

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

2006



GARCÍA CHARTON J.A., HERRERO PÉREZ A., ESPARZA ALAMINOS O.,
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 2006

ÍNDICE

1.	INTRODUCCIÓN	3
1.1	EFFECTOS ESPERADOS DE LA PROTECCIÓN DE ÁREAS MARINAS	4
1.2	ANTECEDENTES EN LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS	7
1.2.1	Estudios sobre la riqueza biológica de un enclave privilegiado.....	9
1.2.2	La pesca artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	11
1.2.3	El uso turístico de la reserva marina.....	11
1.3	OBJETIVOS DEL ESTUDIO 2006.....	13
2.	MATERIAL Y MÉTODOS	15
2.1	ESTUDIO DEL POBLAMIENTO DE PECES	15
2.1.1	Estudio plurianual a pequeña escala espacial	15
2.1.1.1	<i>Diseño de muestreo</i>	15
2.1.1.2	<i>Análisis de datos</i>	15
2.1.2	Estudio plurianual a varias escalas espaciales	15
2.1.2.1	<i>Diseño de muestreo</i>	15
2.1.2.2	<i>Análisis de datos</i>	16
2.1.3	Comparación con un área no protegida (Águilas).....	16
2.1.3.1	<i>Diseño de muestreo</i>	16
2.1.3.2	<i>Análisis de datos</i>	16
2.2	ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SUBMARINISMO EN LA RESERVA MARINA ...	17
2.2.1	Muestreos de visu.....	17
2.2.1.3	<i>Estudio de las comunidades de algas e invertebrados en la franja infralitoral superior</i>	17
2.2.1.4	<i>Estudio de la población de Gorgonia Blanca (Eunicella singularis)</i>	19
2.3	LA PESCA ARTESANAL	20
2.3.1	Caracterización de la flota pesquera artesanal.....	20
2.3.2	Caracterización espacio-temporal del esfuerzo y las capturas.....	20
2.3.3	Variables ambientales	21
2.3.4	Tratamiento de datos y análisis estadístico.....	21
3.	RESULTADOS.....	23
3.1	ESTUDIO DEL POBLAMIENTO DE PECES	23
3.1.1	Estudio plurianual a pequeña escala espacial	23
3.1.1.1	<i>Poblamiento de peces</i>	23
3.1.1.2	<i>Variación temporal y efecto de la protección</i>	23
3.1.2	Estudio plurianual a varias escalas espaciales	29
3.1.2.1	<i>Poblamiento de peces</i>	29
3.1.2.2	<i>Variación temporal y efecto de la protección</i>	29
3.1.3	Comparación del poblamiento de peces de la reserva marina con un área no protegida (Águilas)	38
3.1.3.1	<i>Poblamiento de peces</i>	38
3.1.3.2	<i>Variación temporal y efecto de la protección</i>	38

3.2	ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SUBMARINISMO EN LA RESERVA MARINA ...	47
3.2.1	Muestreos de visu.....	47
3.2.1.1	<i>Variaciones espacio-temporales en las comunidades de algas e invertebrados en la franja infralitoral</i>	47
3.2.1.2	<i>Gorgonia Blanca (Eunicella singularis)</i>	60
3.3	LA PESCA ARTESANAL	65
3.3.1	Caracterización de la flota artesanal	65
3.3.2	Caracterización de los artes.....	66
3.3.3	Variabilidad espacio-temporal de los artes	71
3.3.4	Caracterización de los caladeros.....	75
3.3.5	Caracterización de los recursos pesqueros	82
3.3.6	Patrones de distribución del esfuerzo pesquero de la flota artesanal de Cabo de Palos.....	99
4.	CONCLUSIONES.....	104
4.1	SEGUIMIENTO DEL POBLAMIENTO DE PECES.....	104
4.2	IMPACTO DEL SUBMARINISMO	105
4.3	SEGUIMIENTO PESQUERO	108
5.	BIBLIOGRAFÍA	111

Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2006

1. INTRODUCCIÓN

La mayor parte de los problemas que causan la degradación acelerada de la biodiversidad mediterránea pueden sistematizarse en cinco tipos principales de agresiones a los ecosistemas marinos (para una visión de conjunto del Mediterráneo, véase RAC/SPA 2003a¹): sobrepesca, alteración, fragmentación y destrucción de hábitats, contaminación, proliferación de especies exóticas invasoras y eventos catastróficos (incluyendo el calentamiento global) (García Charton et al. *en prensa*).

Todos estos factores antropogénicos están causando la disminución de la biodiversidad, pérdida de calidad del agua de mar, degradación de los ecosistemas costeros, y, en última instancia, riesgos para la salud y supervivencia de la especie humana. De estos factores, la alteración de hábitats y muchas formas de contaminación tienen en común el producirse en lugares puntuales del litoral, y el hecho de que sea posible conocer con antelación el momento y ubicación en el que van a tener lugar. En cambio, otras causas de impacto tienen un efecto más difuso, menos localizable en el espacio y el tiempo (p. ej. vertidos de origen agrícola o sobre-explotación pesquera), y habrán de ser abordadas merced a otras aproximaciones conceptuales y metodológicas. Uno de los modos más eficaces para luchar contra los efectos nocivos de algunas de las amenazas a la biodiversidad marina es la compartimentación espacial y la reglamentación de usos en el mar y en las zonas costeras, y el establecimiento de áreas marinas protegidas (AMPs). Esta herramienta constituye una materialización de la sustitución de la concepción tradicional de "libre acceso" a los recursos marinos (el mar no es de nadie), que se remonta a Hugo Grotius (concepto de *mare liberum*, 1633), por la noción patrimonial y de dominio público del mar (el mar es de todos, incluidos nuestros hijos) (*mare reservarum*, Russ & Zeller 2003).

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

¹ El programa SAP-BIO se puede descargar en <http://www.sapbio.net> .

desarrollo y la calidad de vida de las localidades costeras (García Charton *et al.* 2000). Las AMPs constituyen un verdadero seguro frente a las incertidumbres generadas por las medidas tradicionales de gestión pesquera. La pesca y el turismo son las actividades que se ven más beneficiadas por la instauración de medidas de protección. En la actualidad existe un consenso científico global sobre la utilidad e interés de las AMPs, y la investigación llevada hasta la fecha está siendo muy intensa. Sin embargo, restan muchas cuestiones abiertas para optimizar esta herramienta de gestión, en términos de diseño, zonificación, planificación de usos y seguimiento de las AMPs. Por otra parte, es necesario recabar la información científica necesaria para implementar redes regionales de reservas marinas, interconectadas entre sí, de modo que se aseguren los objetivos para los que están diseñadas.

1.1 EFECTOS ESPERADOS DE LA PROTECCIÓN DE ÁREAS MARINAS

A pesar de la popularidad de las AMPs como herramienta de gestión, y del gran volumen de investigación realizado hasta la fecha (véase p. ej. Planes *et al.* 2006), poca evidencia empírica puede ser puesta de relieve en estos momentos sobre los factores que garantizan el éxito de la protección (Russ 2002; Halpern 2003). A modo de ilustración, partiendo de una lista de 13 efectos ecológicos y pesqueros (Tabla 1), una revisión de 94 estudios empíricos sobre los efectos de las reservas marinas en todo el mundo (Pelletier *et al.* 2005) revela que no se pueden establecer generalizaciones más allá de la observación de que la abundancia, biomasa y talla media de las poblaciones de especies explotadas de peces es mayor en las áreas marinas protegidas que en las zonas adyacentes en las que la pesca es libre. Incluso para este efecto bien conocido, los efectos esperados de la protección no resultan siempre evidentes (García Charton *et al.* 2004). De este análisis (Pelletier *et al.* 2005) se puede asimismo concluir que la mayoría de los efectos esperados de las AMPs han recibido poca (o ninguna) atención por los investigadores. Más allá de la escasez de estudios empíricos, las causas de esta falta de evidencias sólidas pueden también encontrarse en el aislamiento de los estudios realizados hasta la fecha (Halpern 2003), y, en algunos casos, lo inadecuado de los diseños de muestreo implementados (García Charton & Pérez Ruzafa 1999). En última instancia, los vínculos entre las cuestiones de gestión y los resultados de la protección son, en el momento presente, difíciles de establecer.

Por otra parte, al contrario que en el caso de los efectos ecológicos, el número de aplicaciones del análisis socio-económico para evaluar los beneficios de las AMPs es aún escaso (Pelletier *et al.* 2005; Alban *et al.* 2006). Se puede distinguir entre efectos monetizables (es decir, a los que se les puede poner precio de mercado) y no monetizables (aquellos efectos que requieren de la aplicación de métodos específicos de valoración monetaria, al referirse a bienes y servicios no incluidos directamente en el mercado) (Tabla 2). Además, es necesario considerar las consecuencias sociales de la implantación de medidas de protección, y en particular lo relacionado con la percepción que tienen las personas directa o indirectamente afectadas por las AMPs (Tabla 2).

Tabla 1 Efectos ecológicos / pesqueros de las áreas marinas protegidas (Pelletier *et al.* 2005)

Efectos sobre las poblaciones explotadas

1. Incremento de la abundancia y/o biomasa de las especies objetivo
2. Rehabilitación de la estructura de tallas /edades de las especies objetivo
3. Exportación de biomasa de adultos desde las áreas protegidas a zonas adyacentes
4. Mejora de los rendimientos pesqueros en la zona de influencia
5. Aumento de la fecundidad y el potencial reproductivo de las especies objetivo
6. Variación denso-dependiente en el ciclo de vida y la biología de las especies, cambios en el parasitismo
7. Protección del reclutamiento de las especies objetivo

Efectos sobre las comunidades

8. Cambios en la estructura de los poblamientos (composición específica y abundancia relativa de las distintas especies)
9. Aumento del número de especies y la diversidad (genética, específica, de hábitats y comunidades) a escalas local y regional
10. Efectos indirectos sobre algas e invertebrados (cascadas tróficas)
11. Incremento de la estabilidad y la resiliencia del ecosistema

Efectos sobre el hábitat

12. Protección de hábitats esenciales para el desarrollo de alguna función de las especies objetivo (p. ej. alimentación, reproducción, colonización, instalación, reclutamiento, etc.)
 13. Efectos nocivos de los usos recreativos (submarinismo, anclaje de embarcaciones, pisoteo, etc.)
-

Tabla 2 Efectos socio-económicos de las áreas marinas protegidas (Pelletier *et al.* 2005)

Efectos económicos monetizables

1. Costes de diseño e implementación de la reserva marina
2. Costes de gestión e ingresos por usos en la reserva marina
3. Costes debidos a la limitación espacial y temporal (exclusión o regulación) de actividades en la reserva marina
4. Cambios en la actividad pesquera y beneficios derivados de los incrementos de rendimiento pesquero
5. Cambios en actividades recreativas y beneficios netos de los centros turísticos con ánimo de lucro
6. Costes y beneficios públicos asociados al desarrollo de actividades recreativas comerciales (p. ej. eco-tasas y otras medidas que revierten en el área protegida)

Efectos económicos no monetizables

7. Beneficios asociados a cambios en el número y valor de la experiencia recreativa (usos extractivos y no extractivos).
8. Beneficios asociados a cambios en el estatus de conservación del ecosistema marino objeto de protección
9. Costes externos a largo plazo del desarrollo de actividades recreativas (impactos ecológicos y pérdida de calidad paisajística y ambiental debido a la sobre-frecuentación turística)

Efectos sociales de la protección

- 10.Reducción de conflictos entre usuarios
 - 11.Incremento de la satisfacción en visitantes y actores locales
 - 12.Mejora de los mecanismos de participación pública y co-gestión del área marina
-

1.2 ANTECEDENTES EN LA RESERVA MARINA DE CABO DE PALOS

En el litoral murciano, la Sierra de Cartagena, alineada de oeste a este, se zambulle en el mar sin solución de continuidad formando el cabo de Palos y al archipiélago de las islas Hormigas, los cuales constituyen sin duda un enclave privilegiado, un lugar en el que el mar y la tierra confluyen para dar lugar a uno de los paisajes submarinos más singulares del Mediterráneo occidental (García Charton & Marcos 2003) (Fig. 1). La costa alrededor del cabo está formada por acantilados bajos, entre los que se encajan numerosas calas y caletas (Lillo Carpio 2004); bajo la superficie marina se extienden fondos infralitorales de distinta naturaleza (bloques rocosos, manchas de arenas finas y gravas, pradera de *Posidonia oceanica*) y un detrítico costero en aguas más profundas. A medida que avanzamos mar adentro en la dirección marcada por la propia Sierra, los islotes de la Hormiga, el Hormigón y La Losa, y los bajos rocosos de nombres tan sugerentes como La Testa, El Piles, el bajo de Dentro, El Mosquito o La Roca del Vapor (o bajo de Fuera), forman paredes rocosas recubiertas por un abigarrado tapiz vivo y multicolor, que se zambullen vertiginosamente hacia las profundidades.

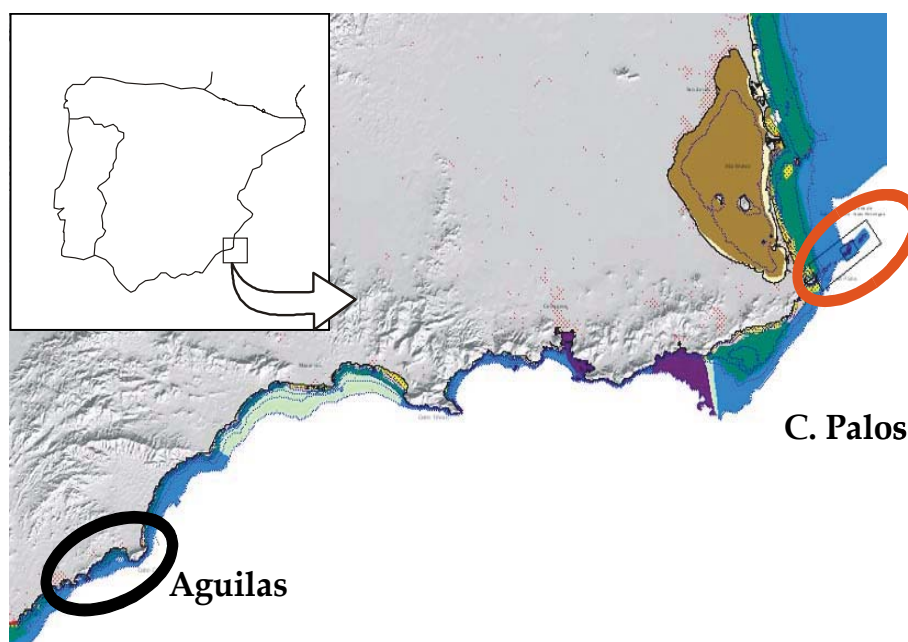


Figura 1 Situación de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y de Águilas (utilizado como control para el estudio de peces) en el litoral murciano.

El valor ecológico y paisajístico de estos fondos es tal que merecieron ser protegidos, en 1995, merced a la figura legal de reserva marina de interés pesquero, por la entonces Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca (*Decreto 15/1995, de 31 de marzo, por el que se declara reserva marina de interés pesquero la zona de Cabo de Palos – Islas Hormigas*), junto con el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (*Orden de 22 de junio de 1995, por la que se establece una reserva marina en el entorno de Cabo de Palos - Islas Hormigas*), con el objeto de proteger a las comunidades marinas y a las poblaciones de organismos de interés pesquero que en ellas se desarrollan. La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas ocupa un área de 1.898 ha, y consta de una zona de *Reserva Integral*, alrededor del archipiélago de las Hormigas, de 270 ha de superficie, en la cual 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, pesca deportiva desde tierra, submarinismo deportivo y actividades científicas) (Fig. 2). La pesca recreativa está explícitamente prohibida en la reserva marina. Esta área marina se encuentra igualmente incluida en sendas figuras de protección ambiental, al formar parte de un Lugar de Interés Comunitario (LIC de la red Natura 2000, por la Directiva “Hábitats” de la UE) y de una Zona de Especial Interés para el Mediterráneo (ZEPIM, al amparo del Convenio de Barcelona), y constituir una Zona de Especial Protección para las aves (ZEPA, bajo la Directiva “Aves” de la UE).

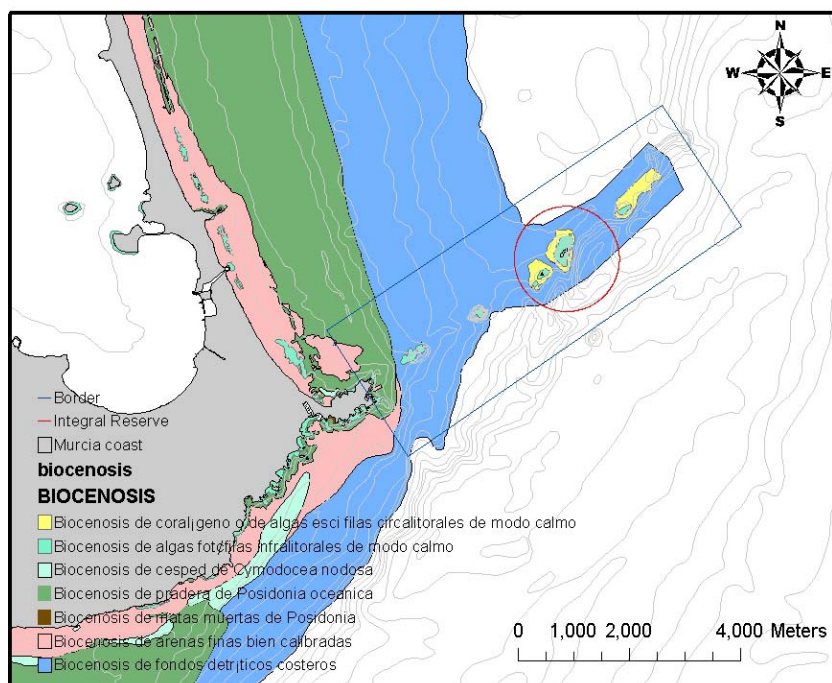


Figura 2 Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación de las principales biocenosis bentónicas presentes

1.2.1 Estudios sobre la riqueza biológica de un enclave privilegiado

Las comunidades bentónicas de la zona son de las más estudiadas del litoral murciano. A los primeros trabajos de Templado (1961, 1962) han seguido distintos estudios faunísticos, principalmente relativos a equinodermos (López Ibor & Galán 1982; López Ibor *et al.* 1982; Pina & Pérez Ruzafa 1984; Pérez Ruzafa & López Ibor 1987) y moluscos (Templado 1961, 1962; Templado 1980, 1982a, 1982b, 1982c; Templado & Llansó 1981; Templado *et al.* 1983). En otros trabajos se ha abordado la cartografía bionómica de estos fondos (Pérez Ruzafa *et al.* 1991; Calvín *et al.* 1999), la cual está siendo actualizada por el Gobierno Regional.

Los poblamientos de peces litorales que viven en los fondos rocosos han sido extensivamente estudiados en el área desde 1990, utilizándose para ello los censos visuales de peces como principal técnica de muestreo. El principal objetivo ha sido estudiar las relaciones de los peces con su hábitat a diferentes escalas espaciales, desde decenas a miles de metros (García Charton & Pérez Ruzafa 1998, 2001). 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*) (Pérez Ruzafa *et al.* 2004), probablemente como consecuencia del calentamiento gradual de las aguas litorales marinas en el suroeste mediterráneo (Vargas Yáñez *et al.* 2002).

En los últimos años se han llevado a cabo estudios de genética de poblaciones, tomando a la especie *Diplodus sargus* como modelo (González Wangüemert *et al.* 2002, 2004, 2006, en prensa; Pérez-Ruzafa *et al.* 2006).

Nuestro grupo de investigación está realizando los estudios de seguimiento de los efectos de la protección sobre los poblamientos de peces e invertebrados desde hace algunos años (Pérez Ruzafa *et al.* 1995, 1996, 2001, 2002a, 2003, 2004; García Charton *et al.* 2004, 2005). En otros estudios, se ha comparado la estructura genética de la población de *Diplodus sargus* (el sargo común) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas con las medidas en otras áreas protegidas (Cerbère-Banyuls, en Francia, y el archipiélago toscano, en Italia), y con las de las correspondientes zonas de control (González Wangüemert *et al.* 2002, 2004, 2006, en prensa; Pérez Ruzafa *et al.* 2006). En estos estudios se ha observado que las áreas marinas protegidas muestran una mayor riqueza alélica que las no protegidas. Además, las islas muestran menores niveles de heterocigosis y mayor déficit de heterocigotos que las zonas costeras, indicando la importancia de considerar procesos de conectividad entre poblaciones a la hora de diseñar áreas marinas protegidas. Al compararse la abundancia y la estructura de tallas de las poblaciones de erizos (*Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*) entre la zona de protección parcial y la zona adyacente no protegida, y en relación con la estructura del hábitat (Pérez Ruzafa *et al.* 2002b), se ha comprobado que la densidad del erizo comestible (*P. lividus*) era 3 veces superior en la reserva marina. Esta especie muestra una estructura de tallas bimodal en el interior de la reserva marina, mientras que es unimodal fuera de ella. Además, la estructura espacial difiere entre

ambas zonas, de modo que *P. lividus* forma agregaciones más grandes en la reserva marina, mientras que las manchas de erizos eran significativamente más pequeñas fuera de la zona protegida. Las variaciones en la estructura del hábitat (rugosidad, cobertura rocosa, etc.) explican en parte las diferencias observadas. En cuanto al erizo negro (*A. lixula*), no se encontraron diferencias de densidad o estructura de tallas.

Las estructuras de tallas, sexos y edades de las poblaciones de sargo común (*Diplodus sargus*) han sido estudiadas en la zona del cabo de Palos, y comparadas con áreas no protegidas del sureste de la península ibérica (González Wangüemert 2004). Como consecuencia de la disminución de la talla media de los individuos debido a la presión pesquera, y al carácter proterándrico de esta especie, se ha observado un déficit de hembras en las zonas explotadas, de modo que la proporción de hembras e individuos hermafroditas es mayor en la reserva marina.

En el marco del proyecto europeo BIOMEX², se han llevado a cabo estudios encaminados a probar la hipótesis general de que el "desbordamiento" (o 'spillover' en inglés) de peces desde las áreas marinas protegidas hacia áreas adyacentes no protegidas tienen como consecuencia la observación de gradientes de biomasa íctica a través de los límites de la reserva marina, y unas mayores capturas pesqueras en las inmediaciones de la reserva que en zonas más alejadas. En la reserva marina que nos ocupa, esta hipótesis está siendo probada con el uso de censos visuales (con escafandra autónoma y con cámaras de vídeo provistas de cebo), recolección de huevos y larvas mediante redes de plancton, y seguimiento del esfuerzo pesquero y las capturas de las unidades de pesca artesanal dentro y en los alrededores de la reserva marina. En todos estos estudios se ha aplicado un diseño de muestreo similar, consistente en comparar varios sitios dentro de la reserva marina, con otros sitios fuera de la zona protegida, tanto al norte como al sur de la misma. Los resultados de estos estudios están siendo analizados en la actualidad. Además, el problema de la exportación de biomasa está siendo abordado mediante un modelo que integra crecimiento poblacional, explotación pesquera y difusión de individuos merced a fenómenos denso-dependientes (Pérez Ruzafa *et al.* en revisión.).

El problema de la conectividad entre poblaciones está siendo también estudiado mediante el análisis de la estructura genética de las poblaciones y flujos genéticos del sargo común (*Diplodus sargus*). Se han detectado una diferencias genéticas significativas entre poblaciones de sargo distantes de decenas a cientos de kilómetros entre sí, pauta que parece estar influida por el patrón de corrientes locales (González Wangüemert *et al.* 2002, 2004). En este trabajo se pone de manifiesto cómo el área del cabo de Palos muestra los menores flujos genéticos de entre todos los estudiados en el sureste peninsular.

² "Assessment of BIOMass EXport from marine protected areas and its impacts on fisheries in the western Mediterranean Sea" (QLRT-2001-00891) – <http://biomex.univ-perp.fr>

1.2.2 La pesca artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

La actividad pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas está regulada mediante *Orden de 7 de abril de 2000, de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente*. 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, regulado por Resolución de la Secretaría General de Pesca Marítima para aguas exteriores y por la Dirección General de Ganadería y Pesca para aguas interiores. 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. Los estudios de distribución espacial del esfuerzo pesquero realizados hasta la fecha (García Charton *et al.* 2005; Esparza Alaminos *et al.* en prep.) indican que se produce una tendencia a la concentración del esfuerzo alrededor de los límites de la reserva integral y en la reserva parcial, disminuyendo a medida que nos alejamos de la reserva marina. No obstante, se da una diferencia en este patrón espacial entre el norte y el sur, debida probablemente a las diferencias de hábitat, más discontinuo hacia el sur, de modo que condicionan las estrategias de los pescadores a la hora de decidir dónde calar las redes y palangres.

1.2.3 El uso turístico de la reserva marina

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 de carácter ambiental. 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 casi 16.000 en 2005. La mayor parte de estas visitas se realizan con base en los 5 centros de buceo que existen en la localidad de Cabo de Palos. Esta actividad es muy estacional, pues se concentra sobre todo en verano, durante los fines de semana, y principalmente en 4 sitios de buceo, de los cuales uno (el bajo de Dentro) recibe la mayor parte de los visitantes subacuáticos; este bajo y el de Piles reúnen el 93% de todas las inmersiones que se realizan en la reserva (García Charton *et al.* 2005; Herrero Pérez *et al.* en prep.).

El impacto del submarinismo en la reserva marina está siendo estudiado desde 2001, mediante la comparación de la densidad de una serie de especies bentónicas seleccionadas como potenciales indicadoras de impacto (entre estas especies se encuentran algas, esponjas, cnidarios, equinodermos, briozoos, poliquetos y ascidias) justo antes y después la temporada estival, tanto en la

reserva parcial (en la que el buceo está permitido) y la reserva integral, utilizando censos visuales y fotografía digital como herramienta de muestreo (Herrero *et al.* en prep.). Se está siguiendo especialmente la población de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) en términos de densidad, morfometría y aparición de necrosis. Además, se han realizado varias manipulaciones experimentales con el fin de cuantificar la acción individual sobre los organismos bentónicos y la remoción de sedimento. Estos estudios nos llevan a concluir que, aunque el impacto individual de un buceador se puede considerar "leve", el efecto acumulativo de estos impactos sobre los mismos puntos de buceo puede provocar alteraciones importantes en los organismos más sensibles. También se ha podido comprobar, merced a seguimientos del impacto individual de 342 buceadores en la reserva marina, que se da una gran variabilidad entre personas en cuanto al impacto que provocan sobre el fondo, en función del nivel de titulación, edad, sexo, el manejo de cámaras fotográficas o de video, y otros factores, tales como el hecho de impartir recomendaciones previas a las inmersiones (*briefing*), y la presencia de un guía durante la inmersión (Herrero Pérez *et al.*, en prep.).

1.3 OBJETIVOS DEL ESTUDIO 2006

Con ello, los objetivos marcados para los estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas correspondientes al año 2006 son los siguientes:

- 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 (litoral de Aguilas)
- 2 Estudios específicos para cuantificar, estimar, y realizar un seguimiento del impacto global del submarinismo en la Reserva marina**
 - 2.1** Estimación del impacto de buceadores mediante censos visuales
 - 2.2** Estudio mediante fotografía digital de las variaciones de cobertura vegetal
 - 2.3** Cuantificación del impacto producido sobre especies singulares de la Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas: la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*)
 - 2.4** 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 Estudio de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero en y alrededor de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas**
 - 3.1** Seguimiento espacio-temporal de la actividad pesquera en Cabo de Palos
 - 3.2** Descripción y análisis espacio-temporal de los patrones de distribución del esfuerzo pesquero de la flota artesanal
 - 3.3** Estudio biológico de varias especies de interés comercial en las que se ha observado una mejor respuesta a las medidas de protección

En el presente informe se presenta un resumen de los principales resultados obtenidos durante la presente campaña de muestreo anual (2006).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1 ESTUDIO DEL POBLAMIENTO DE PECES

2.1.1 Estudio plurianual a pequeña escala espacial

2.1.1.1 *Diseño de muestreo*

El diseño de muestreo ha consistido en la realización de 9 censos visuales (Fotografía 1, véase Anexo Fotográfico) en transectos de 50x5 m² colocados al azar en los fondos rocosos que rodean el cabo de Palos. Continuando con el protocolo establecido, los censos se realizaron en verano, con la única condición de que los transectos estuvieran situados en fondos mayoritariamente rocosos, a una profundidad de ~10 m, y separados entre sí un mínimo de 50 m. En cada transecto se realizaron censos visuales en inmersión con escafandra autónoma, y se midieron una serie de variables descriptoras de la estructura del hábitat rocoso.

2.1.1.2 *Análisis de datos*

Las diferencias entre años se analizaron mediante análisis de la varianza, distinguiendo los factores TIEMPO (antes / después de la protección) y AÑOS (anidados en tiempo), siguiendo el modelo:

$$X_{aszn} = \mu + T_t + A(T)_{a(t)} + E_{n(a(t))}$$

Para ello, se han considerado únicamente los 5 años previos a la protección (1990-1995) y los 5 últimos años de seguimiento (2002-2006), de modo que nos aseguramos de que las medidas han tenido tiempo suficiente para surtir el efecto esperado.

2.1.2 Estudio plurianual a varias escalas espaciales

2.1.2.1 *Diseño de muestreo*

En este caso, el diseño de muestreo 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 x 5 m², todo lo cual da un total de 27 transectos por ocasión de muestreo.

2.1.2.2 Análisis de datos

Las diferencias entre años en la reserva a varias escalas espaciales se probaron estadísticamente mediante sendos análisis de la varianza mixtos, en los cuales se consideraron los factores Año A (ortogonal, aleatorio) ($a = 7$), Sector S (ortogonal, fijo) ($s = 3$), la interacción entre ambos ($A \times S$), y un factor Zona anidado en la interacción $Z(A \times S)$ ($z = 3$), siguiendo el modelo siguiente:

$$X_{aszn} = \mu + A_a + S_s + A \times S_{as} + Z(A \times S)_{z(as)} + E_{n(z(as))}$$

donde X_{aszn} es cada valor de la variable dependiente, μ es la media total, A_a es el efecto sobre la variable debido al año a , S_s es el efecto del sector s (es decir, las variaciones a mediana escala), la interacción $A \times S_{as}$ da cuenta de las posibles variaciones en las diferencias entre sectores de un año a otro, $Z(A \times S)_{z(as)}$ mide la heterogeneidad espacial a pequeña escala al cuantificar el efecto de la zona z , y $E_{n(z(as))}$ es el término de error aleatorio debido a la variabilidad entre transectos n .

2.1.3 Comparación con un área no protegida (Águilas)

2.1.3.1 Diseño de muestreo

El diseño de muestreo incorpora 4 escalas espaciales, que van de decenas de metros entre réplicas, hasta decenas de kilómetros entre las localidades de Cabo de Palos y Águilas (Fig. 1-1). De este modo, análogamente a lo realizado en los veranos de 1996, 2001, 2002, 2003, 2004 y 2005, en cada una de estas localidades se sitúan (aleatoriamente) 3 SECTORES separados entre sí miles de metros (Fig. 2-1). En cada sector se eligen, de nuevo al azar, 3 ZONAS separadas cientos de metros, en cada una de las cuales se colocan aleatoriamente 3 TRANSECTOS de $50 \times 5 \text{ m}^2$, en los que se realizan censos visuales de peces y se miden una serie de variables descriptoras de la estructura del hábitat. En el caso de la reserva marina, los tres sectores son los indicados en el apartado anterior. En Águilas, el sector 1 corresponde a la isla del Fraile y la peña de La Pava, el sector 2 a la mitad sur del acantilado del cabo Cope y Calabardina, mientras que el sector 3 es la mitad norte del cabo Cope (incluyendo la cueva del Mármol y la pared norte del cabo, en el paraje conocido como La Fuente, con vistas a la torre de Cope).

2.1.3.2 Análisis de datos

Este diseño jerarquizado en el espacio permite diferenciar los componentes de la variación a cada escala espacial, con lo que es posible identificar aquéllas escalas que más contribuyen a la variación total de los datos. Las escalas de sector y zona dentro de cada localidad 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.

2.2 ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SUBMARINISMO EN LA RESERVA MARINA

2.2.1 Muestreos de visu

Se han llevado a cabo dos estudios observacionales para detectar y estimar la magnitud y la importancia del impacto que se puede originar debido a la tasa de frecuentación de buceadores deportivos en el interior de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. En el primero, el seguimiento de *visu* a dos escalas espaciales en la comunidad de algas e invertebrados infralitorales superior mediante muestreos por replicación espacial (BACI) realizado durante cuatro años consecutivos. El segundo estudio se realizó para detectar y establecer la calidad del estado de salud de la población de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) entre la reserva parcial y la reserva integral.

2.1.1.3 Estudio de las comunidades de algas e invertebrados en la franja infralitoral superior

Con el fin de detectar aquellos cambios a corto y medio plazo en la comunidad de algas e invertebrados de la franja infralitoral superior originados por la frecuentación de buceadores recreativos y diferenciarlos de los cambios ocurridos en estas poblaciones originados de manera natural (cambios estacionales), se han realizado dos periodos de muestreo en cada uno de los cuatro años de estudio (2003-2006): "antes" (mediados de junio) y "después" (final de septiembre) del periodo máximo de afluencia de turistas submarinos a la reserva (verano).

En cada periodo de cada año, seis sitios fueron seleccionados para realizar la toma de datos, de los cuales tres se localizaron en la reserva integral como localidades control (Hormigas I, Hormigas II y Hormigón) y tres como localidades impactadas se situaron en la reserva parcial (bajo de Dentro, Piles y Fuera). En cada localidad un transecto permanente de 50 metros de longitud fue colocado a

una profundidad media entre 10 y 12 metros de profundidad. En cada periodo de cada año, ocho réplicas de una estructura de PVC de 1x1m² (*quadrat*) fueron colocadas aleatoriamente en el interior de cada transecto mediante buceadores autónomos, las muestras tomadas en su interior se realizaron por conteo del número de animales o colonias de una serie de especies de invertebrados previamente seleccionados por su potencial indicador del efecto del buceo deportivo (tabla 1). Además, se estimó el porcentaje de cobertura por algas y otras especies de invertebrados masivos lanzando cuatro veces aleatoriamente dentro de cada metro cuadrado una estructura de PVC de 25x25cm² (Fig. 3). Para facilitar el estudio de la comunidad de algas fueron asignadas cuatro categorías morfológicas (basadas en Sala y Boudouresque, 1997): algas arbóreas, erectas, cespitosas e incrustantes (Tabla 3). El número de secciones ocupadas por cada especie de invertebrados (o colonias) o grupo algal fue anotado mediante estadillos sumergibles, y el resultado transformado a porcentaje de cobertura de superficie y el porcentaje medio entre las cuatro réplicas fue utilizado como representativo del *quadrat*.



Figura 3 Estructura de PVC de 25x25cm² utilizada durante el seguimiento de las comunidades bentónicas para la obtención de los porcentajes de cobertura de algas e invertebrados.

Un análisis de cuatro vías de ANOVA se realizó para detectar las diferencias en densidad (individuos m⁻²) o del porcentaje de cobertura de invertebrados y grupos algales. Los factores estudiados fueron: *Periodo* (Antes vs. Después de la temporada de buceo) e *Intensidad de Buceo* (Buceo vs. No Buceo) como factores fijos, entre los factores aleatorios tenemos *Año* (4 niveles) y el factor aleatorio espacial *Localidad* (3 niveles) anidado al factor *Intensidad de Buceo*. Antes de los análisis ANOVA realizados en el presente estudio se llevaron a cabo los análisis de homogeneidad usando el test de Cochran's (Underwood, 1997) y se aplicaron las oportunas transformaciones cuando fueron necesarias. Aunque en algunos casos las transformaciones realizadas no eliminaron la heterogeneidad, los análisis fueron realizados, ya que el análisis de la varianza posee suficiente robustez de partida (Underwood, 1997), aunque en estos casos los resultados fueron tratados con cautela.

Tabla 3 Listado de especies utilizadas para el seguimiento de las comunidades bentónicas. Se indica también el phylum y el nombre común de las mismas.

Especies	Phylum	Nombre común
<i>Hymeniacion sanguinea</i>	Porifera	Esponja roja
<i>Dysidea fragilis</i>	Porifera	Esponja azul
<i>Clavelina dellavallei</i>	Chordata	Clavelinas
<i>Paracentrotus lividus</i>	Echinodermata	Erizo común
<i>Arbacia lixula</i>	Echinodermata	Erizo negro
<i>Echinaster sepositus</i>	Echinodermata	Estrella espinosa roja
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	Echinodermata	Estrella purpúrea
<i>Sphaerechinus granularis</i>	Echinodermata	Erizo violáceo
<i>Myriapora truncata</i>	Bryozoa	Falso coral
<i>Eunicella</i> sp.	Cnidaria	Gorgonia
<i>Cladocora caespitosa</i>	Cnidaria	Madrepora mediterránea
<i>Spirographis spallanzanii</i>	Anelida	Espirógrafo
<i>Pseudodistoma crucigaster</i>	Ascidiacea	Ascidia
<i>Pseudodistoma cyrnusense</i>	Ascidiacea	Ascidia

2.1.1.4 Estudio de la población de Gorgonia Blanca (Eunicella singularis)

La población de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) se encuentra distribuida de manera irregular en el interior de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. En el presente estudio la población de gorgonia blanca fue estudiada en cuatro puntos dentro de la reserva marina, dos en el interior de la reserva integral (isla Hormiga e islote del Hormigón) y dos localizados en el bajo de Dentro, siendo este el único que presenta una población de gorgonias comparable en tamaño y densidad con la reserva integral.

Se han realizado ocho réplicas de 1m² a una profundidad entre 25 y 33 metros de profundidad en cada una de las localidades estudiadas. Densidad, número de colonias tumbadas, exposición, rugosidad y pendiente fueron los parámetros anotados en cada uno de los cuadrados lanzados aleatoriamente tanto antes como después de la temporada de verano en cada localidad. La relación de colonias tumbadas respecto al total de individuos censados fue utilizada para corregir las diferencias en la densidad total entre localidades. Además, dentro de cada cuadrado se tomaron una serie de parámetros morfométricos en las cinco colonias presentes en el extremo superior – derecha del cuadrado. Altura máxima (cm), anchura máxima (cm), superficie rectangular (calculada indirectamente en cm² de los parámetros anteriores), número de puntas y porcentaje de necrosis en las ramas (según la siguiente escala: 0%, 1-15%, 20-35%, 40-55%, 60-75%, 80-

99% y 100%) (Weinbauer y Velimirov, 1998; Francour y Koukouras, 2000; Skoufas *et al.*, 2000; Garrabou y Harmelin, 2005) fueron considerados en este estudio.

Las diferencias en la densidad y características morfométricas entre localidades fueron testadas a través de un análisis ANOVA de cuatro vías, considerando los siguientes factores: *Periodo* (Antes Vs. Después de la temporada de buceo) e *Intensidad de Buceo* (Buceo Vs. No Buceo) como factores fijos, entre los factores aleatorios tenemos *Año* (2 niveles) y el factor aleatorio espacial *Localidad* (2 niveles) anidado al factor *Intensidad de Buceo*. Las relaciones con las variables topográficas fueron probadas mediante análisis de regresión lineal múltiples.

2.3 LA PESCA ARTESANAL

2.3.1 Caracterización de la flota pesquera artesanal

Las embarcaciones en las que se ha hecho el estudio son por un lado las artesanales que faenan en la zona de Cabo de Palos y tienen permiso de la Secretaría General de Pesca Marítima para faenar dentro de la reserva. Se consignan las características técnicas de interés de la flota (tonelaje de Registro Bruto (TRB), potencia (CV), capacidad (GT), eslora total y nº de tripulantes). La caracterización de artes y aparejos utilizados se ha realizado a partir de entrevistas a los patrones de las embarcaciones y a los pescadores de la zona.

2.3.2 Caracterización espacio-temporal del esfuerzo y las capturas

Se ha realizado a partir de embarques aleatorios a bordo de los barcos pesqueros artesanales de Cabo de Palos. Además, se han elaborado encuestas como método de muestreo paralelo y complementario a los embarques. Éstas consisten en unos estadillos donde el patrón de la embarcación registra diariamente las características del arte o aparejo calado, su posición (mediante la señalización en una carta de las boyas iniciales y finales o registrando las coordenadas GPS de las mismas a partir de la información del diario de a bordo), y el registro de capturas (en kg por especie). El muestreo tiene una periodicidad semanal.

Las capturas se determinan taxonómicamente a nivel de especie en las observaciones directas llevadas a cabo en los embarques, y a nivel de género y/o especie a partir de los datos registrados en encuestas, en los embarques se han medido las siguientes variables: número de individuos, su peso, peso total descargado y estima del número total de individuos de esa especie.

Se han georreferenciado las zonas de pesca frecuentadas por las embarcaciones artesanales mediante la posición GPS tomada en los embarques, los diarios de a bordo de los pescadores y las encuestas donde los patrones indican la posición de los artes calados en un mapa detallado de la zona.

2.3.3 Variables ambientales

Se han considerado la profundidad (mínima, máxima, media) a la que están caladas los artes mediante observación directa realizada en las embarcaciones (utilizando la sonda de las propias embarcaciones), el tipo de fondo y el tipo de hábitat. Estas variables se están procesando en un Sistema de Información Geográfica (ArcGIS 9.1).

2.3.4 Tratamiento de datos y análisis estadístico

La hipótesis de trabajo es que el esfuerzo pesquero está más concentrado en las proximidades de los límites de la reserva marina que en zonas más alejadas que tengan las mismas características (hábitat, profundidad,...). Si esto es cierto hay que explorar si es la reserva marina u otro factor el causante de dicha agregación. Si por el contrario no es cierto habrá que buscar qué factores explican los patrones observados.

Una aproximación para evaluar la dinámica espacio-temporal de las flotas pesqueras presentes combina el empleo de SIG (Burrough y McDonnell 1991), técnicas de análisis geoestadístico (Cressie 1991) y herramientas de análisis multivariante (Venables y Dichmont 2004; Venables y Ripley 2002). En primer lugar se superpone una rejilla (grid) a la zona de estudio, cada grid contiene información georreferenciada relativa al tipo de actividad, el número de artes, la captura, profundidad, producción primaria, tipo de fondo. Esta información se estandariza sobre una unidad de superficie para obtener una medida de densidad de esfuerzo. Estos análisis se realizan en un SIG (ArcView 9.0). En segundo lugar se calculan las distancias lineales más cortas desde el punto medio de cada celda del grid hasta los distintos factores u objetos que presumiblemente tienen influencia sobre la distribución del esfuerzo pesquero, como pueden ser la distancia al límite de la reserva marina, la distancia a puerto, así como la distancia a ciertas biocenosis, como praderas de *Posidonia oceanica*, arrecifes artificiales, etc.

Para determinar de la lista de posibles variables explicativas la o las responsables de la distribución del esfuerzo se utilizan modelos aditivos generalizados (GAMs) (Hastie y Tibshirani 1996) en el que la densidad de esfuerzo es la variable dependiente y las posibles explicativas las independientes (p. ej., Maggini et al. 2006; Randin et al. 2006). De este modo, además, se pondrán a prueba distintas hipótesis sobre la contribución potencial de diversas variables a la variación de la tasa de capturas y el valor de la captura descargada.

3. RESULTADOS

3.1 ESTUDIO DEL POBLAMIENTO DE PECES

3.1.1 Estudio plurianual a pequeña escala espacial

3.1.1.1 Poblamiento de peces

En los censos realizados durante el verano de 2006 han aparecido un total de 33 especies en los fondos que rodean el cabo de Palos (Tabla 4), siendo esta cifra la más alta de las observadas a esta escala espacial desde el inicio de este seguimiento a largo plazo, en 1990. Como novedad, está la observación en esta parte de la reserva marina (la más cercana al faro) de chopas (*Spondyllosoma cantharus*), cuya inclusión en los censos se limitaba hasta el momento a los bajos rocosos y la reserva integral. El número de especies observadas cada año ha oscilado entre 24 (2004) y 33 (2006). Con ello, en el total del seguimiento de los fondos someros que rodean el cabo (14 ocasiones desde 1990) se han observado 55 especies de peces, que se reparten en 20 familias (Tabla 4). De éstas, las que más especies aportan al poblamiento observado son los lábridos (13 especies), espáridos (12 especies) y serránidos (6 especies). Del total de especies, 15 han aparecido en todos los años, otras 6 especies han aparecido en 10 o más años (frecuencia > 70%), mientras que 23 especies han aparecido en menos del 30% de las ocasiones (es decir, en menos de 5 años) (Tabla 4). De éstas, 11 especies han aparecido en una única ocasión.

3.1.1.2 Variación temporal y efecto de la protección

La abundancia íctica total, obtenida a partir de los datos de censo visual, ha fluctuado entre 245 (en 1994) y 700 individuos (en 1998) por censo (superficie muestreada: 250 m²). Dado que en estos datos están incluidas las abundancias de especies pelágicas que forman cardúmenes muy numerosos, y que generalmente son planctonófagas – tales como bogas (*Boops boops*), chuclas y carameles (*Spicara* spp.), castañuelas (*Chromis chromis*) o chirretes (*Atherina* sp.), probablemente tenga más sentido tratar este parámetro sin la aportación de estas especies (lo que hemos llamado “abundancia reducida”), y que por tanto integra las abundancias de las especies más asociadas al fondo (demersales o estrictamente bentónicas). En este caso, la abundancia reducida ha fluctuado entre 81 (1994) y 150 individuos (2001), siendo el valor medio de este parámetro de 115 individuos por censo. Sin embargo, estas diferencias no han resultado estadísticamente significativas para ninguno de los dos factores investigados, lo cual lleva a la conclusión de que, a esta escala espacial y en esta zona de la reserva marina, no ha habido un efecto de la protección sobre la abundancia total de peces. Al inspeccionar la gráfica que describe las variaciones temporales de este parámetro, se comprueba que muestra variaciones interanuales muy acusadas (Fig. 4).

Tabla 4 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas cada año durante el seguimiento plurianual a pequeña escala espacial de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>M. aquila</i>	0,1 \pm 0,1													
<i>E. encrasicolus</i>				35,2 \pm 35,2	55,6 \pm 55,6		35,2 \pm 35,2							
<i>M. helena</i>	0,6 \pm 0,2				0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1			0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1			0,1 \pm 0,1
<i>B. belone</i>	0,7 \pm 0,4			0,1 \pm 0,1			0,3 \pm 0,3							
<i>E. aeneus</i>	0,1 \pm 0,1													
<i>E. costae</i>	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,2					0,1 \pm 0,1				0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2
<i>E. marginatus</i>	0,1 \pm 0,1		0,1 \pm 0,1					0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1		2,3 \pm 0,9	1,7 \pm 1,0
<i>M. rubra</i>											0,1 \pm 0,1			
<i>S. cabrilla</i>	0,4 \pm 0,3	1,1 \pm 0,3	1,3 \pm 0,5	1,4 \pm 0,6	1,2 \pm 0,4	1,1 \pm 0,4	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,3	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2		0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,5
<i>S. scriba</i>	4,9 \pm 0,6	3,6 \pm 0,9	2,8 \pm 0,8	2,3 \pm 0,7	1,7 \pm 0,2	1,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,5	2,2 \pm 0,6	3,0 \pm 0,4	2,2 \pm 0,3	3,1 \pm 0,6	2,4 \pm 0,6	3,0 \pm 0,6	0,3 \pm 0,3
<i>A. imberbis</i>	14,1 \pm 5,7	2,1 \pm 2,0	4,0 \pm 1,9	3,2 \pm 0,7	6,3 \pm 5,4	5,6 \pm 3,5	3,6 \pm 1,8	5,2 \pm 1,7	18,6 \pm 7,3	6,1 \pm 2,1	9,9 \pm 3,2	3,7 \pm 1,9	4,8 \pm 1,6	1,8 \pm 0,9
<i>S. dumerilii</i>	8,7 \pm 2,4						4,3 \pm 4,3	12,2 \pm 8,5		20,6 \pm 15,8			0,5 \pm 0,4	
<i>T. mediterraneus</i>					0,9 \pm 0,9	0,9 \pm 0,9	2,3 \pm 2,0							
<i>T. ovatus</i>			0,9 \pm 0,9											
<i>C. hippurus</i>						0,1 \pm 0,1								
<i>P. octolineatum</i>	0,1 \pm 0,1													
<i>P. incisus</i>						0,1 \pm 0,1								
<i>S. umbra</i>	2,0 \pm 0,7	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3		0,4 \pm 0,4	0,6 \pm 0,4	0,6 \pm 0,3		1,7 \pm 0,9	0,6 \pm 0,3	0,6 \pm 0,3	1,6 \pm 1,0	15,0 \pm 9,7	0,6 \pm 0,6
<i>M. surmuletus</i>		3,3 \pm 0,9	5,4 \pm 1,3	5,2 \pm 2,1	2,3 \pm 1,0	0,7 \pm 0,4	1,0 \pm 0,3	1,4 \pm 0,4	1,1 \pm 0,3	1,6 \pm 0,4	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	1,1 \pm 0,6
<i>B. boops</i>	87,1 \pm 71,1	0,1 \pm 0,1		0,2 \pm 0,2		39,4 \pm 39,4	4,3 \pm 4,3	2,0 \pm 2,0		6,3 \pm 4,5			83,3 \pm 58,9	134,1 \pm 7,2
<i>D. dentex</i>					0,1 \pm 0,1		0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,2 \pm 0,2	0,2 \pm 0,2		3,6 \pm 2,7
<i>D. annularis</i>	1,1 \pm 0,5	0,9 \pm 0,5	0,7 \pm 0,2	1,1 \pm 0,5	0,6 \pm 0,3	2,6 \pm 0,9	1,0 \pm 0,3	1,3 \pm 0,5	1,3 \pm 0,2	2,7 \pm 1,0	2,0 \pm 0,4	1,6 \pm 0,6	2,7 \pm 0,6	2,7 \pm 1,7
<i>D. cervinus</i>			0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1		0,2 \pm 0,1		0,2 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1			0,1 \pm 0,1	1,8 \pm 0,7	1,2 \pm 0,5
<i>D. puntazzo</i>	0,2 \pm 0,1	0,9 \pm 0,5	1,1 \pm 0,6	0,9 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1	0,8 \pm 0,4	4,3 \pm 3,1	1,4 \pm 0,4	1,6 \pm 0,8	1,1 \pm 0,5	1,0 \pm 0,4	1,6 \pm 0,8	1,2 \pm 0,4	2,6 \pm 1,2
<i>D. sargus</i>	1,3 \pm 0,7	1,3 \pm 0,5	1,4 \pm 0,9	1,6 \pm 0,7	1,0 \pm 0,6	3,6 \pm 1,1	4,0 \pm 1,2	10,2 \pm 2,1	6,3 \pm 1,4	9,1 \pm 2,6	2,7 \pm 0,8	8,0 \pm 2,1	6,2 \pm 1,2	9,2 \pm 3,7
<i>D. vulgaris</i>	13,0 \pm 5,4	6,0 \pm 1,1	7,0 \pm 1,4	7,7 \pm 2,4	3,7 \pm 0,6	7,2 \pm 1,9	15,4 \pm 4,8	15,3 \pm 5,1	20,2 \pm 7,2	9,0 \pm 5,3	15,1 \pm 6,2	21,1 \pm 6,7	44,8 \pm 24,2	29,6 \pm 2,4

	1990	1992	1993	1994	1995	1996	1998	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>O. melanura</i>	5,9±5,0	0,6±0,6	1,6±0,9	2,2±1,8	2,9±2,9	5,9±5,4	16,4±7,4	3,0±2,4	2,2±2,1	11,6±5,4	2,4±2,3	1,8±0,9	2,8±1,4	4,5±1,8
<i>P. pagrus</i>		0,3±0,3	0,1±0,1	0,4±0,3			0,1±0,1	0,1±0,1			0,1±0,1			
<i>S. salpa</i>	9,0±4,5	11,9±6,4	13,3±5,5	9,7±3,9	18,4±9,2	58,3±29,6	38,7±16,7	9,7±3,3	37,9±18,3	35,2±15,8	8,2±2,8	31,4±13,7	18,3±8,3	17,7±5,6
<i>S. aurata</i>				0,1±0,1				0,1±0,1		0,1±0,1		0,1±0,1	0,3±0,1	0,1±0,1
<i>S. cantharus</i>														0,1±0,1
<i>S. maena</i>			0,1±0,1	2,9±2,9	15,0±12,6									
<i>S. smaris</i>		0,3±0,3												2,6±0,4
<i>C. chromis</i>	365,6±83,3	224,1±94,2	228,3±53,8	123,7±37,0	161,0±58,5	134,4±46,7	528,2±167,1	119,0±68,3	315,0±104,1	444,0±120,5	64,3±14,2	202,9±78,0	125,5±64,9	195,3±76,7
<i>C. julis</i>	21,3±2,9	31,2±6,6	17,7±2,3	17,6±1,8	19,8±6,5	13,7±2,2	10,4±3,2	18,0±2,3	15,2±2,3	8,1±2,4	23,3±3,2	7,9±1,7	13,3±2,6	12,3±5,5
<i>L. merula</i>	0,7±0,2	0,1±0,1						0,1±0,1	0,1±0,1	0,2±0,1	0,1±0,1	0,2±0,1	0,3±0,1	1,3±0,9
<i>L. viridis</i>	0,2±0,1			0,1±0,1									0,2±0,1	0,2±0,2
<i>S. cinereus</i>				0,6±0,3	0,2±0,1									
<i>S. doderleini</i>	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,2±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1	0,1±0,1					0,2±0,1	0,2±0,1
<i>S. mediterraneus</i>		1,7±0,6	0,7±0,3	0,3±0,2	0,4±0,2	0,2±0,1	0,4±0,2	1,9±0,5	0,3±0,2	0,9±0,3	1,2±0,4	1,1±0,4	1,8±0,8	0,9±0,3
<i>S. melanorcercus</i>	0,8±0,4	0,1±0,1	0,8±0,4	0,3±0,2	0,2±0,1			0,3±0,2	1,3±0,7		0,1±0,1	0,3±0,3		0,4±0,2
<i>S. ocellatus</i>	1,9±0,9	2,6±0,9	3,7±1,9	3,7±1,6	3,4±2,0	2,2±1,1	3,0±1,3	13,2±4,5	2,7±0,6	4,6±2,0	10,7±1,6	5,2±2,3	7,8±2,8	11,2±5,4
<i>S. roissali</i>	3,4±1,3	1,4±0,4	1,8±0,5	1,4±0,6	1,1±0,6	0,6±0,2	0,9±0,5	2,4±0,3	2,1±0,5	0,9±0,3	1,1±0,6	1,6±0,4	0,5±0,2	0,5±0,2
<i>S. rostratus</i>	2,2±1,0	0,3±0,2	0,4±0,3	0,2±0,1	0,7±0,2	0,3±0,2	0,2±0,1	1,1±0,4	0,3±0,2	0,4±0,2	0,3±0,2	0,4±0,2	0,7±0,1	0,6±0,2
<i>S. tinca</i>	8,2±1,5	4,9±1,1	5,0±0,9	4,6±0,8	5,3±1,6	4,6±0,8	5,4±1,3	19,4±4,6	18,7±2,6	7,1±1,4	5,1±1,2	9,4±1,1	9,8±1,2	7,0±0,8
<i>C. rupestris</i>							0,1±0,1							
<i>T. pavo</i>	37,6±10,8	34,8±5,0	23,7±5,8	18,1±6,1	21,3±5,9	32,7±2,3	13,8±2,9	34,1±8,0	17,0±5,3	16,8±4,0	11,8±2,2	10,7±2,9	6,2±1,5	8,2±3,1
<i>Sphyraena</i> sp.						55,6±55,6	2,0±2,0							
<i>Mugilidae</i>			0,2±0,1		0,9±0,9	0,7±0,4	1,4±0,9	0,9±0,9	1,2±1,2		0,3±0,3			
<i>S. maderensis</i>													0,2±0,1	
<i>S. porcus</i>		0,2±0,1	0,1±0,1		0,1±0,1			0,6±0,4						
<i>S. notata</i>							0,1±0,1				0,2±0,2			
<i>S. scrofa</i>	0,2±0,1										0,2±0,1			
<i>B. podas</i>				0,1±0,1										
<i>A. hepsetus</i>		8,2±7,9	86,0±70,0			111,1±73,5								

Tabla 4 (cont.)

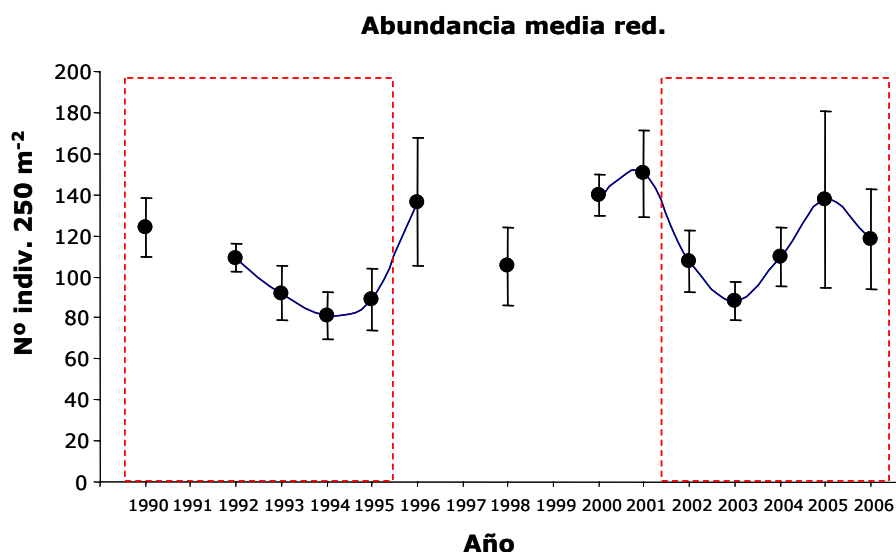


Figura 4 Trayectoria temporal de la abundancia media reducida (\pm error típico de la media) [los recuadros punteados agrupan las ocasiones consideradas en el análisis de la varianza para la comparación entre antes y después de instauradas las medidas de protección]

En lo que respecta a la riqueza media por censo, ésta ha fluctuado entre 13,2 (1995) y 17,3 (2000) especies 250 m⁻², siendo el promedio de 15,3 especies por censo. En este caso, el análisis estadístico muestra que hay una tendencia marginalmente significativa ($P < 0,1$) a un aumento del número observado de especies por censo (Fig. 5).

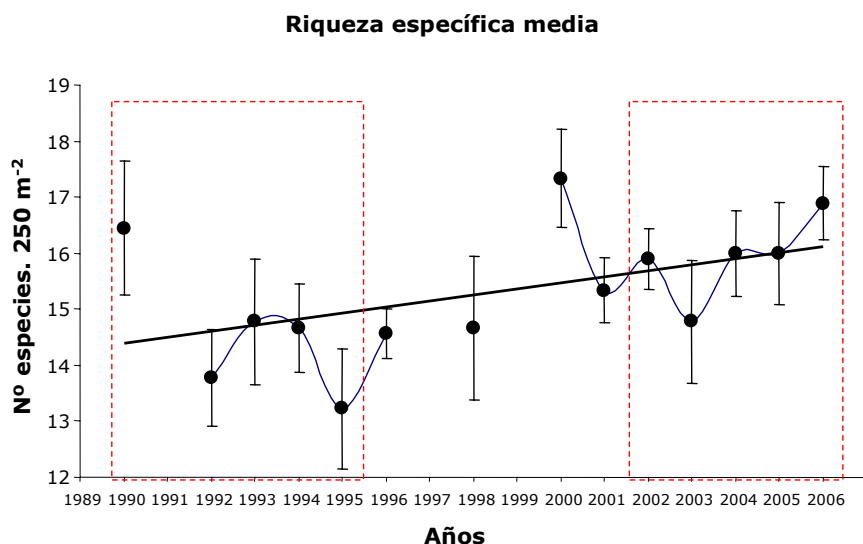


Figura 5 Trayectoria temporal de la riqueza media por censo (\pm error típico de la media) [los recuadros punteados agrupan las ocasiones consideradas en el análisis de la varianza para la comparación entre antes y después de instauradas las medidas de protección]. Se muestra asimismo la tendencia lineal incluyendo todos los años prospectados.

En la Tabla 5 se indican los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las variaciones de abundancia de las 25 especies más frecuentes (por aparecer en al menos la mitad de los años prospectados, excluyendo a las especies pelágicas).

	Prot.	Tend.	Años
Abundancia total media (red.)	0,274		0,433
Riqueza media	0,072	↑	0,305
<i>Muraena helena</i>	0,451		0,002**
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,073	↑	0,000***
<i>Serranus cabrilla</i>	0,002**	↓	0,195
<i>Serranus scriba</i>	0,398		0,000***
<i>Apogon imberbis</i>	0,751		0,001**
<i>Sciaena umbra</i>	0,360		0,040*
<i>Mullus surmuletus</i>	0,117		0,000***
<i>Dentex dentex</i>	0,134		0,040*
<i>Diplodus annularis</i>	0,002**	↑	0,815
<i>Diplodus cervinus</i>	0,170		0,000***
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,042*	↑	0,520
<i>Diplodus sargus</i>	0,000***	↑	0,160
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,101		0,352
<i>Sarpa salpa</i>	0,041*	↑	0,907
<i>Coris julis</i>	0,033*	↓	0,004**
<i>Labrus merula</i>	0,299		0,025*
<i>Symphodus doderleini</i>	0,350		0,706
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,071	↑	0,106
<i>Symphodus melanocercus</i>	0,134		0,265
<i>Symphodus ocellatus</i>	0,010*	↑	0,337
<i>Symphodus roissali</i>	0,077	↓	0,093
<i>Symphodus rostratus</i>	0,691		0,049*
<i>Symphodus tinca</i>	0,059	↑	0,109
<i>Thalassoma pavo</i>	0,011*	↓	0,065
Mugilidae	0,435		0,487

Tabla 5 Resumen de resultados del análisis de la varianza (valores de *P*) aplicado a las variaciones temporales de los parámetros del poblamiento, y de la abundancia de las especies no pelágicas más frecuentes, considerando los factores Nivel de Protección (Prot.) y variaciones interanuales anidados en el nivel de protección (Años). Se indica asimismo, tanto para las variables dependientes para las que el factor Protección ha resultado significativo, como para las que esta significación es marginal ($P < 0,1$), si la tendencia ha sido al aumento (↑) o a la disminución (↓) de sus valores de antes a después de instauradas las medidas de protección. [$*P < 0,05$; $**P < 0,01$; $***P < 0,001$].

De la inspección de dicha Tabla se infiere que al menos 4 espáridos (*Diplodus annularis*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *Sarpa salpa*) y un lábrido (*Symphodus ocellatus*) muestran un aumento significativo de sus abundancias coincidente con la protección, por ser más abundantes en el segundo periodo de muestreo (cuando la reserva marina llevaba ya al menos 7 años); además, otras dos especies (*Epinephelus marginatus* y *Symphodus tinca*) muestran una tendencia marginalmente significativa ($P < 0,1$) al aumento con el tiempo (Fig. 6).

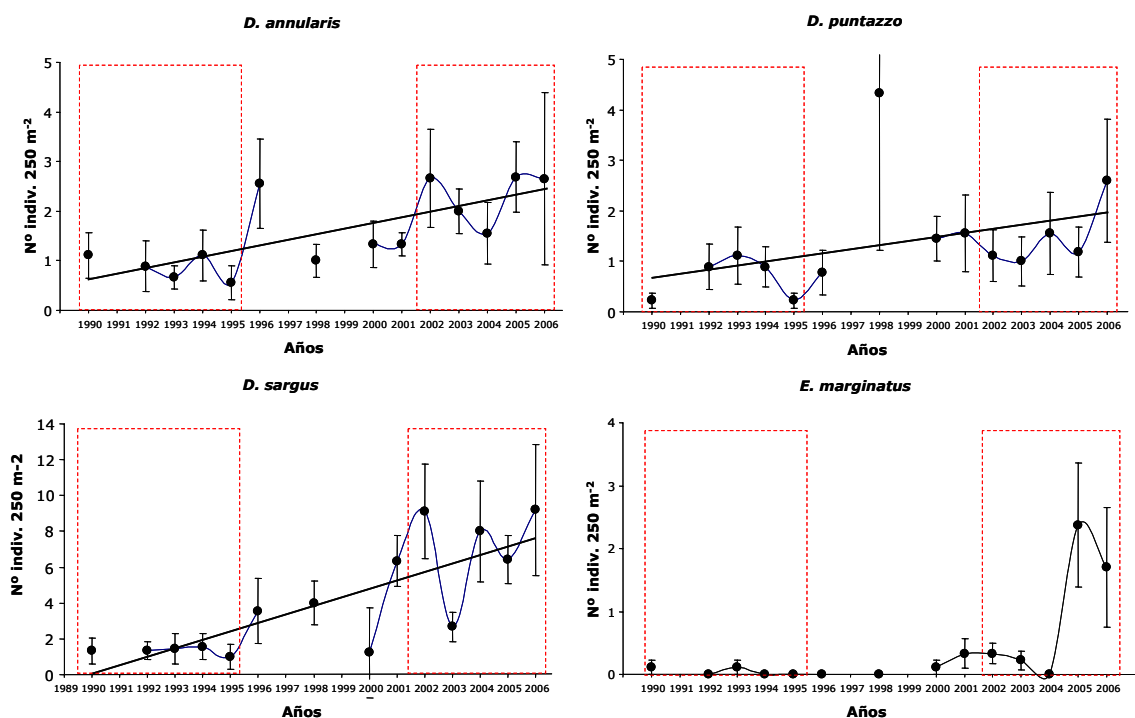


Figura 6 Trayectoria temporal de la abundancia media por censo (\pm error típico de la media) de varias especies de peces [los recuadros punteados agrupan las ocasiones consideradas en el análisis de la varianza para la comparación entre antes y después de instauradas las medidas de protección]. Se muestra asimismo la tendencia lineal incluyendo todos los años prospectados.

Por el contrario, un serránido (*Serranus cabrilla*) y dos lábridos (*Coris julis* y *Thalassoma pavo*) muestran una tendencia significativa a disminuir su abundancia con el tiempo, mientras que otro lábrido (*Symphodus roissali*) muestra esta misma tendencia temporal sin ser estadísticamente significativa (Tabla 5, Fig. 7).

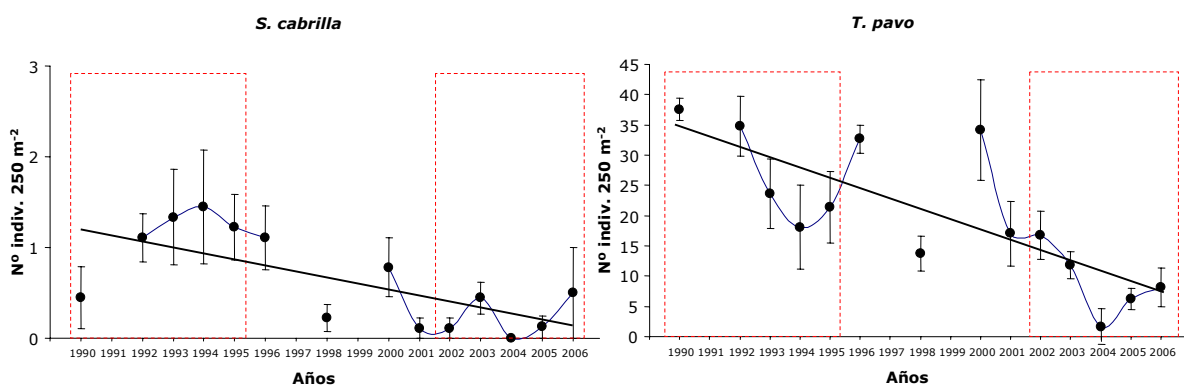


Figura 7 Trayectoria temporal de la abundancia media por censo (\pm error típico de la media) de varias especies de peces [los recuadros punteados agrupan las ocasiones consideradas en el análisis de la varianza para la comparación entre antes y después de instauradas las medidas de protección]. Se muestra asimismo la tendencia lineal incluyendo todos los años prospectados.

3.1.2 Estudio plurianual a varias escalas espaciales

3.1.2.1 Poblamiento de peces

A lo largo de las campañas anuales de censo de peces llevadas a cabo desde la instauración de la reserva marina, hemos contabilizado un total de 54 especies pertenecientes a 20 familias (Tabla 8). En cada campaña de muestreo desde el inicio del seguimiento se han observado entre 35 y 40 especies, siendo en el presente año 37 las especies censadas (Tabla 7). Por sectores, la riqueza total ha variado entre 24 especies en el Sector 2 en 1996, y 31 especies, siempre en el Sector 3, que incluye la reserva integral, los años 2001, 2003 y 2005. Las familias que aportan un mayor número de especies son Sparidae (sargos, doradas y pargos) (13 especies), Labridae (tordos) (11) y Serranidae (serranos y meros) (8). Otras familias a las que pertenecen varias especies han sido Scorpaenidae (rascasas) (4) y Carangidae (lechas y jureles) (3 especies). Un total de 28 especies han sido avistadas en los censos realizados en los 8 años incluidos en el seguimiento; entre estas especies se incluyen las morenas, 5 especies de serránidos, reyezuelos, corvas, salmonetes, 9 especies de espáridos, las castañuelas, 9 especies de lábridos y los espetones (Tabla 8).

3.1.2.2 Variación temporal y efecto de la protección

Los valores de abundancia total por censo han variado entre 266 y 1002 individuos 250 m^{-2} cada año. Pero dado que este valor depende mucho de la presencia o ausencia de especies pelágicas muy numerosas (y cuya abundancia no depende, en líneas generales, de las medidas de protección), se ha computado este mismo parámetro sin estas especies, oscilando la abundancia total media (en este caso "reducida") de modo significativo entre 124 y 304 individuos por censo, aunque tales diferencias no dan lugar a una tendencia reconocible en el tiempo (Tabla X), sino más bien a una trayectoria fluctuante. En cambio, la significación estadística del factor Sector, así como la ausencia de significación de la interacción entre este factor y el año (Tabla 6), nos indican que sí son coherentes en las diferentes ocasiones las diferencias entre sectores en el número de individuos, de modo que la abundancia total media (reducida) siempre ha resultado mayor en el Sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera, con 310 individuos por censo) que en el Sector 2 (bajos rocosos, 209 individuos 250 m^{-2}), y a su vez éste último con el Sector 1 (alrededor del cabo, con 120 individuos por censo). Por último, se comprueba que las diferencias de abundancia total media reducida observadas a pequeña escala (entre zonas, separadas decenas de metros entre sí dentro de cada sector) no son significativas.

En lo que respecta a la riqueza específica, ésta ha oscilado, por término medio, entre 14 y 17 especies por censo en el total de la reserva marina cada año. El análisis de la varianza aplicado a este parámetro ha mostrado (Tabla 6) que esta oscilación interanual es significativa, aunque no se manifiesta tendencia temporal al aumento o la disminución. En cambio, sí se pone en evidencia una diferencia significativa y coherente entre sectores, de modo que el número medio de especies por censo es mayor en el Sector 3 (algo menos de 17 especies 250 m^{-2}) que en los otros dos sectores, en los cuales se ha observado alrededor de 15 especies por

censo. La riqueza específica sí presenta variabilidad espacial significativa entre zonas.

	Año	Tend.	Sector		Año × Sector	Zona
Abundancia total media (red.)	0,012	↔	0,000	1<2<3	0,151	0,094
Riqueza específica	0,029	↔	0,014	1=2<3	0,227	0,001
<i>Muraena helena</i>	0,000	↔	0,001	1<2<3	0,035	0,002
<i>Anthias anthias</i>	0,378		0,000	1<2<3	0,954	0,000
<i>Epinephelus costae</i>	0,064	↑	0,000	2>1=3	0,781	0,005
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,000	↑	0,000	1<2=3	0,006	0,008
<i>Serranus cabrilla</i>	0,000	↔	0,000	1<2<3	0,065	0,000
<i>Serranus scriba</i>	0,024	↔	0,000	1=2>3	0,252	0,005
<i>Apogon imberbis</i>	0,032	↔	0,000	1=3>2	0,179	0,032
<i>Sciaena umbra</i>	0,007	↑	0,001	1<2<3	0,695	0,434
<i>Mullus surmuletus</i>	0,573		0,000	1>2=3	0,662	0,044
<i>Dentex dentex</i>	0,034	↑	0,000	1<2<3	0,289	0,025
<i>Diplodus annularis</i>	0,613		0,000	1>2=3	0,827	0,000
<i>Diplodus cervinus</i>	0,000	↑	0,051		0,146	0,000
<i>Diplodus puntazzo</i>	0,569		0,010	1<2=3	0,077	0,001
<i>Diplodus sargus</i>	0,297		0,123		0,464	0,000
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,009	↓	0,004	1=3>2	0,037	0,004
<i>Sarpa salpa</i>	0,000	↓	0,027	1=3>2	0,051	0,344
<i>Sparus aurata</i>	0,432		0,016	1<2=3	0,973	0,031
<i>Coris julis</i>	0,000	↔	0,011	1<2=3	0,104	0,000
<i>Symphodus doderleini</i>	0,159		0,007	1=2<3	0,944	0,053
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,002	↔	0,212	1<2=3	0,007	0,645
<i>Symphodus melanocercus</i>	0,089	↔	0,595		0,266	0,012
<i>Symphodus ocellatus</i>	0,201		0,016	1>2>3	0,192	0,059
<i>Symphodus roissali</i>	0,029	↔	0,000	1>2=3	0,252	0,021
<i>Symphodus rostratus</i>	0,005	↔	0,005	1>2=3	0,007	0,989
<i>Symphodus tinca</i>	0,000	↔	0,000	1>2>3	0,074	0,019
<i>Thalassoma pavo</i>	0,000	↓	0,009	1<2<3	0,009	0,025
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,066	↔	0,007	1<2=3	0,087	0,033
<i>Labrus merula</i>	0,145		0,042	1>2=3	0,019	0,950

Tabla 6 Resumen de resultados del análisis de la varianza (valores de *P*) 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 espaciales (entre sectores), así como la interacción entre ambos factores y de las variaciones espaciales a pequeña escala (Zona anidada en interacción). Se indica asimismo, tanto para las variables dependientes para las que el factor Año ha resultado significativo, como para las que esta significación es marginal ($P < 0,1$), si la tendencia ha sido al aumento (↑), a 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 (1-3).

De las 28 especies analizadas (las no pelágicas que han sido observadas en al menos 6 de los 8 años prospectados), 16 presentan diferencias significativas de abundancia entre años (Tabla X). De éstas, 3 especies –*Sciaena umbra* (Fig. 8), *Dentex dentex* y *Diplodus cervinus* muestran una tendencia significativa al aumento numérico con el tiempo a partir de la puesta en protección de la reserva marina (Tabla X).

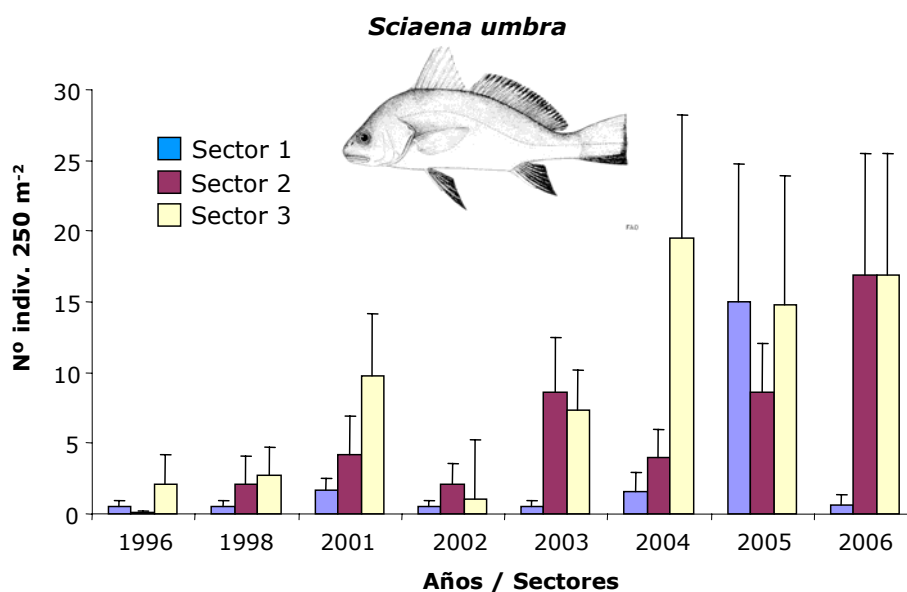


Figura 8 Variación interanual de abundancia media (\pm error típico) de corvinas (*Sciaena umbra*) a lo largo del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, distinguiéndose los tres sectores en los que se ha subdividido el área de estudio.

En cambio, 2 especies (*Sarpa salpa* y *Thalassoma pavo*) muestran una tendencia significativa a disminuir sus densidades con el tiempo (Tabla X). Finalmente, 6 especies (*Serranus cabrilla*, *S. scriba*, *Apogon imberbis*, *Coris julis*, *Symphodus roissali* y *S. tinca*), aun mostrando diferencias interanuales significativas, no muestran tendencias claras al aumento o la disminución de sus efectivos numéricos, sino fluctuaciones temporales más o menos amplias.

La mayor parte de las especies observadas han mostrado diferencias significativas entre sectores, de modo que uno u otro sector contienen todos los años un mayor número de individuos de una u otra especie. Conviene destacar que algunas de ellas de carácter comercial (caso de *Serranus cabrilla*, *Sciaena umbra*, *Dentex dentex*, *Diplodus puntazzo*, *Sparus aurata*, *Sphyræna viridensis*) son más abundantes en el Sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera), o bien este sector comparte las mayores abundancias con el Sector 2 (bajos de Piles I y II, y bajo de Dentro) frente al 1 (alrededor del cabo de Palos). Otras especies no comerciales (p. ej. *Anthias anthias*, *Thalassoma pavo* y *Coris julis*) también muestran esta distribución espacial diferencial entre sectores, con mayores abundancias en los sectores más alejados del cabo. En cambio, otra serie de especies (*Serranus scriba*, *Apogon imberbis*, *Mullus surmuletus*, *Diplodus annularis*, *D. vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Symphodus ocellatus*, *S. roissali*, *S. rostratus*, *S. tinca*, *Labrus merula*) han sido

significativamente más abundantes en el Sector 1, cerca del cabo de Palos, en los fondos que rodean el faro, que en los bajos y/o en la reserva integral.

Otras 6 especies muestran heterogeneidad numérica entre sectores y años (detectada por la significación estadística de la interacción entre ambos factores), de modo que las diferencias entre sectores (también significativas según el análisis) son de diferente naturaleza de un año a otro. Así, los meros (*Epinephelus marginatus*) muestran un aumento significativo de su abundancia sostenido con el tiempo, y además en general han sido más numerosos en los Sectores 2 (bajos) y 3 (reserva integral y bajo de Fuera), aunque las mayores abundancias han oscilado entre uno y otro sector según los años (Fig. 9).

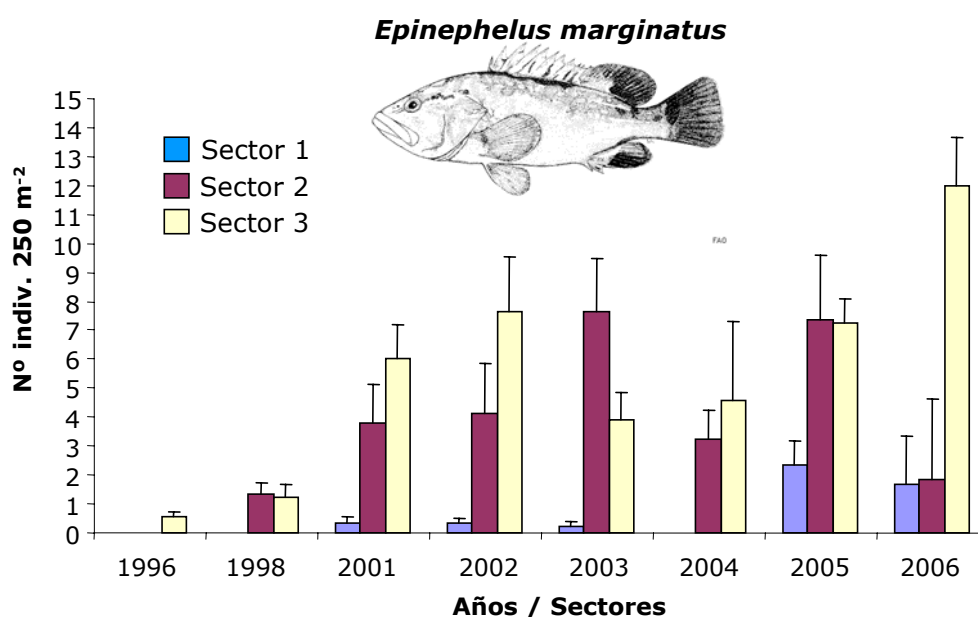


Figura 9 Variación interanual de abundancia media (\pm error típico) de meros (*Epinephelus marginatus*) a lo largo del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, distinguiéndose los tres sectores en los que se ha subdividido el área de estudio.

Otras especies (*Muraena helena*, *Symphodus mediterraneus*, *S. rostratus*) muestran esta variabilidad entre sectores y años, sin por ello evidenciar efecto alguno del paso del tiempo (desde que se instauraran las medidas de protección) sobre sus abundancias medias. Por último, se observa que la inmensa mayoría de las especies analizadas muestran variabilidad espacial entre zonas de sus abundancias medias.

Tabla 7 Valores medios (\pm error típico) de los parámetros que describen el poblamiento de peces observados cada año durante el seguimiento plurianual de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

	1996			1998		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	484,7 \pm 69,8	961,8 \pm 182,5	1407,7 \pm 158,0	699,9 \pm 165,0	1138,6 \pm 375,3	1044,3 \pm 90,1
Abundancia red.	137,2 \pm 31,3	251,7 \pm 55,4	509,8 \pm 73,6	106,7 \pm 18,8	215,8 \pm 40,4	274,7 \pm 40,4
Riqueza media	14,6 \pm 0,4	12,8 \pm 0,5	15,3 \pm 0,8	14,7 \pm 1,3	15,0 \pm 0,9	15,9 \pm 1,1
Riqueza total / sector	29	24	30	30	30	26
Riqueza total / año	40			39		

	2001			2002		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	468,8 \pm 112,1	1194,8 \pm 193,6	1345,2 \pm 187,9	590,0 \pm 121,9	1435,2 \pm 317,5	1078,1 \pm 138,6
Abundancia red.	150,3 \pm 21,2	264,0 \pm 39,9	264,8 \pm 32,6	107,6 \pm 15,3	147,4 \pm 15,5	277,3 \pm 44,3
Riqueza media	15,3 \pm 0,6	16,0 \pm 0,9	19,0 \pm 0,6	15,9 \pm 0,5	15,3 \pm 0,8	17,9 \pm 0,9
Riqueza total / sector	26	30	31	26	29	30
Riqueza total / año	35			36		

	2003			2004		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	165,8 \pm 22,6	1028,6 \pm 207,3	945,0 \pm 253,3	314,3 \pm 79,9	847,4 \pm 107,2	1159,4 \pm 198,2
Abundancia red.	88,2 \pm 9,2	214,8 \pm 38,1	202,2 \pm 24,0	109,7 \pm 14,1	244,7 \pm 59,6	557,3 \pm 118,5
Riqueza media	14,8 \pm 1,1	17,2 \pm 0,7	18,4 \pm 1,0	16,0 \pm 0,8	14,1 \pm 1,2	13,8 \pm 0,3
Riqueza total / sector	29	27	31	24	28	30
Riqueza total / año	39			36		

	2005			2006		
	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Abundancia	355,0± 102,6	1027,1± 123,1	1013,4± 134,9	485,9± 135,4	126,0± 131,3	187,0± 156,4
Abundancia red.	137,8± 43,1	210,0± 54,5	260,2± 70,0	121,2± 24,3	122,5± 2,3	129,6± 34,4
Riqueza media	16,0± 0,9	12,7± 0,9	17,7± 1,4	16,9± 0,7	15,0± 0,7	17,2± 0,5
Riqueza total / sector	29	29	31	30	23	28
Riqueza total / año	38			37		

Tabla 7 (cont.)

Tabla 8 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas cada año durante el seguimiento plurianual de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

		1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006
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
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
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					
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
	<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
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2 \pm 0,8	0,9 \pm 0,2	3,4 \pm 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
	<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
	<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
	<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
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
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>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
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
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
	<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
	<i>Diplodus annularis</i>	1,4 \pm 0,5	0,4 \pm 0,2	0,8 \pm 0,2	1,7 \pm 0,4	0,7 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2	0,9 \pm 0,3	0,9 \pm 0,7

	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<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
<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
<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
<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
<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
<i>Pagrus pagrus</i>	0,4 ± 0,4	0,7 ± 0,5			0,4 ± 0,4			
<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
<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
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,1 ± 0,1					17,9 ± 7,7	3,1 ± 1,7	3,6 ± 3,3
Centracanthidae <i>Spicara smaris</i>		37,4 ± 37,4		18,4 ± 17,6				
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
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
<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
<i>Labrus viridis</i>						0,4 ± 0,4	0,9 ± 0,5	0,4 ± 0,4
<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
<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
<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
<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
<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
<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
<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
<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
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
Mugilidae <i>Mugilidae</i>	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	
<i>Scorpaena scrofa</i>					0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,6	0,1 ± 0,9	0,4 ± 0,4

		1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006
	<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</i> sp.	37,4 ± 25,7							

3.1.3 Comparación del poblamiento de peces de la reserva marina con un área no protegida (Águilas)

3.1.3.1 Poblamiento de peces

En las 7 ocasiones prospectadas a lo largo de los últimos 10 años, se ha observado en los censos visuales un total de 63 especies de peces, pertenecientes a 25 familias. El número total de especies observado cada año (incluyendo ambas localidades) ha fluctuado entre 37 especies (en 2005) y 50 especies (en 1996). En cada localidad y año el número de especies ha oscilado entre 35-38 en Cabo de Palos – Islas Hormigas, y entre 35-41 en Águilas. Las familias que más especies han aportado al poblamiento observado en ambas localidades han sido espáridos (14 especies), lábridos (11) y serránidos (8), seguidos por escorpénidos (4), carángidos (3), hemúlidos (2) y esciénidos (2) (Tabla 10). Veintidós especies han aparecido todos los años en las dos localidades – morenas (*Muraena helena*), reyezuelos (*Apogon imberbis*), corvinas (*Sciaena umbra*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), castañuelas (*Chromis chromis*), además de 3 serránidos (*Epinephelus costae*, *Serranus cabrilla*, *S. scriba*), 7 espáridos (*Diplodus annularis*, *D. cervinus*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *Oblada melanura*, *Sarpa salpa*) y 7 lábridos (*Coris julis*, *Symphodus mediterraneus*, *S. ocellatus*, *S. roissali*, *S. rostratus*, *S. tinca*, *Thalassoma pavo*) (Tabla 10), constituyendo de este modo la fracción más conspicua y frecuente del poblamiento estudiado. Por el contrario, 8 especies han aparecido únicamente en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (*Myliobatis aquila*, *Serranus atricauda*, *Trachurus mediterraneus*, *Pseudocaranx dentex*, *Coryphaena hippurus*, *Pagrus auriga*, *Scorpaena maderensis* y *Atherina* sp.), mientras que 9 especies han sido observadas exclusivamente en el litoral aguileño (*Torpedo torpedo*, *Conger conger*, *Dicentrarchus labrax*, *Parapristipoma octolineatum*, *Umbrina cirrosa*, *Pagellus acarne*, *Spicara maena*, *Balistes capriscus* y *Mola mola*) (Tabla 10).

3.1.3.2 Variación temporal y efecto de la protección

Las diferencias interanuales de abundancia media reducida (es decir, sin contabilizar a las especies pelágicas que forman cardúmenes) por censo (considerando las dos localidades juntas) han resultado significativas (Tabla 9), aunque no muestran una tendencia congruente al aumento o la disminución con el tiempo. Este parámetro ha fluctuado entre 124 y 283 individuos 250 m⁻² en el caso de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, y 120 y 284 individuos 250 m⁻² en Águilas, de modo que no hay diferencias significativas entre localidades (Tabla 9). En el caso del número de especies medio por censo, no se han detectado diferencias significativas entre localidades o años. Sin embargo, ambos parámetros descriptivos de la comunidad íctica muestran una heterogeneidad espacial significativa entre sectores (separados miles de metros) en cada localidad, así como entre zonas (separadas cientos de metros) en cada sector (Tabla 9).

En lo que respecta a las 25 especies (no pelágicas) más frecuentes en ambas localidades, las variaciones interanuales observadas de abundancia (considerando las dos localidades juntas) no son significativas, excepto en el caso de reyezuelos (*Apogon imberbis*), salpas (*Sarpa salpa*) y fredis (*Thalassoma pavo*) que han disminuido significativamente sus efectivos, así como sargos (*Diplodus sargus*), cuyas abundancias han fluctuado sin por ello mostrar una tendencia clara al aumento o la disminución de abundancia (Tabla 9). Un total de 9 especies han resultado significativamente más abundantes en la reserva marina: morenas (*Muraena helena*), falsos abadejos (*Epinephelus costae*), meros (*E. marginatus*) (Fig. 10), tres-colas (*Anthias anthias*), corvas (*Sciaena umbra*), sargos reales (*Diplodus cervinus*), sargos picudos (*D. puntazzo*), dentones (*Dentex dentex*) y fredis (Tabla X). En cambio, otra serie de especies han sido sistemáticamente más abundantes en el litoral aguileño: serranos (*Serranus scriba*), reyezuelos (*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 9). Todas estas diferencias se ven reforzadas por el hecho de que en ningún caso ha resultada significativa la interacción entre años y localidades, lo cual indica que las diferencias entre localidades han sido consistentes con independencia del año considerado.

Epinephelus marginatus

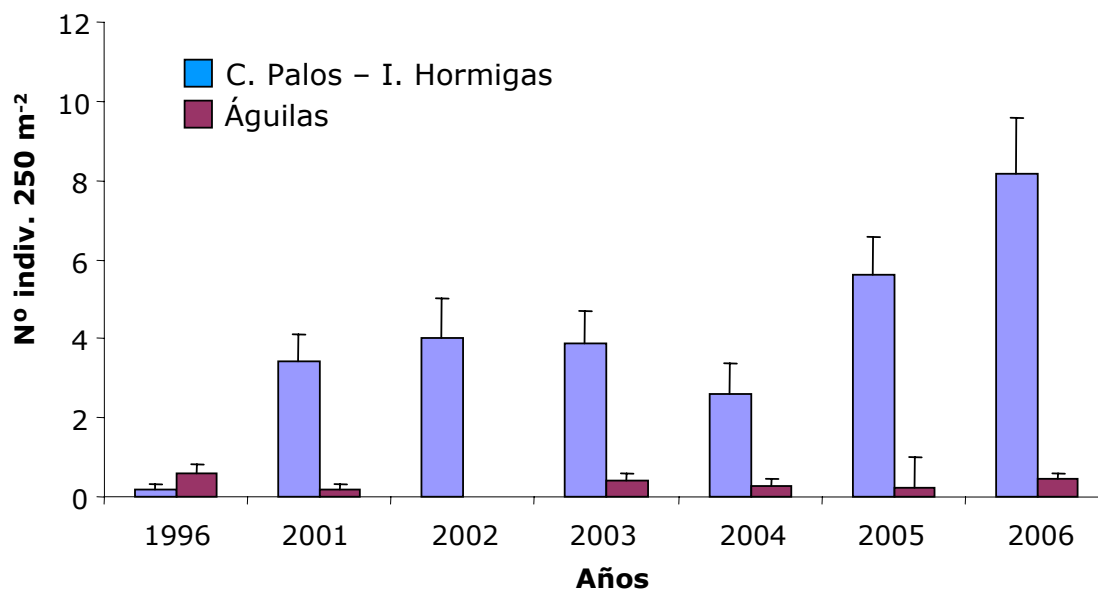


Figura 10 Variación interanual de abundancia media (\pm error típico) de meros (*Epinephelus marginatus*) a lo largo del seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas y la localidad control (litoral de Águilas).

Tabla 9 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

Tabla 10 Abundancia media (\pm error típico) de las especies observadas cada año durante el seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y de la localidad control (litoral de Águilas)

	1996		2001		2002		2003	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>T. torpedo</i>						0,04 \pm 0,04		
<i>M. aquila</i>			0,2 \pm 0,2				0,04 \pm 0,04	
<i>E. encrasicolus</i>		23,8 \pm 23,8		61,6 \pm 35,4	37 \pm 25,7	11,7 \pm 11,7		42,3 \pm 29,6
<i>M. helena</i>	0,8 \pm 0,3	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	2,1 \pm 0,5	0,2 \pm 0,1
<i>C. conger</i>						0,04 \pm 0,04		
<i>P. phycis</i>	0,04 \pm 0,04	0,04 \pm 0,04	0,1 \pm 0,1					
<i>A. anthias</i>	65,1 \pm 19,5	18,7 \pm 16,5	22,1 \pm 7,0	3,8 \pm 3,6	11,3 \pm 3,8	3,7 \pm 1,7	44,7 \pm 15,6	2,2 \pm 2,1
<i>E. costae</i>	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	1,0 \pm 0,6	0,3 \pm 0,1	0,9 \pm 0,3	0,4 \pm 0,2
<i>E. marginatus</i>	0,2 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	3,4 \pm 0,7	0,2 \pm 0,1	4,0 \pm 1,0		3,9 \pm 0,8	0,4 \pm 0,2
<i>E. caninus</i>		0,1 \pm 0,1			0,1 0,1	0,04 \pm 0,04		
<i>M. rubra</i>		0,04 \pm 0,04	0,1 \pm 0,1				0,3 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1
<i>S. atricauda</i>			0,04 \pm 0,04				0,04 \pm 0,04	
<i>S. cabrilla</i>	2,3 \pm 0,3	1,3 \pm 0,3	1,9 \pm 0,4	0,5 \pm 0,1	1,4 \pm 0,3	0,7 \pm 0,2	1,6 \pm 0,4	0,5 \pm 0,1
<i>S. scriba</i>	1,2 \pm 0,2	3,9 \pm 0,4	2,1 \pm 0,4	3,9 \pm 0,5	2,5 \pm 0,5	3,2 \pm 0,4	2,2 \pm 0,3	4,9 \pm 0,5
<i>D. labrax</i>						0,1 \pm 0,1		
<i>A. imberbis</i>	8,2 \pm 2,3	68,7 \pm 24,5	15,1 \pm 4,3	67,5 \pm 18,7	7,9 \pm 1,4	44,3 \pm 16,9	4,9 \pm 1,3	19,1 \pm 10,1
<i>S. dumerilii</i>		2,9 \pm 1,3		0,3 \pm 0,3	7,1 \pm 5,4	9,4 \pm 4,6		8,6 \pm 4,1
<i>T. mediterraneus</i>	0,3 \pm 0,3							
<i>P. dentex</i>							0,2 \pm 0,1	
<i>C. hippurus</i>	0,04 \pm 0,04							
<i>P. octolineatum</i>		0,3 \pm 0,2		1,4 \pm 1,4		0,7 \pm 0,7		
<i>P. incisus</i>	0,04 \pm 0,04					0,4 \pm 0,3		0,1 \pm 0,1
<i>S. umbra</i>	0,9 \pm 0,7	0,9 \pm 0,5	5,2 \pm 1,7	1,3 \pm 0,6	4,2 \pm 1,7	1,8 \pm 1,0	5,5 \pm 1,7	1,3 \pm 0,6
<i>U. cirrosa</i>								0,04 \pm 0,04
<i>M. surmuletus</i>	0,5 \pm 0,2	4,3 \pm 1,1	0,6 \pm 0,2	1,8 \pm 0,6	0,6 \pm 0,2	3,9 \pm 1,2	0,2 \pm 0,1	1,9 \pm 0,7
<i>B. boops</i>	13,1 13,1	86,4 32,4		44,9 \pm 20,4	190,6 \pm 82,4	26,3 \pm 11,5		24,2 \pm 9,8

	1996		2001		2002		2003	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>D. dentex</i>	2,9 ± 1,7	0,1 ± 0,1	5,8 ± 4,4		2 ± 0,7	0,3 ± 0,1	1,7 ± 0,6	
<i>D. annularis</i>	1,4 ± 0,5	5 ± 1,5	0,8 ± 0,2	10,2 ± 4,3	1,1 ± 0,4	7,5 ± 1,6	0,7 ± 0,2	6,2 ± 1,3
<i>D. cervinus</i>	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1	2 ± 0,5	0,3 ± 0,2
<i>D. puntazzo</i>	3,5 ± 0,8	3,2 ± 2,1	5,4 ± 1,9	0,8 ± 0,2	4,5 ± 0,8	1,6 ± 0,5	2,7 ± 0,7	1,3 ± 0,4
<i>D. sargus</i>	9,5 ± 3,6	14 ± 5,3	12,3 ± 3,7	21,1 ± 4,5	12,4 ± 1,7	24,4 ± 5,2	8,2 ± 1,3	11 ± 3,2
<i>D. vulgaris</i>	25 ± 4,7	25,4 ± 6,5	32 ± 9,5	49,7 ± 8,0	15,1 ± 3,3	38,3 ± 6,7	12,2 ± 3,0	27,6 ± 5,5
<i>O. melanura</i>	33,3 ± 13,5	75,8 ± 26,2	5,7 ± 2,7	9,8 ± 2,6	4,7 ± 2	10,3 ± 4,2	0,9 ± 0,8	13,3 ± 4,5
<i>P. acarne</i>		1,7 ± 1,7						
<i>P. pagrus</i>	0,04 ± 0,04	1 ± 0,7		0,04 ± 0,04			0,04 ± 0,04	
<i>P. auriga</i>							0,1 ± 0,1	
<i>S. salpa</i>	37,7 ± 11,1	35,5 ± 9,5	37,6 ± 7,8	47 ± 10,6	43,4 ± 10,5	61 ± 8,9	11,3 ± 3,8	33,2 ± 7,1
<i>S. aurata</i>	0,04 ± 0,04		0,3 ± 0,2		0,1 ± 0,1	1,4 ± 1,4	0,3 ± 0,1	
<i>S. cantharus</i>	0,1 ± 0,1							
<i>S. maena</i>		53 ± 33,8						2,9 ± 2,9
<i>S. smaris</i>		1,5 ± 1,4			18,4 ± 17,0			
<i>C. chromis</i>	527,7 ± 89,2	411,1 ± 61,3	748 ± 108,6	306,9 ± 57,9	571,8 ± 73,4	569,9 ± 89,0	470,4 ± 105,2	338,1 ± 61,0
<i>C. julis</i>	32,7 ± 7,7	39,2 ± 12,3	46,1 ± 10,3	16,6 ± 2,8	9,9 ± 2,2	18,6 ± 2,2	57 ± 13,3	22,1 ± 3,6
<i>L. merula</i>	0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1
<i>L. viridis</i>						0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1
<i>S. doderleini</i>		0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1
<i>S. mediterraneus</i>	0,5 ± 0,2	1,1 ± 0,3	1,2 ± 0,3	0,8 ± 0,2	1,2 ± 0,2	1 ± 0,2	2 ± 0,4	1 ± 0,3
<i>S. melanorcercus</i>		0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,3				0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
<i>S. ocellatus</i>	2,6 ± 0,9	7 ± 2,3	13,7 ± 7,5	0,6 ± 0,2	2,4 ± 0,7	5,2 ± 3,3	4,8 ± 1,1	3,6 ± 0,7
<i>S. roissali</i>	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,2	1,1 ± 0,3	0,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,2
<i>S. rostratus</i>	0,1 ± 0,1	1,1 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,1
<i>S. tinca</i>	2,6 ± 0,5	9 ± 1,5	10 ± 1,6	6,9 ± 0,6	3,3 ± 0,7	6,2 ± 0,8	2,1 ± 0,6	5,3 ± 0,7
<i>T. pavo</i>	99,1 ± 25,9	22 ± 3,4	28,9 ± 5,9	51,3 ± 7,8	58,2 ± 17,2	20,7 ± 3,3	47,9 ± 9,8	19,1 ± 3,7
<i>S. cretense</i>				0,4 ± 0,2				
<i>S. sphyraena</i>	40,3 ± 21,8		0,3 ± 0,3		15,9 ± 8,6		21 ± 6,6	0,04 ± 0,04
Mugilidae	0,9 ± 0,7	0,7 ± 0,7	0,4 ± 0,4	0,7 ± 0,7		0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,1
<i>S. maderensis</i>								

	1996		2001		2002		2003	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>S. porcus</i>	0,7 ± 0,7			0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1
<i>S. scrofa</i>		0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1		0,3 ± 0,1	0,04 ± 0,04
<i>S. notata</i>							0,1 ± 0,1	
<i>B. capriscus</i>		0,1 ± 0,1						
<i>Atherina sp.</i>	37 ± 25,7							
<i>Mola mola</i>								

Tabla 10 (cont.)

	2004		2005		2006	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>T. torpedo</i>						
<i>M. aquila</i>	0,4 ± 0,2		0,5 ± 0,2		0,2 ± 1,0	
<i>E. encrasicolus</i>		28,7 ± 16,8				17,6 ± 12,9
<i>M. helena</i>	0,5 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,7	0,7 ± 0,5	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,1
<i>C. conger</i>						
<i>P. phycis</i>						0,4 ± 0,4
<i>A. anthias</i>	20,2 ± 7,9		25,3 ± 9,3	1,5 ± 1,3	1,7 ± 0,8	3,8 ± 1,6
<i>E. costae</i>	0,7 ± 0,2	0,3 ± 0,1	1,6 ± 0,8	0,8 ± 0,2	1,8 ± 0,8	0,2 ± 0,9
<i>E. marginatus</i>	2,6 ± 0,8	0,3 ± 0,2	5,6 ± 0,9	0,2 ± 0,8	8,2 ± 1,4	0,5 ± 0,1
<i>E. caninus</i>						
<i>M. rubra</i>	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,1	1,9 ± 0,8		1,8 ± 0,5	
<i>S. atricauda</i>						
<i>S. cabrilla</i>	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,5 ± 0,2	1,2 ± 0,2	0,4 ± 0,1
<i>S. scriba</i>	1,4 ± 0,3	5,1 ± 0,5	1,4 ± 0,3	4,0 ± 0,4	1,9 ± 0,3	4,7 ± 0,5
<i>D. labrax</i>		0,04 ± 0,04				0,6 ± 0,5
<i>A. imberbis</i>	2,9 ± 0,9	22,9 ± 5,9	1,6 ± 0,7	19,8 ± 7,4	1,0 ± 0,5	7,7 ± 2,8
<i>S. dumerilii</i>		6,4 ± 3,7	0,2 ± 0,1			0,6 ± 0,5
<i>T. mediterraneus</i>						
<i>P. dentex</i>					0,8 ± 0,5	

	2004		2005		2006	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>C. hippurus</i>						
<i>P. octolineatum</i>		0,2 ± 0,2		0,8 ± 0,6		0,6 ± 0,4
<i>P. incisus</i>		0,2 ± 0,2				
<i>S. umbra</i>	8,4 ± 3,3	2,8 ± 0,7	12,8 ± 4,5	2,9 ± 0,8	5,9 ± 3,2	2,4 ± 1,5
<i>U. cirrosa</i>						
<i>M. surmuletus</i>	0,2 ± 0,1	0,6 ± 0,1	0,3 ± 0,1	3,0 ± 1,3	0,4 ± 0,2	3,2 ± 0,6
<i>B. boops</i>		1,4 ± 1,4	11,9 ± 46,7	92,7 ± 35,7	443,8 ± 78,0	121,9 ± 30,0
<i>D. dentex</i>	5,3 ± 2,6	0,3 ± 0,2	2,3 ± 0,5	0,2 ± 0,1	7,4 ± 2,8	
<i>D. annularis</i>	0,5 ± 0,2	3,4 ± 0,7	0,9 ± 0,3	7,9 ± 1,9	0,9 ± 0,7	5,2 ± 1,1
<i>D. cervinus</i>	0,8 ± 0,2	0,2 ± 0,1	1,3 ± 0,4	0,4 ± 0,2	1,7 ± 0,3	0,7 ± 0,2
<i>D. puntazzo</i>	2,6 ± 0,7	1,1 ± 0,3	2,5 ± 0,8	1,2 ± 0,3	3,6 ± 0,6	0,7 ± 0,2
<i>D. sargus</i>	7,6 ± 1,7	10,8 ± 2,4	5,0 ± 1,8	9,7 ± 1,5	1,3 ± 2,1	9,7 ± 1,8
<i>D. vulgaris</i>	18,4 ± 4,6	38,6 ± 9,0	38,4 ± 13,8	37,3 ± 9,4	24,7 ± 9,0	37,6 ± 5,4
<i>O. melanura</i>	11,4 ± 7,5	13,9 ± 6,3	4,1 ± 2,3	19,8 ± 13,2	2,7 ± 0,8	3,4 ± 1,2
<i>P. acarne</i>						
<i>P. pagrus</i>				0,1 ± 0,9		0,4 ± 0,4
<i>P. auriga</i>						
<i>S. salpa</i>	14,9 ± 5,5	53,8 ± 12,3	8,3 ± 3,4	25,8 ± 4,8	5,9 ± 2,6	2,7 ± 6,7
<i>S. aurata</i>	0,4 ± 0,1		0,7 ± 0,4		0,1 ± 0,6	
<i>S. cantharus</i>	17,9 ± 7,7	0,04 ± 0,04	3,1 ± 1,7	0,9 ± 0,5	3,6 ± 3,3	0,1 ± 0,6
<i>S. maena</i>				0,3 ± 0,3		11,0 ± 7,3
<i>S. smaris</i>		0,7 ± 0,7				0,4 ± 0,4
<i>C. chromis</i>	443,7 ± 62,2	290,5 ± 54,2	441,9 ± 7,3	254,6 ± 55,9	323,2 ± 61,6	99,7 ± 34,6
<i>C. julis</i>	152,4 ± 45	14,6 ± 1,9	88,6 ± 31,8	13,4 ± 3,0	19,5 ± 4,8	11,5 ± 1,8
<i>L. merula</i>	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,6	0,6 ± 0,5	0,4 ± 0,3	0,2 ± 0,9
<i>L. viridis</i>	0,04 ± 0,04		0,9 ± 0,5		0,4 ± 0,4	0,9 ± 0,5
<i>S. dodderleini</i>	0,04 ± 0,04	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,6	0,5 ± 0,1	0,2 ± 0,8	0,3 ± 0,9
<i>S. mediterraneus</i>	0,9 ± 0,2	1,9 ± 0,3	1,4 ± 0,3	1,8 ± 0,4	1,4 ± 0,2	1,7 ± 0,3
<i>S. melanorcercus</i>	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04	0,7 ± 0,4		0,1 ± 0,7	0,1 ± 0,9
<i>S. ocellatus</i>	6 ± 2,4	1,8 ± 0,6	4,0 ± 1,2	4,9 ± 1,5	6,2 ± 2,3	1,4 ± 0,3
<i>S. roissali</i>	0,6 ± 0,2	0,1 ± 0,1	0,2 ± 0,8	0,4 ± 0,1	0,2 ± 1,0	0,5 ± 0,2

	2004		2005		2006	
	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS	C. PALOS	AGUILAS
<i>S. rostratus</i>	0,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,9	0,7 ± 0,2	0,2 ± 0,9	1,3 ± 0,2
<i>S. tinca</i>	4,4 ± 0,9	5,9 ± 0,7	3,6 ± 1,0	5,5 ± 0,7	3,0 ± 0,7	4,4 ± 0,8
<i>T. pavo</i>	32,4 ± 9,0	13,8 ± 3,6	16,5 ± 4,3	4,4 ± 0,6	12,4 ± 4,6	3,6 ± 0,8
<i>S. cretense</i>	14,8 ± 7,3	0,3 ± 0,3		0,4 ± 0,4		0,1 ± 0,8
<i>S. sphyraena</i>		0,1 ± 0,1	21,3 ± 12,7		3,2 ± 1,5	0,4 ± 0,3
Mugilidae				0,1 ± 0,1		0,9 ± 0,5
<i>S. maderensis</i>			0,6 ± 0,5			
<i>S. porcus</i>	0,1 ± 0,1	0,04 ± 0,04				
<i>S. scrofa</i>			0,1 ± 0,9		0,4 ± 0,4	
<i>S. notata</i>				0,7 ± 0,5		
<i>B. capriscus</i>						
<i>Atherina sp.</i>						
<i>Mola mola</i>						0,4 ± 0,4

3.2 ESTUDIO DEL IMPACTO DEL SUBMARINISMO EN LA RESERVA MARINA

3.2.1 Muestreos de visu

3.2.1.1 Variaciones espacio-temporales en las comunidades de algas e invertebrados en la franja infralitoral

Para el seguimiento de la comunidad de algas e invertebrados de la franja infralitoral superior se han utilizado las especies que mayor detectabilidad de impacto presentaron en los anteriores años de estudio, así como la cobertura algal diferenciada en morfotipos para facilitar su identificación *in situ*. Los resultados de los análisis estadísticos se muestran en la Tabla 3.

Las algas arbóreas, y en general los cuatro morfotipos estudiados (Fig. 11) han mostrado un alto nivel de heterogeneidad espacial, es decir el porcentaje ocupado por cada uno de los diferentes niveles morfométricos establecidos *a priori* depende en gran magnitud de qué localidad estemos considerando, de manera que la detectabilidad y abundancia de cada estrato puede variar de una localidad a otra de manera natural. Los resultados obtenidos, a pesar de esta gran variabilidad, presentan el mismo esquema de distribución y aproximadamente los mismos porcentajes de ocupación obtenidos durante el año 2005. Sin embargo, sí que se producen cambios en las especies, de modo que al alga parda *Dyctiopteris membranacea*, que integraba casi monoespecíficamente este grupo, se ha añadido en el presente año un aumento del porcentaje de cobertura formado por otras especies como *Asparagopsis armata*. El análisis estadístico muestra diferencias significativas para la interacción entre los factores *Año* e *Intensidad de Buceo* ($P < 0,05$), debido a un aumento del porcentaje de ocupación en la reserva integral principalmente.

El caso del morfotipo erecto es parecido al descrito para las algas de morfotipo arbóreo, las medias de abundancia que encontramos en los dos últimos años son similares tanto espacial como temporalmente. Es decir, encontramos repetidos los patrones de aparición en los dos años, produciéndose un leve aumento tras la temporada de verano en la reserva integral y el patrón opuesto en la reserva parcial. El análisis de datos muestra una diferencia entre años ($P < 0,01$), debida a una disminución de este grupo a favor de un aumento del porcentaje ocupado por el morfotipo arbóreo.

La detectabilidad de las algas cespitosas e incrustantes, ambas censadas en menor proporción que las dos anteriores, se encuentra condicionada enormemente por la presencia tanto del morfotipo arbóreo como erecto. Esta condición junto a la variabilidad natural propia de la comunidad de algas fotófilas infralitorales no permiten detectar cambios, de manera robusta, achacables a la práctica del buceo deportivo. No obstante, sí se ha detectado mayor grosor en las colonias de algas incrustantes (*Lithophyllum* sp., *Mesophyllum alternans*, *Peyssonnelia* sp.) de la reserva integral frente a las zonas frecuentadas por buceadores (*obs. pers.*) donde

las colonias presentan un mayor porcentaje de rotura, probablemente debido al paso continuado de buceadores y la mayor fragilidad de estas especies al contacto directo.

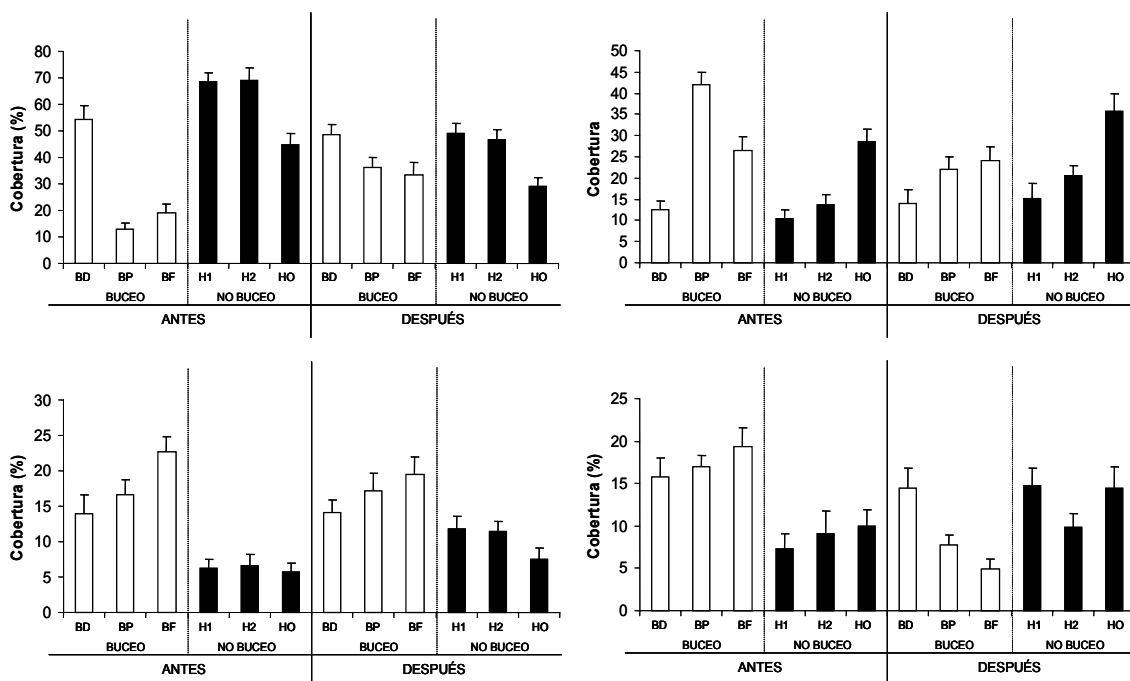


Figura 11 Valores medios de los porcentajes de cobertura algal para los cuatro morfotipos algales establecidos en el estudio de seguimiento de las comunidades bentónicas. Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. Los cuatro morfotipos estudiados son: algas arbóreas (esquina superior izquierda), algas erectas (esquina superior derecha), algas cespitosas (esquina inferior izquierda) y algas incrustantes (esquina inferior derecha).

Las esponjas *Hymeniacidon sanguinea* (esponja roja), *Dysidea fragilis* (esponja azul) y *Spirastrella cunctatrix* (Fig. 12) muestran diferencias significativas para el factor *Intensidad de buceo* (Buceo vs. No Buceo) o la interacción de éste con el factor *Año*. Analizando cada una de ellas observamos que la evolución temporal de la esponja roja no muestra una distribución estable por localidades o una tendencia clara durante el periodo de estudio, lo cual parece estar más condicionado por el azar del muestreo y su baja detectabilidad que en factores antrópicos. Por el contrario, tanto la esponja azul (*D. fragilis*) como *S. cunctatrix* muestran, incluso presentando baja detectabilidad, una tendencia interanual al aumento del porcentaje de cobertura ocupado especialmente en el interior de la reserva integral. Esta situación se ve reflejada en la interacción de los factores *Año* e *Intensidad de Buceo* con un nivel alto de significación para *S. cunctatrix* ($P < 0,01$) y marginalmente significativo ($P < 0,1$) para *D. fragilis*.

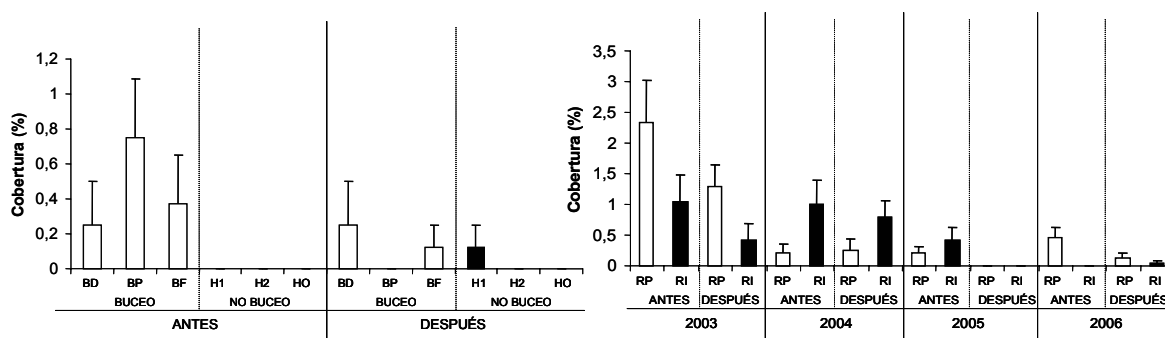


Figura 12 Porcentaje de cobertura ocupado por *Hymeniacion sanguinea* durante el año 2006 (izquierda) y durante todo el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

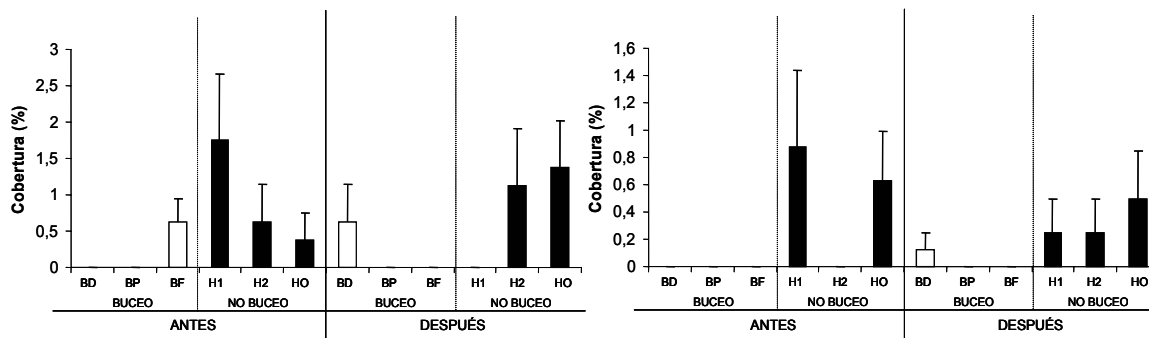


Figura 13 Porcentaje de cobertura ocupado por *Spirastrella cunctatrix* (izquierda) y *Dysidea fragilis* (derecha) durante el año 2006. Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón.

Dentro del grupo de las ascidias, *Clavelina dellavallei* y *Pseudodistoma cynusense* han mostrado una marcada distribución espacial. El número de individuos detectados de ambas especies durante el periodo de estudio ha sido más elevado en la reserva parcial, es decir en las localidades frecuentadas por buceadores (Fig. 14).

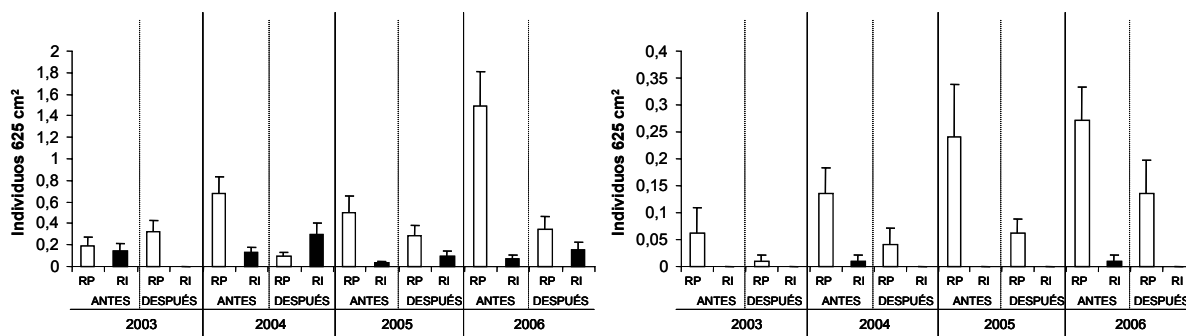


Figura 14 Número de colonias de las ascidias *Clavelina dellavallei* (izquierda) y *Pseudodistoma cyrnusense* (derecha) censadas durante el periodo de estudio. Las barras blancas (RP: reserva parcial) muestran la media (\pm et) de las localidades frecuentadas por buceadores, las barras negras (RI: reserva integral) muestran la media (\pm et) de los tres puntos control en la reserva integral

P. cyrnusense es una especie poco común, se puede presentar de dos formas diferentes según a la profundidad a la que se encuentre, así en aguas más someras (sometidas a estudio) presenta formas globosas y de pocos centímetros de diámetro, mientras que si lo hace en aguas más profundas tendrá forma cónica, pedunculada y de hasta 15 cm de altura. Su abundancia ha sido menor a la que presenta *C. dellavallei*, causa por la cual no se han detectado diferencias entre la reserva parcial y la reserva integral a pesar de detectar prácticamente todas las colonias en las localidades frecuentadas por buceadores. En el caso de *C. dellavallei* sí detectamos diferencias en el análisis estadístico para el factor *Intensidad de Buceo* (reserva parcial vs. reserva integral). Las diferencias de abundancia entre antes y después de la temporada de verano (Fig. 14), al igual que lo detectado en años anteriores, ponen en evidencia una situación inicial en la que la abundancia es mayor en las localidades frecuentadas por buceadores y una fuerte disminución tras la temporada de verano.

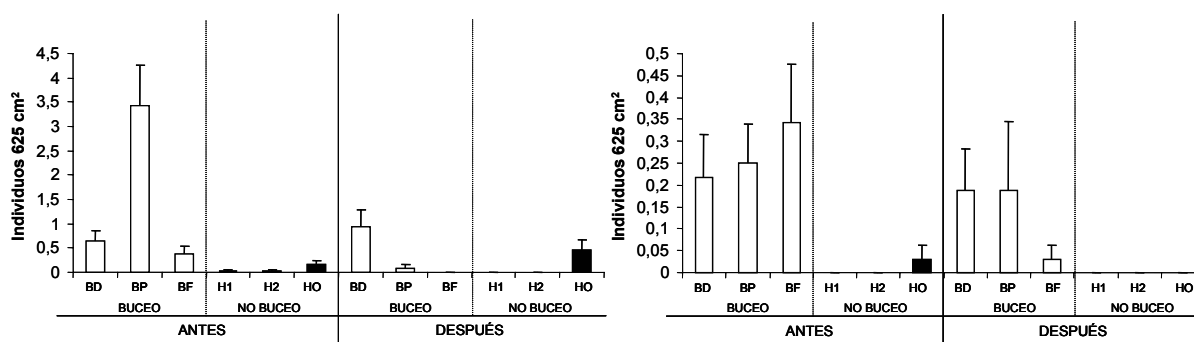


Figura 15 Porcentaje de cobertura ocupado por *Clavelina dellavallei* (izquierda) y *Pseudodistoma cyrnusense* (derecha) durante el año 2006. Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón.

El briozoo *Myriapora truncata* (Fig. 16) posee una estructura colonial, robusta e irregularmente ramificada. Esta especie ha mostrado mayor frecuencia de aparición en las zonas vetadas a submarinistas y en la localidad del bajo de Fuera (menor número de visitantes por año). Es precisamente su morfología y fragilidad la que hace a esta especie más sensible a roturas de ramas por contacto directo de los buceadores autónomos. Las colonias de esta especie presentes en la reserva integral, al igual que lo descrito para las algas incrustantes, presentan mayor grado de madurez (mayor tamaño, número de ramificaciones, etc.) que las observadas en las zonas frecuentadas por buceadores, donde en numerosas ocasiones se han detectado ramas rotas o necrotizadas (*obs. pers.*). El análisis estadístico muestra un efecto marginal ($P < 0,1$) de la interacción entre los factores *Año* e *Intensidad de Buceo* marcada por un alto nivel de heterogeneidad espacial.

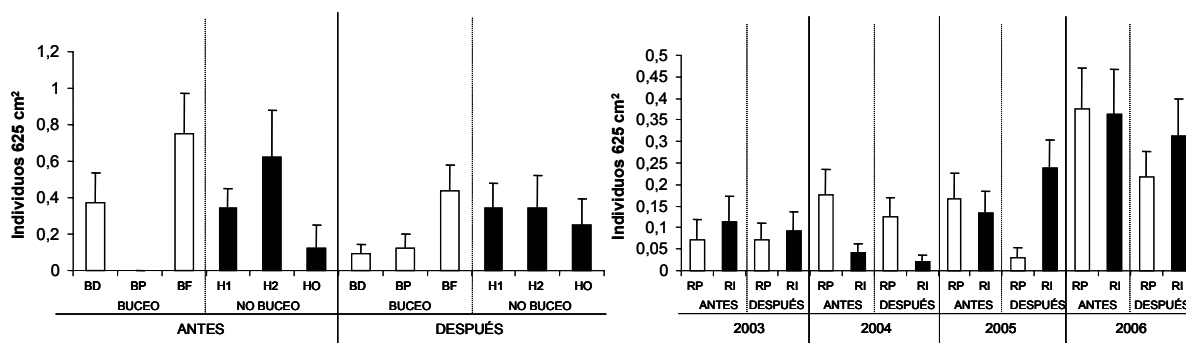


Figura 16 Número de colonias del briozoo *Myriapora truncata* durante el año 2006 (izquierda) y durante todo el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

Con todo lo descrito anteriormente, el porcentaje de fondo desnudo ha aumentado tras la temporada de verano tanto en la reserva parcial como en la reserva integral, causa de la detección en el análisis de una interacción significativa entre los factores *Año* y *Periodo* ($P < 0,05$). El aumento del porcentaje de fondo desnudo ha sido más acusado en la reserva parcial pasando de una media del 3,3 hasta 7,7, mientras que el aumento en la reserva integral ha pasado de 2,7 a 5,9. El porcentaje de fondo desnudo detectado durante el año 2006 ha sido inferior que el detectado durante los años 2004 y 2005 (Fig. 17).

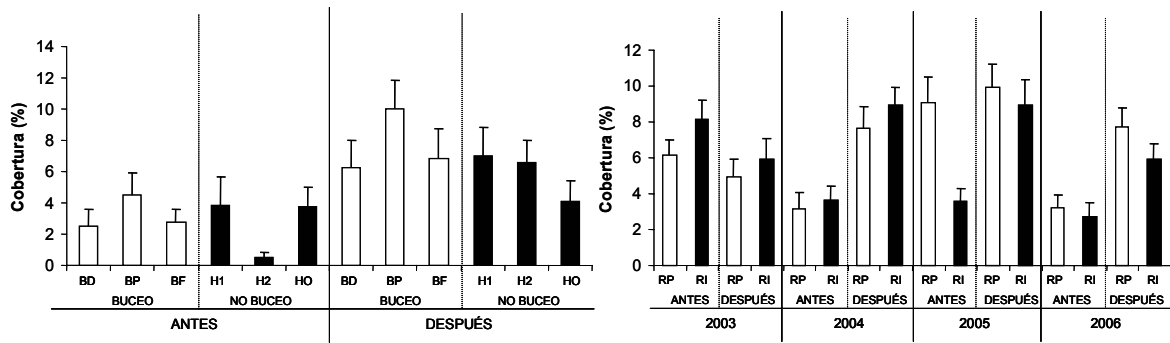


Figura 17 Porcentaje de cobertura desprovista de vegetación e invertebrados durante el año 2006 (izquierda) y durante el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

Tabla 11 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza ANOVA aplicados a las variables medidas en los cuadrados (área de estudio 25x25cm²). Véase el texto para el significado de las siglas (***) $P < 0,001$; (**) $P < 0,01$; (*) $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: Arb – Algas de morfotipo arbóreo; Ere – Algas de morfotipo erecto; Ces – Algas de morfotipo cespitoso; Inc – Algas de morfotipo incrustante; Tot y Sinveg – porcentajes de cobertura total y desnuda respectivamente; Hyme – *Hymeniacidon sanguinea*; Pcru – *Pseudodistoma crucigaster* (var. negra); Dysi – *Dysidea fragilis*; Irci – *Ircinia* sp; Chon – *Chondrosia reniformes*; Spir – *Spirastrella cunctatrix*; Pliv – *Paracentrotus lividus*; Alix – *Arbacia lixula*; Ocul – *Oculina patagonica*; Clav – *Clavelina dellavallei*; Pcyr – *Pseudodistoma cyrnusense*; Mt – *Myriapora truncata*.

25x25	Arb	Ere	Ces	Inc	Tot	Sinveg	Hyme	Pcru	Dysi	Irci	Chon	Spir	Pliv	Alix	Ocul	Clav	Pcyr	Mt
A	***	**	**	***			*		*			***		**	(*)		**	*
D			**		*	**												
B									**			*	*	(*)		*		
AD					*	*				(*)	(*)							
AB	*			(*)			(*)		(*)			**						(*)
DB																		
ADB	(*)			*												(*)		
L(B)	***	***	***		***	***	***	***		***				(*)	***	**	***	***
AL(B)	***	***	***	(*)	***	***		***		***			**		*	**	***	*
DL(B)	***	***	*	**				***		(*)		**			**	**	**	
ADL(B)	**	**	***	***	*	**		**	(*)	(*)		***	**	(*)		**		*

En lo que concierne a los resultados del estudio del número de individuos (o colonias) de invertebrados a escala 1x1m², *a priori* se observan importantes diferencias entre las zonas frecuentadas por buceadores y la reserva integral, diferencias que dependiendo de la especie pueden ser de origen bien distinto. Los resultados de los análisis estadísticos a escala 1x1 m² se muestran en la Tabla 12.

Los equinodermos *Paracentrotus lividus* (erizo comestible) y *Arbacia lixula* (erizo negro) son más abundantes en la reserva parcial frente a la reserva integral. Aunque estadísticamente, sólo el erizo comestible presenta diferencias realmente significativas, un análisis visual de las gráficas resultantes de la abundancia de estas especies muestra una clara tendencia de ambas especies a presentar mayor número de individuos en la reserva parcial (Fig. 18).

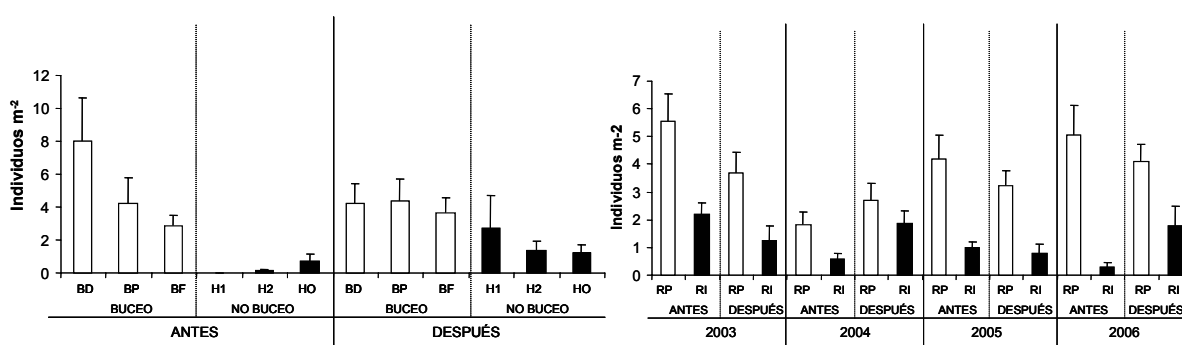


Figura 18 Valores medios y desviación estándar de la densidad del equinodermo *Paracentrotus lividus* (erizo comestible) para el año 2006 (izquierda) y durante el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

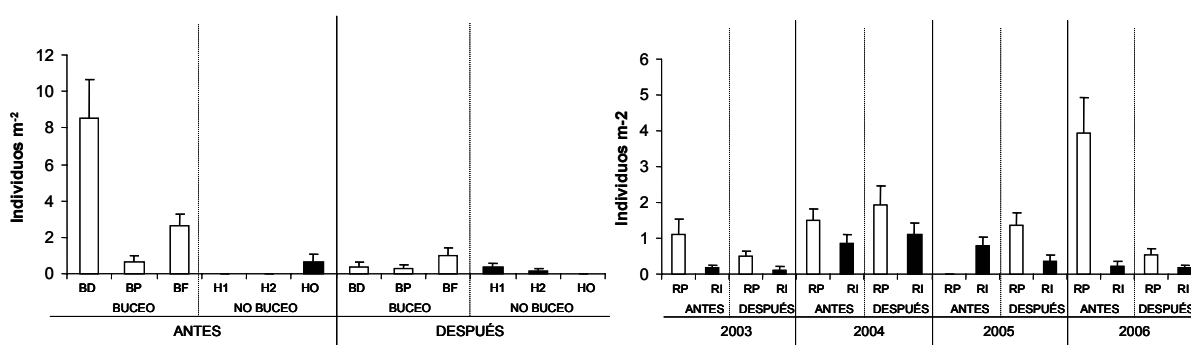


Figura 19 Valores medios y desviación estándar de la densidad del equinodermo *Arbacia lixula* (erizo negro) para el año 2006 (izquierda) y durante el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

A diferencia de lo observado durante el año 2005, el bajo de Dentro (de mayor frecuentación por buceadores) ha vuelto a mostrar una densidad media de individuos, tanto para *P. lividus* como para *A. lixula*, mucho más elevada que el resto de localidades de la reserva parcial (y de toda la reserva integral), especialmente antes de la temporada de verano.

Se han censado a escala 1x1m² varias de las especies de invertebrados medidas en el estudio de porcentajes de cobertura. La ascidia *Clavelina dellavallei* presenta abundancias similares en ambas escalas de estudio (Fig. 20).

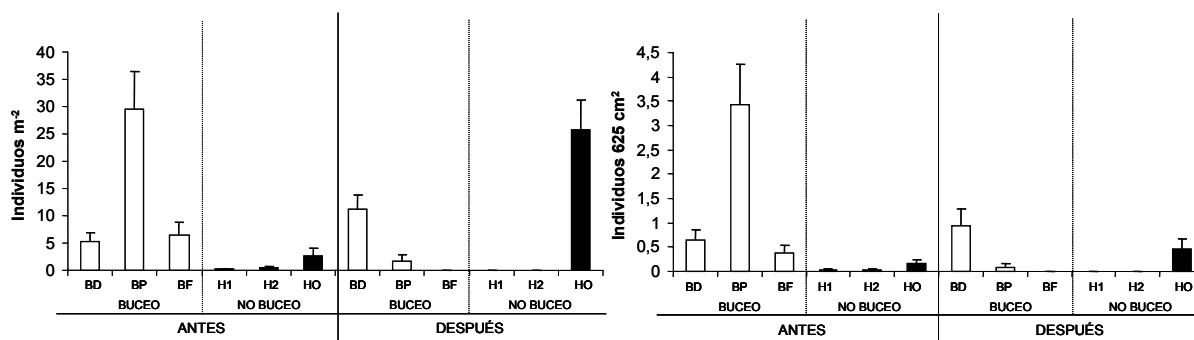


Figura 20 Valores medios y desviación estándar de la densidad de la ascidia *Clavelina dellavallei* censada a diferentes escalas. Izquierda, censos visuales con unidad muestral de 1m²; Derecha, censos visuales con unidad muestral 25cm²

Sin embargo, la otra ascidia, *Pseudodistoma cyrnusense*, ha mostrado en el censo a escala 1 m² una abundancia muy elevada respecto a los datos históricos del periodo de seguimiento de la reserva marina. Así, se pasa de una abundancia de 0,3 indiv. m⁻² durante los tres primeros años de estudio a una abundancia de 3 indiv. m⁻² en el año 2006 en la reserva parcial (Fig. 21). Sin embargo, el patrón general se repite, consistente en una mayor abundancia en el censo previo a la temporada estival y un descenso tras la temporada de mayor frecuentación de buceadores. El patrón resultante en la reserva integral no es comparable ya que el número de individuos censado ha sido mucho menor.

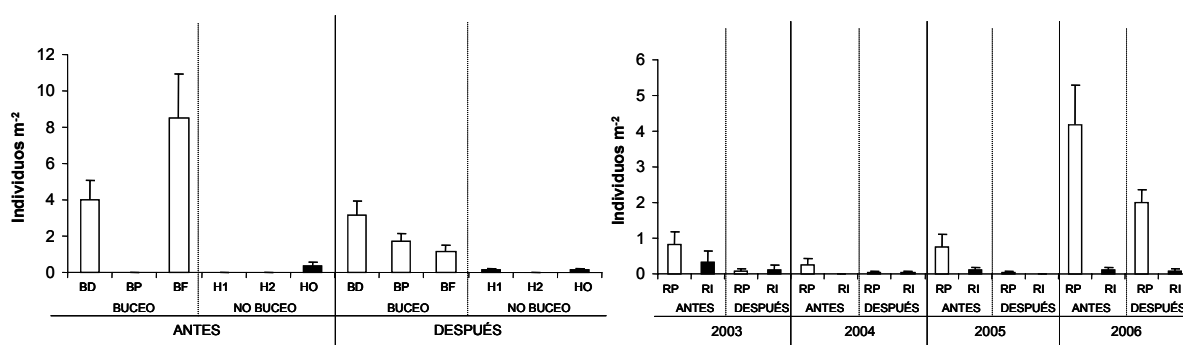


Figura 21 Valores medios y desviación estándar de la densidad de la ascidia *Pseudodistoma cyrnusense* (área de estudio 1 m²) para el año 2006 (izquierda) y durante todo el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

Podemos diferenciar las esponjas censadas a escala de 1 m² según su abundancia en las localidades con diferente intensidad de buceo. Así, las esponjas *Ircinia* sp., *Dysidea fragilis* e *Hymeniacion sanguinea* muestran una mayor abundancia y mayor crecimiento en las zonas vetadas a submarinistas. Observamos como según la especie se corroboran o contradicen los datos obtenidos a escala 625 cm². *Ircinia* sp. y *D. fragilis* (Fig. 22 y 23) muestran anualmente una mayor presencia en las localidades de la reserva integral. *Ircinia* sp. es abundante en las tres localidades de la reserva integral, sin embargo en la reserva parcial es en el bajo de Piles donde encontramos mayor abundancia de este organismo, distribución similar a la detectada a escala de 625 cm². *D. fragilis* muestra una clara diferencia de abundancia entre años y grado de protección, demostrado estadísticamente por un nivel alto de significación para la interacción de los factores Año e Intensidad de Buceo ($P < 0,001$), tendencia también detectada en el censo realizado a escala de 625 cm².

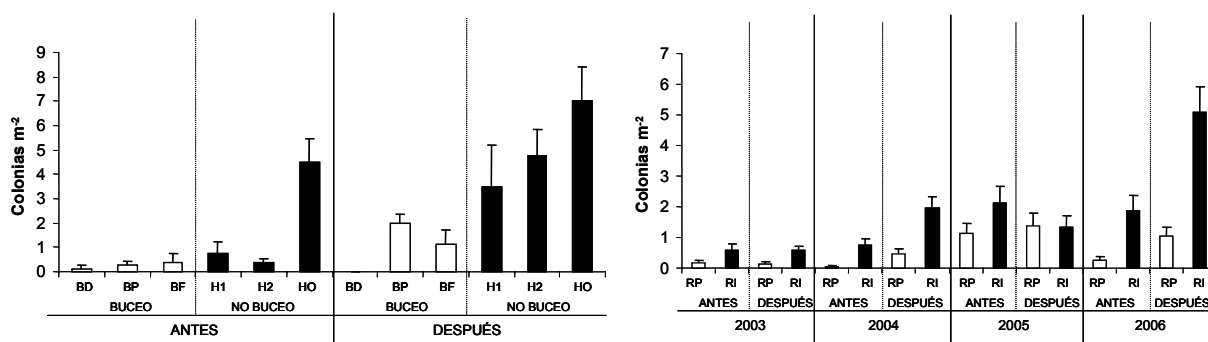


Figura 22 Valores medios y desviación estándar de la densidad de la esponja *Ircinia* sp. (área de estudio 1 m²) para el año 2006 (izquierda) y durante todo el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

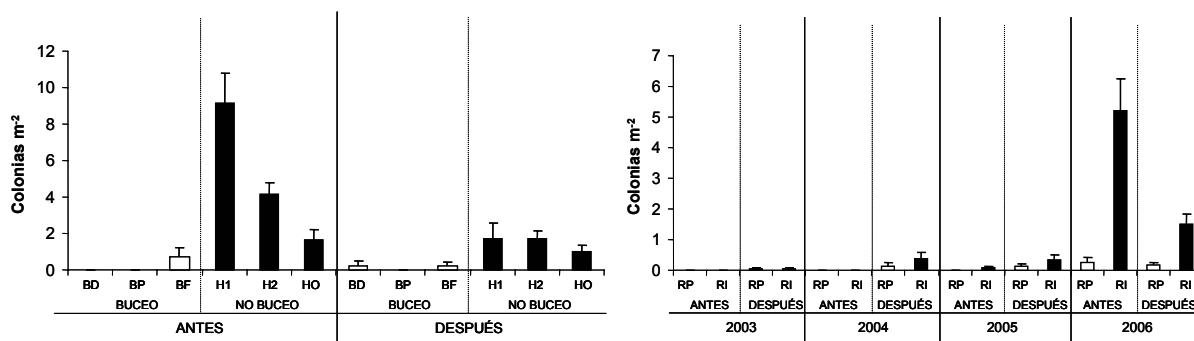


Figura 23 Valores medios y desviación estándar de la densidad de la esponja *Dysidea fragilis*. (área de estudio 1m²) para el año 2006 (izquierda) y durante todo el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral)

La esponja roja, *H. sanguinea*, muestra a escala de 1 m² una clara tendencia al aumento anual y temporal (tras la temporada de verano) de colonias detectadas en las seis localidades de estudio, siendo este crecimiento ligeramente más acusado en la reserva integral (Fig. 24). Por el contrario, en el estudio realizado a escala 625 cm², esta esponja muestra un patrón de comportamiento y distribución completamente opuesto, esta diferencia puede estar originada por una reducción de las colonias más expuestas (más fáciles de detectar por medio de técnicas de censos de cobertura) y un crecimiento en aquellos lugares más crípticos como grietas, extraplomos, paredes, donde existe una menor probabilidad de contacto directo por parte del buceador autónomo, y por tanto menor riesgo de sufrir daños.

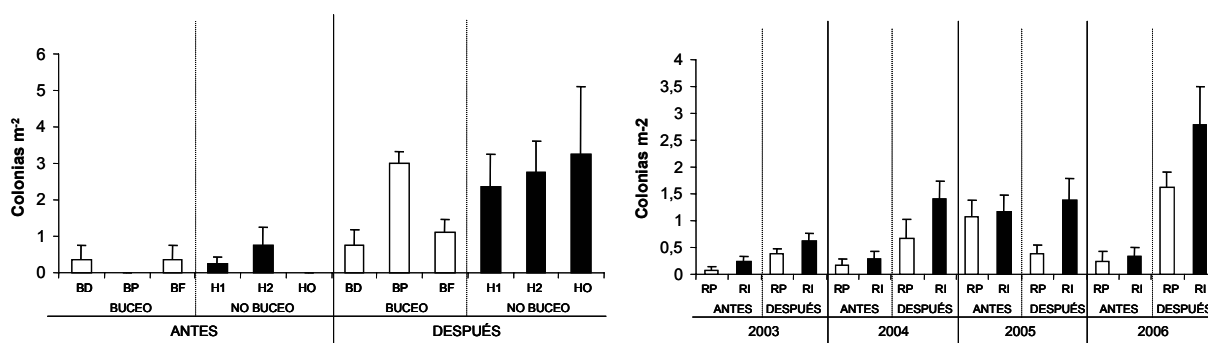


Figura 24 Valores medios y desviación estándar de densidad de la esponja roja *Hymeniacidon sanguinea* (área de estudio 1m²) para el año 2006 (izquierda) y durante todo el periodo de estudio (derecha). Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón. RP (reserva parcial), RI (reserva integral).

Por otro lado, la esponja masiva *Chondrosia reniformes* y el cnidario colonial *Oculina patagonica* muestran una distribución diferencial según intensidad de buceo, siendo más abundantes en las zonas frecuentadas por buceadores frente a la reserva integral. La esponja *C. reniformes*, también llamada esponja de cuero, ha sido más abundante en la reserva parcial durante los cuatro años de estudio, además el presente año se ha medido un mayor número de colonias en las tres localidades prospectadas en la reserva parcial (Fig. 25). Igualmente, *O. patagonica* muestra una mayor distribución en la reserva parcial frente a la integral. Respecto al análisis estadístico, es la esponja de cuero quien muestra un efecto significativo al factor *Intensidad de Buceo* ($P < 0,5$), mientras que el cnidario colonial presenta una alta variabilidad espacial detectada por un alto nivel de significación para el factor *localidad* (L(B); $P < 0,01$).

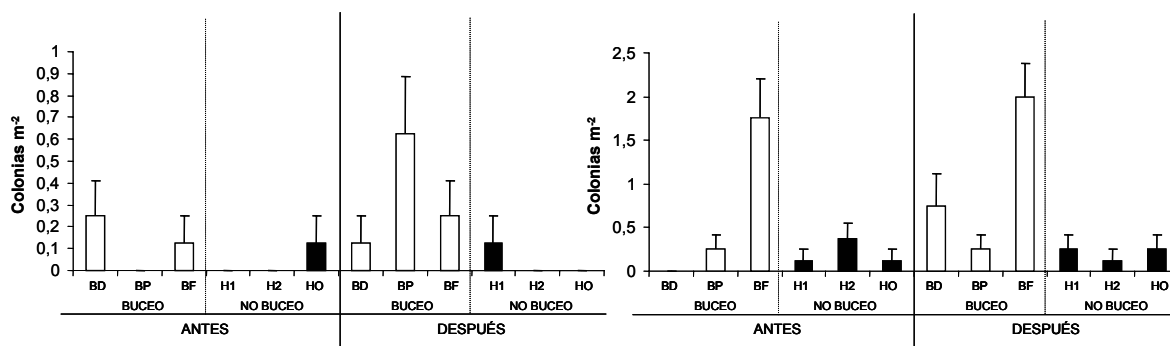


Figura 25 Valores medios y desviación estándar de densidad de la esponja de cuero *Chondrosia reniformes* (izquierda) y del cnidario colonial *Oculina patagonica* (derecha) (área de estudio 1 m²) ambas para el año 2006. Las localidades objeto de estudio son para la reserva parcial (frecuentadas por buceadores): BD, bajo de Dentro; BP, bajo de Piles 1; BF, bajo de Fuera; como localidades control en la reserva integral: H1, isla Hormiga; H2, isla Hormiga 2 (separadas decenas de metros); HO, islote del Hormigón.

Tabla 12 Resumen de los resultados obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en los cuadrados (área de estudio 1x1m²). Véase el texto para el significado de las siglas (***P<0,001; **P<0,01; *P<0,05; (*)P<0,1; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente). Las variables estudiadas corresponden a las siguientes abreviaturas: Pliv – *Paracentrotus lividus*; Alix – *Arbacia lixula*; Sgra – *Sphaerechinus granularis*; Pent – *Pentapora fascialis*; Pcyr – *Pseudodistoma cyrnusense*; Pcru – *Pseudodistoma crucigaster* (var. negra); PT – Poliquetos tubícolas; Ophi – *Ophidiaster ophidianus*; Echi – *Echinaster sepositus*; Irci – *Ircinia* sp; Dysi – *Dysidea fragilis*; Pfic – *Phorbas fictitus*; Chon – *Chondrosia reniformis*; Hyme – *Hymeniacion sanguinea*; Ocul – *Oculina patagonica*; Clav – *Clavelina dellavallei*; Rep – *Reptadeonella violacea*; Spi – *Spirastrella cunctatrix*; Myr – *Myriapora truncata*.

1x1	Pliv	Alix	Sgra	Pent	Pcyn	Pcru	PT	Ophi	Echi	Irci	Dysi	Pfic	Chon	Hyme	Ocul	Clav	Rep	Spi	Myr
A	(*)		*		**		**			**	***			(*)			*	**	
D				*			(*)			(*)			(*)	*				**	
B	*			*	*						*	(*)	*	**				*	
AD							*			*	*			**				*	
AB	(*)				**		(*)				***							(*)	
DB				*				(*)										*	
ADB											*								
L(B)	***	***			**	***	**		**	***	**				***	***	**	***	***
AL(B)		***			***	***				***	***	***		**	**	**	**	***	**
DL(B)		**			***	***				**						***	***		***
ADL(B)	**	***	(*)		***	***	(*)		**	*	**	***		**	(*)	**	***		

3.2.1.2 *Gorgonia Blanca (Eunicella singularis)*

El cnidario colonial y de aspecto arbustivo, *Eunicella singularis*, es una de las especies que más claramente muestran el efecto negativo de la frecuentación de buceadores sobre los fondos de la reserva marina. Los resultados de los análisis estadísticos se muestran en la tabla 5 (estudio de densidad) y la tabla 6 (estudio morfométrico de las colonias).

La densidad media de individuos censados es mayor en el bajo de Dentro (reserva parcial) ($17,8 \pm 1,74$) frente a la isla Hormiga y el islote del Hormigón (reserva integral) ($10,9 \pm 0,98$) (Fig. 26).

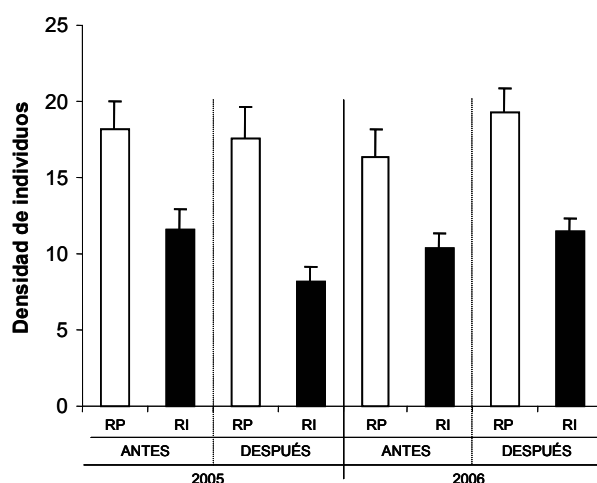


Figura 26 Valores medios (\pm ET) de densidad de colonias de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Las localidades objeto de estudio se encuentran agrupadas por el factor *Intensidad de Buceo* (RP: reserva parcial; RI: reserva integral)

Tanto el número de individuos erectos como el número de individuos tumbados censados en el estudio de la población de gorgonias ha mostrado una mayor abundancia de individuos en la reserva parcial (Fig. 27). El número de colonias tumbadas muestra una interacción *Periodo e Intensidad de Buceo* marginalmente significativa ($P < 0,1$), factor que indica de manera clara un cambio producido por la frecuentación de buceadores, es decir, aumenta el número de individuos tumbados tras la temporada de verano y únicamente en las localidades de la reserva parcial.

Al eliminar las variaciones de densidad por la estandarización de los datos (Ratio colonias tumbadas/erectas) (Fig. 28), la interacción significativa no se produce entre los factores *Periodo e Intensidad de Buceo*, sino entre *Año e Intensidad de Buceo* ($P < 0,05$). La interacción entre los factores *Periodo e Intensidad de Buceo* no ha resultado significativa, lo cual implicaría un efecto aún más claro del impacto, debido a que la diferencia anual ha sido más significativa que la diferencia entre las dos etapas de censos durante el año 2006, no obstante

la diferencia de individuos tumbados entre reserva parcial y reserva integral es aún patente en el análisis estadístico (B; $P < 0,05$).

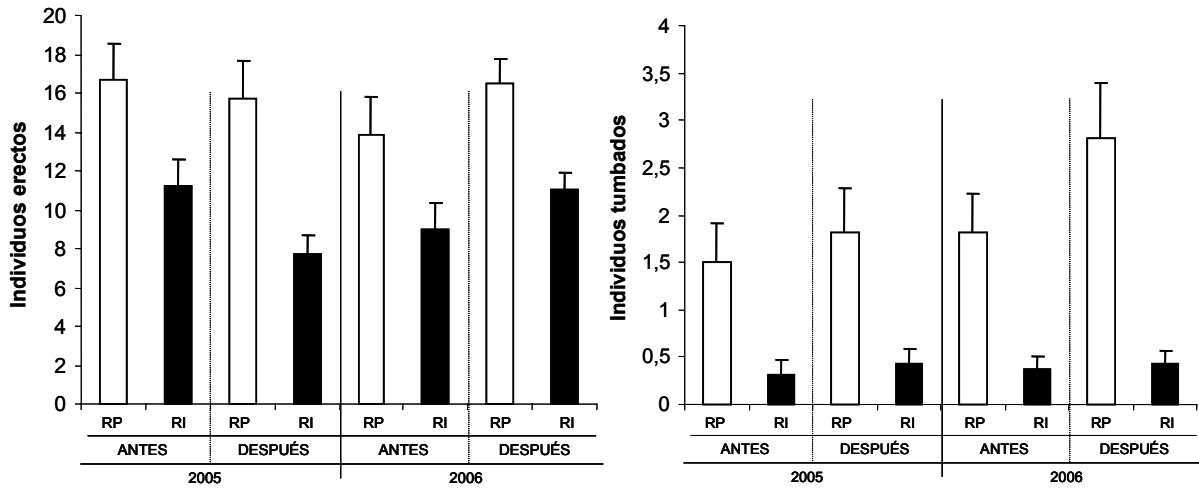


Figura 27 Valores medios (\pm ET) de la abundancia de colonias erectas (izquierda) y tumbadas (derecha) de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Las localidades objeto de estudio se encuentran agrupadas por el factor *Intensidad de Buceo* (RP: reserva parcial; RI: reserva integral)

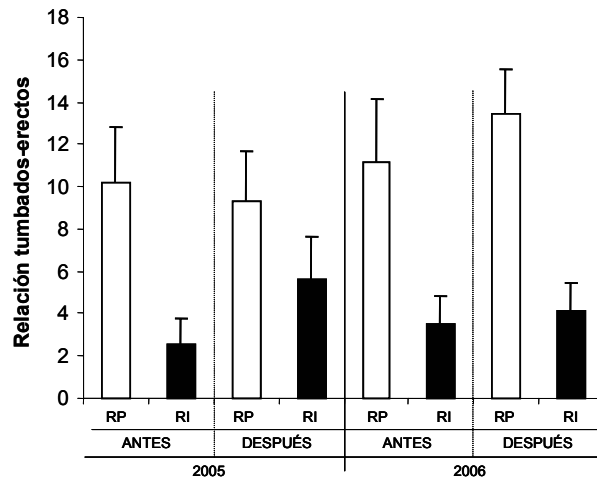


Figura 28 Valores medios (\pm ET) de la relación colonias tumbadas respecto al total de erectas en el cnidario colonial *Eunicella singularis* en los bajos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Las localidades objeto de estudio se encuentran agrupadas por el factor *Intensidad de Buceo* (RP: reserva parcial; RI: reserva integral)

Han sido pocas las variables en las que se han detectado diferencias significativas en el estudio morfológico del cnidario colonial *Eunicella singularis*: únicamente la variable número de puntas y necrosis en las ramas han mostrado un nivel de significación para los factores estudiados. No obstante, un análisis visual de ambas gráficas nos muestra que la diferencia detectada en el número de puntas (Fig. 19) no atiende a un patrón que podamos achacar a la frecuentación de buceadores en el bajo de Dentro (localidad donde se encuentra la mayor población de gorgonia blanca en la reserva parcial), ya que la interacción de los factores *Periodo e Intensidad de Buceo* muestra un nivel alto de significación pero la gráfica muestra un mayor descenso en las colonias censadas en la reserva integral, lo cual parece estar más debido a una variabilidad propia del método de censo que a una disminución real del número de puntas (Fig. 29). En el caso de la necrosis sí que se trata de un impacto sobre las colonias censadas en la reserva parcial, ya que es aquí donde se encuentran la mayor parte de individuos con algún grado de necrosis en sus ramas (Fig. 30).

En base a estos resultados, se concluye que este organismo es un buen indicador para detectar el impacto que se produce en cotas profundas del bajo de Dentro en la reserva parcial. A pesar de que actualmente no se detecten fuertes impactos sobre las características morfológicas un aumento de la presión antrópica, o un efecto acumulativo sobre estos organismos puede ser nefasto para la estructura y funcionalidad de estos ecosistemas.

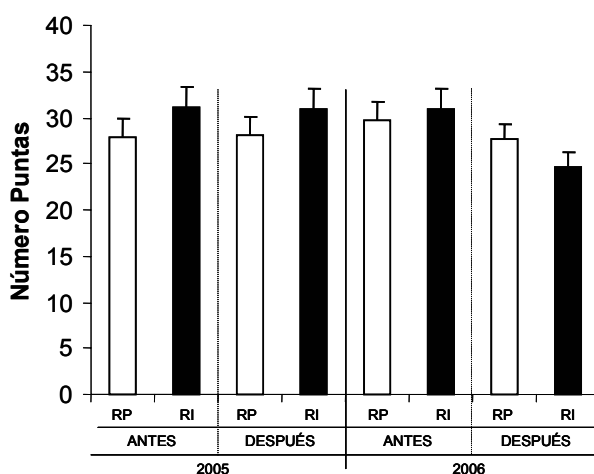


Figura 29 Valores medios (\pm ET) en el número de puntas del cnidario *Eunicella singularis* en los bajos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Las localidades objeto de estudio se encuentran agrupadas por el factor *Intensidad de Buceo* (RP: reserva parcial; RI: reserva integral)

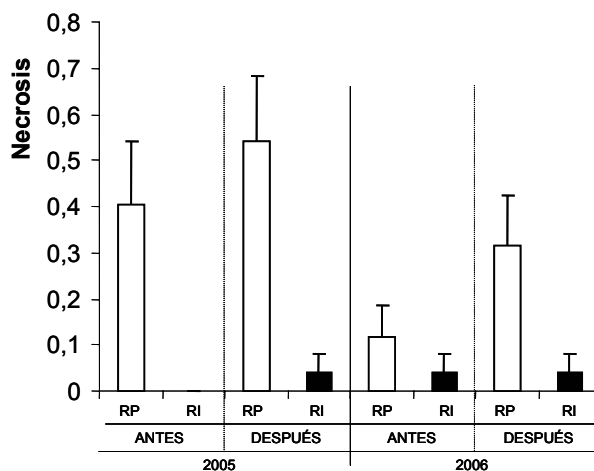


Figura 30 Valores medios (\pm ET) del porcentaje de necrosis detectado en las ramas del cnidario *Eunicella singularis* en los bajos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Las localidades objeto de estudio se encuentran agrupadas por el factor *Intensidad de Buceo* (RP: reserva parcial; RI: reserva integral)

Tabla 13 Resumen de los resultados en el año 2006 obtenidos en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en el estudio de la densidad de *Eunicella singularis*. Véase el texto para el significado de las siglas ($***P < 0,001$; $**P < 0,01$; $*P < 0,05$; $(*)P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente).

Eunicella	Erectas	Tumbadas	Ratio
A			*
D		*	
B		*	*
AD			
AB			*
DB		(*)	
ADB			
L(B)	***		
AL(B)	***	(*)	
DL(B)			
ADL(B)			

Tabla 14 Resumen de los resultados obtenidos en el año 2006 en los análisis de la varianza aplicados a las variables medidas en el estudio de las colonias de *Eunicella singularis*. Véase el texto para el significado de las siglas (** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$; * $P < 0,05$; (*) $P < 0,1$; las celdas en blanco indican efectos no significativos de los factores probados estadísticamente).

Colonias	Altura	Anchura	Área	An/AI Ratio	Número puntas	Ar/Nºp ratio	Necrosis
A	(*)					(*)	**
D					**		
B							*
AD							
AB	(*)						**
DB					**		
ADB							
L(B)		(*)	(*)		*		
AL(B)							
DL(B)							*
ADL(B)							(*)
Q(L(B))	*			(*)			
AQL(B)		(*)		**			
DQL(B)	(*)	**	**	*		(*)	
ADQL(B)	(*)					**	

3.3 LA PESCA ARTESANAL

3.3.1 Caracterización de la flota artesanal

Caracterización técnica de la flota

Las embarcaciones que componen la flota artesanal de Cabo de Palos muestran unas características técnicas similares, la homogeneidad de las embarcaciones también se observa en los desplazamientos que realizan para llegar a las zonas de pesca, que suelen situarse en zonas cercanas a la costa a poca profundidad en un rango de actuación que generalmente está comprendido entre los puertos adyacentes al puerto base (San Pedro del Pinatar y Portman), aunque en ocasiones algunas embarcaciones realizan desplazamientos más largos pudiendo pasar temporadas en otros puertos cercanos, quedando la flota de Cabo de Palos en esas temporadas dividida, como sucede en la época de pesca del Chanquete (de diciembre a febrero), donde parte de la flota puede permanecer atracada en los puertos de San Pedro y Tomás. La principal fuente de heterogeneidad en la flota es la edad de las embarcaciones y la potencia del motor (**Tabla 15**).

La duración de la salida, medida como el tiempo medio desde que la embarcación sale del puerto hasta su regreso, es de 7,3 horas y varía en función del arte y la distancia a puerto desde donde se ha calado dicho arte.

El número de tripulantes, incluyendo al patrón, varía entre 1 y 3 personas, dicha variación está en relación con las dimensiones de la embarcación.

Cada embarcación está inactiva un cierto número de días al año debido a festividades, vacaciones, temporales y/o manteniendo, reparaciones, etc. Los días en activo de la flota en la zona de estudio ofrecen un valor medio anual de 271,8 días con una desviación estándar de 134,4 días.

El puerto de Cabo de Palos posee una cámara fría donde los pescadores pueden almacenar el pescado hasta su posterior venta, la cual se realiza normalmente en las lonjas de los puertos cercanos, Cartagena y San Pedro del Pinatar habitualmente.

Tabla 15 Resumen de las características técnicas (\pm desviación típica, DT) de las embarcaciones artesanales de Cabo de Palos (N: nº de barcos incluidos en los cálculos).

Características Técnicas de la flota	MEDIA	\pm DT	N
Eslora total (m)	8,8	\pm 1,4	8
Potencia de motor (C.V.)	54,5	\pm 33,1	8
Tonelaje Registro Bruto	4,1	\pm 1,6	8
Capacidad (G.T)	3,8	\pm 2,2	8
Antigüedad media de la flota (Años)	22	\pm 28	8
Número de Tripulantes	2	\pm 1	8
Días en activo en la zona de estudio	271,8	\pm 134,4	8
Duración media de las salidas (horas)	7,3	\pm 1,4	6
Distancia a los caladeros fuera de la reserva marina (km)	6,6	1,9	8
Distancia a los caladeros dentro de la reserva marina (km)	4,2	1,3	6

3.3.2 Caracterización de los artes

Al igual que el pasado año se han revisado las características de los artes que empleados por la flota durante el 2006.

Las redes son el arte de pesca preferente por los pescadores de Cabo de Palos, cada barco dispone de más o menos metros de redes en función de diversas variables, como son la capacidad del barco, la estrategia de pesca, la experiencia del pescador o el tiempo anual dedicado a pescar con ese arte.

Las podemos Clasificar en 2 grupos, que a su vez se pueden subdividir en otros subgrupos:

A. Redes de enredo o trasmallos: Arte de red fijo, formado por tres piezas, dos iguales y de malla muy clara denominados "Armitones o armilletes", y una tercera pieza que se encuentra entre las anteriores con una luz de malla menor y unas mayores dimensiones. Estas piezas están unidas en su parte superior por un cabo con una relinga de corchos, y en su parte inferior por otro cabo por una relinga de plomos quedando en una posición vertical una vez ha sido calada. Las especies quedan enmalladas en la bolsa que forma la red central al pasar a través de las exteriores.

La longitud del arte es la suma de la longitud útil de las piezas, cada pieza mide unos cien metros, pero su longitud útil, una vez armada, puede disminuir hasta la mitad, según el arte. Éstas se unen longitudinalmente constituyendo "tenas o piezas". En Cabo de Palos se utilizan tres tipos de trasmallos:

A.1. Trasmallo claro: Este arte tiene una luz de malla entre 4 p/p (pases por palmo o pases por 20 cm) y 8 p/p, siendo la más utilizada la de 5 p/p. Está constituida por un hilo del 4000. Los armitones o armilletes tienen una luz de malla de 1 p/p. La altura de la red es de unos 120 cm. Su longitud está comprendida entre 25 y 50 piezas (1 pieza = 100 m, 50 m útiles). Según el tiempo de calado, el fondo y la profundidad, las especies objeto de ser capturadas varían, por lo que podemos hablar de dos artes distintos:

A.1.1. Trasmallo Claro de Roca: Se suele calar en fondos rocosos y en fondos rocosos cercanos a la pradera de *Posidonia* a una profundidad media de unos 30-35 metros. El tiempo medio de calado oscila de 12 a 24 horas. Las especies objetivo son el mero (*Epinephelus marginatus*), el denton (*Dentex dentex*) y la gallineta (*Scorpaena scrofa*).

A.1.2. Trasmallo claro de langosta: El tiempo de calado de este arte es de 24 a 48 horas. Suele emplearse en fondos detríticos a una profundidad media superior a 50 metros. La especie objetivo es la langosta (*Palinurus spp*). Los peces embolsados en la red actúan como cebo que atrae a la langosta. Otras especies de interés capturadas son la gallineta (*Scorpaena scrofa*) y el rape (*Lophius piscatorius*).

A.2. Trasmallo fino, espeso o para el salmonete: Arte con una luz de malla de entre 8 p/p y 8,5 p/p. Está constituida por un hilo de tres cabos, más fino. Los armitones son de 1,8 p/p y un hilo de 16 cabos, más grueso. Su altura varía entre 100 y 150 cm y su longitud, según la embarcación, entre 25 y 80 piezas unidas (la longitud útil de la pieza oscila entre 50 y 60 m). Se cala de madrugada dos o tres horas antes de que amanezca y se procede a su halado una vez que ha salido el sol (a esta modalidad se la denomina "alba"), también se puede calar por las tardes y halar dos o tres horas después, al anochecer ("prima") esta última modalidad se practica con muy poca frecuencia en la actualidad. Se suele calar en fondos que se corresponden con ecotonos o límites donde las praderas de *Posidonia oceanica* ("algueles") se entremezclan con claros de arena y/o rocas a los que denominan "barbás". La "barbá" se suele corresponder con el límite superior de la pradera (unos 35 metros) y el inferior (unos 12 metros). La profundidad media de calado en los datos registrados es de 22 metros. También se cala en fondos rocosos más profundos (más de 50 metros) para capturar ejemplares de mayor tamaño, sin embargo no es habitual debido a las roturas que ocasionan en la red. Por el espesor de la red su utilización está prohibida dentro de los límites de la reserva marina. La especie objetivo es el salmonete, generalmente el de roca (*Mullus surmulletus*), también se capturan escorpénidos (*Scorpaena sp*) y espáridos (como *Diplodus sp*).

B. Redes de enmalle:

B.1. Red alta: Arte fijo constituido por un solo paño de red, de unos 4 metros de altura, con una luz de malla de 5 p/p. Unido en su parte inferior, hasta la relinga de plomos con un trasmallo claro de dos metros de altura de la misma luz de malla y con dos armitones de luz de malla de 1 p/p. Suele tener una longitud de 5 a 9 piezas, siendo la longitud útil de cada pieza de unos 60 metros. Se cala en un rango de profundidad de 5 - 35 metros, de forma paralela u oblicua a la costa, en fondos de *Posidonia oceanica* y/o arena. El tiempo medio de calado es de una noche. Las principales especies capturadas son la lecha (*Seriola dumerilii*), el verrugato (*Umbrina cirrosa*) y el denton (*Dentex dentex*).

B.2. Red de nailon o de pelo: Arte fijo constituido por un solo paño de red con una luz de malla de 4 p/p cuyo hilo está fabricado de nailon, de forma que prácticamente no se ve en el agua. Su altura es de unos 5 metros y su longitud oscila entre 18 y 25 piezas. Se suele calar a una profundidad media de 22 metros durante una noche en fondos, generalmente, de *Posidonia oceanica*. Las principales especies capturadas son el denton (*Dentex dentex*), la lecha (*Seriola dumerilii*) y el espetón (*Spyraena sp*).

B.3. Bonitolera: Arte fijo formado por un solo paño de red de luz de malla de 4 a 5 p/p y unos 6 metros de altura. Se suele calar de forma perpendicular a la costa formando medio caracoles (ω) en fondos mayoritariamente de *Posidonia oceanica*, a un rango de profundidad de 9 - 20 metros. El tiempo medio de calado es de una noche. Las especies objetivo son especies pelágicas que van paralelas a la costa y quedan enmalladas en el arte, como la lecha (*Seriola dumerilii*), el bonito (*Sarda sarda*) y la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*).

Artes	Longitud media (m)	Desv. estándar (m)	Metros totales	Nº Barcos
Red alta	540,0	50,0	1620	2
Red de nailon	768,0	654,4	7679	4
Trasmallo claro	828,3	557,9	25676	6
Trasmallo fino	2211,9	1185,0	15483	5
Bonitolera	875,0	176,7	1750	2
TOTAL			52208	8

Tabla 16 Valores medios (en m) y metros totales estimados mediante muestreos y encuestas para las redes de pesca empleadas durante este estudio.

C. Morunas y Chirreteras:

C.1. Moruna Gruesa: Arte fijo que permanece calado en el agua un cierto tiempo. Su uso está dirigido principalmente a la captura de especies migratorias como la lecha (*Seriola dumerilii*), la bacoreta (*Euthynnus alleteratus*) y la palometa (*Trachinotus ovatus*). Se cala en fondos de arena y *Posidonia oceanica* a poca profundidad (entre 5 y 12 metros). El arte, las épocas de pesca y las zonas de

calamento, o postas, están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por Decreto Nº 12/1990 de Marzo.

El arte está formado por:

- Travesía o rabera de tierra: Red que se cala perpendicular a la costa hasta una profundidad adecuada. La longitud máxima autorizada es de unos 500 metros y su luz de malla es de 2 p/p.
- Caracoles: Son dos redes que se calan al final de la travesía en semicírculo. Su longitud es de 50 a 150 metros y su luz de malla es de 5,5 p/p.
- Copo: Red en forma de paralelepípedo situada entre los caracoles donde permanecen vivos los ejemplares que han sido dirigidos por los caracoles y la travesía. Su luz de malla es de 5,5 p/p.
- Cobacho: Redes que se calan de los caracoles hacia fuera para redirigir hacia el copo el pescado.

Arte	Long. media (m)	Desv. est (m)	caracol (m)	malla travesía. (p/p)	malla caracoles (p/p)	malla copo (p/p)	Nº Barcos
Moruna	216.7	2.9	110	3	3	30	2

Tabla 17 Valores medios de las características de las morunas estimados mediante muestreos y encuestas durante el estudio

C.2. Chirretera: Es una moruna para la captura del chirrete (*Atherina sp*).

El arte y la pesquería están regulados en aguas interiores de la Región de Murcia por las órdenes 5603 y 5605 del 12 de mayo de 1992 de la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca. Consta de:

- Travesía: Paños de longitud máxima de 100 metros y de luz de malla de 20 p/p, que se calan perpendiculares a la costa a una profundidad adecuada, entre los 3 – 12 metros según los muestreos.
- Caracoles: Dos redes de luz de malla de 35 p/p y 50 metros de longitud que se calan de forma semicircular en el extremo de la travesía.
- Copo: Red en forma de paralelepípedo de 35 p/p que se cala entre los caracoles y es donde queda retenida la captura.

Se utiliza generalmente en fondos de arena y *Posidonia oceanica* por toda la costa.

D. Aparejos:

D.1. Palangre de fondo: Aparejo que consta de un cabo o línea madre de nailon que corre paralelo al fondo, fijado a éste por unos pesos al inicio y al final, cada palangre tiene unos 150 a 200 metros, unidos entre ellos dan una longitud que oscila entre los 3600 y 9100 metros y un total de 400 a 1000 anzuelos, según

la embarcación. De la línea madre parten una serie de líneas de nailon más finas denominadas "brazoladas", separadas regularmente entre ellas a una distancia de 5 a 9 metros, según la embarcación, en sus extremos llevan sujetos los anzuelos, que oscilan de tamaño según la especie objetivo. Durante el muestreo el tamaño de los anzuelos era del 5 y del 7. Como cebo se utilizó pulpo (*Octopus vulgaris*), sardina (*Sardina pilchardus*) y alacha (*Sardinella aurita*).

Las especies objetivo son el denton (*Dentex dentex*), el pargo (*Pagrus pagrus*) y el mero (*Epinephelus sp*) principalmente. Hay que destacar las elevadas capturas de morenas (*Muraena helena*) y congrios (*Conger conger*). Cuando el palangre está sobre rocas o en sus proximidades pesca gallineta (*Scorpaena scrofa*) y corva (*Sciaena umbra*). Cuando está, total o parcialmente, sobre la pradera de *Posidonia oceanica* se capturan además especies típicas de este tipo de habitat como sargos (*Diplodus sargus*) y pageles (*Pagellus erythrinus*). Cuando parte del palangre está calado sobre la arena se capturan especies como rayas (*Raja sp*), chuchos (*Dasyatis pastinaca*) y musolas (*Mustelus mustelus*). Se suele calar en un rango de profundidades de 10 – 150 metros, según los muestreos, en todo tipo de fondos siendo los más frecuentados los rocosos. El tiempo medio de calado es de 3 a 5 horas empezando a calar antes del amanecer y halando después de la salida del sol. Se utiliza tanto dentro como fuera de la reserva, respetando la época de veda existente en la reserva marina, que se extiende desde el 1 de mayo al 30 de septiembre.

Arte	Long. media (m)	Desv. Est (m)	Nº medio de anzuelos	Desv. Est.	Nº Barcos
Palangre de fondo	6320	2580	830	204	1

Tabla 18 Valores medios de las dimensiones de los palangres de fondo estimados mediante muestreos y encuestas

D.2. Cadufos o alcatruces: Arte fijo procedente de las provincias de Alicante y Valencia que consta de un cabo o línea madre que corre paralelo al fondo fijado al mismo por unos pesos al principio y al final del cabo. De este cabo parten una serie de cabos de menor grosor que sujetan por la boca a unas vasijas de barro de forma cilíndrica de unos 20 cm de diámetro y 50 cm de altura ("cadufos o alcatruces") que quedan tumbadas en fondos generalmente rocosos y/o arenosos próximos a la *Posidonia oceanica* a una profundidad media de 20 a 35 metros. Se dejan caladas de forma permanente y se levantan con una frecuencia media de una semana. Levantando un tramo distinto cada semana; generalmente el arte consta de varios tramos unidos entre ellos y señalizados por un corcho o boya. La longitud total del arte oscila entre tres a seis kilómetros, según la embarcación. La especie objetivo es el pulpo (*Octopus vulgaris*) que se refugia en estas vasijas. Durante el halado y para que salgan los pulpos se vierte agua concentrada con sal en las vasijas. Se utiliza por fuera de la reserva marina, en la zona de la Plana.

Arte	Long.Medía (m)	Desv. est (m)	Nºmedio cadufos	Desv. Est	Nº Barcos
Cadufos	2400	895	440	219	3

Tabla 19 Valores medios de las dimensiones de los cadufos estimados mediante muestreos y encuestas

3.3.3 Variabilidad espacio-temporal de los artes

La pesca artesanal tiene como objetivo a una gran variedad de especies y para capturarlas se usan diferentes artes de pesca cuyo uso se alterna a lo largo del año dependiendo de la disponibilidad de las especies objetivo, la biología de las especies (su tamaño y abundancia), su valor en el mercado, las épocas de veda, la época del año y el estado de la mar, entre otros. En las **tablas 20-22** se resume la variabilidad espacio-temporal de los principales artes utilizados por la flota de Cabo de Palos a partir de los datos registrados durante 2006.

Los datos registrados para el **trasmallo claro de roca** muestran que se emplea durante un periodo de tiempo que abarca desde marzo hasta octubre (ver informe 2005, los datos de septiembre a diciembre no están incluidos) de forma continua por un total de 6 embarcaciones. La frecuencia de uso de las áreas de pesca es bastante homogénea, no coincidiendo en una misma zona más de 3 embarcaciones con este arte, las zonas más frecuentadas son el bajo de Piles, dentro de la reserva marina, y las praderas de *Posidonia oceanica* que se extienden desde la reserva marina hacia Isla Grosa y desde Calblanque hasta Portman.

La distribución temporal de la utilización de este arte por las embarcaciones es máxima en mayo, con 6 de las 8 embarcaciones que faenan anualmente en la zona de estudio, si lo expresamos en términos de esfuerzo, dividiendo la captura total entre el número de barcos, se produce un incremento del esfuerzo hasta alcanzar un pico en el mes de junio, decreciendo a partir de ese mes hasta septiembre. A mediados de verano, debido a su bajo rendimiento se reduce su uso progresivamente para dedicar más esfuerzo a otros artes, como el trasmallo fino de salmonete o el palangre y es a mediados de otoño, coincidiendo con la veda existente dentro de la reserva cuando se deja de utilizar.

Trasmallo Claro de Roca. Zona de pesca	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Total (Kg)	Nº barcos
Cala Túnez	5,4		25,1	26,2			56,7	2
Pradera CDP-Grosa	6,3	22,6	56,3	129,7	145,0	46,0	405,8	3
Pradera Grosa-El Mojón			60,0	63,5			123,5	1
B. Fuera		435,5	24,8	0,8		58,0	519,1	3
B. Dentro		11,7		11,0	112,0		134,7	2
B. Piles		250,5	197,4	80,0	95,8	70,9	694,6	3
C. Reona -Punta Seca	94,1		44,5				138,6	2
La Plana	207,8	44,0	1174,0	1050,7	500,5	44,0	3021,0	3
Portman			176,1				176,1	2
Total Kg	313,5	764,4	1758,2	1361,9	853,3	218,9	5270,1	
Nº Barcos	2	3	6	4	3	3		6

Tabla 20 Resumen de las **capturas totales** (en kg) registradas mediante muestreos en embarcaciones y encuestas para el **Trasmallo claro de roca** por meses y zonas de pesca

El uso del **trasmallo fino de salmonete** está prohibido dentro de la reserva marina debido a la malla de red más espesa, los caladeros más frecuentados son aquellos situados en las praderas de *Posidonia oceanica* de la Plana y la que se extiende hacia Isla Grosa desde los límites de la reserva marina. La distribución temporal, estimada a partir de los datos de embarques y encuestas se extiende desde marzo a noviembre, siendo durante los meses de verano cuando hay un mayor número de embarcaciones dedicadas a esta pesca. A final de verano, termina la principal época de pesca del salmonete y las embarcaciones van disminuyendo su uso, alternándolo progresivamente con el palangre, el trasmallo claro de langosta y la chirretera, en noviembre los barcos que aún siguen utilizando esta modalidad rotan su uso a favor de la red alta y/o la bonitolera.

Trasmallo Fino Zona de pesca	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Total (Kg)	Nº barcos
Cala Túnez		80,8	38,5	80			199,3	3
Pradera CDP-Grosa		96,9		143,4	283,2	58,1	581,6	4
Pradera Grosa-El Mojón					40		40	1
C. Reona -Punta Seca	4		64,5		100,6		169,1	2
La Plana	26,3	34,7	60,7	394	635	104	1254,8	4
Total Kg	30,3	212,4	163,7	617,4	1058,8	162,1	2244,7	
Nº BARCOS	2	1	2	3	5	4		5

Tabla 21 Resumen de las **capturas totales** (en kg) registradas mediante muestreos en embarcaciones y encuestas para el **Trasmallo fino de salmonete** por meses y zonas de pesca

Según los datos registrados en los muestreos y encuestas de 2006 la **red de nailon** no se ha empleado dentro de la reserva marina (Tabla 10), a diferencia del año 2005 que se utilizó los meses de junio y agosto, la zona de pesca donde más se utiliza y se obtiene un mayor rendimiento es en la pradera de *Posidonia oceanica* de la Plana donde lo han empleado 3 de las 4 embarcaciones que pescan con dicho arte. Por meses es en marzo cuando se emplea por la totalidad de las embarcaciones que disponen del arte en todas las zonas de pesca excepto en la reserva marina. Suele alternarse con otros artes, incluso en una misma salida. Con la llegada de temperaturas más cálidas es cuando se va relegando su uso, a favor del trasmallo claro, tanto de roca como de langosta.

Red de Nailon	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	Total (Kg)	Nº barcos
Zona de pesca							
Cala Túnez		43,4				43,4	2
Pradera CDP-Grosa		90,5	28		13,5	132,0	2
Pradera Grosa-El Mojón		625,5		7,5	10,5	643,5	2
C. Reona -Punta Seca		29,6				29,6	1
La Plana	1075,7	907,2	396,5	13,8		2393,2	3
Portman		17,3		13,0		30,3	2
Total Kg	1075,7	1713,4	424,5	34,3	24,0	3272,0	
Nº BARCOS	1	4	2	2	1		4

Tabla 22 Resumen de las **capturas totales** (en kg) registradas mediante muestreos en embarcaciones y encuestas para la **Red de nailon** por meses y zonas de pesca

La **tablas 23-24** representan la distribución temporal del uso de los diferentes artes de pesca registrados mediante muestreos y encuestas hasta agosto de 2006, tanto en la reserva marina como en la totalidad del área de estudio. A partir de marzo hay una mayor heterogeneidad de los artes empleados, que se extiende durante los meses con temperaturas más elevadas, y es a partir de octubre (datos no incluidos) cuando las embarcaciones reducen la variedad de artes que emplean.

ARTES	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO
Bonitolera			■					
Cadufos	■		■	■	■	■	■	
Moruna gruesa		■	■	■		■	■	
Palangre de fondo		■	■	■			■	
Red alta	■		■		■			
Red de nailon		■	■	■	■	■		
Trasmallo claro langosta								■
Trasmallo fino			■	■	■	■	■	■
Trasmallo claro roca			■	■	■	■	■	■
Chirretera							■	
Nº barcos muestreados	1	2	7	5	6	7	7	7

Tabla 23 Rotación mensual de los artes y aparejos en el área de estudio según datos de 2006

Épocas de veda: Se establecen, en el ámbito de la reserva marina, los siguientes períodos de veda:

Del 1 de mayo al 30 de septiembre, para la pesca con palangre de fondo gordo.

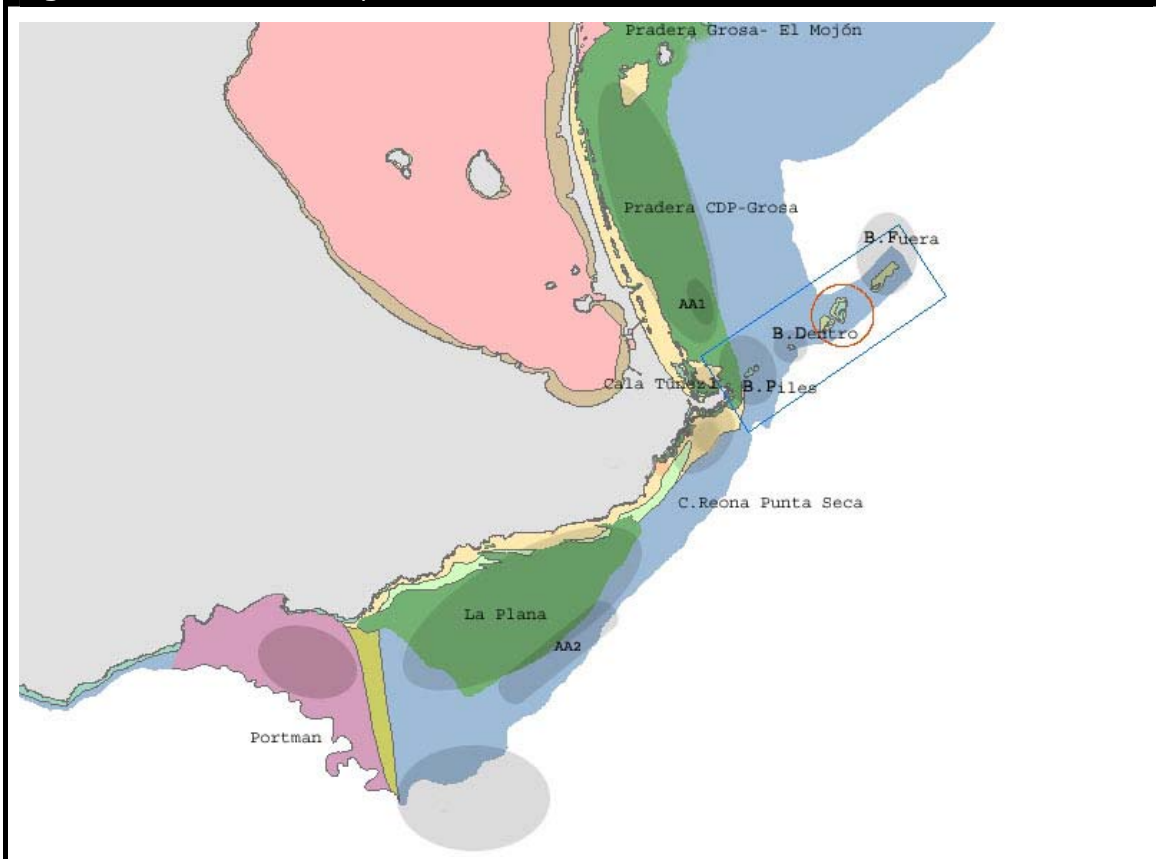
Del 1 de noviembre al 31 de marzo, para la pesca con trasmallo.

artes	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO
Palangre de fondo	B.Dentro B. Piles	B.Dentro B. Piles	B. Piles				
Trasmallo claro Langosta							B. Fuera
Trasmallo Claro Roca			B. Fuera	B.Fuera	B.Dentro	B.Dentro	B.Dentro
Nº barcos	1	1	3	4	3	2	3

Tabla 24 Rotación mensual de los artes y aparejos dentro de la Reserva Marina según datos de 2006

3.3.4 Caracterización de los caladeros

Figura 31 Zona de estudio y ubicación de los caladeros



Los caladeros frecuentados por los pescadores se extienden desde Isla Grosa hasta la bahía de Portman, a unas profundidades comprendidas entre los 5 y los 150 metros dependiendo del arte.

La elección del caladero está íntimamente ligada a las condiciones meteorológicas. Debido a la posición de Cabo de Palos respecto a la costa, la zona de estudio y los caladeros, se ven afectados de forma desigual en función de la dirección y la fuerza del viento. Se diferencian dos zonas:

- La zona de levante comprendida entre la Isla Grosa y el cabo, frente a La Manga, se ve afectada principalmente por los vientos de levante (E), gregal (NE) y jaloque (SE), cuando la fuerza del viento es de 4 en adelante en la escala Beaufort (5.5 – 7.9 m/s) se hace muy difícil la pesca. Sin embargo esta zona queda protegida de los vientos de lebeche (S-SW) y mediodía (S).
- La zona de poniente comprendida desde el cabo hacia el Sur está más resguardada de los vientos que vienen del norte y del noreste (tramontana, gregal) y en menor medida del levante, quedando muy expuesta al lebeche (S-SW), además cuando hay marea “fresca” de poniente o levante en esta zona se dificulta mucho la pesca ya que los artes son arrastrados, pudiendo enredarse

con piedras con la consecuente posibilidad de roturas y además se llenan de suciedad lo que los hace más visibles por los peces, disminuyendo las capturas.

Junto a las condiciones meteorológicas, que lo condicionan, la elección de los caladeros se decide a partir de unos lugares de pesca conocidos para cada arte, cuyo conocimiento se va transmitiendo de generación en generación entre los pescadores, a estos lugares se van sumando unos y desechando otros, en función del arte, la especie objetivo, la época del año y las capturas obtenidas

Tabla 25 Descripción de las áreas de pesca incluidas en el presente estudio

Área de Pesca	Rango de prof. (m)	Frecuencia de uso	Tipo de fondo
Bajo de Fuera	20 - 75	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de coralígeno o algas esciófilas circalitorales de modo calmo. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo.
Bajo de Dentro	20 - 55	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo.
Bajo de Piles	15 - 50	Alta	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
Arrecifes artificiales frente Marchamalo	20 - 25	Alta	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i>
Zona Norte, frente a la manga.	10 - 30	Media	Barbá somera y profunda. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
Al sur del cabo	15 - 35	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
La Plana, desde Calblanque hasta Cabo Negrete	15 - 30	Baja	Barbá. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> .

Área de Pesca	Rango de prof. (m)	Frecuencia de uso	Tipo de fondo
Arrecifes artificiales de la Plana	25 - 35	Media	Barbá. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
Frente Cabo Negrete	45 - 65	Baja	Biocenosis de fondos detríticos costeros
Bajo de Fuera	40 - 75	Alta	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de coralígeno o algas esciófilas circalitorales de modo calmo. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo.
Al Sur del Bajo de Dentro	60 - 80	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Rocas
Frente Cabo Negrete	45 - 100	Alta	Rocas.
Zona Norte, frente a la manga	10 - 30	Alta	Barbá de arena y roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> .
Arrecifes artificiales, frente Marchamalo	20 - 25	Media	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i>
Al sur del cabo	15 - 20	Baja	Barbá. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
La Plana, desde Calblanque hasta Cabo Negrete	10 - 30	Alta	Barbá de arena y roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
Arrecifes artificiales de la Plana	25 - 35	Media	Barbá de roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
Al sur del cabo, frente Cala Reona	25 - 35	Media	Rocas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
Arrecifes artificiales de la Plana, por fuera	30 - 40	Alta	Rocas. Biocenosis de fondos detríticos costeros

Área de Pesca	Rango de prof. (m)	Frecuencia de uso	Tipo de fondo
Zona Norte, frente a la manga hasta la Isla Grosa	25 - 35	Media	Rocas. Biocenosis de fondos detríticos costeros
Bajo de Piles	20 - 45	Media	Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de algas fotófilas infralitorales de modo calmo. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
Arrecifes artificiales de la Plana	20 - 30	Media	Barbá de roca. Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
La Plana, zona Sur	20 - 30	Media	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros
Zona Norte, frente a la manga.	15 - 25	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de fondos detríticos costeros. Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
La Plana, desde Calblanque hasta Cabo Negrete	15 - 30	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas.
de Cabo Negrete a la bahía de Portman	22 - 55	Baja	Biocenosis de fondos blandos muy contaminados
Cala Túnez.	5 - 12	Media	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> .
Cala Reona	5 - 13	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> .
La Plana, límite inferior de la pradera de <i>Posidonia oceanica</i>	5 - 20	Baja	Biocenosis de pradera de <i>Posidonia oceanica</i> . Biocenosis de arenas finas bien calibradas. Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> .
Al Oeste de Cabo negrete	20 - 35	Baja	Biocenosis de césped de <i>Cymodocea nodosa</i> . Biocenosis de fondos blandos muy contaminados

Tabla 26 Frecuencia de uso de los caladeros por arte a partir de los datos registrados mediante embarques y encuestas durante 2005 y 2006.

Arte	Área de pesca	Frecuencia de uso por arte (%)
Bonitolera	El cabo-Punta seca	69,23
	La Plana	23,08
	Punta del Cabo-Cala Túnez	7,69
Moruna gruesa	El cabo-Punta seca	19,44
	Punta del Cabo-Cala Túnez	80,56
Palangre de fondo	Bajo de dentro	6,67
	Bajo de Fuera	4,00
	Bajo de Piles	32,00
	La Grosa-marchamalo	13,33
	La Plana	28,00
	Norte Grosa	1,33
	Portman	1,33
	Punta del Cabo-Cala Túnez	13,33
Red alta	El cabo-Punta seca	62,79
	La Plana	9,30
	Norte Grosa	2,33
	Portman	4,65
	Punta del Cabo-Cala Túnez	20,93
Red de nailon	Bajo de dentro	1,30
	Bajo de Piles	2,60
	El cabo-Punta seca	6,49
	La Grosa-marchamalo	10,39
	La Plana	42,86
	Norte Grosa	6,49
	Portman	16,88
	Punta del Cabo-Cala Túnez	12,99
Trasmallo claro de roca	Bajo de dentro	8,92
	Bajo de Fuera	15,56
	Bajo de Piles	25,24

Arte	Área de pesca	Frecuencia de uso por arte (%)
	El cabo-Punta seca	3,61
	La Grosa-marchamalo	9,30
	La Plana	24,48
	Norte Grosa	1,90
	Portman	3,61
	Punta del Cabo-Cala Túnez	7,40
Trasmallo claro langosta	Bajo de dentro	21,36
	Bajo de Fuera	30,10
	Bajo de Piles	2,91
	El cabo-Punta seca	1,94
	La Plana	25,24
	Portman	18,45
Trasmallo fino	El cabo-Punta seca	12,62
	La Grosa-marchamalo	14,49
	La Plana	58,88
	Norte Grosa	1,87
	Portman	0,93
	Punta del Cabo-Cala Túnez	11,21

De forma general, podemos decir que a partir de los resultados obtenidos a través de los embarques y encuestas, el área de pesca que es visitada con mayor frecuencia por la totalidad de los artes empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos, tanto en 2005 como en 2006, es la pradera de *Posidonia oceanica* de La Plana con más de un 30% del total de las salidas (38,6% en 2006), esta zona de pesca es junto con la comprendida entre Cabo de Palos-Isla Grosa la que ocupa una mayor superficie, en ella existen 2 zonas de arrecifes antiarrastreros que parece que ejercen un efecto de atracción sobre la distribución espacial de los artes de pesca artesanales. Si los datos de la frecuencia de visita a las zonas de pesca los estandarizamos por unidad de área, observamos que las más visitadas por unidad de área son los bajos del interior de la reserva marina y las zonas adyacentes a los arrecifes artificiales de la Plana (ver 3.3.6 Patrones de distribución del esfuerzo pesquero).

Área de pesca	Frecuencia (%)
La Plana	38,64
Bajo de Piles	15,59
La Grosa-marchamalo	11,53
El Cabo-Punta seca	10,51
Punta del Cabo-Cala Túnez	8,47
Bajo de Fuera	5,76
Bajo de dentro	4,41
Norte Grosa	3,39
Portman	1,69
TOTAL	100,00

Tabla 27 Frecuencia de pesca por caladero año 2006

Área de pesca	Frecuencia (%)
La Plana	32,80
Bajo de Piles	13,66
El cabo-Punta seca	12,14
Punta del Cabo-Cala Túnez	10,37
Bajo de Fuera	9,78
La Grosa-marchamalo	8,43
Bajo de dentro	6,32
Portman	4,72
Norte Grosa	1,77
TOTAL	100,00

Tabla 28 Frecuencia de pesca por caladero años 2005 y 2006

3.3.5 Caracterización de los recursos pesqueros

La **tabla 29-a** muestra la lista taxonómica, y los nombres vulgares utilizados en la zona, de los recursos pesqueros de interés comercial explotados por la flota artesanal de Cabo de Palos durante el periodo de este estudio, incluyendo las especies descritas el pasado año.

Tabla 29-a

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar
Phylum	Clase	orden	familia	especie	n. vulgar
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Nephropidae	<i>Homarus vulgaris</i>	Bogavante
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Nephropidae	<i>Nephrops norvegicus</i>	Cigala
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Palinuridae	<i>Palinurus sp</i>	Langosta
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Portunidae	<i>Carcinus maenas</i>	Cangrejo
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Scyllaridae	<i>Scyllarides latus</i>	Cigarrón
Chordata	Chondryctyes	Carcharhiniformes	Scyliorhinidae	<i>Scyliorhinus canícula</i>	Gato
Chordata	Chondryctyes	Myliobatiformes	Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	Aguilote, Chucho
Chordata	Chondryctyes	Notidanoidei	Triakidae	<i>Mustelus mustelus</i>	Musola
Chordata	Chondryctyes	Rajiformes	Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i>	Chucho
Chordata	Chondryctyes	Rajiformes	Rajidae	<i>Raja sp.</i>	Raya
Chordata	Chondryctyes	Rajiformes	Rhinobatidae	<i>Rhinobatos spp</i>	Guitarra
Chordata	Chondryctyes	Torpediniformes	Torpedinidae	<i>Torpedo sp.</i>	Torpedo
Chordata	Osteichthyes	Anguiliformes	Congridae	<i>Conger conger</i>	Congrio
Chordata	Osteichthyes	Anguiliformes	Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	Morena
Chordata	Osteichthyes	Atheriniformes	Atherinidae	<i>Atherina spp</i>	Chirrete
Chordata	Osteichthyes	Atheriniformes	Exocoetidae	<i>Cheilopogon heterurus</i>	Volador
Chordata	Osteichthyes	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus saurus</i>	Pijo, pez lagarto
Chordata	Osteichthyes	Gadiformes	Gadidae	<i>Gadus pollachius</i>	Bacaladilla
Chordata	Osteichthyes	Gadiformes	Gadidae	<i>Phycis blennoides</i>	Brotola de fango
Chordata	Osteichthyes	Gadiformes	Gadidae	<i>Phycis phycis</i>	Brotola de roca
Chordata	Osteichthyes	Gadiformes	Merluccidae	<i>Merluccius merluccius</i>	Pescadilla, merluza
Chordata	Osteichthyes	Lophiiformes	Lophiidae	<i>Lophius piscatorius</i>	Rape
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i>	Jurela
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	Lecha
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Carangidae	<i>Trachinotus ovatus</i>	Palometa
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	Jurel
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Centranchidae	<i>Spicara maena</i>	Gerla
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Centranchidae	<i>Spicara smaris</i>	Chucla, Caramel
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	Llampuga

Tabla 29-a

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Gobiidae	<i>Aphia minuta</i>	Chanquete
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Labrus merula</i>	morruo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Labrus sp</i>	Tordo, bodión, morruo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Labrus viridis</i>	Bodión verde, tordo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	Bodión
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	Pichi
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	Tordo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Symphodus sp.</i>	Pichi
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	Peto, Pichi
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Labridae	<i>Xyrichthys novacula</i>	Raó
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	Lubina
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	Mújol, Lisa
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Mullidae	<i>Mullus barbatus</i>	Salmonete de fango
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete de roca
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Polyprionidae	<i>Polyprion americanum</i>	Cherna
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltator</i>	Pasador
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	Corva
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Scombridae	<i>Auxis rochei</i>	Melva
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Scombridae	<i>Euthynnus alleteratus</i>	Bacoreta
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	Bonito
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>	Caballa
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus costae</i>	Falso abadejo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Serranidae	<i>Serranus scriba</i>	Vaca
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Boops boops</i>	Boga
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	Denton
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Dentex sp</i>	Sama, denton
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	Raspallón
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo real
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	Vidriá, mojarra
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Lithorgnatus mormyrus</i>	Magre, Herrera
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	Oblada
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besugo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus erythrinus</i>	Breca, Pagel
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo, Pagel

Tabla 29-a

Phylum	Clase	Orden	Familia	Especie	Nombre vulgar
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	Salpa
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	Dorada
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sparidae	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Chopa
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sphyraenidae	<i>Sphyraena sp.</i>	Espetón
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	Araña
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	Rata, Sapo
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Xiphiidae	<i>Xiphias gladius</i>	Pez espada
Chordata	Osteichthyes	Pleuronectiformes	Citharidae	<i>Citharus linguatula</i>	Solleta
Chordata	Osteichthyes	Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea solea</i>	Lenguado
Chordata	Osteichthyes	Pleuronectiformes	Scophthalmidae	<i>Psetta maxima</i>	Rodaballo
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Roncador
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena nonata</i>	Rascasa
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasa
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena sp</i>	Rascasa, gallineta
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpeana scrofa</i>	Gallineta
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Lepidotrigla spp</i>	Cabetes, rubios nep
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Trigla lastoviza</i>	Rubio
Chordata	Osteichthyes	Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Trigla spp</i>	Rubio
Chordata	Osteichthyes	Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i>	Escopeta, Ballesta
Chordata	Osteichthyes	Zeiformes	Zeidae	<i>Zeus faber</i>	Gallopedro
Chordata	Osteichthyes	Perciformes	Sciaenidae	<i>Umbrina cirrosa</i>	Verrugato
Mollusca	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	Pulpo
Mollusca	Cephalopoda	Sepioidea	Sepiidae	<i>Sepia officinalis</i>	Jibia, Sepia
Mollusca	Cephalopoda	Teuthoidea	Loliginidae	<i>Loligo vulgaris</i>	Calamar

En la siguiente tabla (**29-b**) se muestra la relación de las especies capturadas por los distintos artes empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos:

Tabla 29-b											
ESPECIES	ARTE	TCR	TF	PF	TCL	RA	RN	MG	BON	CA	CHI
<i>Atherina spp</i>											X
<i>Balistes carolinensis</i>				X							
<i>Boops boops</i>		X									
<i>Caranx rhonchus</i>		X									
<i>Chelon labrosus</i>		X					X	X			
<i>Conger conger</i>		X	X	X	X						
<i>Coryphaena hippurus</i>				X	X						
<i>Dasyatis pastinaca</i>			X	X	X						
<i>Dentex dentex</i>		X	X	X	X	X	X	X			
<i>Dentex sp</i>				X							
<i>Diplodus sp.</i>		X	X	X	X	X	X				
<i>Epinephelus costae</i>		X			X		X				
<i>Epinephelus marginatus</i>		X	X	X	X		X				
Escualos				X							
<i>Euthynnus alleteratus</i>				X	X			X	X		
<i>Gadus pollachius</i>		X			X						
<i>Homarus vulgaris</i>		X			X						
<i>Labrus sp</i>				X							
<i>Labrus merula</i>		X									
<i>Labrus viridis</i>		X	X	X							
<i>Lithorgnatus mormyrus</i>		X	X								
<i>Lophius piscatorius</i>		X			X		X				
<i>Merluccius merluccius</i>				X	X						
<i>Morralla</i>		X	X	X	X		X				
<i>Mullus sp.</i>		X	X		X						
<i>Muraena helena</i>		X	X	X							
<i>Mustelus mustelus</i>		X	X	X	X		X				
<i>Nephrops norvegicus</i>					X						
<i>Oblada melanura</i>		X	X								
<i>Octopus vulgaris</i>		X	X	X	X	X	X			X	
<i>Pagellus bogaraveo</i>		X	X		X						
<i>Pagellus erythrinus</i>		X	X	X	X	X	X				
<i>Pagrus pagrus</i>		X	X	X	X		X				

Tabla 29-b												
ESPECIES	ARTE	TCR	TF	PF	TCL	RA	RN	MG	BON	CA	CHI	
<i>Palinurus sp</i>		X	X		X		X					
Pasador		X		X								
<i>Phycis sp.</i>		X	X		X		X					
<i>Polyprion americanum</i>			X									
<i>Psetta maxima</i>							X					
<i>Raja sp.</i>		X	X	X	X		X					
<i>Rhinobatos sp</i>		X										
<i>Sarda sarda</i>		X			X	X		X				
<i>Sarpa salpa</i>		X	X									
<i>Sciaena umbra</i>		X	X	X		X	X					
<i>Scomber scombrus</i>		X										
<i>Scorpaena sp</i>		X	X		X	X	X					
<i>Scorpeana scrofa</i>		X	X	X	X	X	X					
<i>Scyliorhinus canícula</i>		X	X	X								
<i>Scyllarides latus</i>		X	X				X					
<i>Sepia officinalis</i>		X	X			X	X					
<i>Seriola dumerilli</i>		X	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Serranus sp</i>		X	X				X					
<i>Solea solea</i>		X			X							
<i>Sparus aurata</i>		X				X	X					
<i>Sphyaena sp.</i>		X	X		X	X	X	X				
<i>Spicara maena</i>		X	X									
<i>Spicara smaris</i>			X									
<i>Spondyllosoma cantharus</i>		X	X	X	X							
<i>Symphodus cinereus</i>			X									
<i>Symphodus mediterraneus</i>			X									
<i>Symphodus ocellatus</i>		X	X	X								
<i>Symphodus tinca</i>		X	X									
<i>Symphodus sp.</i>				X								
<i>Synodus saurus</i>		X	X									
<i>Torpedo sp.</i>		X										
<i>Trachinotus ovatus</i>		X					X	X				
<i>Trachinus draco</i>		X	X	X	X							
<i>Trachurus trachurus</i>		X	X									
<i>Trigla spp</i>		X		X	X							
<i>Umbrina cirrosa</i>			X			X	X					
<i>Uranoscopus scaber</i>		X	X	X	X	X	X					

ESPECIES	ARTE	TCR	TF	PF	TCL	RA	RN	MG	BON	CA	CHI
Voladores								X			
<i>Xiphias sp</i>			X	X							
<i>Xyrichthys novacula</i>			X								
<i>Zeus faber</i>		X	X		X		X				

En función de la técnica de pesca, la época del año y otros factores como el tiempo de calado, el tipo de fondo, la forma de calar y la fluctuación de los precios en el mercado, las **especies objeto** de ser capturadas varían, y consecuentemente también los artes y la frecuencia de utilización de los mismos.

Generalmente, según el arte utilizado, junto a las especies objetivo son capturadas otras especies denominadas **acompañantes**, que a pesar de no ser muy representativas por su número o biomasa, debido a su alto valor económico se venden aparte.

Junto a las especies objetivo y acompañantes, se pueden capturar otras especies, que según su valor comercial se venden dentro de una categoría de valor comercial inferior ("**morralla**" y "**roqueo**"). Ambos grupos están constituidos básicamente por las mismas especies, de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña o poco abundantes, rascasas (*Scorpaena porcus*, *S. nonata* y *S. scrofa* de pequeño tamaño), pequeños espáridos como brechas y pageles (*Pagellus erythrinus*, *P. bogaraveo*, *Pagrus pagus*), sargos (*Diplodus vulgaris*, *D. annularis*, *D. sargos*) y serránidos (*Serranus scriba*, *S. cabrilla*) entre otros, siendo mayor su talla en el caso del roqueo.

También puede existir una fracción de la captura que se devuelve al mar, suelen ser especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña y/o inferior a la legal, poco abundantes o dañados durante el proceso de pesca. Esta fracción denominada **descarte** es poco abundante en el caso de la pesca artesanal consecuencia de la selectividad de los artes.

Tabla 30 Especies objetivo y caracterización del uso de cada arte incluido en el estudio

Tabla 16 Arte	Especies Objetivo	Rango de Prof. (metros)	Tipo de fondo	Dentro Reserva	Fuera Reserva	Tiempo de calado	Meses de uso preferente
Bonitolera	<i>Seriola dumerilii</i> / <i>Sarda sarda</i>	10-25	Posidonia		■	1 noche	oct-nov
Cadufos	<i>Octopus vulgaris</i>	25-35	Barbá-roca Barba- arena		■	Arte fijo. 1 semana	mar-oct
Chirretera	<i>Atherina spp</i>	5-10	Posidonia-arena		■	Arte fijo. Diario	jun-jul sep-oct
Moruna gruesa	<i>Seriola dumerilii</i> / <i>Sarda sarda</i> / <i>Euthynnus alleteratus</i>	5-15	Posidonia, arena		■	Arte fijo. Diario	may-jul
Palangre de fondo	<i>Epinephelus marginatus</i> / <i>Dentex dentex</i> / <i>Pagrus pagrus</i>	25-50	Todos. Preferentemente de Posidonia	■	■	2 – 4 horas	mar-may ago-dic
Red alta	<i>Seriola dumerilii</i> / <i>Dentex dentex</i> / <i>Diplodus sargus</i>	10-25	Posidonia y arena	■	■	1 noche	abr, may, nov
Red de nailon	<i>Dentex dentex</i> / <i>Seriola dumerilii</i>	15-20	Todos. Preferentemente de Posidonia	■	■	1 noche	mar-ago
Trasmallo Claro roca	<i>Epinephelus sp</i> / <i>Dentex dentex</i> / <i>Scorpaena scrofa</i>	20-50	Posidonia y/o roca	■	■	1 noche – 1 día	mar-sep
Trasmallo claro langosta	<i>Palinurus sp</i> / <i>Scorpaena scrofa</i>	40-70	Roca	■	■	2 – 3 noches	jul-oct
Trasmallo fino	<i>Mullus sp</i>	16-30	Barbá-roca Brabá-arena		■	2 – 4 horas	mar-nov

Resumen de las capturas (en kg) por caladero y arte de las principales especies objetivo de interés comercial en la zona de estudio durante el presente estudio:

• ***Scorpaena scrofa***

Especie solitaria y sedentaria que se encuentra sobre fondos rocosos, arenosos o fangosos, cuya alimentación se basa en otros peces, crustáceos y moluscos de pequeño tamaño.

Es una especie objetivo por la flota artesanal de Cabo de Palos para el trasmallo claro de roca, y una especie acompañante para los demás trasmallos, muy apreciada debido a su elevado valor en el mercado sobretodo cuando los ejemplares alcanzan tamaños grandes, siendo descartada por la mayoría de las embarcaciones cuando los ejemplares son pequeños aun cuando dan la talla mínima para ser comercializados, es una especie muy importante para el sector pesquero en la zona ya que es una de las mejores rendimientos económicos presenta, el arte preferente con el que se captura es el trasmallo claro de roca, cuya malla de red oscila entre los 40 y los 60 mm. La zona donde se captura más biomasa de *S.scrofa* y con mayor frecuencia es en el interior de la reserva marina.

<i>Scorpaena scrofa</i>				
Caladero	kg	Arte	kg	Nº barcos
Cala Túnez	12,3	Bonitolera		
Pradera CDP-Grosa	99,2	Moruna gruesa		
Pradera Grosa-El Mojón	19,0	Palangre de fondo	5,3	2
Reserva marina	172,5	Red alta		
B, Fuera	21,1	Red de nailon	22,3	4
B, Dentro	58,4	Trasmallo claro de roca	360,3	6
B, Piles	93,0	Trasmallo claro langosta	14,3	1
C, Reona -Punta Seca		Trasmallo fino	52,1	4
La Plana	142,9	Total	454,1	6
Portman	7,0			

Tabla 31 Capturas por caladero y arte de *S.Scrofa* a partir de los datos registrados mediante encuestas y embarques desde enero-agosto 2006

• ***Mullus surmuletus***

Especie demersal presente en terrenos accidentados rosos y/o arenosos, su búsqueda se centra sobre ecotonos asociados principalmente a praderas de fanerógamas marinas. Se alimenta de organismos bentónicos como camarones, poliquetos, moluscos de pequeño tamaño y otros peces bentónicos, las frezas ocurren de mayo a julio y sus larvas son pelágicas.

Es objetivo para el trasmallo fino y actúa como acompañante par el resto de artes, aunque raramente se captura con otros artes, tiene un elevado valor comercial que es mayor cuando es capturada mediante el uso del trasmallo y no por arrastre, debido a que los ejemplares están menos dañados y su tamaño suele ser mayor, la mayor parte de sus capturas se producen en caladeros donde el habitat dominante es la pradera de *Posidonia oceanica*. Destaca la importancia del caladero de la Plana debido al volumen y frecuencia de uso de este arte en esa zona.

<i>Mullus surmuletus</i>				
Caladero	kg	Arte	kg	Nº barcos
Cala Túnez	102,5	Bonitolera		
Pradera CDP-Grosa	246,1	Moruna gruesa		
Pradera Grosa-El Mojón	23,0	Palangre de fondo		
Reserva marina	112,9	Red alta		
B, Fuera	0,4	Red de nailon	0,8	1
B, Dentro	20,5	Trasmallo claro de roca	219,5	4
B, Piles	92,0	Trasmallo claro langosta		
C, Reona -Punta Seca	64,5	Trasmallo fino	1164,2	5
La Plana	837,5	Total	1384,5	5
Portman	1,0			

Tabla 32 Capturas por caladero y arte de *M.surmuletus* a partir de los datos registrados mediante encuestas y embarques desde enero-agosto 2006

• ***Dentex dentex***

Habita fondos rocosos, en rangos de profundidad de hasta -200 m, de hábitos carnívoros, los adultos son individuos solitarios que suelen ser objetivo de artes como el palangre o la red de nailon, los jóvenes son más gregarios y suelen ser capturados por trasmallos claros o redes altas. Sus capturas son importantes para el conjunto de la flota pesquera por la biomasa capturada en la zona de estudio y el precio que alcanzan en el mercado. Es objetivo para los palangres, la red de nailon y acompañante para los demás artes.

Los caladeros donde se producen las mayores capturas son la zona de la Plana, y los bajos de Piles y Fuera en el interior de la reserva marina.

<i>Dentex dentex</i>	kg	Arte	kg	Nº barcos
Caladero				
Cala Túnez	51,8	Bonitolera	6,4	1
Pradera CDP-Grosa	49,5	Moruna gruesa		
Pradera Grosa-El Mojón	74,5	Palangre de fondo	34,8	2
Reserva marina	229,2	Red alta	56,0	1
B, Fuera	113,3	Red de nailon	348,0	5
B, Dentro	7,0	Trasmallo claro de roca	455,6	5
B, Piles	108,9	Trasmallo claro langosta		
C, Reona -Punta Seca	83,3	Trasmallo fino	39,5	2
La Plana	421,1	Total	940,4	5
Portman	16,1			

Tabla 33 Capturas por caladero y arte de *D.dentex* a partir de los datos registrados mediante encuestas y embarques desde enero-agosto 2006

• ***Seriola dumerili***

Especie pelágica costera que habita en un rango de profundidades de hasta -360 m, de alimentación carnívora, los juveniles se asocian a zonas próximas a praderas de fanerógamas marinas formando bancos o nadando en solitario. Es objetivo de la red de nailon, los palangres y las morunas. Muy apreciada por los pescadores, es frecuente que las mayores capturas se produzcan con la moruna gruesa al quedar atrapados grandes bancos que corren paralelos a la costa a poca profundidad, por lo que las áreas donde hay más capturas son aquellas donde se establecen las postas de la moruna, en Cala Túnez y la Plana.

<i>Seriola dumerili</i>	kg	Arte	kg	Nº barcos
Caladero				
Cala Túnez	1084,9	Bonitolera	5,0	1
Pradera CDP-Grosa	7,3	Moruna gruesa	1084,9	1
Pradera Grosa-El Mojón	194,0	Palangre de fondo		
Reserva marina	147,0	Red alta		
B. Fuera	127,4	Red de nailon	2239,2	3
B. Dentro		Trasmallo claro de roca	171,7	4
B. Piles	19,6	Trasmallo claro langosta		
C. Reona -Punta Seca	5,0	Trasmallo fino		
La Plana	2047,8	Total	3500,8	4
Portman	3,9			

Tabla 34 Capturas por caladero y arte de *S.dumerili* a partir de los datos registrados mediante encuestas y embarques desde enero-agosto 2006

• ***Epinephelus marginatus***

Habita en fondos rocosos en profundidades de hasta -50 m, tiene una alimentación carnívora basada en pulpos, cangrejos u otros peces, es muy apreciada por los pescadores y también por los buceadores deportivos, se encuentra asociada a los bajos rocosos de la reserva marina, de donde procede prácticamente toda su captura, es el pez que posee un mayor precio en el mercado después de la langosta, el bogavante y la cigala.

<i>E. marginatus</i>	kg	Arte	kg	Nº barcos
Caladero				
Cala Túnez	3,2	Bonitolera		
Pradera CDP-Grosa		Moruna gruesa		
Pradera Grosa-El Mojón		Palangre de fondo	12,5	1
Reserva marina	43,3	Red alta		
B. Fuera		Red de nailon	1,5	1
B. Dentro		Trasmallo claro de roca	34,0	2
B. Piles	43,3	Trasmallo claro langosta		
C. Reona -Punta Seca		Trasmallo fino		
La Plana	1,5	Total	48,0	2
Portman				

Tabla 35 Capturas por caladero y arte de *E. marginatus* a partir de los datos registrados mediante encuestas y embarques desde enero-agosto 2006

En las tablas siguientes (**Tablas 36 – 38**) se adjuntan las capturas en kilogramos por meses, la suma total y su porcentaje de captura para los principales artes, atendiendo a los kg capturados, desde enero a agosto.

Tabla 36 Peso (en Kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **trasmallo claro de roca** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte.

Trasmallo Claro de Roca							Total kg	% de
Especie	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Spp	captura
<i>Scorpaena spp</i>	12,00		56,10	488,00	217,00	34,00	807,10	14,93
<i>Dentex dentex</i>	45,60	166,18	120,96	52,91	70,00		455,64	8,43
<i>Scorpeana scrofa</i>	23,81	18,86	44,31	92,14	144,80	36,35	360,27	6,67
<i>Trachurus spp</i>			355,00	0,13			355,13	6,57
<i>Octopus vulgaris</i>	21,57	43,51	107,69	102,01	37,50	18,35	330,63	6,12
<i>Sciaena umbra</i>	10,11		89,50	187,85	23,10		310,56	5,75
<i>Pagellus erythrinus</i>	3,00	86,25	98,34	16,59	36,00	12,00	252,18	4,67
<i>Mullus surmuletus</i>	17,43	9,00	144,77	0,27	20,00	28,00	219,47	4,06
<i>Raja spp</i>	8,00	19,90	46,40	75,20	53,40	14,00	216,90	4,01
<i>Diplodus spp</i>	59,93	39,72	53,04	31,50	27,00		211,19	3,91
<i>Sepia officinalis</i>	78,76	16,10	75,30	22,28			192,44	3,56
<i>Pagrus pagrus</i>		5,00	83,98	66,60	26,70		182,28	3,37
<i>Scorpaena porcus</i>	12,52	5,00	114,20	42,36			174,08	3,22
<i>Seriola dumerilli</i>		108,24	13,70	13,79		36,00	171,72	3,18
<i>Peces varios</i>		65,50	70,50	1,40	22,70	3,80	163,90	3,03
<i>Symphodus spp</i>			23,00	72,50	35,00		130,50	2,41
<i>Pagellus bogaraveo</i>	2,77	11,45	45,96	0,98	44,00	5,00	110,16	2,04
<i>Uranoscopus scaber</i>	20,72	0,58	12,17	28,12	23,10	18,15	102,85	1,90
<i>Dentex spp</i>		84,80					84,80	1,57
<i>Sphyaena sphyraena</i>		18,95	38,10	0,47			57,52	1,06
<i>Lophius piscatorius</i>	1,20	14,90	27,50		12,10		55,70	1,03
<i>Phycis spp</i>		12,91	6,33	4,15	31,00		54,40	1,01
<i>Mustelus mustelus</i>	1,82		37,00	6,00	6,20		51,02	0,94
<i>Trachinus draco</i>	0,07	0,56	50,16	0,10			50,89	0,94
<i>Morralla</i>	10,00	7,50	7,00	12,00		3,00	39,50	0,73
<i>Spondyliosoma cantharus</i>		3,08		24,63	7,50	3,25	38,46	0,71
<i>Epinephelus marginatus</i>		19,00	4,10	4,50	6,40		34,00	0,63
<i>Synodus saurus</i>			26,00				26,00	0,48
<i>Labrus spp</i>			6,80	7,00			13,80	0,26

Trasmallo Claro de Roca							Total kg	% de
Especie	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Spp	captura
<i>Sarda sarda</i>		2,90	10,80				13,70	0,25
<i>Palinurus spp</i>			6,20	1,96		5,00	13,16	0,24
<i>Myliobatis aquila</i>			10,00				10,00	0,19
<i>Nephrops norvegicus</i>		1,10	7,80		0,90		9,80	0,18
<i>Zeus faber</i>		2,30	7,50				9,80	0,18
<i>Torpedo spp</i>	0,24		1,52	2,77	5,00		9,52	0,18
<i>Conger conger</i>	0,87	8,25					9,12	0,17
<i>Spicara maena</i>					9,00		9,00	0,17
<i>Diplodus puntazzo</i>	1,50		2,81	2,80			7,11	0,13
<i>Mola mola</i>		6,48					6,48	0,12
<i>Euthynnus alleteratus</i>					5,00		5,00	0,09
<i>Dasyatis pastinaca</i>	4,81						4,81	0,09
<i>Raja brachyura</i>	0,77	3,22	0,12	0,17			4,28	0,08
<i>Dactylopterus volitans</i>				4,00			4,00	0,07
<i>Symphodus ocellatus</i>	0,29			3,67			3,95	0,07
<i>Diplodus sargus</i>	1,02	1,28		1,57			3,87	0,07
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,41	0,74	0,22	2,13			3,50	0,06
<i>Muraena helena</i>				3,50			3,50	0,06
<i>Homarus vulgaris</i>	2,60						2,60	0,05
<i>Scyliorhinus canícula</i>					2,50		2,50	0,05
<i>Trigla spp</i>				0,20		2,00	2,20	0,04
<i>Sarpa salpa</i>	1,57			0,50			2,07	0,04
<i>Epinephelus costae</i>		1,98					1,98	0,04
<i>Labrus viridis</i>	0,45			1,39			1,84	0,03
<i>Symphodus tinca</i>				1,46			1,46	0,03
<i>Scorpaena notata</i>	0,18		1,00	0,06			1,24	0,02
<i>Pagellus acarne</i>	0,34		0,64	0,19			1,17	0,02
<i>Solea solea</i>				0,20	0,90		1,10	0,02
<i>Merluccius merluccius</i>			1,00				1,00	0,02
<i>Loligo vulgaris</i>				0,50			0,50	0,01
<i>Oblada melanura</i>	0,35						0,35	0,01
<i>Scomber scombrus</i>				0,30			0,30	0,01
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,24						0,24	0,0044
<i>Serranus cabrilla</i>			0,05				0,05	0,0008
TOTAL	345	785	1808	1381	867	219	5404	100,00

Tabla 37 Peso (en Kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **trasmallo fino** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte.

Trasmallo fino							Total Kg	% de
Especie	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Spp	captura
<i>Mullus surmuletus</i>	9,00	108,00	68,84	333,90	523,50	124,00	1167,24	46,96
<i>Morralla</i>	10,00	52,50	59,50	136,50	260,70	89,50	608,70	24,49
<i>Scorpaena spp</i>	3,00			19,50	96,50	16,00	135,00	5,43
<i>Spicara maena</i>		20,00	0,26	35,00	20,00		75,26	3,03
<i>Diplodus spp</i>			1,55	13,00	10,00	48,00	72,55	2,92
<i>Scorpaena scrofa</i>		3,20	2,25	3,30	17,70	25,60	52,05	2,09
<i>Peces varios</i>				24,50	20,90		45,40	1,83
<i>Octopus vulgaris</i>		6,00	10,50	9,20	18,50		44,20	1,78
<i>Dentex dentex</i>		3,50			35,00	1,00	39,50	1,59
<i>Scorpaena porcus</i>		2,00	12,29	13,00	1,00	4,00	32,29	1,30
<i>Sepia officinalis</i>	8,30	5,50	7,77	6,00	4,00		31,57	1,27
<i>Pagellus bogaraveo</i>			0,23		21,00	7,00	28,23	1,14
<i>Pegellus acarne</i>					22,00		22,00	0,89
<i>Spicara smaris</i>						22,00	22,00	0,89
<i>Serranus scriba</i>			4,77	6,50	1,00	9,00	21,27	0,86
<i>Symphodus spp</i>			14,00				14,00	0,56
<i>Serranus cbrilla</i>			4,09	6,50	1,00		11,59	0,47
<i>Diplodus annularis</i>						10,00	10,00	0,40
<i>Trachurus spp</i>				10,00			10,00	0,40
<i>Uranoscopus scaber</i>		1,00	1,00		8,00		10,00	0,40
<i>Muraena helena</i>		3,00	3,17				6,17	0,25
<i>Sphyaena sphyraena</i>			0,18	4,00	1,00		5,18	0,21
<i>Pagellus erythrinus</i>		4,70					4,70	0,19
<i>Scorpaena nonata</i>			2,53			2,00	4,53	0,18
<i>Sciaena umbra</i>		3,00					3,00	0,12
<i>Lithorgnatus mormyrus</i>				2,00			2,00	0,08
<i>Spondylisoma cantharus</i>					2,00		2,00	0,08
<i>Pagrus pagrus</i>			0,80	1,00			1,80	0,07
<i>Diplodus vulgaris</i>			1,55				1,55	0,06
<i>Zeus faber</i>			0,50				0,50	0,02
<i>Conger conger</i>			0,35				0,35	0,01
<i>Synodus saurus</i>			0,30				0,30	0,01
<i>Symphodus mediterraneus</i>			0,26				0,26	0,01

Trasmallo fino							Total Kg	% de
Especie	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	Spp	captura
<i>Symphodus ocellatus</i>			0,22				0,22	0,01
<i>Phycis spp</i>			0,12				0,12	0,01
TOTAL	30	212	197	624	1064	358	2486	100

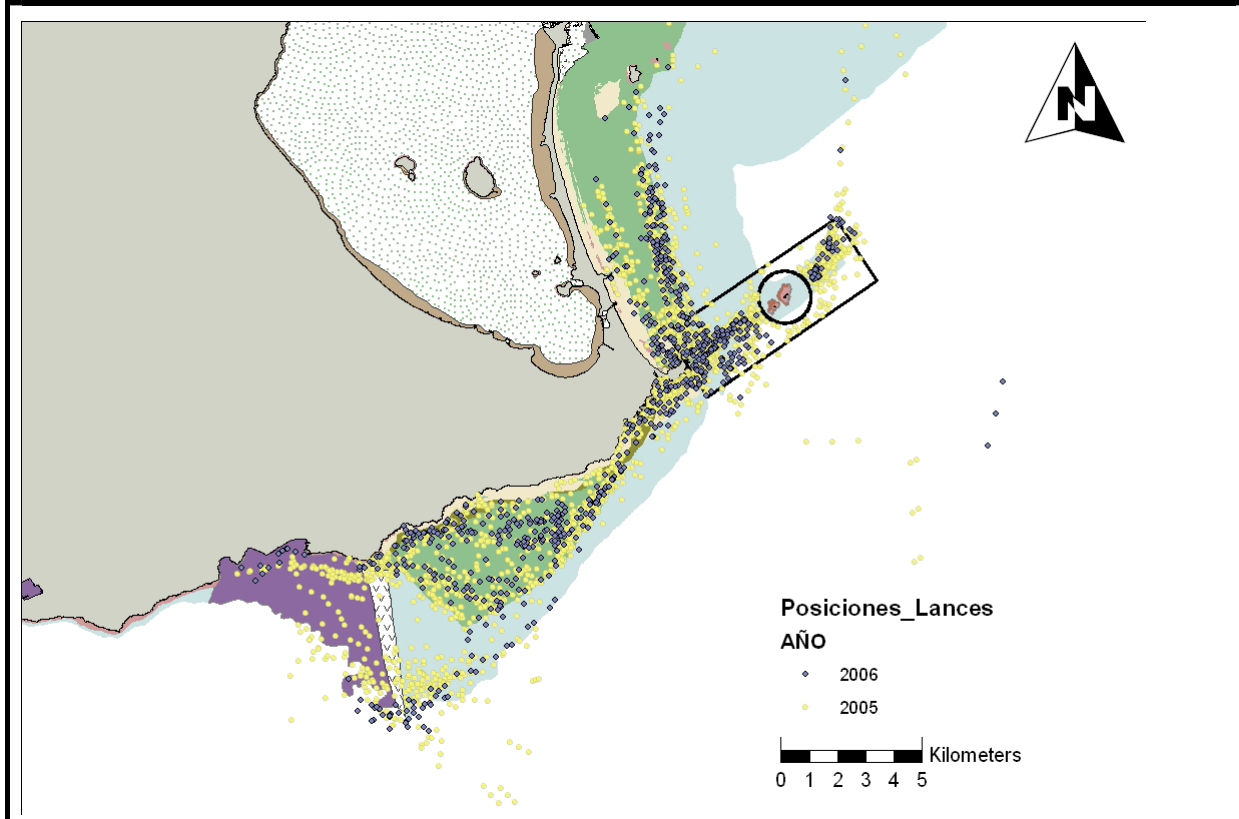
Tabla 38 Peso (en Kg) y proporción (en %) de las capturas por especie y mes para el **Red de nailon** en el presente estudio, ordenadas por importancia de la captura para ese arte.

Red de nailon						Total Kg	% de
Especie	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	Spp	captura
<i>Seriola dumerilli</i>	980,00	888,16	371,00			2239,16	65,80
<i>Dentex dentex</i>	51,00	244,58	20,00	18,50	13,97	348,05	10,23
<i>Diplodus spp</i>	2,00	247,87	3,00		0,36	253,23	7,44
<i>Pagellus bogaraveo</i>		154,70	12,00			166,70	4,90
<i>Sciaena umbra</i>	5,50	55,45	3,00		2,83	66,78	1,96
<i>Mustelus mustelus</i>		42,49	16,00			58,49	1,72
<i>Sarda sarda</i>		35,19				35,19	1,03
<i>Pagrus pagrus</i>		30,46				30,46	0,90
<i>Scorpaena scrofa</i>	2,70	18,05	1,00		0,51	22,26	0,65
<i>Chelon labrosus</i>		20,37				20,37	0,60
<i>Symphodus spp</i>	20,00					20,00	0,59
<i>Peces varios</i>		5,25		5,00	5,50	15,75	0,46
<i>Octopus vulgaris</i>	9,50	4,45				13,95	0,41
<i>Liza aurata</i>		12,85				12,85	0,38
<i>Phycis spp</i>		12,50				12,50	0,37
<i>Euthynnus alleteratus</i>		12,25				12,25	0,36
<i>Raja spp</i>		12,00				12,00	0,35
<i>Zeus faber</i>		12,00				12,00	0,35
<i>Auxis spp</i>				7,50		7,50	0,22
<i>Symphodus ocellatus</i>		5,82				5,82	0,17
<i>Trachurus spp</i>		4,57				4,57	0,13
<i>Sepia officinalis</i>	3,50	0,61				4,11	0,12
<i>Trigla spp</i>		0,56		3,30		3,86	0,11
<i>Diplodus puntazzo</i>		3,69				3,69	0,11
<i>Uranoscopus scaber</i>		2,36				2,36	0,07
<i>Escualos</i>		2,20				2,20	0,06
<i>Sphyræna sphyraena</i>		2,12				2,12	0,06

Red de nailon						Total Kg	% de
Especie	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	Spp	captura
<i>Diplodus cervinus</i>		2,11				2,11	0,06
<i>Diplodus sargus</i>		1,90				1,90	0,06
<i>Labrus merula</i>		1,82				1,82	0,05
<i>Labrus viridis</i>		1,52				1,52	0,04
<i>Epinephelus marginatus</i>	1,50					1,50	0,04
<i>Scorpaena porcus</i>		0,36			0,81	1,18	0,03
<i>Mullus surmuletus</i>		0,77				0,77	0,02
<i>Sarpa salpa</i>		0,76				0,76	0,02
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,50					0,50	0,01
<i>Scorpaena spp</i>	0,50					0,50	0,01
<i>Scyliorhinus canícula</i>		0,43				0,43	0,01
<i>Sparus aurata</i>		0,43				0,43	0,01
<i>Raja brachyura</i>		0,36				0,36	0,01
<i>Diplodus vulgaris</i>					0,36	0,36	0,01
<i>Diplodus annularis</i>		0,28				0,28	0,01
<i>Symphodus tinca</i>					0,06	0,06	0,00
<i>Scorpaena notata</i>		0,02				0,02	0,00
TOTAL	1076,70	1841,33	426,00	34,30	24,40	3402,73	100,00

3.3.6 Patrones de distribución del esfuerzo pesquero de la flota artesanal de Cabo de Palos

Figura 32 Posiciones Inicio-media-final de los lances muestreados en los años 2005 y 2006 por la flota artesanal de Cabo de Palos.

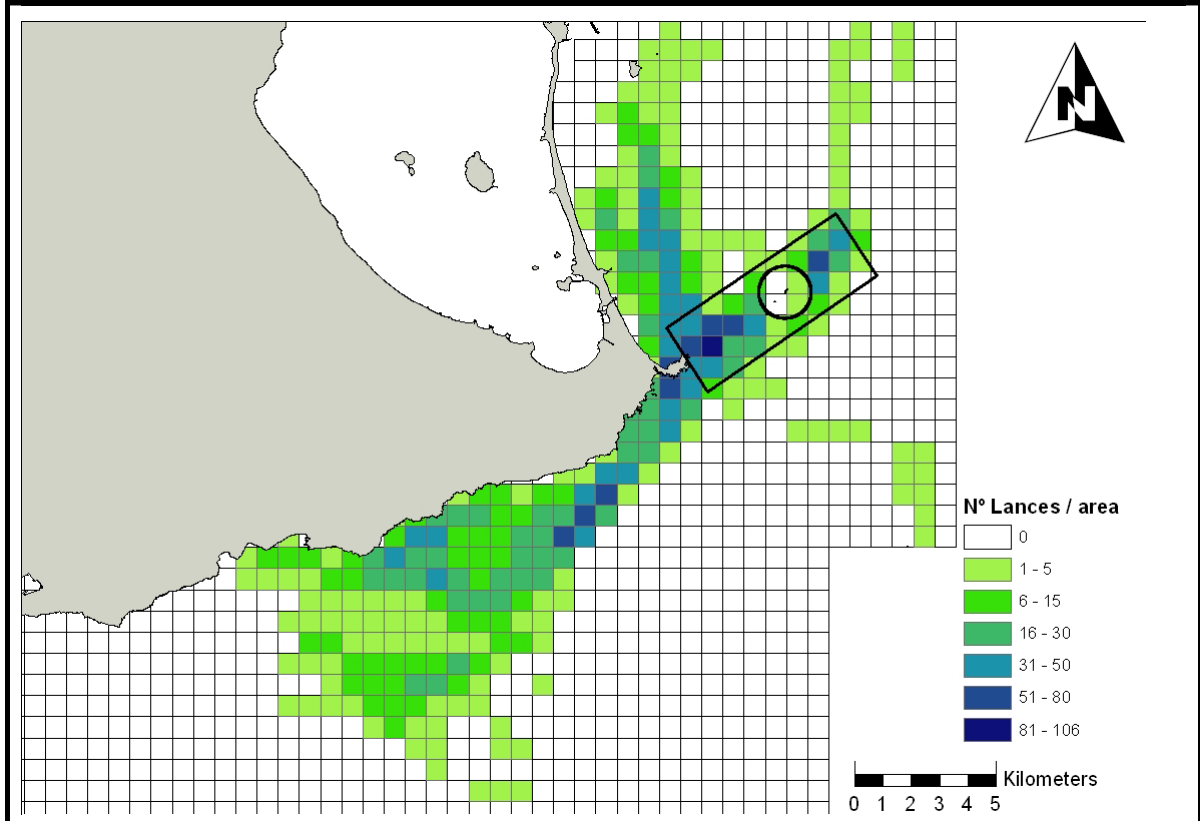


Tanto en los muestreos realizados en embarcaciones como en las encuestas rellenadas por los pescadores en Cabo de Palos las zonas de pesca frecuentadas se solapan en los 2 años, por lo que se pueden definir los límites de distribución de la pesca artesanal hacia el Sur en $37,50^{\circ}$ Norte, a 11,5 Km desde Calblanque, y $37,80^{\circ}$ Norte, a 10 Km frente al puerto del Estacio, estos límites varían con la época del año y el arte.

En los meses de invierno la flota se divide en embarcaciones que van a pescar el Chanquete en el entorno de Isla Grosa y San Pedro del Pinatar y las que siguen su actividad en Cabo de Palos, principalmente con las redes de nailon y trasmallos. Los meses en los que las embarcaciones tienen permiso de la Comunidad autónoma para la pesca del Chanquete son diciembre y enero, pudiendo prorrogarse un mes más, durante estos meses las embarcaciones pueden atracar en los puertos de San Pedro y Tomás Maestre, en la Manga del Mar Menor, a causa de su mayor proximidad a estos caladeros, localizados entre Isla Grosa y los límites con la Comunidad Valenciana.

Si representamos el número de lances, efectuados con la totalidad de los artes, por unidad de área (**Figura 33**), se ha utilizado una rejilla de 750 metros por lado, se observa que existe una agregación del esfuerzo entorno de la Reserva marina, que decrece al alejarnos de la misma, esta distribución espacial está acotada por la profundidad, son poco frecuentes los lances a profundidades inferiores a -50 m.

Figura 33 Distribución del esfuerzo pesquero a partir de los datos de 2005 y 2006



En la **figura 34** el histograma representa el número de lances registrados en función de la distancia a la reserva integral, donde se observa una agregación del esfuerzo entorno de la reserva, esta tendencia es mayor en la vertiente septentrional, presumiblemente debido a que la zona presenta una continuidad de hábitat que no está presente hacia el sur también es posible que se deba a que el área de pesca se estrecha por un aumento de la pendiente (**Figura 35**).

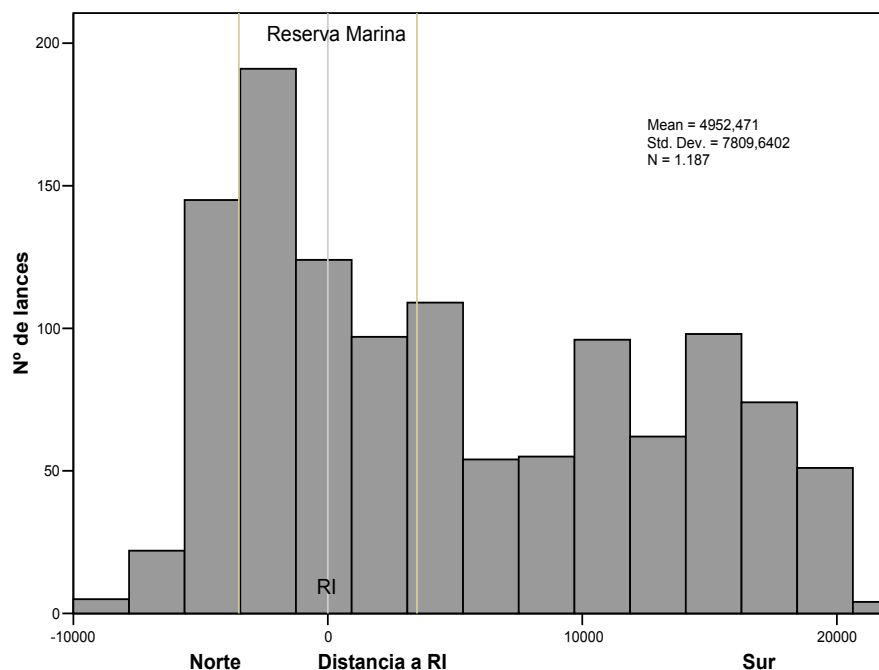
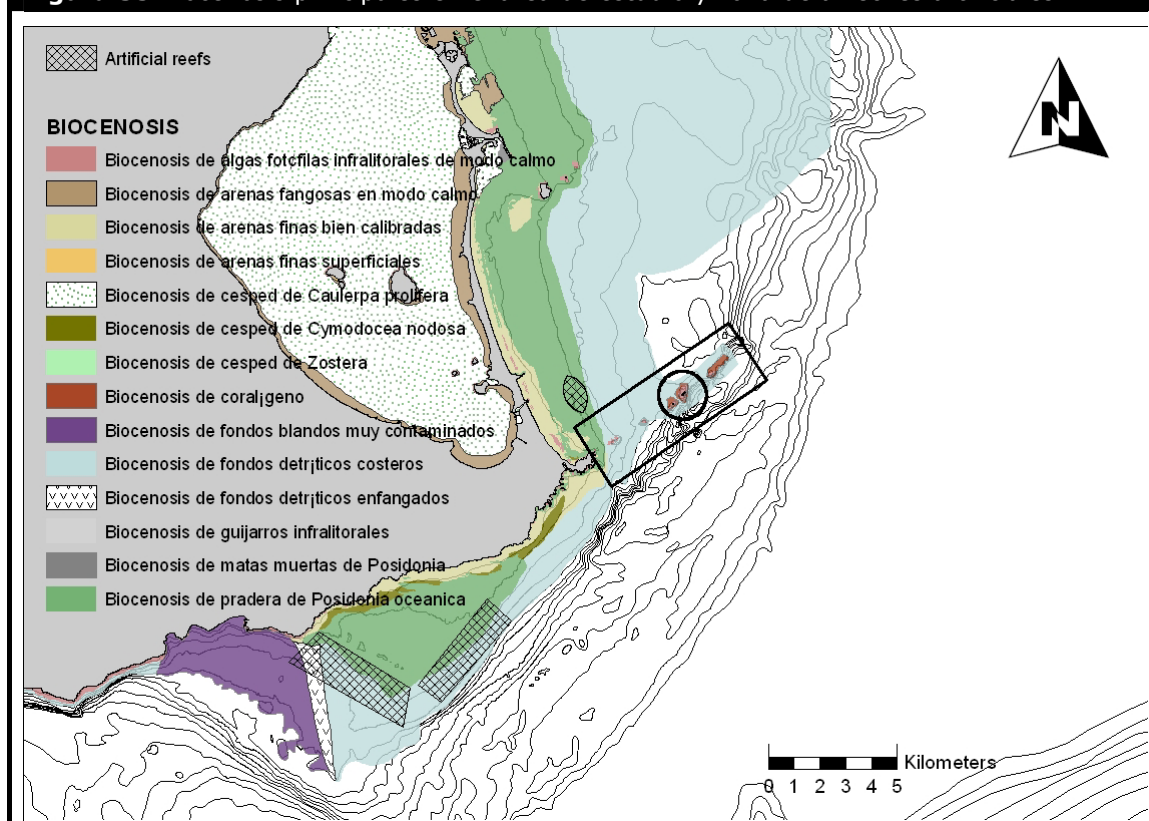


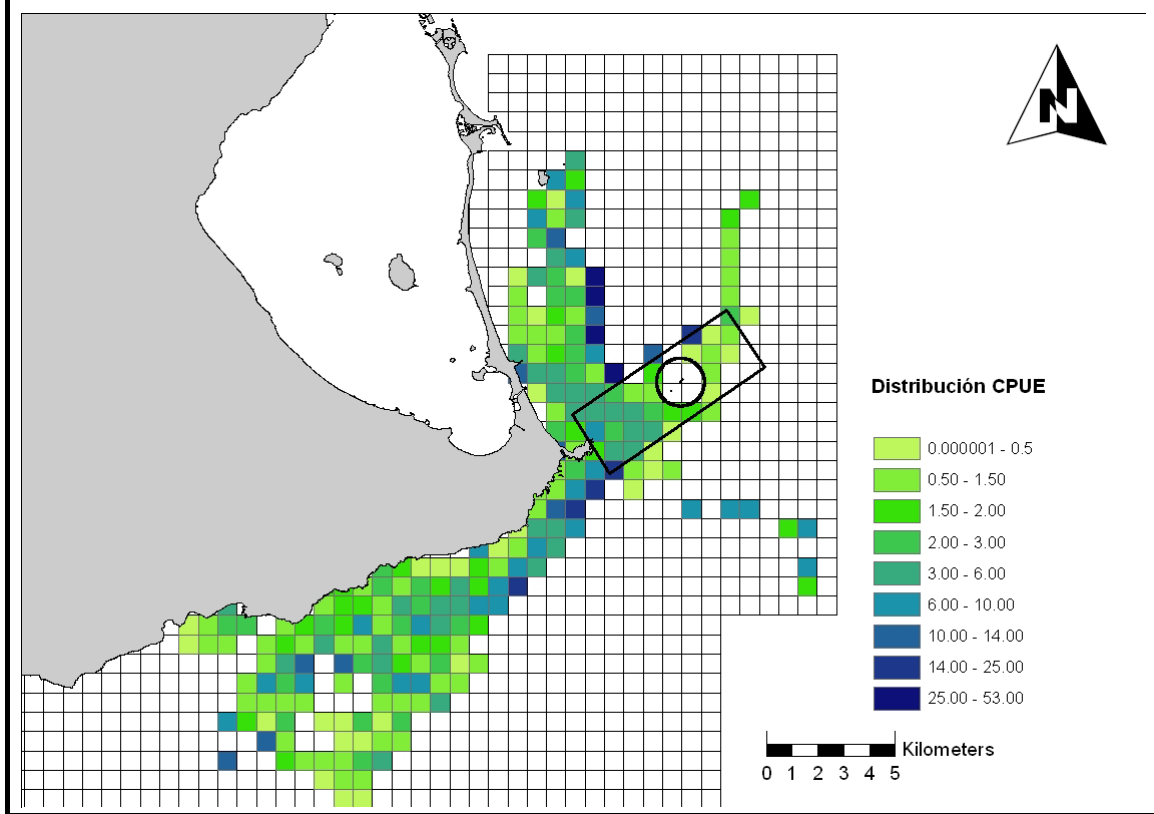
Figura 34 Número de lances registrados en función de su distancia a la reserva marina, datos 2005 y 2006.

El número de lances por área disminuye conforme aumenta la distancia a la reserva marina y al puerto de Cabo de Palos, esta relación se observa claramente hacia la zona norte, pero hacia el sur se aprecia un cambio en la distribución, las embarcaciones siguen faenando a una distancia a la que no lo hacen en la zona norte, más del doble, por lo que la distancia a puerto no es una limitación a la hora de buscar zonas de pesca y existe una concentración del esfuerzo (expresado como nº de lances totales por área) frente a Calblanque a -30 m de profundidad, en la zona conocida como "El Leonico" donde el fondo es más heterogéneo, con agrupaciones rocosas sobre un lecho de *Posidonia oceanica* que se continúa hacia el suroeste con la zona de arrecifes artificiales antiarrastre; frente a Calblanque también se produce una disminución en la pendiente de profundidad y un ensanchamiento del área delimitada por la isobata de -50 m cuya consecuencia es un aumento de la superficie potencial de pesca que es explotada por las embarcaciones.

Figura 35 Biocenosis principales en el área de estudio y zona de arrecifes artificiales.

La distribución espacial de las capturas por unidad de esfuerzo $[(\text{Kg}/(\text{long. red o n}^\circ \text{ de anzuelos} \cdot \text{horas de pesca})) \cdot 100 \text{ m}]$ muestra una agregación en las proximidades de los límites de la reserva marina hacia el Norte y al Sur (**Figura 36**), los valores más altos de las capturas por unidad de esfuerzo se dan en un rango de profundidad de -30 a -40 metros a 4 kilómetros hacia el Noroeste y 6 km al Suroeste del límite de la Reserva integral, estas áreas presentan unos fondos donde la biocenosis dominante está caracterizada por fondos de sustrato blando, mezcla entre elementos de origen terrígeno y biógeno, aparece a continuación de comunidades como pradera de *Posidonia*, precoralígeno, o coralígeno; pero puede hacerlo también a continuación de comunidades como biocenosis de arenas bien calibradas, césped de *Cymodocea*, o biocenosis de algas fotófilas infralitorales en régimen calmo, cuando el final de estas comunidades está situado a cierta profundidad. Puede extenderse hasta profundidades de 100 o más metros, sin embargo es raro que los pescadores calen los artes a profundidades inferiores a los 60 m de profundidad. Estos rendimientos de capturas se producen con palangres de fondo hacia el norte, donde las especies objetivo son el Dentón (*Dentex dentex*), el Mero (*Epinephelus marginatus*) y el Pagel (*Pagrus pagrus*), las capturas de especies como el congrio o la morena son cuantitativamente muy importantes. Hacia el sur, el gradiente existente con una elevada captura desde el borde de la reserva hacia punta Seca se puede explicar por la presencia en esa zona de los cadufos, artes muy selectivos cuya especie objetivo es el pulpo.

Figura 36 Distribución del CPUE a partir de los datos de 2005 y 2006



4. CONCLUSIONES

4.1 SEGUIMIENTO DEL POBLAMIENTO DE PECES

El seguimiento durante 16 años, mediante censos visuales, del poblamiento de peces que viven en los fondos rocosos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, pone de manifiesto el rotundo éxito de las medidas de protección (establecidas hace ya 11 años) para el mantenimiento de la abundancia y biomasa de algunas especies de interés ecológico, comercial, y como emblema turístico (reclamo para buceadores recreativos). Las especies más beneficiadas por la protección son la mayoría de los serránidos (cabrillas y meros), grandes espáridos (algunos sargos, dentones y doradas), algunos lábridos (grandes tordos) y esciénidos (corvas). Estas especies (1) han mostrado un aumento con el tiempo desde el momento de la protección, o (2) son más abundantes en la reserva integral y/o en los bajos rocosos que en la zona de la reserva más costera y por tanto más accesible (junto al cabo de Palos), o bien (3) son más abundantes en la reserva marina comparada con el litoral de Águilas, utilizada como localidad de control, o muestran varias o todas estas pautas espacio-temporales de variación de abundancia. Los efectos de la protección pesquera sobre los peces parecen haberse estabilizado en la reserva integral y bajos rocosos, tras una fase inicial de 5-8 años de incremento continuado de las abundancias observadas. Esto nos lleva a pensar que el poblamiento íctico ha alcanzado en la reserva marina su capacidad de carga en estas zonas, en función de la disponibilidad de hábitat rocoso. En cambio, en el área de la reserva marina más cercana al cabo de Palos (y por tanto a las áreas no protegidas), se está observando aún un aumento de la abundancia de las especies más emblemáticas (meros, corvas, etc.), por lo que se espera que ésta se incremente aún más en los próximos años. Las diferencias entre esta zona y los bajos e islas pueden ser debidas a la existencia de hábitats diferentes (ver más abajo), o bien a que se encuentran más accesibles a las acciones de pesca ilegal (sobre todo por parte de pescadores deportivos, con caña o fusil). En cambio, otras especies no muestran tal efecto, o incluso se detecta una relación inversa entre abundancia y protección (caso, por ejemplo, de serranos, raspallones y otras especies de sargos, salpas, salmonetes y pequeños lábridos). En el caso de algunas de estas especies, esta ausencia de efecto de la protección es debida a que se trata de especies no comerciales y/o de pequeño tamaño (p. ej. pequeños lábridos). Sin embargo, la aparente ausencia de efecto de la protección sobre otras especies (serranos, sargos y raspallones, salpas o salmonetes) puede ser también un efecto de la estructura del hábitat, por cuanto los fondos rocosos de la reserva marina (bajos rocosos de arquitectura compleja, grandes paredes y cuevas, sometidas a fuertes corrientes) son singulares y únicos en todo el litoral murciano, constituyendo un hábitat privilegiado para las especies que precisamente se pretende proteger. Estas especies aparentemente no afectadas por la protección prefieren fondos heterogéneos (bloques rocosos y presencia de manchas de *Posidonia oceanica* y arena en la matriz rocosa). Este efecto del hábitat explicaría (al menos en parte) el diferente efecto de la protección entre las calas y zonas más próximas al cabo de Palos, y los bajos e islas rocosas.

4.2 IMPACTO DEL SUBMARINISMO

Durante los cuatro años de seguimiento de comunidades bentónicas se han detectado especies que sistemáticamente y de manera clara, se han visto influenciadas en su totalidad o en parte por la alta frecuentación de buceadores. Se han observado dos tipos diferentes de perturbación sobre las comunidades infralitorales: por un lado encontramos organismos que se ven afectados por un impacto físico directo, cuyas consecuencias principales son deterioro del organismo y pérdida de calidad paisajística del entorno; el otro tipo de impacto está relacionado con la distribución de los organismos, de manera que las acciones más frecuentes que ejerce un buceador pueden afectar a la distribución de organismos, principalmente aquellos organismos con capacidad de filtración.

Es el cnidario colonial *Eunicella singularis* (gorgonia blanca) el organismo más característico, aunque no el único, de este tipo de perturbación mecánica. Se ha detectado a diferentes escalas espaciales (desde metros hasta cientos de metros) y en diferentes años. Se ha observado una mayor densidad de individuos en la reserva parcial (16-20 individuos m⁻²) frente a la reserva integral (8-12 individuos m⁻²), mientras que el número de colonias tumbadas, así como la relación de colonias tumbadas/erectas es mayor en la reserva parcial, frente a una menor cantidad de colonias afectadas en la reserva parcial. La densidad de organismos tumbados en relación al total de organismos presentes en cada una de las poblaciones y localidades se ve afectada por el contacto directo, principalmente a través de las aletas, originando un incremento del número de organismos tumbados en las zonas frecuentadas.

La comunidad de gorgonias se ha descrito en la literatura como un factor clave en las comunidades coralígenas mediterráneas, al aportar complejidad estructural a la epifauna, incrementando de este modo la diversidad de las comunidades bentónicas (Wendt *et al.*, 1985; Mitchell *et al.*, 1992; Coma *et al.*, 1998). Jackson (1985) y Sebens (1987) estudiaron la ecología, evolución y crecimiento indeterminado de estos organismos modulares y coloniales llegando a la conclusión de que poseen capacidad de sobrevivir frente a la degradación de parte de sus tejidos. En base a estos estudios, se puede pensar que la capacidad de regeneración y crecimiento de los organismos afectados por el contacto directo de los buceadores es posible, siendo la disminución de la tasa de contactos por parte de los turistas marinos la mejor manera de producir una recuperación de parte o la totalidad de los organismos afectados. Entre los parámetros morfométricos sometidos a estudio, no se han detectado grandes diferencias para la altura, anchura o el número de puntas. En cambio, la proporción de necrosis en las ramas de la colonia ha sido, al igual que el año anterior, significativamente superior en las colonias censadas dentro de la reserva parcial, y aunque el porcentaje de necrosis detectado ha sido ligeramente inferior en el presente estudio, se debe tener en cuenta que la capacidad de recuperación de estas especies es lento y una presión elevada dará lugar a un aumento del número de toques con aletas, cuerpo, herramientas de buceo, afectando la estructura modular, la tasa de crecimiento y la capacidad reproductiva, pudiendo provocar un declive de la población.

Multitud de autores sugieren que la probabilidad de daño sobre las comunidades coralinas y bentónicas se encuentra fuertemente asociada con la

forma de crecimiento de los organismos (Riegl and Riegl, 1996; Garrabou *et al.*, 1998; Hawkins *et al.*, 1999; Zakai and Chadwick-Furman, 2002; Wielgus *et al.*, 2004). Formas de crecimiento ramificadas y arborescentes son las más proclives a sufrir daños por perturbaciones físicas. Nuestros datos corroboran esta hipótesis, no obstante, la mayor parte de estos autores trabajan en ecosistemas de coral en mares tropicales, la presencia de este tipo de especie es menos abundante en mares templados como el mar Mediterráneo, entre otras *Eunicella singularis*, *Myriapora truncata* (falso coral), o los poliquetos tubícolas (grupo multiespecífico formado entre otros por *Spirographis spallanzanii* y *Sabella* sp.).

Respecto al falso coral se observa en el seguimiento interanual un menor número de individuos censados en los bajos de Dentro y de Piles, ambos altamente frecuentados durante la temporada estival (8.747 y 6.937 individuos respectivamente). Su estructura rígida y ramificada y su color rojo la convierten en altamente atractiva para el buceador, pero a la vez más susceptible de sufrir rotura total o parcial de sus ramas. Se ha observado durante los censos que muchos de los individuos presentaban roturas parciales en la colonia, sólo aquellos dispuestos en oquedades, fuera del alcance del buceador, no presentaban signos de fractura y su tamaño era considerablemente mayor. Por tanto, esta especie deber ser considerada como altamente frágil frente a la frecuentación de buceadores.

La población de individuos de poliquetos tubícolas muestra un aumento durante el año 2006 tanto en la reserva parcial como la integral. Analizando cada una de las localidades se observa que el aumento en la reserva parcial es debido principalmente al aumento de ejemplares censados en el bajo de Fuera. Por otro, lado la proporción de individuos censados en las localidades de la reserva integral es similar entre ellos y el aumento se produce en las tres localidades.

Se han detectado dos esponjas que presentan una distribución diferencial clara, sin embargo, debido al bajo nivel de detectabilidad (<2%) no podemos obtener conclusiones robustas (basadas en pruebas estadísticas) acerca de su distribución y si están siendo realmente afectadas por la frecuentación de buceadores. Ambas especies (*Spirastrella cunctatrix* y *Dysidea fragilis*) son comunes de los fondos infralitorales mediterráneos; sin embargo la casi totalidad de los individuos incluidos en los censos han aparecido en la reserva integral, apenas llegando al 0,5% en la reserva parcial para *S. cunctatrix*, mientras que *D. fragilis* no llega al 0,1%.

La cobertura vegetal en su conjunto ha mostrado grandes fluctuaciones naturales y gran capacidad de recuperación durante el periodo de estudio. Las especies de mayor porte (morfotipo arbóreo) y aquellas de estructura calcificada (morfotipo incrustante) se han visto perturbadas de diferente forma por parte de los buceadores. Tanto en el seguimiento del comportamiento de los buceadores (informe 2003) como en los experimento de desprendimiento algal (informe 2004) se ha observado y cuantificado que la cantidad de biomasa vegetal desprendida es importante y se compone principalmente del morfotipo arbóreo. Sin embargo no se obtuvo correlación entre la biomasa vegetal desprendida y la pérdida de cobertura mediante censos visuales durante el seguimiento, situación que implica que únicamente se desprendan las partes superiores o fragmentos sueltos del alga. La variabilidad espacio-temporal del conjunto de poblaciones de algas en mares

templados ha sido definida por varios autores (Murray y Litter, 1984; Josselyn y West, 1985; Sala y Boudouresque, 1997) mostrando patrones de distribución y abundancia ampliamente variables reflejo de la compleja naturaleza de las comunidades de estudio.

La variabilidad del morfotipo arbóreo y, en general, del conjunto del poblamiento de algas en el mar Mediterráneo está altamente condicionada por la presencia de los invertebrados herbívoros *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula* (Bulleri *et al.*, 2002), los cuales afectan a múltiples factores, incluyendo la estructura y dinámica del conjunto de especies en hábitats costeros, praderas de fanerógamas, kelpos y otros conjuntos de macroalgas, y el conjunto de rocas litorales (Benedetti-Cecchi y Cinelli, 1995). Cuando existe una alta densidad, los erizos pueden eliminar rápidamente a los macrófitos erectos de grandes áreas, dando lugar al desarrollo y mantenimiento de las comunidades de algas coralináceas (algas incrustantes) (Sala, 1997). En los fondos rocosos someros del Mediterráneo el sustrato suele estar cubierto por una abundante y diversificada cobertura algal (Ruitton *et al.*, 2000), la cual tiende según Verlaque (1987), a verse eliminada debido a la presencia de una concentración elevada de erizos (16-20 individuos m^{-2}), acabando con las algas carnosas erectas y siendo reemplazadas por comunidades de rodofíceas calcáreas incrustantes y erizos. Los datos de densidad de equinodermos han mostrado valores similares a los detectados durante el año 2005, aunque ha variado ligeramente la distribución por localidades. Nuestros datos muestran una relación inversa entre el número de individuos del equinodermo *Paracentrotus lividus* y el porcentaje de cobertura algal (principalmente arbórea), de tal manera, que los picos máximos de cobertura coinciden con los mínimos del erizo comestible, dicha relación se hace más patente en la Reserva Integral, donde las actividades humanas (pesca y frecuentación de buceadores) están prohibidas. La mayor densidad de individuos en las zonas frecuentadas por buceadores podría estar reflejando una menor prelación por peces, efecto conocido como "efecto cascada" (Pinnegar *et al.*, 2000). Según nuestras hipótesis, no sólo la pesca afectaría a la distribución diferencial de erizos, la cantidad de sedimento resuspendido (véase informe 2005) aporta alimento adicional favoreciendo el crecimiento y supervivencia de erizos. Actividades humanas como el *feeding* (dar de comer a peces), originan cambios en la conducta de los peces ocasionando una modificación de la estructura de la población de equinodermos (presas naturales) de dichos peces.

La distribución diferencial de erizos puede ocasionar una disminución del atractivo paisajístico y de los valores estéticos de los puntos de buceo. La magnitud de la población en la reserva parcial ha sido la más elevada registrada durante los cuatro años de estudio, mientras que ocurre a la inversa en la reserva integral donde la densidad ha sido mínima. Los niveles medios obtenidos muestran un valor de 4,5 individuos m^{-2} en la RP, mientras que apenas llega a 1 individuo m^{-2} en la RI. El valor máximo de densidad de las poblaciones de *P. lividus* y *A. lixula* se ha detectado en el bajo de Dentro antes de la temporada de verano en el presente año, con un pico máximo de 25 y 17 individuos m^{-2} respectivamente. Esta localidad presenta durante el año 2006 unos porcentajes de cobertura por algas arbóreas más bajo de lo detectado en años anteriores.

Uno de los esquemas más aceptados en los patrones observados dentro de las comunidades infralitorales rocosas es la distribución mayoritaria de algas en la parte superior de la roca y dominancia de invertebrados sésiles y comunidades de coralígeno en las partes más profundas (Osman 1977). Según Irving y Connell (2002a) las diferencias de composición entre las parte superiores e inferiores de los fondos rocosos se correlacionan con múltiples factores que actúan como elementos perturbadores incluyendo luz, sedimentación, ramoneo, depredación y flujos de agua. Estudios recientes han destacado la importancia de factores físicos, en particular de los efectos negativos de la sedimentación sobre las algas (Airoldi y Cinelli, 1997; Irvin y Connell, 2002a,2002b) y más recientemente se ha investigado el efecto negativo de la sedimentación sobre las comunidades de coralígeno mediterráneas (Balata *et al.*, 2005).

Nuestros resultados sugieren, en base a los datos obtenidos y la bibliografía existente, que la presencia de buceadores autónomos se debe considerar como un factor de magnitud considerable, capaz de afectar a la composición y distribución del conjunto de poblaciones de algas, a los organismos frágiles (susceptibles a la rotura física), a la disponibilidad de nutrientes, al aumento de la turbidez y efectos derivados de la resuspensión de sedimentos. Estos datos deberán ser utilizados para establecer los parámetros y organismos sobre los que se realizará el seguimiento con el fin de determinar el estado de salud de las poblaciones y poder establecer medidas correctoras.

Esto nos lleva también a la conclusión de que existe una necesidad creciente de llevar a cabo gestiones activas del nivel de uso de la reserva por parte de los gestores y los grupos implicados. Una mejor educación ambiental por parte de los operadores (Medio *et al.*, 1997), así como más y mejores infraestructuras por parte de la administración, pueden mejorar la calidad del turismo marino, a la vez que se conservan y promueven actividades respetuosas con los valores ambientales y usos razonables del medio natural.

4.3 SEGUIMIENTO PESQUERO

El número de embarcaciones de pesca artesanal que faenan dentro y en el entorno de la reserva marina varía según la época del año, en primavera y verano hay un aumento del número de barcos, hasta 8 durante los meses de junio a agosto en toda el área de estudio y 3 en el interior de la reserva, siendo el principal arte utilizado el trasmallo claro de roca. Con el cambio de estación la actividad mensual se puede reducir a 4 embarcaciones en toda el área de estudio próxima a la zona protegida y 1 en el interior de la reserva, utilizando principalmente redes claras de nailon o redes altas, las embarcaciones que han pasado una temporada amarradas en este puerto vuelven a su puerto base, y otras con puerto base en Cabo de Palos pueden permanecer varios meses atracadas en puertos cercanos (Tomás Maestre y San Pedro), próximos a los caladeros de chanquete.

La estructura de la flota también se puede ordenar en dos grupos principales, que corresponden uno a barcos pequeños, de menor potencia, capacidad y diversidad de artes, que faenan todo el año dentro del área de estudio considerada, y el otro a barcos de mayor potencia y capacidad y que por tanto pueden operar en

zonas más alejadas y con un mayor número de artes; sin embargo no deben considerarse de forma separada ya que la mayor parte del año comparten las mismas áreas, artes y recursos (Colloca et al., 2004).

La estrategia desarrollada por la flota artesanal de Cabo de Palos, al igual que otras flotas pesqueras artesanales en el Mediterráneo y atlántico (Sobrino et al. 1994, Silva et al. 2001), se caracteriza por ser generalista en cuanto al número y diversidad de artes que emplean, ya sea rotándolos estacionalmente, o bien utilizándolos de forma combinada durante una misma época; pero al mismo tiempo se observa una especialización en la explotación de los recursos, de modo que cada arte es específico para capturar una única especie o un grupo de especies objetivo, para lo cual se utiliza una determinada red o aparejo y un tiempo de calado adecuado, en una zona que ha sido elegida por sus características, ya que éstas influyen sobre la distribución de las especies.

Los pescadores artesanales que conviven en un área explotan los mismos recursos, están sujetos a las mismas regulaciones y condiciones ambientales, por lo que se espera que usen las mismas estrategias de pesca. Sin embargo varios estudios (Salas et al., 2000, 2004) indican que existen diferencias entre los perfiles de capturas y las estrategias que desarrollan los pescadores en una misma zona. El hecho de que, en general, cada barco utilice de forma preferente un tipo de arte (que puede alternar y/o rotar con otros) se debe a una especialización de la embarcación que se ajusta al conocimiento que el patrón posee de: los diversos artes, la zona, las condiciones oceanográficas, las características de la embarcación y las especies objetivo.

Son todavía escasos los estudios que evalúan las adaptaciones espacio-temporales de los pescadores a la imposición y emplazamiento de las reservas marinas así como el análisis de las estrategias y tácticas pesqueras desarrolladas en circunstancias particulares (Esparza Alaminos *et al.*, en prep.) por lo que no es habitual que se tomen en consideración los cambios rápidos del esfuerzo que resultan de las decisiones diarias que toman los pescadores: cuándo, dónde, y qué pescar, debido en parte a que los científicos pesqueros y los gestores tienden a enfocar mayoritariamente la dinámica pesquera a largo plazo.

La ausencia de información de los patrones de la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero en la reserva marina y su entorno, en los años próximos y anteriores a la entrada de las medidas de protección, impide su comparación con los patrones actuales observados. Tradicionalmente la zona de la reserva marina y sus caladeros han sido frecuentados por los pescadores desde antes de la creación de la reserva, porque buscan en sus bajos ciertas especies de elevado interés comercial que tienen afinidad por fondos rocosos, verticales y complejos, como el mero (*Epinephelus marginatus*), el denton (*Dentex dentex*) o la corva (*Sciaena umbra*) entre otras que también pueden tener un escaso interés comercial en esta zona, como la morena (*Muraena helena*). Además, otro factor importante para la elección de estos caladeros es su cercanía al puerto, ya que así se reducen gastos de combustible y tiempo, estos factores pueden ofrecer, en parte, una explicación de los patrones de distribución observados en el entorno de la reserva marina (Bensch et al., 2001; Caddy y Carocci, 1999; Baro, 1998, 2000).

Con la implantación de las medidas de protección, la abundancia y/o la biomasa de las especies de interés pesquero que habitan en su interior se espera que se vean afectadas de forma positiva (Bohnsack, 1996; Russ 2002). Esto sugiere que hay más posibilidades de unas mejores capturas en estas zonas protegidas y sus alrededores, lo que presupondría una tendencia por parte de los pescadores a concentrar el esfuerzo tanto en las proximidades de sus límites como dentro de la zona de amortiguación. Estas consideraciones llevan al planteamiento de si son realmente las medidas de protección las causantes de la concentración del esfuerzo pesquero que se observa en los alrededores de la reserva, o bien son otros los factores que pueden estar afectando a la distribución del esfuerzo, tales como la estructura del hábitat, la distribución aleatoria de las capturas, la biología de las especies o un comportamiento condicionado de la flota pesquera. Basándonos en los estudios de la evolución temporal de los poblamientos de peces en la reserva marina de Cabo de Palos donde parece claro, a tenor de los resultados obtenidos, que los aumentos observados de ciertas especies son el resultado de la protección de los fondos rocosos, determinadas especies podrían difundir desde las zonas protegidas hacia el exterior de la reserva siempre que la naturaleza del fondo ofrezca unas condiciones propicias que puedan ser utilizadas por dichas especies para alimentarse, reproducirse o refugiarse, por lo que parece lógico pensar que la concentración y el gradiente observado de la distribución del esfuerzo en el entorno de la reserva se deban en parte a las medidas de protección (Francour, 1994; Craik en Rowley, 1994; McClanahan y Kaunda-Arara, 1996; Jennings et al., 1996; <http://biomex.univ-perp.fr>).

Se observa la existencia de un gradiente en la distribución del esfuerzo pesquero (número de lances por unidad de área) desde la reserva, centrado entre el bajo de Piles y el bajo de Dentro que se extiende siguiendo el rango de isobatas de -25 a -40 metros, observándose con más claridad al norte del Cabo, donde el hábitat muestra una continuidad hasta llegar a Isla Grosa, esta zona es el límite profundo de la franja de *Posidonia oceanica*, que está intercalada con fondos de roca y/o arena, este hábitat puede ser el responsable de la distribución de especies de interés comercial que están ligadas a fondos más bien heterogéneos –como es el caso de los salmonetes y algunos espáridos (sargos y mojarras, entre otras especies), mientras en la zona sur hay una discontinuidad en la pradera de *Posidonia* ya que la zona rocosa está muy pegada a la línea de costa, siendo el resto fondos arenosos y detríticos, y no comenzando la pradera de *Posidonia oceanica* bien desarrollada hasta las estribaciones de Calblanque.

La distribución de las Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) muestran un patrón que difiere del anterior, siendo mayores en las zonas próximas a la reserva que en su interior, y en los ecotonos asociados a las praderas de fanerógamas marinas donde se observa un mayor CPUE, lo que sugiere que el efecto esperado por los pescadores les condiciona más que el observado, a la hora de elegir la zona de pesca (Esparza Alaminos, et al., en prep.). Hay que destacar la importancia de la pradera de *Posidonia oceanica* para la pesca artesanal por ser el hábitat dominante y más frecuentado por las embarcaciones. Y el efecto de agregación que ejercen los arrecifes artificiales sobre la distribución del esfuerzo pesquero.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Airoidi, L., Cinelli, F. (1997) Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 215: 269-288.
- Alban, F., Appéré, G., Boncoeur, J. (2006) *Economic analysis of marine protected areas. A literature review*. EMPAFISH Project, Booklet nº 3. 51 pp.
- Anuchiracheeva, S., Demaine, G., Shivakoti, P., Ruddle, K. (2003) Systematizing local knowledge using GIS: fisheries management in Bang Bay Thailand. *Ocean & Coastal Management* 46: 1049-1068.
- Balata, D., Piazzzi, L., Cecchi, E., Cinelli, F. (2005) Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research* 60: 403-421.
- Barcala, E., Guillén, M., Martínez, M., Mas, J. (1998) *Asistencia técnica para la realización de un estudio sobre la sostenibilidad de las pesquerías de Cabo de Palos y Calblanque. Realizado por Institut d'ecologia Litoral*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Dirección general de recursos pesqueros. Subdirección General del Caladero Nacional, Acuicultura y Recursos Litorales.
- Baro, J., Serna-Quintero, J.M., Abad, E., Camiñas, J.A. (2000) Spatial distribution and identification of artisanal fishing areas in Alborán Sea. <http://www.faocopemed.org/>
- Baro, J., Serna-Quintero, J.M., Abad, E., Díaz del Rio, V. (1999) Actividad pesquera en la zona de reserva de pesca de la isla de Alborán. <http://www.faocopemed.org/>
- Benedetti-Cecchi, L., Cinelli, F. (1992) Effects of canopy cover, herbivores and substratum type on patterns of *Cystoseira* spp. settlement and recruitment in littoral rockpools. *Marine Ecology Progress Series* 90: 183-191.
- Bensch, A., Carocci, F., Corsi, F., Drapeau, G., Le Corre, J., Morales, J. (2000) Spatial fishing effort modelling network. Conceptual and Methodological Document – Workshop I. <http://www.faocopemed.org/>
- Bensch, A., Carocci, F., Corsi, F. (2000). The use of GIS to analyse the spatial distribution of fishing effort in coastal fishery. <http://www.faocopemed.org/>
- Bohnsack J.A. (1996) Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography* 9: 73-82.
- Bohnsack J.A. (1996) Marine reserves, zoning, and the future of fishery management. *Fisheries* 21: 4-17.
- Brachya, V., Juhasz, F., Pavasovic, A., Trumbic, I. (1994) *Guidelines for integrated management of coastal and marine areas with special reference to the Mediterranean basin*. PAP/RAC (MAP-UNEP). iii+80 pp.
- Bulleri F., Benedetti-Cecchi L., Acunto S., Cinelli F., Hawkins S.J. (2002) The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Journal Of Experimental Marine Biology and Ecology* 267: 89-106.
- Caddy, J.F. (2000) Spatial modelling in GIS fisheries applications. <http://www.faocopemed.org/>
- Caddy, J.F., Carocci, F. (1999) The spatial allocation of fishing intensity in port-based inshore fleets: a GIS application. *ICES Journal of Marine Science* 56: 388-403.
- Calvín, J.C., Franco, I., Marín, A., Martínez Inglés, A.M., Belmonte, A., Ruiz, J.M. (1999) *El litoral sumergido de la Región de Murcia. Cartografía bionómica y valores ambientales*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Cifuentes, A.M. (1999) *Capacidad de Carga Turística de las Áreas de Uso Público de Monumento Nacional el Guayabo, Costa Rica*. WWF Centroamérica, Turrialba, Costa Rica, 75 pp.

- Clark, J.R. (1997) Coastal zone management for the new century. *Ocean & Coastal Management* 37: 191-216.
- Coll, J., Linde, M., García-Rubies, A., Riera, F., Grau, A.M. (2004) Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): species affected and catch evolution during the period 1975–2001. *Fisheries Research* 70: 97-111.
- Colloca, F., Crespi, V., Cerasi, S., Coppola, S.R. (2004) Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research* 69: 359-369.
- Coma R., Pola E., Zabala M. (1999) Effects of high visitation rates on the population of gorgonian *Paramuricea clavata* in the Medes Island marine reserve and in an unprotected area. In: I Jornadas Internacionales sobre Reservas Marinas, Murcia, 1999. Secretaría General de Pesca Marítima (MAPA): Madrid: 54-55.
- Cooke, S.J., Cowx, I.G. (2005) Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation* 128: 93-108.
- Corsi, F. (2000) Spatial distribution of fishing effort: modelisation through deductive methodology. <http://www.faocopemed.org/>
- García Charton, J.A. (2006) Procesos ecológicos importantes para la protección de la biodiversidad marina. En: Ayuntamiento de Murcia (Ed.) *Contrastes naturales en la región bioclimática del Mediterráneo*. Museo de la Ciencia y el Agua – Ayuntamiento de Murcia: 243-261.
- García Charton, J.A., Herrero, A., Esparza, 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 de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García Charton, J.A., Marcos, C. (2004) Los fondos marinos de la costa murciana. In: Esteve Selma, M.A., Lloréns Pascual de Riquelme, M., Martínez Gallur, C. (Eds.) *Los recursos naturales de la Región de Murcia: un análisis interdisciplinar*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia: 385-394.
- García Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A. (1998) Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in SW Mediterranean. *Marine Ecology – PSZNI* 19 (2): 111-128
- García Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A. (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research* 42: 1-20.
- García Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A. (2001) Spatial pattern and the habitat of a SW Mediterranean reef fish assemblage. *Marine Biology* 138: 917-934.
- García Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Sánchez-Jerez, P., Bayle-Sempere, J.T., Reñones, O., Moreno-Lampreave, D. (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182.
- García Charton, J.A., Williams, I., Pérez-Ruzafa, A., Milazzo, M., Chemello, R., Marcos, C., Kitsos, M.-S., Koukouras, A., Riggio, S. (2000c) Evaluating the ecological effects of Mediterranean marine reserves: habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environmental Conservation* 27(2): 159-178.
- García García, B. (1996) Las pesquerías artesanales en los alrededores de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas (Murcia). En: *Congreso Biología Pesquera. 1995-1996*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Garrabou, J., Sala, E., Arcas, A., Zabala, M. (1998) The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of bryozoan population. *Conservation Biology* 12: 155-188
- Giménez Casalduero, F., Muniain, C., García Charton, J.A. (2002) *Elysia timida* (Risso, 1818) (Gastropoda, Opisthobranchia): relationship and feeding deterrence to a potential predator on the SW Mediterranean coast. *Marine Biology* 141: 1051-1057.

- González Wangüemert, M. (2004) *Estructura genética de las poblaciones de Diplodus sargus en el SE peninsular en relación con la protección de áreas marinas*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- González Wangüemert, M., Marcos, C., García Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A. (2002) Importancia de la genética de poblaciones en la gestión de áreas marinas protegidas. En: Aragonés, E. (Coord.) *Simposi mediterrani d'espais marins y costaners protegits*. Generalitat de Catalunya – UNEP-RAC/SPA: 339-348.
- González Wangüemert, M., Pérez Ruzafa, A., García Charton, J.A., Marcos, C. (2006) Genetic differentiation and gene flow of two Sparidae subspecies: *Diplodus sargus sargus* and *Diplodus sargus cadenati* in Atlantic and Mediterranean populations. *Biological Journal of the Linnean Society* 89: 705-718.
- González Wangüemert, M., Pérez Ruzafa, A., Marcos, C., García Charton, J.A. (2004) Genetic differentiation of *Diplodus sargus* (Pises: Sparidae) populations in SW Mediterranean. *Biological Journal of the Linnean Society* 82: 249-261.
- González-Wangüemert, M., Pérez-Ruzafa, Á., Cánovas, F., García Charton, J.A., Marcos, C. (en prensa) Temporal genetic variation in populations of *Diplodus sargus* from the SW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*.
- Halpern, B. (2003) The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications* 13: 117-137.
- Hawkins, J.P., Roberts, C.M., van't Hof, T., de Meyer, K., Tratalos, J., Aldam, C. (1999) Effects of recreational scuba diving on Caribbean coral and fish communities. *Conservation Biology* 13(4): 888-897.
- Irving, A.D., Connell, S.D. (2002) Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia* 41: 517-522.
- Jackson, J.B. (1985) Distribution and ecology of clonal and aclonal benthic invertebrates. En: Jackson JB, Buss LW, Cook RE (eds) *Population Biology and Evolution of Clonal Organisms*. New Haven, USA: 297-355.
- Jennings S., Polunin N.V.C. (1996) Effects of fishing effort and catch rate upon the structure and biomass of Fijian reef fish communities. *Journal of Applied Ecology* 33: 400-412.
- Jones, P.J.S. (2006) Collective action problems posed by no-take zones. *Marine Policy* 30: 143-156.
- Josselyn, M.N., West, J.A. (1985) The distribution and temporal dynamics of the estuarine macroalgal community of San Francisco Bay. *Hydrobiologia* 129: 139-152.
- López Ibor, A., Galán, C. (1982) Primera cita de *Aslia lefevrei* (Barrois, 1882) (Echinodermata, Holothuroidea) en el Mediterráneo. *Cahiers de Biologie Marine* 23: 269-273
- López Ibor, A., Galán, C., Templado, J. (1982) Échinodermes du Cabo de Palos (Murcia, Espagne). *Biol-Écol. méditerranéenne* 9(2): 3-18.
- López Omat, A., Jiménez Caballero, S. (2006) *Fuentes de financiación sostenibles para áreas protegidas en la región mediterránea*. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido, Fundación Biodiversidad, Madrid, España y Agencia Española de Cooperación Internacional del Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación, Madrid, España. 144 pp.
- Marrs, S.J., Tuck, I.D., Atkinson, R.J.A., Stevenson, T.D.I., Hall, C. (2002) Position data loggers and logbooks as tools in fisheries research: results of a pilot study and some recomendatons. *Fisheries Research* 58: 109-117.
- Martín-Sosa, P., Brito, A., Lozano, I.J., Sancho, A. (2001) Establecimiento de un sistema de recogida de datos pesqueros para el análisis del efecto reserva en las poblaciones de interés pesquero en la reserva marina de la Graciosa (norte de Lanzarote, Islas Canarias). Primeros resultados. *Actas de las primeras jornadas internacionales sobre reservas marinas* (Murcia, marzo 1999): 89-105.

- McClanahan T.R., Kaunda-Arara B. 1996. Fishery recovery in a coral-reef marine park and its effect on the adjacent fishery. *Conservation Biology*. 10: 1-14.
- McClanahan T.R., Mangi, S. (2000) Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effect on adjacent fishery. *Conservation Biology* 10: 1187-1199.
- Medio, D., Ormond, R.F.G., Pearson, M. (1997) Effects of briefings on rates of damage to coral by scuba divers. *Biological conservation* 79 (1): 91-95.
- Mitchell, N.D., Dardeau, M.R., Schroeder, W.W., Benke, A.C. (1992) Secondary production of gorgonian corals in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 87: 275-281.
- Morales-Nin, B., Moranta, J., García, C., Tugores, M.P., Grau, A.M., Riera, F., Cerdà, M. (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science* 62: 727-739.
- Murawski, S.A., Wigley, S.E., Fogarty, M.J., Rago, P.J., Mountain, D.G. (2005) Effort distribution and match patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES Journal of Marine Science* 62: 1150-1167.
- Murray, S.N., Littler, M.M. (1984) Analysis of seaweed communities in a disturbed rocky intertidal environment near Whites Point. Los Angeles, California, USA. *Hydrobiologia* 116-117: 374-382.
- Osman, R.W. (1977) The establishment and development of a marine epifaunal community. *Ecol. Monogr.* 47: 37-63.
- Pelletier, D., García Charton, J.A., 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. *Aquatic Living Resources* 18: 15-33.
- Pérez Ruzafa, A. (Coord.) (2002b) *Escalas de variación espacio-temporal de los efectos complejos de la protección de áreas marinas: amplitud de la dispersión de propágulos y adultos de peces, y variabilidad del efecto cascada*. Proyecto Fundación Séneca – Informe final.
- Pérez Ruzafa, A. et al. (1995) *Seguimiento de arrecifes artificiales y establecimiento de la situación biológica inicial de la Reserva Marina de Cabo de Palos-islas Hormigas*. Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A., Calvín, J.C.; Marcos, C.; Marín, A.; Pérez Ruzafa, I.M.; Terrados, J.; Ros, J.D. (1991) Contribución al estudio de las comunidades bentónicas del Cabo de Palos (Murcia, SE de España) y su cartografía bionómica. *Act. IV Simp. Ibér. Bent. Mar.* 1: 385-420.
- Pérez Ruzafa, A., García Charton, J.A., Espejo, C., Herrero, A., Lawrence, K., Marcos, C., Polti, S., Cánovas, F. (2003) *Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Valoración del impacto de los buceadores*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A., García Charton, J.A., Gutiérrez Ortega, J.M., Vega Fernández, T., Marcos Diego, C., Fernández Martínez, A., Salas Herrero, F., Ibrahim Hegazi, M., Aliaga García, V., Romero Azorín, P., González Wangüemert, M., Sabah Maceta, S., Ruiz Fernández, J.M., Pérez Ruzafa, I. (1996) *Seguimiento de arrecifes artificiales y reservas marinas de la Región de Murcia*. Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A., García Charton, J.A., Herrero, A., Espejo, C., González Wangüemert, M., Marcos, C. (2004) *Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A., García Charton, J.A., Marcos Diego, C., González Wangüemert, M., Entrambasaguas Monsell, L. (2001) *Estudios sobre las poblaciones de peces de la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas: comparación*

- espacial y seguimiento temporal. Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A., García Charton, J.A., Marcos Diego, C., Gutiérrez Ortega, J.M., Aliaga García, V., Barcala Bellod, E., Fernández Martínez, A., González Wangüemert, M., Ibrahim Hegazi, M., Romero Azorín, P., Salas Herrero, F., Pérez Ruzafa, I. (1995) *Seguimiento de arrecifes artificiales y establecimiento de la situación biológica inicial de la Reserva Marina de Cabo de Palos-islas Hormigas*. Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez Ruzafa, A., González Wangüemert, M., Lenfant, P., Marcos, C., García Charton, J.A. (2006) Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biological Conservation* 129: 244-255.
- Pérez Ruzafa, A., Marcos Diego, C., García Charton, J.A., González Wangüemert, M., Polti, S., Vera, J., Clemente, C. (2002) *Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos-Islands Hormigas. Valoración del impacto de los buceadores*. Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa, A., López-Ibor, A., 1987. Echinoderm fauna from south-western Mediterranean. Biogeographic relationships. En: Burke, R.D., Mladenov, P.V., Lambert, P., Parsley, R.L. (Eds.) *Echinoderm Biology*. A.A. Balkema, Rotterdam: 355-362.
- Pina, J. A., Pérez Ruzafa A. (1984) Aportación al catálogo de equinodermos del litoral murciano. *Actas del IV Simp. Ibér. Est. Bent. Mar. Lisboa* 1: 269-276.
- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C., Francour, P., Badalamenti, F., Chemello, R., Harmelin-Vivien, M.L., Hereu, B., Milazzo, M., Zabala, M., D'Anna, G., Pipitone, C. (2000) Trophic cascades in fisheries and protected-area management of benthic marine ecosystems. *Environmental Conservation*, 27(2): 179-200.
- Pitcher, C.R., Poiner, I.R., Hill, B.J., Burridge, C.Y. (2000) Implications on the effects on trawling on sessile megazoo-benthos on a tropical shelf in north-eastern Australia. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1359-1368.
- Planes, S., García Charton, J.A., Pérez Ruzafa, A. (Coord.) (2006) *Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union*. EMPAFISH Project, Booklet nº 1. 158 pp.
- Riegl, B., Riegl, A. (1996) Studies on coral community structure and damage as a basis for zoning marine reserves. *Biological Conservation* 77: 269-277.
- Rouphael, A.B., Inglis, G.J. (1997) Impacts of recreational SCUBA diving at sites with different reef topographies. *Biological conservation* 82 (3):329-336.
- Rowley, R.J. (1994) Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4: 233-254.
- Ruitton, S., Francour, P., Boudouresque, C.F. (2000) Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 217-230.
- Russ, G.R. (2002) Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools. In: *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*. Sale, P.F. (Ed.) Academic Press: 421-443.
- Russ, G.R. (2002) Yet another review of marine reserves as reef fishery management tools, 421-443. *Coral reef fishes: Dynamics and diversity in a complex ecosystem*.
- Sala, E. (1997) Fish predators and scavengers of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean sea. *Marine Biology* 129: 531-539.
- Sala, E., Boudouresque, C.F. (1997) The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community. *Journal of Experimental Marine Biology* 212 (1): 25-44.
- Salas, S. (2000) *Fishing strategies of small-scale fisheries and their implications for fisheries management*. Tesis doctoral. University of British Columbia.

- Salas, S., Gaertner, D. (2004) The behavioural of fishers: management implicatios. *Fish and Fisheries* 5: 153-167.
- Salas, S., Sumalia, R.U., Pitcher, T. (2004) Short-term decisions of small-scale fishers selecting alternative target species: a choice model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 374-383.
- Sebens, K.P. (1987) The ecology of indeterminate growth in animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18: 371-407.
- Silva, L., Gil, J., Sobrino, I. (2002) Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cádiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research* 59: 117-128.
- Taconet, M., Bensch, A. (2000) *Towards the use of geographic information systems as a decision support tool for the management of Mediterranean fisheries*. FAO COPEMED Project GCP/REM/057/SPA. 278 pp.
- Templado, J. (1961) Sobre las agrupaciones animales de la costa rocosa de Cabo de Palos. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (A)* 59: 207-214.
- Templado, J. (1962) Sobre las agrupaciones animales de la costa rocosa de Cabo de Palos. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (B)* 60: 113-115.
- Templado, J. (1980) Gasterópodos marinos de la zona de Cabo de Palos (Murcia). *Com. prim. Congr. Nac. Malac., Madrid*: 95-96.
- Templado, J. (1982) Datos sobre los opistobranquios del Cabo de Palos (Murcia). *Boll. Malacologico* 18 (9-12): 247-254.
- Templado, J. (1982) Moluscos de las formaciones de fanerógamas marinas en las costas del Cabo de Palos (Murcia). Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Templado, J. (1982) Nuevo opistobranquio para la malacofauna ibérica. *Actas II Simp. Ibér. Est. Bent. Mar. Barcelona* 3: 225-227.
- Templado, J., Llansó, R. (1981) Túrridos (Gastropoda: Prosobranchia) del Cabo de Palos (Murcia). *Iberus* 1: 33-38.
- Templado, J., Talavera, P, Murillo, L. (1983) Adiciones a la fauna de opistobranquios del Cabo de Palos (Murcia). *Iberus* 3: 47-50.
- Vargas Yáñez, M., Ramírez, T., Cortés, D., Fernández de Puellas, M.L., Lavín, A., López Jurado, J.L., González Pola, C., Vidal, I., Sebastián, A. (2002) Variability of the Mediterranean water around the Spanish coast: Project RADIALES. En: CIESM (Ed.) *Tracking long-term hydrological change in the Mediterranean*. CIESM Workshop Series.
- Verlaque, M. (1987) In: Boudouresque, C. F. (Ed.) *Colloque international sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles*. GIS Posidonie, Marseille: 5-36.
- Wendt, P.H., van Dolah, R.F., O'Rourke, C.B. (1985) A comparative study of the invertebrate macrofauna associated with seven sponge and coral species collected from the South Atlantic Bight. *Journal of the Elisha Mitchell Science Society* 101: 187-203.
- Wielgus, J., Chadwick-Furman, N.E., Dubinsky, Z. (2004) Coral cover and partial mortality anthropogenically impacted coral reefs at Eilat, northern red Sea. *Marine Pollution Bulletin* 48: 248-253.
- Zakai, D., Chadwick-Furman, N.E. (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat northern Red Sea. *Biological conservation* 105: 179-187.