serie de factores ambientales que, en última instancia, serían los causantes de la variabilidad observada a cada escala espacial.

2. Impacto del submarinismo

Justificación: En los fondos marinos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas nos encontramos con una gran variedad de ambientes, resultado del relieve de los fondos y de los aportes de las masas de agua atlánticas que proceden del estrecho, que da como resultado una elevada biodiversidad. Los ecosistemas, entre los que destacan las praderas de *Posidonia oceanica* y los fondos coralígenos, se encuentran en buen estado de conservación. Se trata de un lugar privilegiado que los visitantes subacuáticos han sabido apreciar. Distintos estudios evidencian el beneficio económico que supone el establecimiento de un AMP para el sector del buceo, incluso cuando esta actividad está parcialmente prohibida en la reserva los centros de buceo locales usan esta imagen como reclamo de calidad y valor añadido. La alta demanda para bucear en estos parajes hace que sea imprescindible un estudio de los posibles efectos ecológicos, derivados de la frecuentación de los buceadores con escafandra autónoma, en determinados puntos dentro del AMP.

Objetivos:

- Estudio de las variaciones de cobertura vegetal y otros organismos bentónicos

- Cuantificación del impacto producido sobre especies singulares de la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas: la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*)

Metodología: Se propone aplicar la técnica estandarizada de fotografía digital desarrollada para el seguimiento de la dinámica de las comunidades bentónicas en los bajos de la reserva siguiendo el mismo diseño de muestreo que el pasado año. Por lo tanto, se prospectará a 10 m de profundidad en tres localidades en las que se bucea, y otras tres en la que dicha actividad está prohibida, tanto antes como después de la temporada de buceo. Las especies a estudiar son tanto aquellas en las que se ha detectado una disminución temporal del porcentaje de cobertura o el número de pies o colonias (*H. sanguinea*, *D. fragilis*, *M. truncata*) como aquellas en las que se ha observado una mayor distribución en las zonas frecuentadas por buceadores (*P. lividus*, *A. lixula*, *C. dellavallei*) y probar si dicha distribución es debida a la presencia continuada del hombre en dichos hábitats. Además, se estudiará visualmente el posible impacto del submarinismo sobre las poblaciones de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*), como detector del impacto antrópico directo.

3. Seguimiento de las poblaciones de gorgonias

Justificación: El muestreo realizado a finales de 2007 en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas ha revelado que las poblaciones de las gorgonias blanca (*Eunicella singularis*) y roja (*Paramuricea clavata*) estaban siendo afectadas por el inicio de un episodio de mortalidad en masa. Al menos el 60% de las colonias de gorgonia blanca, y el 84% de las colonias de la gorgonia roja mostraron síntomas de afección. Pese a la elevada proporción de colonias afectadas, la proporción de la superficie de las colonias que mostraba signos de necrosis y/o denudación era pequeña. No obstante, resulta necesario llevar un seguimiento y control más exhaustivo de este fenómeno, pues las poblaciones de estas especies son prácticamente las únicas presentes en el litoral murciano.

Objetivos:

- Realizar un seguimiento espacio-temporal, de carácter cuantitativo, de la evolución de la mortalidad y/o posible desarrollo de la necrosis en las poblaciones de gorgonias de la reserva marina
- Determinar la magnitud e importancia del episodio de mortalidad masiva de las poblaciones

- Establecer las posibles causas del fenómeno, y plantear líneas de actuación

Metodología: Se llevará a cabo un seguimiento visual de la densidad y extensión de la necrosis, a diferentes profundidades de la reserva marina, en localidades protegidas y no protegidas de la actividad turística recreativa. El muestreo estará específicamente diseñado para dar cuenta de la extensión espacial y el grado de cambio temporal de este fenómeno.

4. Pesca artesanal

Justificación: Para poder valorar el efecto de la reserva marina sobre la actividad pesquera y entender la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero es necesario disponer de un seguimiento espacio-temporal que abarque varios años, ya que la información anterior a 2005 se ha obtenido de diversas fuentes bibliográficas y no está validada por muestreos periódicos. La adaptabilidad, flexibilidad y dinamismo de esta pesca permite a los pescadores desarrollar tácticas y estrategias para optimizar su actividad. Los científicos pesqueros y los gestores tienden a enfocar mayoritariamente la dinámica pesquera a largo plazo y raras veces toman en consideración los cambios rápidos del esfuerzo que resultan de las decisiones diarias que toman los pescadores. Además, la homogeneidad de la flota artesanal es una suposición inicial que ha sido usada para llevar a cabo medidas de gestión y que no se ajusta a un modelo realista del uso de los recursos vivos marinos. Aún quedan muchas cuestiones abiertas para optimizar esta herramienta de gestión que son las AMPs, en términos de diseño, zonificación y planificación de usos, entre otros, debido a las múltiples y complejas interacciones existentes entre los factores biológicos, socioeconómicos e institucionales. Por ello el objetivo de este trabajo es conocer y entender como interaccionan estos factores e integrarlos en un modelo de gestión, que ayude a tomar decisiones para un correcto diseño y uso de las mismas.

Objetivos:

- Seguimiento espacio-temporal de la pesca artesanal de la flota de Cabo de Palos
- Conocer las tácticas y estrategias de los pescadores en torno al área marina protegida (2008)
- Comenzar el diseño de un modelo bio-económico (es decir, que integre las interacciones biológicas y socioeconómicas) de utilidad para la gestión de las Áreas Marinas Protegidas (2009)

Metodología:

Se llevará a cabo una estrategia de muestreo mixta que aúne datos de campo con recopilación bibliográfica y obtención de datos de estadísticas oficiales junto a encuestas a los sectores locales implicados en la Reserva marina. Los muestreos se realizarán a bordo de embarcaciones siguiendo la metodología llevada a cabo en los informes anteriores: se realizarán tanto embarques con los pescadores locales para todas las modalidades de pesca que frecuenten la Reserva Marina y sus zonas adyacentes, como encuestas semanales a los pescadores. La información relativa a las capturas totales desembarcadas por especie y barco se tomará de los registros realizados por el Servicio de Pesca y Acuicultura de la Región de Murcia. En cada embarque se registrarán las características de las embarcaciones (eslora total, potencia de los motores, GRT, número de tripulantes), de los artes de pesca (descripción, longitud del arte, luz de malla, número y características de los anzuelos, tiempo calado y duración del lance), además en todos los lances se registrará la posición GPS de inicio y fin del lance para su posterior análisis en un Sistema de Información geográfica (SIG). La toma de muestras se realizará a bordo de las embarcaciones. Los descriptores a tener en cuenta serán la composición, biomasa, talla y abundancia taxonómica capturada para cada tipo de arte. Mediante encuestas se registrarán los gastos por salida para cada embarcación, los gastos de mantenimiento y los ingresos brutos anuales de la actividad. Los datos de venta de las capturas desembarcadas y declaradas en lonja para las embarcaciones de interés podrán obtenerse del Servicio de Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, así como el precio medio mensual de las especies capturadas. Asimismo para cada toma de muestras se deberán incluir parámetros ambientales. Estos parámetros junto con los anteriores se integrarán y analizarán en un SIG que permitirá detectar patrones espaciales y temporales en las dinámicas ecológicas y pesqueras.

8 Bibliografía

- Alarcón-Urbistondo JA (2001) *Inventario de la pesca artesanal en España 2000-2001*. FAO-COPEMED.
- Ballesteros E (1991) Structure and dynamics of North-Western Mediterranean phytobenthic communities: a conceptual model. *Oecol. Aquat.* 10:223-242.
- Barret NS, Edgar GJ, Buxton CD, Haddon M (2007) Changes in fish assemblages following 10 years of protection in Tasmanian marine protected areas. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 345: 141-157.
- Beddington J, Agnew DJ, Clark CW (2007) Current problems in the management of marine fisheries. *Science* 316: 1713-1716
- Boero F (1994) Fluctuations and variations in coastal marine environments. *Mar. Ecol.* 15: 3-25.
- Bohnsack JA (1998) Application of marine reserves to reef fisheries management. *Aust. J. Ecol.* 23(3): 298-304.
- Calvo Sendín J F (1992) *Técnicas de ordenación en ecología: síntesis teórica, análisis y tendencias*. Tesis de doctorado. Universidad de Murcia.
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici D, García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Bulleri F, Culioli J-M, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: Size and age do matter. *Ecol. Lett.* (en prensa)
- Coma R, Ribes M (2003) Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos* 101: 205-215.
- Coma R, Ribes M, Gili JM, Zabala M (2000) Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 15: 448-453
- Ebeling AW, Larson RJ, Alevizon WS, Bray RN (1980) Annual variability of reef-fish assemblages in kelp forests off Santa Barbara, California. *Fish. Bull.* 78: 361-377.
- Francour P (1994) Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanol. Acta* 17: 309-317.
- Francour P (2000) Évolution spatio-temporelle à long terme des peuplements de poissons des herbiers à *Posidonia oceanica* de la réserve naturelle de Scandola (Corse, Méditerranée nord-occidentale). *Cybium* 24: 85-95.
- Friedlander AM, Brown E, Monaco ME (2007) Defining reef fish habitat utilization patterns in hawaii: comparisons between marine protected areas and areas open to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 351: 221-233.
- Galzin, R. (1987b) Structure of fish communities of French Polynesian coral reefs. II. Temporal scales. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41: 137-145.

- García-Charton JA, Herrero A, Esparza-Alaminos O, Espejo C, Pérez-Ruzafa A., Marcos C (2005) *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua dela Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-Charton JA, Herrero A, Esparza-Alaminos O, Pérez-Ruzafa A, Marcos C. (2006) *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish. Res.* 42: 1-20.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A (2001) Spatial pattern and the habitat of a SW Mediterranean reef fish assemblage. *Mar. Biol.* 138: 917-934.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D (2000) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar. Biol.* 144: 161-182.
- García-Charton JA, Williams I, Pérez-Ruzafa A, Milazzo M, Chemello R, Marcos C, Kitsos MS, Koukouras A, Riggio S (2004) Evaluating the ecological effects of Mediterranean protected areas: Habitat, scale, and the natural variability of ecosystems. *Environ. Conserv.* 27: 159-178.
- Garrabou J, Riera J, Zabala M (1998) The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conserv. Biol.* 12: 302-312.
- Gell FR, Roberts CM (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. *Trends Ecol. Evol.* 18:448-455.
- González-Wangüemert M, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, García-Charton JA (2004) Genetic differentiation of *Diplogus sargus* (Pises: Sparidae) populations in SW Mediterranean. *Biol. J. Linn. Soc.* 82: 249-261.
- Gouveia C, Fonseca A., Câmara A, Ferreira F (2004) Promoting the use of environmental data collected by concerned citizens through information and communication technologies. *J. Environ. Manage.* 71: 135-154
- Gower JC (1987) Introduction to ordination techniques. En: *Developments in numerical ecology* (Legendre, P. y Legendre, L., eds.), pp. 3-64. Springer-Verlag, Berlin.
- Grafton RQ, Kompas T (2005) Uncertainty and the active adaptive management of marine reserves. *Mar. Pol.* 29: 471-479.
- Halpern BS (2003) The impact of marine reserves: do reserves word and does reserve size matter? *Ecol. Appl.* 13: S117-S137.
- Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.* 5: 361-366.
- Hastings A, Botsford LW (1999) Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science* 284: 1537-1538.
- Hereu B (2006) Depletion of palatable algae by sea urchins and fishes in a Mediterranean subtidal community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 313: 95-103.
- Jongman RHG, ter Braak CJF, van Tongeren ORF (1987) *Data analysis in community and landscape ecology*. PUDOC, Wageningen.
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationship between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 74:13-34

- Luckhurst, B.E. & K Luckhurst (1978). Analysis of the influence of substratum variables on coral reef communities. *Mar. Biol.* 48:317-323
- Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Gambaccini S, Bertocci I, Borsini C, Chato-Osio G, Romano F (2004) Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecol. Monogr.* 75: 81-102.
- Micheli F, Halpern B, Botsford LW, Warner RR (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol. Appl.* 14: 1709-1723.
- Monaco ME, Friedlander AM, Caldow C, Christensen JD (2007) Characterising reef fish populations and habitats within and outside the US Virgin Islands Coral Reef National Monument: a lesson in marine protected area design. *Fish. Manage. Ecol.* 14: 33-40.
- Pauly D (1995) Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 10: 430.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters, CJ, Watson R, Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pech D, Condal AR, Bourget E, Ardisson P-L (2004) Abundance estimation of rocky shore invertebrates at small spatial scale by high-resolution digital photography and digital image analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 299 : 185-199.
- Pelletier D, García-Charton JA, Ferraris J, David G, Thébaud O, Letourneur Y, Claudet J, Amand M, Kulbicki M, Galzin R (2005) Designing indicators for evaluating the impact of Marine Protected Areas on coral reef ecosystems: a multidisciplinary standpoint. *Aquat. Liv. Res.* 18: 15-33
- Pérez Ruzafa et al (2002) *Seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos Islas Hormigas. Valoración del Impacto de los Buceadores*. Grupo de Ecología Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros, Universidad Murcia.
- Pérez-Ruzafa A, González-Wangüemert M, Lenfant P, Marcos C, García-Charton JA (2006) Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biol. Conserv.* 129: 244-255.
- Pikitch EK, Santora C, Babcock EA, Bakun A, Bonfil R, Conover DO, Dayton P, Doukakis P, Fluharty D, Heneman B, Houde ED, Link J, Livingston PA, Mangel M, McAllister MK, Pope J, Sainsbury KJ (2004) Ecosystem-based fishery management. *Science* 305: 346-347.
- Ribes M, Coma R, Gili J-M (1999) Seasonal variation of particulate organic carbon, dissolved organic carbon and the contribution of microbial communities to the live particulate organic carbon in a shallow near-bottom ecosystem at the Northwestern Mediterranean Sea. *J. Plankton Res.* 21: 1077-1100.
- Roberts CM (1995) Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. *Conserv. Biol.* 9: 988-995.
- Roberts CM, Bohnsack JA, Gell FR, Hawkins JP, Goodridge R (2001) Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1920-1923.
- Rodwell LD, Barbier EB, Roberts CM, McClanahan TR (2003) The importance of habitat quality for marine reserve-fishery linkages. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 171-181.
- Russ GR (2002) Yet another review of marine reserves as reef fisheries management tools. En: Sale PF (Ed) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Academic Press, San Diego, California: 421-443.
- Russ GR, Alcala AC (1996) Do marine reserves export adult fish biomass? Evidence from Apo Island, central Philippines. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 132:1-9.

- Russ GR, Alcalá AC (2004) Marine reserves : long-term protection is required for full recovery of predatory fish populations. *Oecologia* 138: 622-627.
- Russ GR, Sotckwell B, Alcalá AC (2005) Inferring versus measuring rates of recovery in no-take marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292: 1-12.
- Sala E, Boudouresque CF (1997) The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. I : Algal communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 212: 25-44.
- Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien M (1998) Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425-439.
- Sala E, Garrabou J, Zabala M (1996) Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Mar. Biol.* 126: 451-459.
- Sala E, Zabala M (1996) Fish predation and the structure of sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the NW Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 140: 71-81.
- Smith ADM, Fulton EJ, Hobday AJ, Smith DC, Shoulder P (2007) Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 633-639.
- Smith FJ, Evans SM (2003) The value of marine ecological data collected by volunteers. *Biol. Conserv.* 113:199-213.
- ter Braak CJF (1990) *Update notes: CANOCO v. 3.10* Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
- ter Braak CJF, Prentice IC (1988) A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18: 271-317.
- Turón X, Becerro MA (1992) Growth and survival of several ascidian species from the northwestern Mediterranean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82: 235-247.
- Underwood, A.J. (1981) Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 19: 513-605 pp.
- Underwood, A.J. (1997) *Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, 504 pp.
- Vargas-Yáñez M, Ramírez T, Cortés D, Fernández-Puelles ML, Lavín A, López-Jurado JL, González-Pola C, Vidal I, Sebastián M (2002) Variability of the Mediterranean water around the Spanish coast: the project RADIALES. En: CIESM. Tracking long-term hydrological changes in the Mediterranean Sea. CIESM Workshop Series n° 16: 25-28.
- Williamson M (1984) The measurement of population variability. *Ecol. Entomol.* 9: 239-241.
- Wolda H (1978) Fluctuations in abundance of tropical insects. *Am. Nat.* 112: 1017-1045.
- Zabala M, Ballesteros E (1989) Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scient. Mar.* 53, 3-17.