

Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2010



GARCÍA CHARTON, J.A. (COORD.), HACKRADT, C.W., FÉLIX-HACKRADT, F.C., SEGOVIA VIADERO, M.,
MARTÍNEZ GARRIDO, J., GONZÁLEZ ANDRÉS, C., TUBÍO, A., SANCHIS MARTÍNEZ, A., MORCILLO
BUENDÍA, E., TREVIÑO OTÓN, J., MARCOS DIEGO, C. & PÉREZ RUZAFÁ, A.

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 2010

Tabla de contenidos

1	Introducción general	3
2	Objetivos generales	7
3	Poblamiento de peces de fondos rocosos.....	9
3.1	Introducción.....	9
3.1.1	Las fases iniciales del ciclo de vida de las especies marinas	10
3.1.2	Las poblaciones de serránidos en la reserva marina	12
3.2	Objetivos.....	13
3.3	Material y métodos.....	14
3.3.1	Respuesta del poblamiento de adultos a la protección pesquera.....	14
3.3.2	Estudio preliminar de los estadios iniciales de los peces arrecifales.....	16
3.3.3	Las poblaciones de meros en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en Cabo Tiñoso	19
3.4	Resultados.....	23
3.4.1	Respuesta del poblamiento de adultos a la protección pesquera.....	23
3.4.2	Instalación y reclutamiento de peces en la reserva marina y en áreas de control no protegidas	40
3.4.2.1	Censos de juveniles.....	40
3.4.2.2	Trampas de luz.....	50
3.4.3	Selectividad de hábitat y movilidad de serránidos	51
3.4.3.1	Selectividad de hábitat en serranos y meros en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en Cabo Tiñoso.....	51
3.4.3.2	Movilidad de meros	55
3.5	Discusión.....	56
3.5.1	Respuesta del poblamiento de adultos a la protección pesquera.....	56
3.5.2	Instalación y reclutamiento de peces en la reserva marina y en áreas de control no protegidas	57
3.5.3	Selectividad de hábitat y movilidad de serránidos	59
4	Seguimiento de la actividad pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en el entorno del cabo Tiñoso.....	61
4.1	Introducción.....	61
4.1.1	Cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial	61
4.1.2	La pesca en las áreas marinas protegidas	63
4.2	Objetivos.....	64
4.3	Material y métodos.....	65
4.3.1	Regreso al futuro: cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	65
4.3.2	La actividad pesquera en el entorno de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso	67
4.4	Resultados.....	68
4.4.1	Regreso al futuro: cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	68
4.4.1.1	Introducción de especies	71
4.4.1.2	Análisis del esfuerzo pesquero	72
4.4.1.3	Cambios en la percepción de las especies de interés pesquero	72
4.4.1.4	Opiniones sobre la influencia de la reserva marina	81
4.4.2	La actividad pesquera en el entorno de Cabo Tiñoso	82
4.5	Discusión.....	87

4.5.1	Regreso al futuro: cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	87
4.5.2	La actividad pesquera en el entorno de Cabo Tiñoso	92
5	Impacto del submarinismo recreativo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	95
5.1	Introducción.....	95
5.2	Objetivos.....	97
5.3	Material y métodos.....	97
5.4	Resultados.....	99
5.4.1	Densidad de colonias	99
5.4.2	Caracterización de las colonias	102
5.4.3	Complejidad, epibiontes y número de colonias rotas	103
5.4.4	Caracterización del hábitat	105
5.5	Discusión.....	107
6	Seguimiento de fenómenos ligados al cambio climático en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas	109
6.1	Introducción.....	109
6.1.1	Mortalidades masivas de invertebrados marinos.....	109
6.1.2	Especies alóctonas e invasoras: el caso del cangrejo <i>Percnon gibbesi</i>	111
6.2	Objetivos.....	113
6.3	Material y métodos.....	113
6.3.1	Seguimiento de las poblaciones de gorgonias	113
6.3.2	Distribución y abundancia de <i>Percnon gibbesi</i>	114
6.4	Resultados.....	117
6.4.1	Seguimiento de las poblaciones de gorgonias	117
6.4.2	Distribución y abundancia de <i>Percnon gibbesi</i>	122
6.5	Discusión.....	132
6.5.1	Seguimiento de las poblaciones de gorgonias	132
6.5.2	Distribución y abundancia de <i>Percnon gibbesi</i>	134
7	Conclusiones.....	139
8	Bibliografía.....	143



Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2010

GARCÍA CHARTON J.A. (COORD.), HACKRADT, C.W., FÉLIX-HACKRADT, F.C., SEGOVIA
VIADERO M., MARTÍNEZ GARRIDO, J., GONZÁLEZ ANDRÉS, C., TUBÍO, A., SANCHIS
MARTÍNEZ, A., MORCILLO BUENDÍA, E., TREVIÑO OTÓN J., MARCOS DIEGO C. & PÉREZ
RUZAFÁ, A.

Departamento de Ecología e Hidrología – Universidad de Murcia

1 Introducción general

Las áreas marinas protegidas (AMPs) han sido propuestas como una herramienta central para la protección de la biodiversidad marina y la conservación de los recursos marinos (Lubchenco *et al.* 2003; Pauly *et al.* 2005). En esencia, un AMP es una porción de superficie marina y sus características geomorfológicas, biológicas y culturales, que se cierra total o parcialmente a las actividades humanas, y en especial a la pesca. La planificación espacial de las actividades humanas a través del establecimiento de redes de AMPs se plantea como una aplicación concreta de la “gestión basada en el ecosistema” (Pauly *et al.* 2002; Browman & Stergiou 2004; Sissenwine & Murawski 2004; Agardy 2005; Gilliland & Laffoley 2008).

En el Mediterráneo, el número de AMPs ha crecido desde el establecimiento del parque nacional de Mijet (Croacia) en 1960 y el parque nacional de Port-Cros (Francia) en 1964 (Badalamenti *et al.* 2000; Francour *et al.* 2001; Frascchetti *et al.* 2005). En una estima conservativa, Abdulla *et al.* (2008) computan actualmente la existencia de 94 AMPs, las cuales sin embargo protegen menos del 1% del *mare nostrum*. Estos números, que representan plenamente la situación mundial, hacen que resulte extremadamente difícil alcanzar los objetivos internacionales auto-impuestos por los Estados de la UE, siendo un ejemplo de ello el “objetivo 2012” adoptado en la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible (WSSD), y que consiste en establecer una red global representativa de AMPs en 2012, la cual debería incluir áreas estrictamente protegidas que sumen al menos un 20-30% de cada hábitat, a la vez que sirvan para el mantenimiento de las poblaciones explotadas por la pesca (Wood *et al.* 2007).

Un área marina protegida (AMP) ha de ser adecuadamente monitoreada con el fin de establecer científicamente si se están produciendo (o no) los beneficios esperados en términos de conservación (p. ej. recuperación de poblaciones o ecosistemas) y de objetivos de gestión (p. ej. mejorar las pesquerías locales). Para ello, se ha de cumplir la condición previa de que el AMP está bien vigilada y apropiadamente gestionada, pues de otro modo no es esperable efecto positivo alguno de la protección (Guidetti *et al.* 2008).

Para investigar la posible respuesta de los peces a la protección proporcionada por las AMPs, generalmente se utilizan técnicas de censo visual con escafandra autónoma, siguiéndose diseños de muestreo convenientemente replicados en el espacio y el tiempo que comparan sitios protegidos vs. no protegidos (Guidetti 2002), y teniendo en cuenta otras covariables relevantes (García-Charton & Pérez-Ruzafa 1999; García-Charton *et al.* 2000, 2008; Claudet & Guidetti 2010a; Claudet *et al.* 2010b).

Además, una vez las poblaciones (y especialmente los grandes individuos reproductores) se recuperan dentro de la reserva marina (tanto la reserva integral como en las reservas parciales, en las que algunas actividades, como pesca artesanal y buceo recreativo, están reguladas), tales impactos positivos de la protección pueden ser observados en la zona adyacente no protegida, desde el momento en que tanto los estados iniciales (huevos, larvas, postlarvas y/o juveniles) como los adultos pueden moverse hacia afuera del AMP. Tal exportación, llamada 'desbordamiento' (o su término inglés '*spillover*') puede producir beneficios para la actividad pesquera adyacente, y puede ser estudiada mediante (1) censos visuales de peces dentro y, a través de los límites de la reserva, inmediatamente fuera de la misma a distancias crecientes (p. ej. Harmelin-Vivien *et al.* 2008), (2) llevando a cabo pescas experimentales cerca y a distancias crecientes desde los límites del AMP (Guidetti 2007; Goñi *et al.* 2008; Stenzelmüller *et al.* 2008; Forcada *et al.* 2009; Halpern *et al.* 2010), (3) estudiando las pautas de movimiento de adultos (Holland *et al.* 1996; Chapman & Kramer 2000; Meyer *et al.* 2000; Eristhee & Oxenford, 2001; Willis *et al.* 2001), y (4) comprobando el origen y destino de las fases dispersantes (huevos, larvas y postlarvas) de especies ecológicamente y/o comercialmente importantes (Sabatés *et al.* 2003; Lawson 2006; O'Leary 2006; Crec'hriou *et al.* 2010; López-Sanz *et al.* 2011).

A los niveles de comunidad y ecosistema, se ha comprobado que la pesca causa alteraciones en las redes tróficas, las cuales pueden provocar cascadas tróficas y estados alternativos (p. ej. de sustratos dominados por corales a recubiertos por algas en regiones tropicales, y de frondosos fondos de microalgas a arrecifes desprovistos de vegetación en regiones templadas) (García Charton *et al.* 2008). Dado que las AMPs han demostrado bastantes posibilidades para revertir tales trayectorias temporales de las comunidades ecológicas a largo plazo, se han incorporado rutinariamente



muestreos multi-objetivo de variables relevantes (p. ej. cobertura algal, extensión de fondos rocosos desprovistos de vegetación, densidades de especies depredadoras, etc.) con el fin de evaluar los efectos de la protección sobre el estatus de la comunidad en su conjunto. La recuperación de las poblaciones de peces comerciales, pero también de la comunidad (p. ej. la transición desde fondos rocosos desnudos a céspedes de microalgas, los cuales constituyen importantes zonas de cría para muchos peces), asociadas a medidas adecuadas de regulación pesquera (y con la necesaria implicación de los usuarios – sobre todo pescadores) se han mostrado muy eficaces para promover mayores rendimientos pesqueros (Higgins *et al.* 2008; Guidetti & Claudet 2010) y la eficacia global de las medidas de gestión (Roncin *et al.* 2008, Claudet & Guidetti 2010b).

Un tema que está mereciendo cada vez más atención a la hora de evaluar la efectividad ecológica de las AMPs es el seguimiento de la percepción que tienen los pescadores de los beneficios potenciales o, más en general, las respuestas de los peces a las medidas de protección. Con este fin se pueden emplear cuestionarios específicos, no solamente para obtener conocimientos ecológicos locales y/o tradicionales (LEK-TEK de sus siglas en inglés) o información acerca del ‘síndrome de la línea de base cambiante’ (*‘shifting baseline syndrome’*) (Pauly 1995; Baum & Myers 2004; Bergmann *et al.* 2004; Sáenz-Arroyo *et al.* 2005; Gerhardinger *et al.* 2006; Ainsworth *et al.* 2008; Anadón *et al.* 2008; Lozano-Montes *et al.* 2008), pero también para comprender mejor qué piensa la comunidad pesquera, y cuáles son los beneficios de las AMPs que han podido percibir. Esta información puede ayudar a los gestores a tomar decisiones.

Con respecto a aquellas AMPs en las que ciertas partes son destinadas a las actividades recreativas (buceo con ‘snorkel’ o con escafandra autónoma, anclaje de embarcaciones, paseos o baños en la orilla), la recuperación de poblaciones y comunidades (y especialmente de las especies más carismáticas, tales como los meros) representa un factor atractivo de primer orden. Desde esta perspectiva, los visitantes pueden causar daños a los organismos más frágiles o perturbar a los peces en sus fases más cruciales (p. ej. reproducción), además de interferir otros usos (tales como la pesca). Por lo tanto, tanto el comportamiento de los peces como el estado de salud de las poblaciones más frágiles han de ser monitoreadas con el fin de obtener información actualizada de los posibles impactos de las actividades recreativas y, en su caso, sugerir medidas de gestión que mejoren la situación.

Finalmente, las AMPs son un escenario privilegiado para el estudio de los efectos de otras fuentes de impacto antrópico, ligados a fenómenos globales tales como el cambio climático, o bien de alcance más local, como la contaminación o los efectos de las obras costeras. En este sentido, el estudio de las mortalidades masivas

de invertebrados marinos o de la proliferación de especies alóctonas potencialmente invasoras encuentra en las AMPs un lugar idóneo.

La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas se creó 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. 2.1). 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).

El grupo de investigación “Ecología y ordenación de ecosistemas marinos costeros” de la Universidad de Murcia ha estado llevando a cabo el seguimiento científico de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas desde su creación.



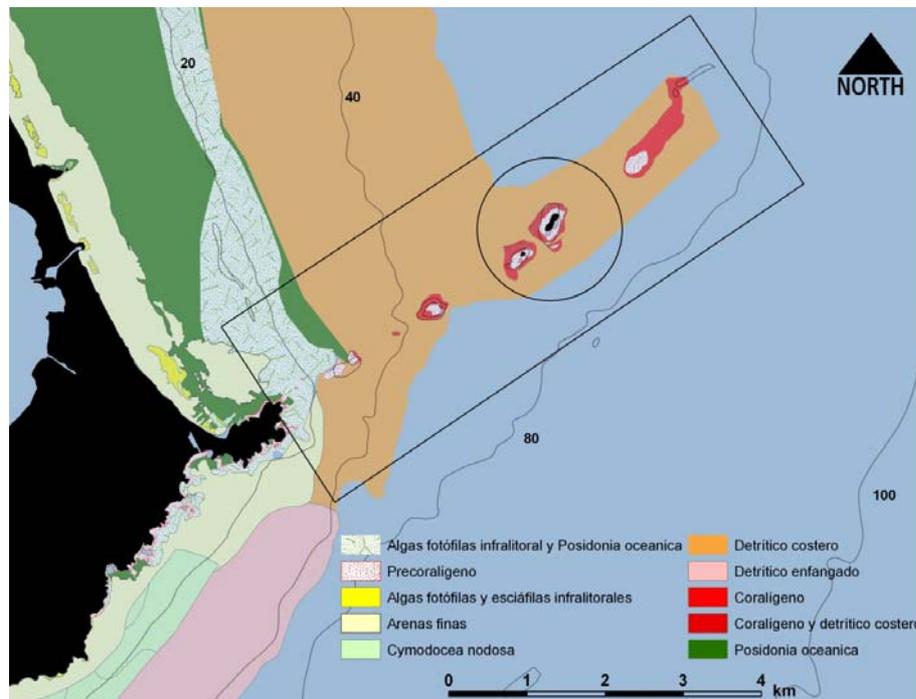
2 Objetivos generales

El objeto del presente informe es dar cuenta de los trabajos realizados a lo largo del año 2010 para el seguimiento de los efectos de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, especificándose los antecedentes, objetivos y métodos llevados a cabo. Durante este período se han llevado a cabo las siguientes tareas:

- Estudio del poblamiento de peces de fondos rocosos:
 - Efectos de la protección pesquera a largo plazo (1995-2010) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.
 - Estudios sobre la instalación de post-larvas y el reclutamiento de juveniles de peces:
 - Distribución espacio-temporal de juveniles en las zonas someras
 - Primeras pruebas de utilización de trampas de luz para el seguimiento de la instalación de post-larvas
 - Estudios sobre los meros (*Epinephelus* spp. y *Mycteroperca rubra*) y serranos (*Serranus* spp.):
 - Selección de hábitat en diferentes especies en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
 - Primeras pruebas de marcaje externo
- Estudios sobre la actividad pesquera artesanal:
 - Cambios en la percepción por parte de la comunidad pesquera de Cabo de Palos de la abundancia y la diversidad de peces de interés comercial en el entorno de la reserva marina
 - Caracterización de la flota pesquera artesanal en el entorno de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso
- Estudio del impacto del submarinismo recreativo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas:
 - Uso del briozoo *Myriapora truncata* como posible indicador del efecto de la frecuentación por buceadores

- La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas como laboratorio para el estudio de fenómenos ecológicos ligados al cambio climático:
 - Seguimiento de las poblaciones de gorgonias tras el episodio de mortalidad masiva acaecido en 2007
 - Distribución y abundancia del cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* en relación con variaciones de hábitat y la protección pesquera.

Figura 2.1 Área de estudio, con indicación de los límites de la reserva marina de Cabo de Palos –Islas Hormigas, y de las principales biocenosis bentónicas presentes.





3 Poblamiento de peces de fondos rocosos

3.1 Introducción

Recientemente, García-Charton *et al.* (2008), en base a una revisión bibliográfica exhaustiva y a la síntesis de los meta-análisis de datos realizados en el marco del proyecto europeo EMPAFISH (www.um.es/empafish) (véase asimismo Claudet *et al.* 2008, 2010; Higgins *et al.* 2008; Pérez-Ruzafa *et al.* 2008; Planes *et al.* 2008), llegaron a la conclusión de que con el establecimiento de un AMP en el contexto mediterráneo se consigue, con alta probabilidad, revertir los impactos de la pesca sobre poblaciones, comunidades, hábitats y ecosistemas, mediante: (i) el incremento de la abundancia y/o biomasa de las especies objetivo, (ii) la recuperación de una estructura de tallas/edades más “natural” merced al incremento de la proporción de individuos más grandes/viejos, (iii) una mejora en la fecundidad de estas poblaciones, (iv) el aumento de los rendimientos pesqueros locales a través de la exportación de biomasa hacia áreas cercanas no protegidas, y (v) la inducción de cambios en la estructura de las comunidades, principalmente a través de una mayor dominancia de especies de grandes depredadores. Todos estos cambios hacen que las comunidades y ecosistemas protegidos tiendan a parecerse cada vez más a los ecosistemas prístinos originales (McClanahan *et al.* 2007). Por otra parte, otros efectos esperados de las AMPs están sujetos a incertidumbre, y, por tanto, necesitan de mayores esfuerzos de investigación (García-Charton *et al.* 2008; véase también Sale *et al.* 2005). Entre estas prioridades de investigación ecológica se cuentan: (1) mecanismos responsables, en última instancia, del efecto de “desbordamiento” (spillover / biomass export) de biomasa hacia áreas adyacentes, (2) influencia de la distribución espacial de los hábitats dentro y fuera de las AMPs en su eficacia, (3) conectividad de las poblaciones marinas objeto de protección, (4) capacidad de (y características requeridas por) las AMPs para proteger la colonización, instalación y reclutamiento de las poblaciones de especies clave, (5) habilidad de las redes de AMPs para maximizar la representatividad de la biodiversidad marina (incluyendo la diversidad genética, de hábitats, específica y funcional), (6) papel de las AMPs para promover la resiliencia y recuperación de los ecosistemas marinos frente a las perturbaciones humanas (incluyendo el cambio climático), y (7) efectividad y factibilidad de las acciones de restauración capaces de acelerar la reversión de los efectos perjudiciales de la sobrepesca.

3.1.1 Las fases iniciales del ciclo de vida de las especies marinas

Los peces marinos costeros presentan, en su inmensa mayoría, ciclos de vida complejos con fases larvarias pelágicas (potencialmente dispersantes) y etapas juveniles y adultas más demersales y sedentarias (Cowen 2001). Las distancias de conexión pueden ser muy distintas en función de las especies, pero también de los patrones espacio-temporales, a veces muy complejos, de las corrientes costeras (González-Wangüemert *et al.* 2004, 2007; Pérez-Ruzafa *et al.* 2006; Leis 2007). En algunos casos, las escalas espaciales de dispersión han resultado más locales de lo que se esperaba (Cowen *et al.* 2006; Almany *et al.* 2007). El conocimiento de las estrategias seguidas por las distintas especies resulta imprescindible para comprender su dinámica (fuente-sumidero, metapoblacional, etc.), y con ello para la correcta implementación de estrategias de manejo y conservación basadas en el establecimiento de AMPs (Mora & Sale 2002; Grorud-Colvert & Sponaugle 2009).

La conectividad marina resulta de la dispersión de gametos, huevos y larvas y, en el caso de las especies vágiles (peces y ciertos crustáceos y moluscos) de los movimientos (diarios, estacionales y ontogénicos) de juveniles y adultos (Pérez-Ruzafa *et al.* 2006; Jones *et al.* 2007, 2009a; Botsford *et al.* 2009a, 2009b), pero también del intercambio de materia (nutrientes, sedimentos) entre zonas más o menos alejadas, todo ello modulado por la disposición espacial y el grado de conexión entre manchas del mosaico de hábitats costeros (Dorenbosch *et al.* 2007; Sheaves 2009) y las pautas de circulación marina. En el medio marino, en general, se asume que las poblaciones muestran un elevado flujo genético, favorecido por la inexistencia de barreras a dicho flujo. Por lo tanto las especies con alto potencial de dispersión (huevos y larvas plantónicas), junto con la ausencia de barreras a la migración, garantizan una alta conectividad entre poblaciones distantes. Por el contrario, las especies con bajo potencial de dispersión suelen presentar escasa conectividad y claros modelos de estructuración genética. Sin embargo, en los últimos años se ha puesto de manifiesto que múltiples especies presentan una diferenciación entre sus poblaciones mayor que la esperada a priori considerando sólo sus capacidades de dispersión (Riginos & Nachman 2001; González-Wangüemert *et al.* 2004, 2007, 2009; Banks *et al.* 2007; Hedgecock *et al.* 2007; Pampoulie *et al.* 2008). Las corrientes marinas, la discontinuidad del hábitat y la topografía del fondo son sólo algunos ejemplos de factores que podrían influir en la conectividad de las poblaciones (Riginos & Nachman 2001; Cimmaruta *et al.* 2005; González-Wangüemert *et al.* 2006a, 2009; Pérez-Ruzafa *et al.* 2006; Weersing & Toonen 2009). Estas distancias y pautas de conexión determinan las estrategias de conservación de los recursos marinos y de protección de la biodiversidad, pues están en la base del establecimiento tanto de unidades geográficas de delimitación de poblaciones y comunidades, como de la(s) escala(s) adecuada(s) de gestión, e influyen especialmente en los criterios para la



implementación de AMPs (Almany *et al.* 2009; Botsford *et al.* 2009a, 2009b; Jones *et al.* 2009).

Cuando la larva alcanza determinado grado de maduración, estará apta para instalarse en el fondo si se encuentra en un entorno adecuado (Victor 1983). La decisión de dónde instalarse es determinante de su supervivencia, pudiendo guiarse las larvas merced a estímulos visuales, olfativos y/o sonoros (Kingsford *et al.* 2002; Leis & Carson-Ewart 2003; Leis *et al.* 2003; Leis & Lockett 2005; Raventós & Macpherson 2005; Lecchini *et al.* 2007; Dixon *et al.* 2008). Una vez instalada, la larva estará expuesta al complejo ambiente bentónico, con innumerables sustratos, competidores y depredadores potenciales (Ohman *et al.* 1998). Durante esta etapa la tasa de mortalidad es muy alta (Jones 1991), debido principalmente a una fuerte depredación (Planes *et al.* 2000; Doherty *et al.* 2004), siendo mayor durante e inmediatamente después de la instalación (Caley 1998). El efecto de esta alta selectividad de individuos sobre la estructura poblacional es aún muy poco conocido (Planes & Romans 2004). Seguidamente ocurre la fase de reclutamiento, definida como la adición de las post-larvas instaladas a la población residente de individuos que sobreviven el tiempo suficiente como para ser registrados por un observador (Keough & Downes 1982). La probabilidad de supervivencia de los individuos instalados está condicionada por factores tales como la condición de los individuos instalados (Macpherson & Raventós 2005; Raventós & Planes 2008), el tipo de sustrato (Jones 1988), la estructura del hábitat (Almany 2004), la presencia de depredadores (Holbrook & Schmitt 2003), o bien de individuos de la misma o distinta especie (Almany 2003), pudiendo asimismo verse afectada la mortalidad por respuestas denso-dependientes (Planes *et al.* 2000) o tamaño-dependientes (Anderson 1988).

El conocimiento de la conectividad entre poblaciones locales por movimientos de juveniles y adultos y/o dispersión larvaria resulta crucial para comprender la dinámica de las poblaciones marinas (Caley *et al.* 1996), los procesos de extinción y recolonización local (Strathmann *et al.* 2002), el auto-reclutamiento (Almany *et al.* 2007), las escalas de adaptación (Warner 1997), la propagación de especies invasoras (Neubert & Caswell 2006), y la respuesta de las especies al cambio climático (Harvey *et al.* 2006). Convendremos con Sale *et al.* (2005) en que el tema de la dispersión larval y la conectividad de las especies marinas (principalmente de las de interés pesquero) requiere de una gran atención actualmente, en el marco de su utilización para el diseño y manejo de AMPs (Palumbi 2004; García-Charton *et al.* 2008; Curley & Gillings 2009).

3.1.2 Las poblaciones de serránidos en la reserva marina

El género *Epinephelus* concentra cerca de 98 especies de perciformes que son comúnmente conocidas como meros (Heemstra & Randall 1993). Estas especies son depredadores de los niveles apicales de la red trófica y se distribuyen por las zonas tropicales y subtropicales de todos los océanos, viviendo en ambientes arrecifales hasta los 150 m de profundidad (Heemstra & Randall 1993). Debido a sus características biológicas los meros son especies clave para el mantenimiento del ecosistema y son considerados, en todo el mundo, como especies emblemáticas del medio marino. Además de su reconocida importancia económica como recurso pesquero, ejercen un gran atractivo para el submarinismo recreativo, especialmente en el Mediterráneo y el Atlántico (Briquet-Laugier *et al.* 2007). Como ejemplo se puede citar la actividad desarrollada en Brasil llamada “mero-watching”, que ocurre en localidades con altas concentraciones de meros (en este caso, *E. itajara*) y donde las estadísticas de encuentro por inmersión llegan a superar el 80% (Félix-Hackradt & Hackradt 2008).

Sin embargo, todas las especies de mero están bajo algún grado de amenaza en todo su ámbito de distribución (IUCN 2008). El estatus actual es resultado en gran medida de la sobreexplotación pesquera. El estilo de vida relativamente sedentario, la longevidad y el grado de previsibilidad de las agregaciones reproductivas son algunas de sus características de vida que los convierten en altamente vulnerables a la pesca (Sadovy & Ecklund 1999). Frente a los riesgos inminentes sufridos por estas especies marinas, las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) están siendo utilizadas cada vez más como herramienta de ordenación pesquera en todo el mundo (García-Charton *et al.* 2008), como un modo aproximación ecosistémica a la gestión la biodiversidad marina, para la cual la complejidad del ecosistema es crítica para el sostenimiento de los recursos marinos (Jennings 2004). Los efectos de la protección acostumbra a ser más evidentes en especies sobreexplotadas (como los meros), que visiblemente responden a través del incremento de la talla y la abundancia total en un corto periodo de tiempo (Harmelin-Vivien *et al.* 2007). Sin embargo, para muchas especies de meros los detalles de su bioecología son aún inciertos y requieren mayores esfuerzos para aclarar y describir la dinámica poblacional de este conjunto de especies a fin de establecer cuáles son las medidas de conservación más adecuadas a cada una de ellas. Aspectos de su comportamiento como uso del hábitat, área de vida, dispersión y movilidad, precisan hasta la fecha de mayores esfuerzos para obtener información directamente empleable en el diseño de AMPs, o bien en el manejo espacial de las poblaciones explotadas.

Los patrones de movilidad de los peces afectan directamente a la pesquería, y al diseño de las estrategias de conservación. Para los meros, especies con bajas tasas



de desplazamiento y normalmente territoriales (Hemstra & Randall 1993), resulta imprescindible conocer tanto los movimientos ontogénicos como su área de vida efectiva, ya que la eficacia del área marina protegida dependerá de las dimensiones de la zona protegida en relación al área utilizada por los individuos (Kramer & Chapman 1999). Estudios de marcado y recaptura ya mostraran tener un gran valor en aportar informaciones sobre patrones de movilidad, migración y de dinámica poblacional (Wootton 1999). Sobretudo Marino y colaboradores (2007) identificaron que las marcas o tags no afectan el crecimiento ni la mortalidad de los meros en cautividad. Aliados a estudios de telemetría, las dos técnicas pueden proveer informaciones valiosas de alta resolución sobre cada individuo correlacionándolas con el ambiente (Lindholm 2005). Estas nos ayudará a identificar dónde y cómo ocurren los desplazamientos dentro y fuera de las reservas, el efecto del tamaño y funcionalidad de las AMPs.

De esta forma se pretende evaluar la eficacia de reservas marinas en conservar las poblaciones de meros y además mantener las pesquerías adyacentes a niveles sostenibles a través del estudios de las relaciones entre el tamaño del área de vida y desplazamiento de los individuos con la exportación de biomasa en AMPs que poseen distintos tamaños y objetivos de funcionalidad.

3.2 Objetivos

- Continuar el seguimiento a largo plazo de los efectos de la protección marina sobre el poblamiento de peces de fondos rocosos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, en comparación con dos zonas control (litoral de Águilas y entorno del cabo Tiñoso).
- Estudiar la variabilidad espacio-temporal del reclutamiento de juveniles en la reserva marina y fuera de ella, teniendo en cuenta el grado de insularidad; además, poner a prueba un nuevo método de seguimiento de la instalación de fases post-larvarias de peces mediante trampas de luz.
- Evaluar la abundancia y estimar la densidad de meros en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; comprender el uso, distribución y selectividad del hábitat por estas especies; evaluar los movimientos ontogénicos y las migraciones estacionales a escala espacial media (miles de metros), así como definir el tamaño y forma del área de vida de las especies de meros en función de la talla, edad, densidad y protección, evaluándose así la capacidad de una reserva marina de conservar las poblaciones.

3.3 Material y métodos

3.3.1 Respuesta del poblamiento de adultos a la protección pesquera

El poblamiento de peces fue estimado mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma a lo largo de transectos de 50 metros de largo por 5 m de ancho. A partir de un punto dado -seleccionado en el momento de fondear la embarcación en una zona rocosa cualquiera de la zona correspondiente- el observador descendía hasta la cota de ~ -15 m, y, tras depositar sobre el fondo el extremo de una cinta métrica atada a un plomo, avanzaba lentamente siguiendo la isobata y censando peces a la vez que iba desenrollando la cinta métrica.

El protocolo de censo ha consistido en que el observador, provisto de equipo de buceo autónomo (equipo ligero de buceo, botella de aire comprimido, regulador monotráquea, octopus, consola con manómetro, chaleco estabilizador y ordenador de inmersión) recorría cada transecto lentamente ($2-8 \text{ m min}^{-1}$) y con natación constante, manteniéndose cerca del fondo, y anotando en una hoja de poliéster sujeta a una tablilla submarina de PVC las observaciones realizadas. Un primer vistazo hacia delante y en la columna de agua (considerando 4 m por encima del observador) permitía avistar aquéllas especies mejores nadadoras y/o huidizas. A continuación eran cuidadosamente inspeccionadas las grietas y oquedades de la roca, así como el estrato foliar de las manchas de *Posidonia oceanica*, a la búsqueda de individuos allí refugiados. Se ha contado el número de individuos observados adscribiendo cada observación a una de las siguientes clases de abundancia, cuyos límites (a, b) de clase coinciden con los términos de una serie geométrica de base aproximadamente 2 (1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >500). De este modo, se anotaba en una cada una de las observaciones de individuos (aislados o en grupo) en el interior de cada unidad muestral, asignándola a una u otra de las 9 clases de abundancia preestablecidas. Para los cálculos y análisis de datos se utilizaron como marcas de clase los números enteros más próximos a las respectivas medias geométricas (\sqrt{ab}) de estas clases de abundancia (1 / 3 / 8 / 18 / 39 / 71 / 142 / 317 / 500), por coherencia con la métrica geométrica utilizada. El protocolo de trabajo incluía la estima de las tallas individuales, por comparación de los individuos observados con una regleta graduada portada por el observador. La talla de los individuos se estimó, tras un periodo de entrenamiento, aproximándola a clases de 2 cm. Para evitar la variabilidad debida al comportamiento nictímero del poblamiento y a las condiciones de iluminación, los censos se llevaron a cabo entre las 10 y las 14 h y siempre cuando las condiciones del mar fueran favorables. Las especies de pequeño tamaño que se caracterizan por su crípsis (Gobiidae, Callyonimidae, Bleniidae, Gobioesocidae y Tripterygiidae), se



ignoraron debido a que requieren diferentes tamaños de la unidad muestral para su muestreo.

Tras la realización del censo, el observador recorría el transecto en sentido inverso al de los censos a lo largo de la cinta métrica, tomando nota de las variables descriptoras de la complejidad del sustrato y midiendo la heterogeneidad del hábitat, mientras el buceador acompañante recogía la cinta métrica. Todo el procedimiento, incluido el censo de peces, suponía unos 50-60 minutos de inmersión con escafandra autónoma por zona. Como descriptores de la complejidad del hábitat se han considerado la verticalidad y el número de bloques rocosos clasificados por tamaños (piedras, bloques y grandes bloques), mientras que se ha estimado la heterogeneidad del hábitat como porcentaje de cobertura por arena, roca y *Posidonia*, midiéndose además las profundidades media, mínima y máxima en el interior del transecto.

El muestreo trazado siguió, como continuación del seguimiento realizado desde 1996, un diseño jerarquizado en el espacio. Este planteamiento permite detectar la variación existente a cada escala espacial, identificando aquellas escalas espaciales que más influyen en la distribución de las especies. Consideramos la variación entre AÑOS, y tres SECTORES en la reserva marina, separados miles de metros entre sí (SECTOR 1: costa y bajo de la Testa; SECTOR 2: bajos de Piles y de Dentro; SECTOR 3: reserva integral y bajo de Fuera). En cada uno de estos tres sectores se establecieron, de forma aleatoria, tres ZONAS, dentro de las cuales se realizaron tres réplicas (transectos).

El protocolo ha permitido contar con los siguientes datos para cada unidad muestral: composición específica, número de especies (riqueza), y abundancia (total y por especies), distribución de tallas por especies y tamaño de los cardúmenes. También se llevó a cabo un estudio de la estructura espacial y trófica de la comunidad de peces. Para ello las especies censadas fueron agrupadas en categorías espaciales y tróficas, estableciéndose 6 categorías espaciales (Harmelin 1987) y 7 categorías tróficas (Halpern & Floeter 2008).

Las diferencias observadas de esas variables biológicas entre AÑOS, teniendo en cuenta la estructura espacial jerarquizada (SECTORES, ZONAS y TRANSECTOS) fueron testadas mediante un análisis de la varianza. Los análisis univariantes se llevaron a cabo con cada una de las categorías, tanto espaciales como tróficas, así como con las especies más representativas. La estructura multivariante de los datos se probó mediante un escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS). Para ello, se obtuvieron las matrices de similitud de Bray-Curtis, que se usaron para generar una ordenación MDS, la cual posiciona las unidades muestrales en un diagrama bidimensional, de modo que la distancia relativa de cada unidad muestral con las demás refleja su disimilitud relativa, con las unidades muestrales más similares entre sí

colocadas más cerca unas de otras. La calidad del ajuste de la regresión entre el conjunto de distancias entre unidades muestrales obtenidas en el diagrama de ordenación y los valores correspondientes de disimilitud se mide mediante el cálculo del estrés; un valor de estrés inferior a 0,2 indica que la ordenación obtenida puede ser interpretada en términos ecológicos. Para evaluar estadísticamente las diferencias de las comunidades de peces entre los factores establecidos se realizó un análisis de similitud (ANOSIM). Por último realizamos un análisis SIMPER para detectar las especies y categorías que contribuyen en mayor medida a las diferencias existentes.

Para realizar estos análisis se utilizó el programa PRIMER v. 6 (Plymouth Marine Laboratory, UK). Los análisis se realizaron con los datos de abundancia, tanto sobre la matriz de especies, como con matrices donde están representadas las diferentes categorías tróficas y espaciales anteriormente definidas. Los datos de abundancia fueron transformados [$\log(x + 1)$] por coherencia con la escala logarítmica de adquisición de datos (clases de abundancia), para homogeneizar las varianzas, y también con el fin de reducir el peso de las especies más abundantes y aumentar el de las especies más raras.

3.3.2 Estudio preliminar de los estadios iniciales de los peces arrecifales

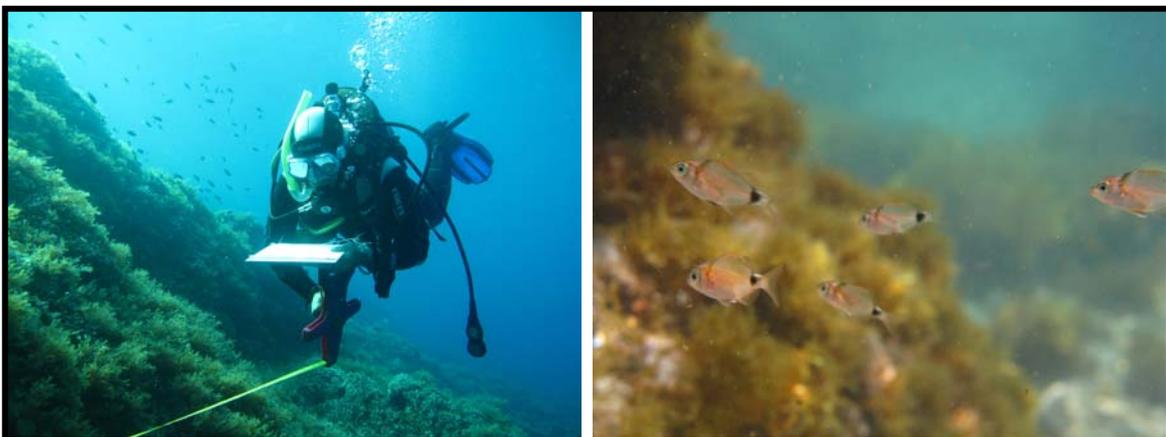
El trabajo se está llevando a cabo en las localidades de Cabo de Palos, sus tramos costeros y la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en un punto control, Isla Grosa. Para evaluar la influencia de los factores protección e insularidad, fueron elegidos 3 sitios al azar en cada uno de los sectores costeros de Cabo de Palos, tanto protegido como desprotegido y en los sectores insular protegido (Islas Hormigas) y desprotegido (Isla Grosa) (Fig. 3.1).

Los muestreos fueron realizados durante 12 meses, en los cuales mensualmente se identificaba, contaba y medía la talla de los reclutas y juveniles mediante censos visuales. En cada sitio se realizaron 2 transectos, uno a la profundidad de 0-3m y otro a 4-8m. Todos los individuos menores que 20 cm eran registrados en una tablilla sumergible (Fig. 3.2).



Figura 3.1 Mapa de las localidades estudiadas en el litoral murciano, con indicación de las principales biocenosis bentónicas. Se indica con un rectángulo la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con su reserva integral delimitada por un círculo.

Figura 3.2 Buceadora censando peces (izq.), e imagen de un pequeño cardúmen de juveniles de *Diplodus vulgaris*.



Paralelamente se inició la puesta a punto de la metodología de captura de post-larvas de peces utilizando trampas de luz, en las mismas localidades y sitios de muestreo que para el caso de los censos de juveniles, con el fin de comparar el aporte de post-larvas y el éxito de la instalación de los reclutas. Las trampas de luz son artilugios de pesca que se basan en un aparato luminoso flotante con un embudo conectado a él y colocado justo debajo (Fig. 3.3). Cada trampa está sujeta mediante un fondeo y señalizada en la superficie por una boya. Una vez atraídas las larvas por la luz, llevados por el instinto de buscar un sustrato en el que asentarse, entran en el embudo de donde no pueden salir. Las trampas son instaladas en el momento de la puesta de sol y recogidas con el inicio de la mañana, trabajando durante la noche en un intervalo de 7-8 h de funcionamiento. Las muestras son llevadas en alcohol al laboratorio, identificadas y medidas para su posterior análisis.



Figura 3.3 Trampa de luz instalada en el agua (izqda.) y momento de su recogida desde una embarcación, en las primeras luces del día (dcha.)



Para el análisis de datos se excluyeron las especies gregarias y pelágicas por no presentar asociación directa con el sustrato y producir ruido en los resultados. Los datos de abundancia de reclutas (censo visual) fueron transformados mediante $\log(x+1)$ antes de proceder a los análisis. El análisis de varianza se condujo con las variables descriptoras del poblamiento de peces (abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad) y los factores correspondientes (mes, sector, protección, aislamiento).

3.3.3 Las poblaciones de meros en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en Cabo Tiñoso

La densidad, abundancia, distribución en clases de talla, y hábitats preferenciales de las especies de serránidos estudiadas (los meros *Epinephelus marginatus*, *E. costae* y *M. rubra* y los serranos *Serranus cabrilla* y *S. scriba*) (Fig. 3.4) han sido evaluadas a través de un seguimiento de censos visuales utilizándose equipo de buceo autónomo. Fueron utilizados transectos de 50 m de largo por 5 m de ancho para estimar la densidad y abundancia de las especies; en cuanto a los hábitats preferenciales, se estimaron visualmente una serie de variables topográficas sobre cada transecto (rugosidad, pendiente, número de bloques rocosos, profundidad), mientras que la cobertura algal fue estimada utilizándose fotoquadrats de 40x50 cm.

La movilidad de los meros fue investigada a través de metodologías que se basan en la individualización de los especímenes utilizándose marcadores externos ('tags' dérmicos) para permitir su acompañamiento a lo largo del tiempo. Los especímenes están siendo capturados en distintos sitios dentro de las dos zonas estudiadas.

Las primeras experiencias de captura de especímenes fueron con el empleo de anzuelos sin muerte en inmersión con escafandra autónoma, así como con nasas (Fig. 3.5 y 3.6); de éstas, se emplearon tanto una nasa de fabricación propia, hecha de PVC, y se experimentó mediante 3 "gambins" (nasas de mimbre típicas de las islas Baleares, y manufacturadas por un artesano oriundo de Rosas – Gerona)¹. En ambos casos, las nasas fueron cebadas mediante pulpo y/o calamar.

¹ Estas nasas fueron gentilmente prestadas por Olga Reñones, del Centro Oceanográfico de Baleares del Instituto Español de Oceanografía.

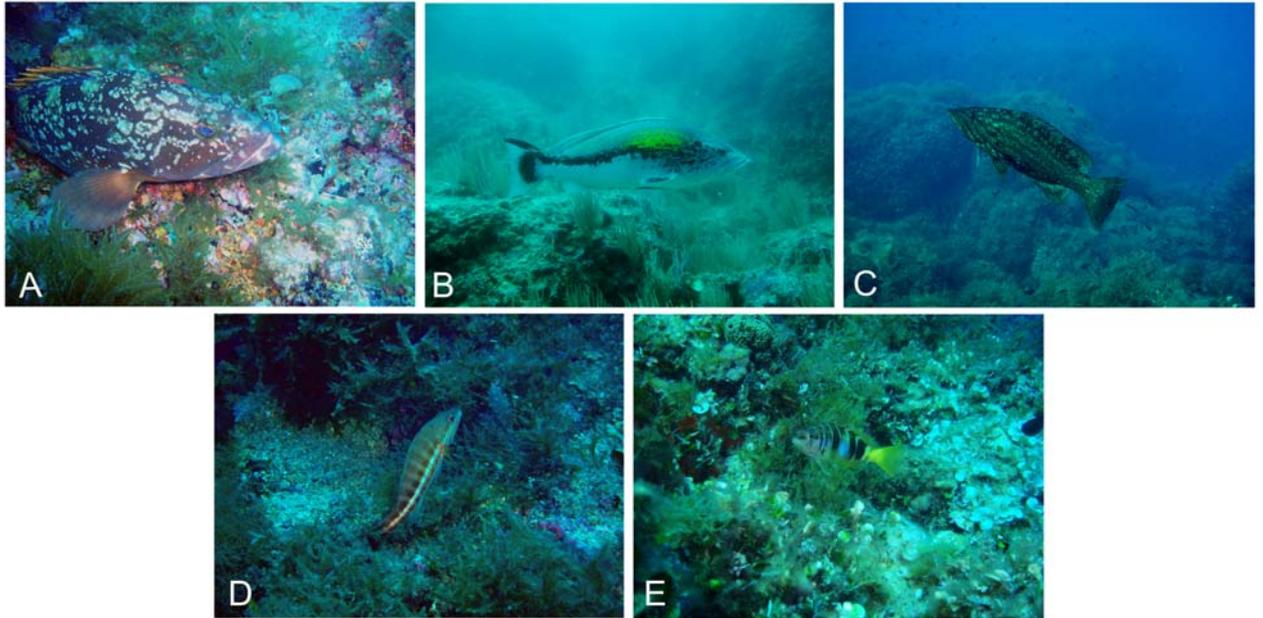


Figura 3.4 Especies de serránidos estudiadas en el presente trabajo: A.- *Epinephelus marginatus*. B.- *Epinephelus costae* (ejemplar macho adulto con librea reproductiva); C.- *Mycteroperca rubra*; D.- *Serranus cabrilla*; E.- *Serranus scriba*.



Figura 3.5 Nasa tipo 'gambín' utilizada en el presente estudio para la captura de meros.

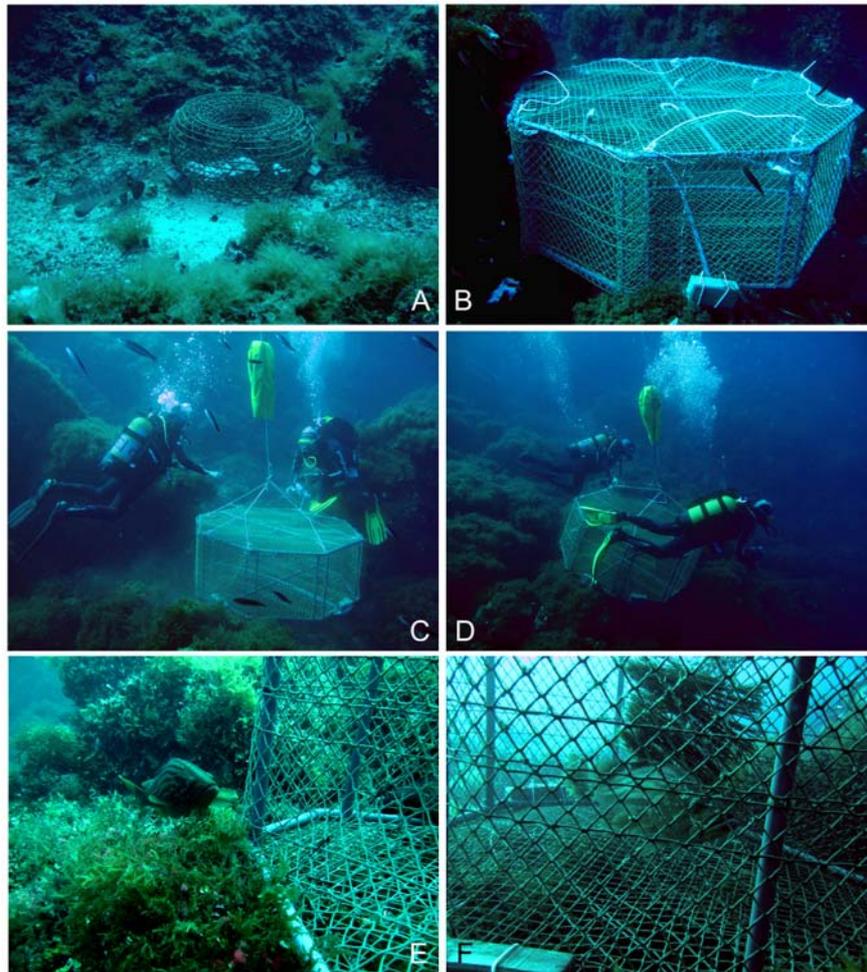
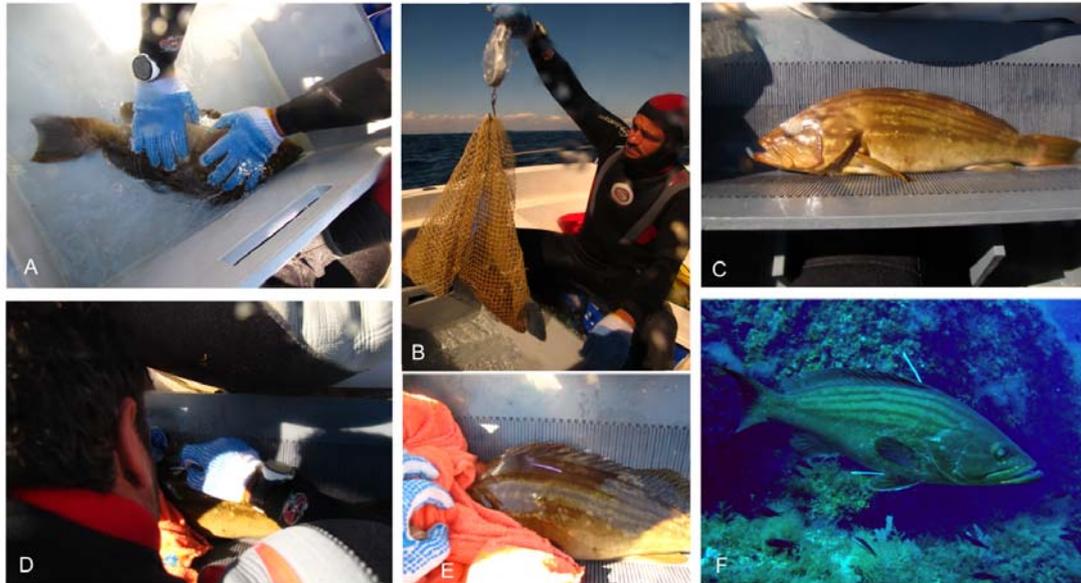


Figura 3.6 Imágenes del fondeo de nasas tipo ‘gambín’ (A) y manufactureras de PVC (B-F), utilizadas en el presente estudio para la captura de meros.

Una vez sacados del agua los ejemplares y a bordo de la embarcación (Fig. 3.7), los peces son medidos en un ictiómetro (longitud total, en milímetros) y pesados mediante un dinamómetro (al g más próximo), y se les extrae una muestra de sangre con la finalidad de identificar el sexo y el estado de madurez a través de un examen de los niveles hormonales. Enseguida se marcan los ejemplares con los tags dérmicos, de fácil identificación subacuática. Las marcas se insertan en la base de la aleta dorsal, en la mitad anterior. Para diferenciar el punto de marcaje se optó por un código de color, de modo que a cada lugar se le ha asignado un color diferente. Además cada marca contiene un número de serie único que permite la identificación individual y un teléfono y dirección de e-mail de contacto que permitirá la recogida de las eventuales capturas u observaciones. Antes de la liberación se espera a que los ejemplares se encuentren recuperados antes de ser devueltos al agua en el mismo sitio de la captura.

Figura 3.7 Imágenes del procedimiento de marcado externo de meros. A: vaciado de la vejiga natatoria. B: pesado. C: medición de la longitud en un ictiómetro-cama. D: recorte de un fragmento de aleta dorsal para estudios genéticos. E: colocación del 'tag' externo. F: Individuos marcado.



Una vez marcados, el monitoreo de estos especímenes será realizado más adelante con el uso de la metodología de censo visual subacuático. Se realizarán recorridos en todos los rangos de profundidad, hasta un máximo de 40 metros, en las zonas de marcaje, empleando un esfuerzo de muestreo homogéneo en toda el área. Tales recorridos se harán por los propios investigadores, así como con la ayuda de buceadores voluntarios (“reclutados” en los clubes y centros de buceo que frecuentan la zona). Cuando un ejemplar marcado sea avistado se identificará el lugar de marcaje (por el color de la marca), y, a poder ser, el individuo concreto (por el número inscrito en la marca); además, se registrará su tamaño (por estima visual) y se anotará su comportamiento (durante 5 minutos). La distancia recorrida por los meros recapturados será calculada como la distancia por mar más corta entre la posición de liberación y recaptura. Las diferencias espaciales y estacionales (periodos de recaptura) en el patrón de movimiento para las distintas clases de tallas serán analizados a través de análisis de la varianza y tablas de contingencia para las frecuencias.



3.4 Resultados

3.4.1 Respuesta del poblamiento de adultos a la protección pesquera

En la campaña de censos de adultos correspondiente a 2010 se han observado un total de 35 especies pertenecientes a 12 familias (Tabla 3.1). Con ello, el cómputo total de especies ícticas observadas mediante censos con escafandra autónoma en la reserva marina es de 56 especies (21 familias) (Tabla 3.1). Durante los censos de 2010 se han observado, por término medio, 14 especies y 565 individuos por réplica, cifra ésta última que baja a 127 individuos si se eliminan del cómputo las especies formadoras de bancos (abundancia reducida, al restar las especies planctonófagas como las bogas – *Boops boops*, más las castañuelas – *Chromis chromis* y los trescolas – *Anthias anthias*).

Parámetros descriptores del poblamiento íctico

Los análisis de la varianza permiten identificar las diferencias significativas entre los diferentes niveles de los factores considerados (AÑO, SECTOR y ZONA) (Tablas 3.3 y ss.). Los valores de abundancia total han mostrado diferencias significativas entre sectores y entre años, aunque muestran una tendencia temporal estable (Fig. 3.8), mientras que ha sido significativamente menor en el sector 1 (costa y bajo de la Testa, con una abundancia media de 405 ± 33 individuos por transecto de 250 m^2) que en el resto de la reserva marina (con alrededor de 1.000 individuos por transecto en ambos sectores).

En lo que respecta a la abundancia reducida (tras restar las abundancias de las especies formadoras de bancos), la tendencia temporal general es también de una relativa estabilidad, aunque es de diferente naturaleza según el sector (Fig. 3.9), de modo que algunos años domina el sector 3 mientras que en otros los sectores 2 y 3 están más igualados (en todo caso, el sector 1 siempre muestra menores abundancias, análogamente al caso de la abundancia total).

En cuanto a la riqueza específica, esta ha variado significativamente, aunque no con una magnitud relevante, entre años (Fig. 3.8) y sectores, oscilando los valores medios por año alrededor de 15,6 especies por réplica (rango de valores medios por años: 12-19 especies por transecto, rango global: 7-24 especies por transecto). En el caso de la riqueza y de la abundancia total, se ha detectado una variabilidad significativa a escala especial fina (entre zonas en cada combinación de años y sectores) (Tabla 3.1).

Tabla 3.3 Resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a los valores de los parámetros descriptores del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación del nivel de significación del efecto de los factores considerados, y del test de Cochran (C). ***: $P < 0,001$; **: $P < 0,01$; *: $P < 0,05$; ns: no significativo.

Variable	C	Año	Sector	Año x Sector	Zona(Año x Sector)
Abundancia	ns	***	***	ns	***
Abundancia red.	ns	***	***	*	ns
Riqueza	ns	**	**	ns	***

Figura 3.8 Variación interanual de los valores medios (\pm error típico) de los parámetros descriptores del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; se indica asimismo la curva de regresión exponencial.

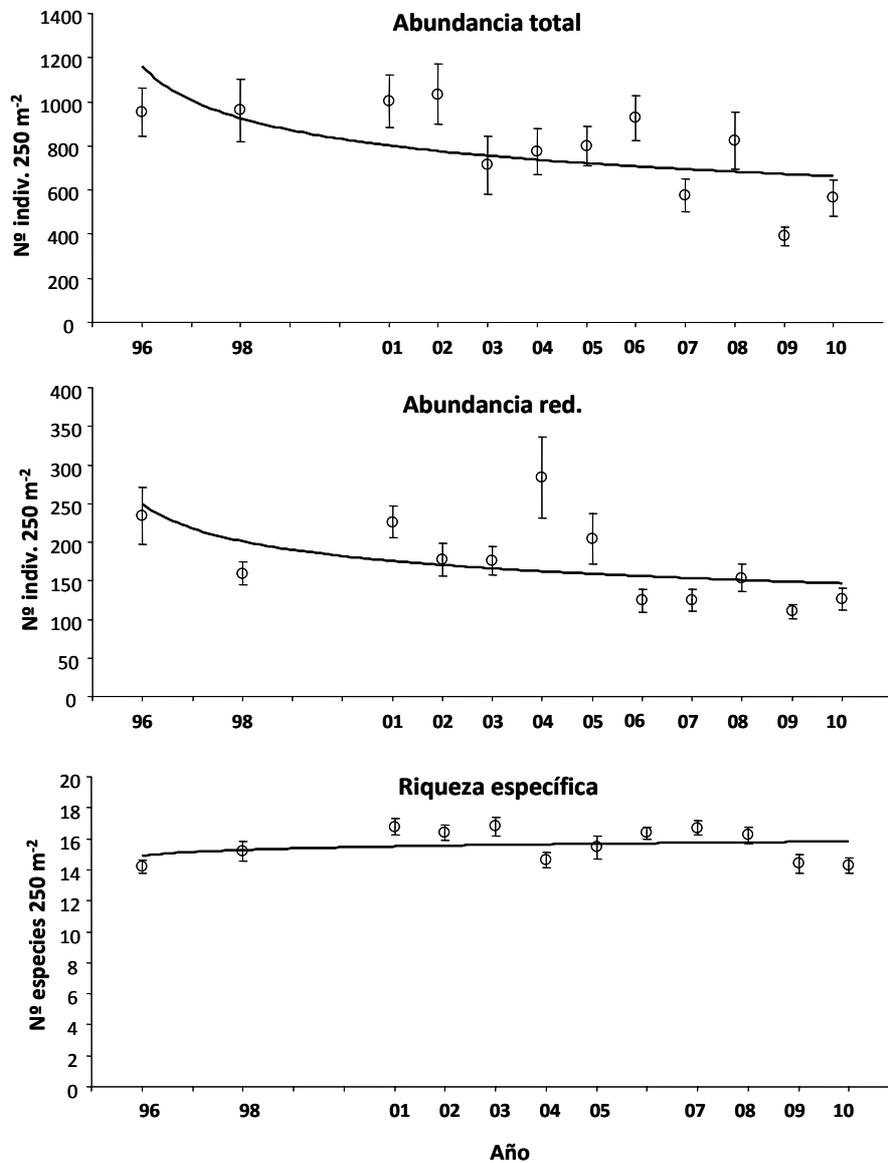


Tabla 3.1 Valores medios de abundancia de las especies observadas y de los parámetros descriptores del poblamiento de peces (\pm error típico) en cada año de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Familia	Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>			0.2 \pm 0.2		0.04 \pm 0.04	0.4 \pm 0.2
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>		11.7 \pm 11.7		37.0 \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
Belonidae	<i>Belone belone</i>		0.1 \pm 0.1				
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	0.040 \pm 0.0		0.1 \pm 0.1			
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	65.1 \pm 19.5	39.2 \pm 15.1	22.1 \pm 7.0	11.3 \pm 3.8	44.7 \pm 15.6	20.2 \pm 7.9
	<i>Epinephelus costae</i>	0.1 \pm 0.1	0.7 \pm 0.3	0.4 \pm 0.2	1.0 \pm 0.6	0.9 \pm 0.3	0.7 \pm 0.2
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0.2 \pm 0.1	0.9 \pm 0.2	3.4 \pm 0.7	4.0 \pm 1.0	3.9 \pm 0.8	2.6 \pm 0.8
	<i>Epinephelus caninus</i>				0.1 \pm 0.1		
	<i>Mycteroperca rubra</i>			0.1 \pm 0.1		0.3 \pm 0.1	0.6 \pm 0.3
	<i>Serranus atricauda</i>	0.0 \pm 0.0	0.1 \pm 0.1	0.04 \pm 0.04		0.04 \pm 0.04	
	<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
	<i>Serranus scriba</i>	1.2 \pm 0.2	1.4 \pm 0.2	2.1 \pm 0.4	2.5 \pm 0.5	2.2 \pm 0.3	1.4 \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 1.4	4.9 \pm 1.3	2.9 \pm 0.9
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		1.4 \pm 1.4		7.1 \pm 5.4		
	<i>Trachurus mediterraneus</i>	0.3 \pm 0.3	0.8 \pm 0.7				
	<i>Pseudocaranx dentex</i>					0.2 \pm 0.1	
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>						
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>	0.04 \pm 0.04					
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>	0.04 \pm 0.04					
	<i>Parapristipoma octolineatum</i>						
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	0.9 \pm 0.7	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
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 0.1
Sparidae	<i>Boops boops</i>	13.1 \pm 13.1	38.5 \pm 37.0		190.6 \pm 82.4		
	<i>Dentex dentex</i>	2.9 \pm 1.7	0.4 \pm 0.2	5.8 \pm 4.4	2.0 \pm 0.7	1.7 \pm 0.6	5.3 \pm 2.6
	<i>Diplodus annularis</i>	1.4 \pm 0.5	0.4 \pm 0.2	0.8 \pm 0.2	1.1 \pm 0.4	0.7 \pm 0.2	0.5 \pm 0.2
	<i>Diplodus cervinus</i>	0.3 \pm 0.1	0.2 \pm 0.2	0.3 \pm 0.1	0.5 \pm 0.2	2.0 \pm 0.5	0.8 \pm 0.2
	<i>Diplodus puntazzo</i>	3.5 \pm 0.8	4.3 \pm 1.3	5.4 \pm 1.9	4.5 \pm 0.8	2.7 \pm 0.7	2.6 \pm 0.7
	<i>Diplodus sargus</i>	9.5 \pm 3.6	11.6 \pm 3.3	12.3 \pm 3.7	12.4 \pm 1.7	8.2 \pm 1.3	7.6 \pm 1.7

Familia	Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004
	<i>Diplodus vulgaris</i>	25.0 ± 4.7	32.0 ± 7.0	32.0 ± 9.5	15.1 ± 3.3	12.2 ± 3.0	18.4 ± 4.6
	<i>Oblada melanura</i>	33.3 ± 13.5	10.5 ± 3.5	5.7 ± 2.7	4.7 ± 2.0	0.9 ± 0.8	11.4 ± 7.5
	<i>Pagrus pagrus</i>	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1			0.04 ± 0.04	
	<i>Pagrus auriga</i>					0.1 ± 0.1	
	<i>Sarpa salpa</i>	37.7 ± 11.1	46.0 ± 7.9	37.6 ± 7.8	43.4 ± 10.5	11.3 ± 3.8	14.9 ± 5.5
	<i>Sparus aurata</i>	0.04 ± 0.04	0.1 ± 0.1	0.3 ± 0.2	0.1 ± 0.1	0.3 ± 0.1	0.4 ± 0.1
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0.1 ± 0.1					17.9 ± 7.7
Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>		37.0 ± 37.0		18.4 ± 17.0		
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	527.7 ± 89.2	635.4 ± 84.2	748.0 ± 108.6	571.8 ± 73.4	470.4 ± 105.2	443.7 ± 62.2
Labridae	<i>Coris julis</i>	32.7 ± 7.7	13.0 ± 1.9	46.1 ± 10.3	9.9 ± 2.2	57.0 ± 13.3	152.4 ± 45.0
	<i>Labrus merula</i>	0.04 ± 0.04		0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1
	<i>Labrus viridis</i>						0.04 ± 0.04
	<i>Symphodus dordeleini</i>	0.04 ± 0.04	0.5 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.04 ± 0.04
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0.5 ± 0.2	1.9 ± 0.4	1.2 ± 0.3	1.2 ± 0.2	2.0 ± 0.4	0.9 ± 0.2
	<i>Symphodus melanocercus</i>		0.04 ± 0.04	0.7 ± 0.3		0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1
	<i>Symphodus ocellatus</i>	2.6 ± 0.9	2.0 ± 0.6	13.7 ± 7.5	2.4 ± 0.7	4.8 ± 1.1	6.0 ± 2.4
	<i>Symphodus roissali</i>	0.4 ± 0.1	0.6 ± 0.2	1.1 ± 0.3	0.4 ± 0.1	0.5 ± 0.2	0.6 ± 0.2
	<i>Symphodus rostratus</i>	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.4 ± 0.1	0.3 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.1
	<i>Symphodus tinca</i>	2.6 ± 0.5	4.1 ± 0.7	10.0 ± 1.6	3.3 ± 0.7	2.1 ± 0.6	4.4 ± 0.9
	<i>Thalassoma pavo</i>	99.1 ± 25.9	31.6 ± 6.2	28.9 ± 5.9	58.2 ± 17.2	47.9 ± 9.8	32.4 ± 9.0
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	40.3 ± 21.8	26.4 ± 14.5	0.3 ± 0.3	15.9 ± 8.6	21.0 ± 6.6	14.8 ± 7.3
Mugilidae	<i>Mugilidae spp.</i>	0.9 ± 0.7	0.5 ± 0.3	0.4 ± 0.4		0.1 ± 0.1	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>						
	<i>Scorpaena scrofa</i>					0.3 ± 0.1	0.1 ± 0.1
	<i>Scorpaena porcus</i>	0.7 ± 0.7			0.04 ± 0.04		
	<i>Scorpaena notata</i>		0.04 ± 0.04		0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>	37.0 ± 25.7					
	Abundancia	951.4 ± 109.3	960.9 ± 139.4	1002.9 ± 119.9	1034.4 ± 135.8	713.1 ± 129.8	773.7 ± 102.7
	Abundancia reducida	233.6 ± 36.8	159.4 ± 15.0	226.2 ± 20.7	177.4 ± 21.3	175.8 ± 18.5	283.3 ± 52.3
	Riqueza media	14.2 ± 0.4	15.2 ± 0.6	16.8 ± 0.5	16.4 ± 0.5	16.8 ± 0.6	14.6 ± 0.5
	Riqueza total	40	39	35	36	39	35

Tabla 3.1 Continuación

Familia	Especie	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0.4 ± 0.2	0.2 ± 0.1	0.04 ± 0.04	0.04 ± 0.04	0.1 ± 0.11	0.2 ± 0.12
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>				18.5 ± 18.5	18.5 ± 18.5	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0.1 ± 0.1	0.4 ± 0.1	0.4 ± 0.1	0.4 ± 0.2	0.5 ± 0.2	0.4 ± 0.2
Belonidae	<i>Belone belone</i>						
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>			0.04 ± 0.04			
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	25.3 ± 9.0	1.7 ± 0.8	6.8 ± 2.9	14.3 ± 7.8	8.7 ± 3.3	19.5 ± 11.8
	<i>Epinephelus costae</i>	1.6 ± 0.8	1.8 ± 0.8	0.9 ± 0.2	1.7 ± 0.5	2.4 ± 1.2	0.3 ± 0.2
	<i>Epinephelus marginatus</i>	5.6 ± 0.9	8.2 ± 1.4	4.7 ± 0.8	6.7 ± 1.3	11.3 ± 1.8	7.7 ± 1.8
	<i>Epinephelus caninus</i>						
	<i>Mycteroperca rubra</i>	1.9 ± 0.8	1.8 ± 0.5	0.6 ± 0.3	2.0 ± 0.6	3.1 ± 1.2	0.9 ± 0.4
	<i>Serranus atricauda</i>						
	<i>Serranus cabrilla</i>	0.5 ± 0.2	1.0 ± 0.2	0.9 ± 0.2	1.4 ± 0.3	1.5 ± 0.3	1.1 ± 0.4
	<i>Serranus scriba</i>	1.4 ± 0.3	1.9 ± 0.3	3.1 ± 0.4	7.3 ± 4.7	2.7 ± 0.4	2.5 ± 0.7
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	1.6 ± 0.7	1.0 ± 0.5	1.6 ± 0.5	6.2 ± 1.7	6.3 ± 1.7	4.2 ± 1.4
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	0.2 ± 0.1			0.1 ± 0.1	0.04 ± 0.0	
	<i>Trachurus mediterraneus</i>						
	<i>Pseudocaranx dentex</i>		0.8 ± 0.5		0.04 ± 0.04		
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>				0.8 ± 0.8		4.8 ± 3.0
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>						
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>						
	<i>Parapristipoma octolineatum</i>			0.04 ± 0.04			
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	12.8 ± 4.5	5.9 ± 3.2	7.6 ± 3.0	8.5 ± 4.0	6.4 ± 2.6	10.9 ± 5.8
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0.3 ± 0.1	0.4 ± 0.2	0.5 ± 0.2	0.7 ± 0.3	0.7 ± 0.23	0.4 ± 0.25
Sparidae	<i>Boops boops</i>	101.9 ± 46.7	443.8 ± 78.0	139.0 ± 44.0	101.8 ± 43.3	18.6 ± 18.5	96.8 ± 57.2
	<i>Dentex dentex</i>	2.3 ± 0.5	7.4 ± 2.8	5.3 ± 1.7	11.1 ± 3.6	7.8 ± 2.8	7.8 ± 6.1
	<i>Diplodus annularis</i>	0.9 ± 0.3	0.9 ± 0.7	0.7 ± 0.3	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.2	0.2 ± 0.1
	<i>Diplodus cervinus</i>	1.3 ± 0.3	1.7 ± 0.3	1.0 ± 0.2	1.2 ± 0.5	1.5 ± 0.3	0.4 ± 0.2
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2.5 ± 0.8	3.6 ± 0.6	2.9 ± 0.5	4.6 ± 1.1	2.0 ± 0.6	1.3 ± 0.6
	<i>Diplodus sargus</i>	5.0 ± 1.0	10.3 ± 2.1	7.0 ± 1.2	13.0 ± 5.1	4.4 ± 1.1	3.7 ± 1.2
	<i>Diplodus vulgaris</i>	38.4 ± 13.8	24.7 ± 9.0	24.3 ± 8.3	21.5 ± 8.1	16.7 ± 5.4	14.4 ± 5.4

Familia	Especie	2005	2006	2007	2008	2009	2010
	<i>Oblada melanura</i>	4.1 ± 2.2	2.1 ± 0.8	11.8 ± 5.8	11.6 ± 9.1	3.2 ± 2.5	16.2 ± 10.8
	<i>Pagrus pagrus</i>			0.04 ± 0.04	0.04 ± 0.04		
	<i>Pagrus auriga</i>						
	<i>Sarpa salpa</i>	8.3 ± 3.4	5.9 ± 2.6	2.2 ± 1.0	9.1 ± 5.6	8.7 ± 3.2	
	<i>Sparus aurata</i>	0.7 ± 0.4	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.8 ± 0.4	0.3 ± 0.18	0.1 ± 0.08
	<i>Spondyllosoma cantharus</i>	3.1 ± 1.7	3.6 ± 3.3	3.5 ± 1.9	0.5 ± 0.3	0.5 ± 0.3	12.8 ± 6.0
Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>			0.9 ± 0.4	0.04 ± 0.04		17.6 ± 17.6
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	441.1 ± 70.3	323.0 ± 61.6	290.8 ± 55.3	508.7 ± 95.5	227.4 ± 39.8	331.7 ± 75.5
Labridae	<i>Coris julis</i>	88.6 ± 31.1	19.5 ± 4.8	28.2 ± 9.6	34.4 ± 10.8	16.5 ± 3.4	39.3 ± 10.9
	<i>Labrus merula</i>	0.1 ± 0.1	0.4 ± 0.3	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.05	
	<i>Labrus viridis</i>	0.1 ± 0.1	0.04 ± 0.04	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1		
	<i>Symphodus dordeleini</i>	0.1 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.04 ± 0.04	0.3 ± 0.1	0.1 ± 0.07	0.2 ± 0.09
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1.4 ± 0.3	1.4 ± 0.2	1.9 ± 0.4	1.3 ± 0.3	0.8 ± 0.2	1.5 ± 0.5
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0.7 ± 0.4	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.1			0.1 ± 0.1
	<i>Symphodus ocellatus</i>	4.0 ± 1.0	6.2 ± 2.3	10.6 ± 5.2	10.3 ± 5.0	1.2 ± 0.5	2.3 ± 0.7
	<i>Symphodus roissali</i>	0.2 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.3 ± 0.1	0.3 ± 0.2	0.4 ± 0.15	0.4 ± 0.17
	<i>Symphodus rostratus</i>	0.3 ± 0.1	0.2 ± 0.1	1.0 ± 0.6	0.4 ± 0.1	0.3 ± 0.13	0.3 ± 0.23
	<i>Symphodus tinca</i>	3.6 ± 1.0	3.0 ± 0.7	2.5 ± 0.6	1.4 ± 0.4	1.5 ± 0.5	2.4 ± 0.8
	<i>Thalasoma pavo</i>	16.5 ± 4.3	12.4 ± 4.1	4.8 ± 1.3	7.8 ± 2.7	12.1 ± 3.6	5.2 ± 2.0
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	21.3 ± 12.7	30.2 ± 15.0	9.8 ± 5.0	14.0 ± 4.3	2.7 ± 1.6	16.7 ± 7.4
Mugilidae	<i>Mugilidae spp.</i>					0.3 ± 0.30	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	0.1 ± 0.04					
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0.1 ± 0.1	0.04 ± 0.04	0.04 ± 0.04	0.1 ± 0.1	0.1 ± 0.07	0.1 ± 0.08
	<i>Scorpaena porcus</i>						
	<i>Scorpaena notata</i>						
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>						
	Abundancia	798.5 ± 91.0	926.3 ± 99.8	576.4 ± 75.6	822.4 ± 129.5	389.8 ± 40.5	564.6 ± 80.7
	Abundancia reducida	204.3 ± 33.0	124.4 ± 15.0	124.9 ± 14.6	153.4 ± 17.6	110.4 ± 9.2	126.5 ± 14.3
	Riqueza media	15.4 ± 0.7	16.4 ± 0.4	16.7 ± 0.5	16.2 ± 0.5	14.4 ± 0.6	14.3 ± 0.5
	Riqueza total	38	37	40	41	37	35

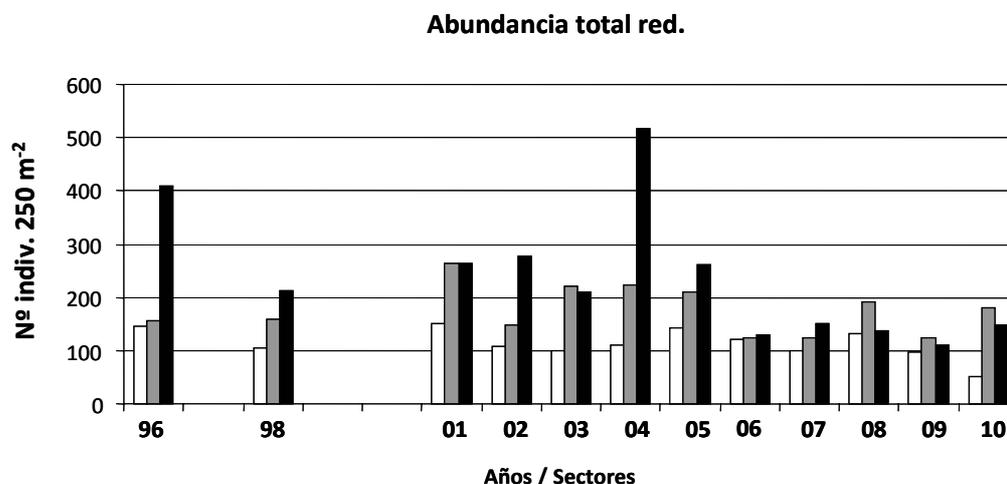
Tabla 3.2 Valores medios de abundancia (\pm error típico) de las categorías espaciales y tróficas consideradas en cada año de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Categoría	1996		1998		2001		2002		2003		2004	
CAT. 1	125.0	\pm 35.3	127.0	\pm 82.1	6.4	\pm 2.8	273.9	\pm 88.7	22.1	\pm 6.6	26.1	\pm 9.8
CAT. 2	592.8	\pm 94.0	674.6	\pm 84.3	770.2	\pm 109.8	583.1	\pm 73.6	515.1	\pm 117.3	463.9	\pm 64.2
CAT. 3	80.4	\pm 12.8	95.2	\pm 11.4	94.4	\pm 15.6	79.1	\pm 12.0	39.1	\pm 6.3	68.5	\pm 0.8
CAT. 4	0.5	\pm 0.2	0.6	\pm 0.2	0.8	\pm 0.2	0.6	\pm 0.2	0.3	\pm 0.1	0.6	\pm 0.2
CAT. 5	142.9	\pm 30.2	59.9	\pm 6.8	115.5	\pm 17.4	89.3	\pm 17.8	129.0	\pm 17.4	211.0	\pm 50.9
CAT. 6	9.8	\pm 2.8	3.7	\pm 0.9	15.7	\pm 4.4	8.5	\pm 1.5	7.4	\pm 1.2	3.5	\pm 1.0
Herbívoros	37.7	\pm 11.1	46.0	\pm 7.9	37.6	\pm 7.8	43.4	\pm 10.5	11.3	\pm 3.8	14.9	\pm 5.5
Plantonófagos	639.6	\pm 96.1	773.2	\pm 132.7	775.9	\pm 109.7	833.9	\pm 134.1	516.0	\pm 117.2	475.3	\pm 65.2
Piscívoros	44.4	\pm 21.8	30.2	\pm 14.7	10.9	\pm 4.7	31.0	\pm 10.4	30.5	\pm 7.3	25.3	\pm 8.6
Piscívoros 2	4.1	\pm 1.8	3.8	\pm 1.5	10.6	\pm 4.7	15.0	\pm 5.3	9.5	\pm 1.7	10.6	\pm 3.2
Omnívoros	39.7	\pm 6.0	48.6	\pm 9.1	50.7	\pm 11.6	33.6	\pm 4.7	25.8	\pm 3.5	47.9	\pm 9.6
Micrófagos	146.3	\pm 30.1	57.2	\pm 7.0	117.6	\pm 16.3	83.8	\pm 16.3	119.7	\pm 15.8	200.1	\pm 50.0
Mesófagos	5.2	\pm 1.2	4.6	\pm 1.0	9.2	\pm 1.8	8.3	\pm 1.7	9.4	\pm 1.7	10.0	\pm 3.1
Detritívoros	1.4	\pm 0.7	1.0	\pm 0.4	1.0	\pm 0.5	0.6	\pm 0.2	0.3	\pm 0.2	0.2	\pm 0.1

Tabla 3.2 Continuación

Categoría	2005		2006		2007		2008		2009		2010	
CAT. 1	127.5	± 56.0	476.9	± 83.0	161.5	± 43.1	146.9	± 46.6	43.3	± 25.5	128.4	± 42.2
CAT. 2	466.4	± 74.0	324.8	± 61.4	297.6	± 55.6	523.0	± 95.6	236.1	± 41.1	309.7	± 58.2
CAT. 3	62.4	± 17.2	58.2	± 11.8	47.1	± 9.0	61.9	± 13.8	42.2	± 7.8	38.4	± 7.7
CAT. 4	0.7	± 0.2	0.7	± 0.2	0.6	± 0.2	0.8	± 0.3	0.8	± 0.2	0.4	± 0.2
CAT. 5	139.6	± 31.4	64.4	± 8.0	67.4	± 10.9	84.0	± 13.1	60.5	± 6.8	83.6	± 11.2
CAT. 6	2.0	± 0.7	1.5	± 0.6	2.1	± 0.6	6.7	± 1.6	6.9	± 1.7	4.0	± 1.0
Herbívoros	8.3	± 3.4	5.9	± 2.6	2.2	± 1.0	9.1	± 5.6	8.7	± 3.2	0.0	± 0.0
Plantonófagos	572.4	± 70.9	770.6	± 93.3	449.4	± 71.7	654.9	± 121.3	276.3	± 41.9	423.0	± 72.1
Piscívoros	34.3	± 14.1	50.3	± 15.3	22.0	± 6.0	37.7	± 8.9	28.4	± 6.5	29.5	± 10.0
Piscívoros 2	13.0	± 2.1	20.0	± 4.1	12.1	± 2.0	23.6	± 5.6	25.7	± 5.5	17.7	± 5.7
Omnívoros	51.2	± 14.5	44.8	± 11.4	39.5	± 9.0	40.9	± 12.7	25.4	± 5.8	32.3	± 7.4
Micrófagos	117.4	± 31.4	45.7	± 7.6	51.3	± 11.0	62.7	± 12.7	39.4	± 5.8	67.0	± 10.6
Mesófagos	14.7	± 4.5	8.7	± 3.1	11.6	± 3.0	17.2	± 6.8	10.6	± 2.6	12.4	± 4.0
Detritívoros	0.3	± 0.1	0.4	± 0.2	0.5	± 0.2	0.7	± 0.3	1.0	± 0.4	0.4	± 0.2

Figura 3.9 Variación interanual de los valores medios de abundancia total (reducida, sin contar las especies pelágicas formadoras de bancos) del poblamiento de peces en cada uno de los sectores considerados en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (blanco: sector 1; gris: sector 2; negro: sector 3).



Diferencias de abundancia específica

De las 29 especies analizadas (por presentar una frecuencia de aparición lo suficientemente grandes), 15 presentan un efecto significativo de la interacción entre los factores AÑO y SECTOR (Tabla 3.4), lo cual se traduce en que las diferencias entre sectores para cada año han sido de diferente naturaleza (es decir, ambos factores no son independientes entre sí). Para algunas de estas especies, las diferencias observadas entre sectores de un año a otro han consistido en que en algunos años dominaba el sector 2 (bajos), mientras que en otros lo hacía el sector 3 (reserva integral y bajo de Fuera), mientras que en sector 1 (costa y bajo de la Testa) sus abundancias siempre han sido mucho más bajas: tal ha sido el caso de meros (*Epinephelus* spp. y *Mycteroperca rubra*) y dentones (*Dentex dentex*). Para estas especies, así como para otras como corvas (*Sciaena umbra*) y sargos reales (*Diplodus cervinus*), entre otras, la tendencia temporal ha sido de un claro aumento de abundancia con el tiempo, aumento que no parece haberse detenido hasta el momento (Fig. 3.10). En cambio, otras especies no muestran una tendencia temporal clara (caso de *Diplodus* spp.), o incluso evidencian un leve descenso de su abundancia a lo largo del tiempo (*Serranus cabrilla*).

Para la gran mayoría de las especies se ha detectado diferencias entre sectores. Algunas de ellas presentan mayores abundancias en los sectores 2 y/o 3 (p. ej. *Epinephelus* spp., *Anthias anthias*, *Serranus cabrilla*, *Muraena helena*, *Diplodus puntazzo*, *Diplodus sargus*, *Chromis chromis*, *Coris julis*, etc.), mientras que otras son generalmente más abundantes en el sector costero (caso de *Mullus surmuletus*, *Diplodus annularis*, y especies del género *Symphodus*) (Fig. 3.11).

Figura 3.10 Variación interanual de los valores medios (\pm error típico) de abundancia de diferentes especies de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; se indica asimismo la curva de regresión exponencial.

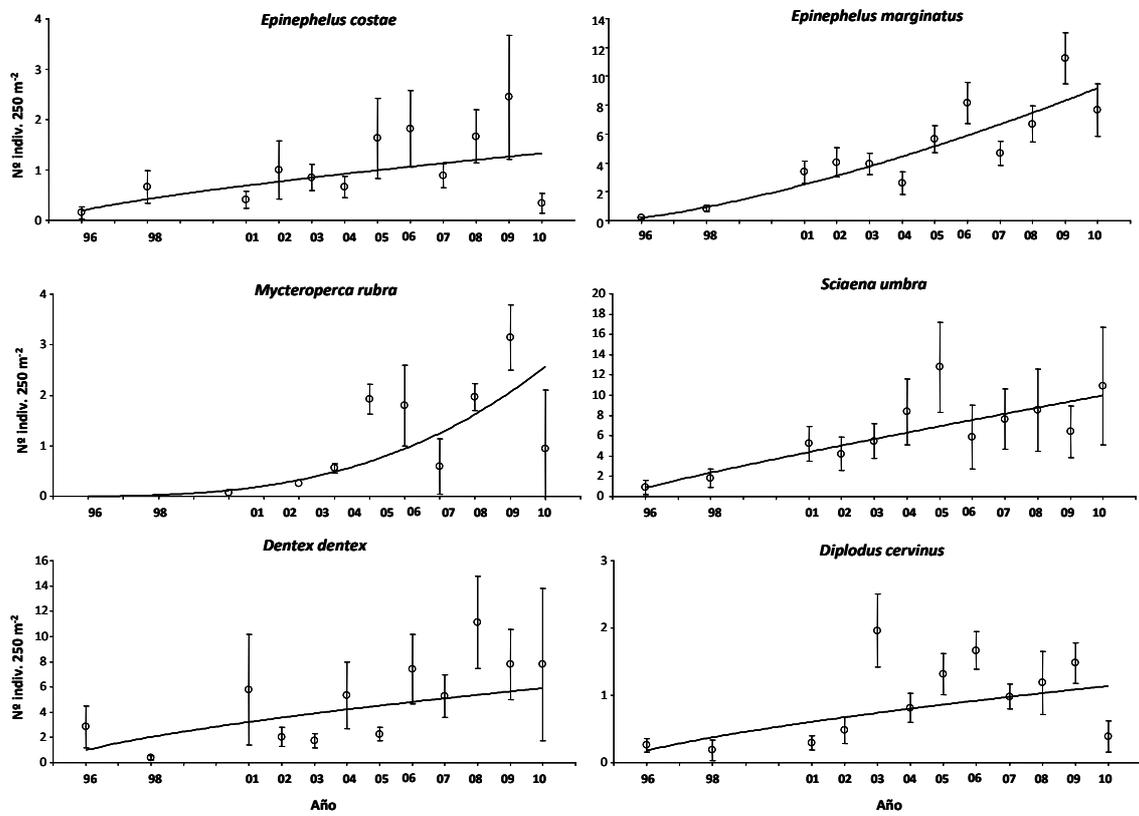




Tabla 3.4 Resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las variaciones de abundancia de las especies de peces más frecuentes en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación del nivel de significación del efecto de los factores considerados, y del test de Cochran (C). ***: $P < 0,001$; **: $P < 0,01$; *: $P < 0,05$; en blanco: no significativo.

Variable	C	Año	Sector	Año x Sector	Zona(Año x Sector)
<i>Muraena helena</i>		***	***	*	*
<i>Anthias anthias</i>	*		***		***
<i>Epinephelus costae</i>	*	**	***		**
<i>Epinephelus marginatus</i>	*	***	***	***	**
<i>Mycteroperca rubra</i>	**	***	***	*	
<i>Serranus cabrilla</i>		***	***	*	**
<i>Serranus scriba</i>	***	**	***		***
<i>Apogon imberbis</i>		***	***		.
<i>Sciaena umbra</i>		**	***		
<i>Mullus surmuletus</i>	*		***		*
<i>Boops boops</i>		***	***	***	
<i>Dentex dentex</i>	**	***	***	*	**
<i>Diplodus annularis</i>	***		***		***
<i>Diplodus cervinus</i>	**	***	***		***
<i>Diplodus puntazzo</i>	*		***	**	***
<i>Diplodus sargus</i>	*		**		***
<i>Diplodus vulgaris</i>		**	***	**	
<i>Oblada melanura</i>		*	***	***	.
<i>Sarpa salpa</i>		***	***	**	
<i>Sparus aurata</i>	***				*
<i>Chromis chromis</i>	**	*	***		*
<i>Coris julis</i>	**	***	***		***
<i>Symphodus mediterraneus</i>		**	**	**	
<i>Symphodus ocellatus</i>	*	**	***		*
<i>Symphodus roissali</i>	*	.	***		***
<i>Symphodus rostratus</i>	***	.	***	***	
<i>Symphodus tinca</i>		***	***	**	*
<i>Thalassoma pavo</i>		***	**	***	**
<i>Sphyraena viridis</i>		*	***	*	**

Figura 3.11 Variación entre sectores (considerando todos los años juntos) de los valores medios (\pm error típico) de abundancia de diferentes especies de peces en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

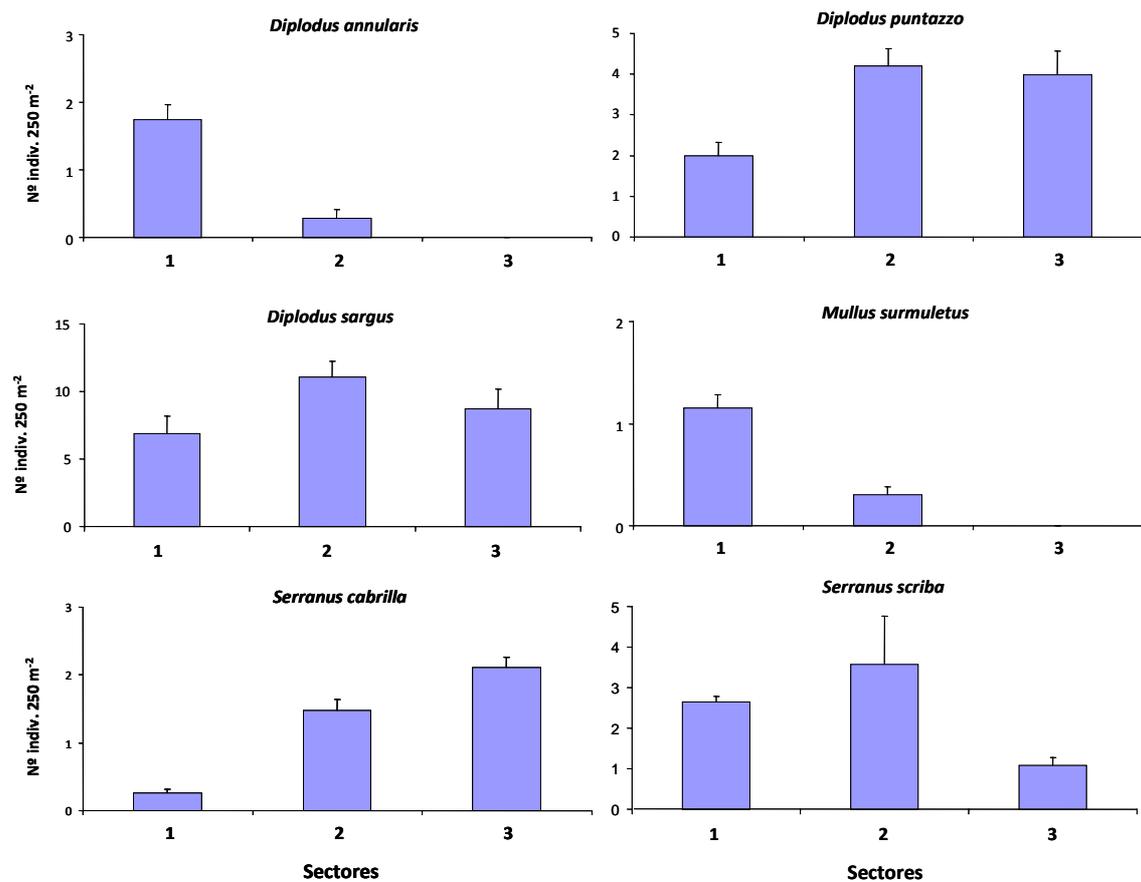


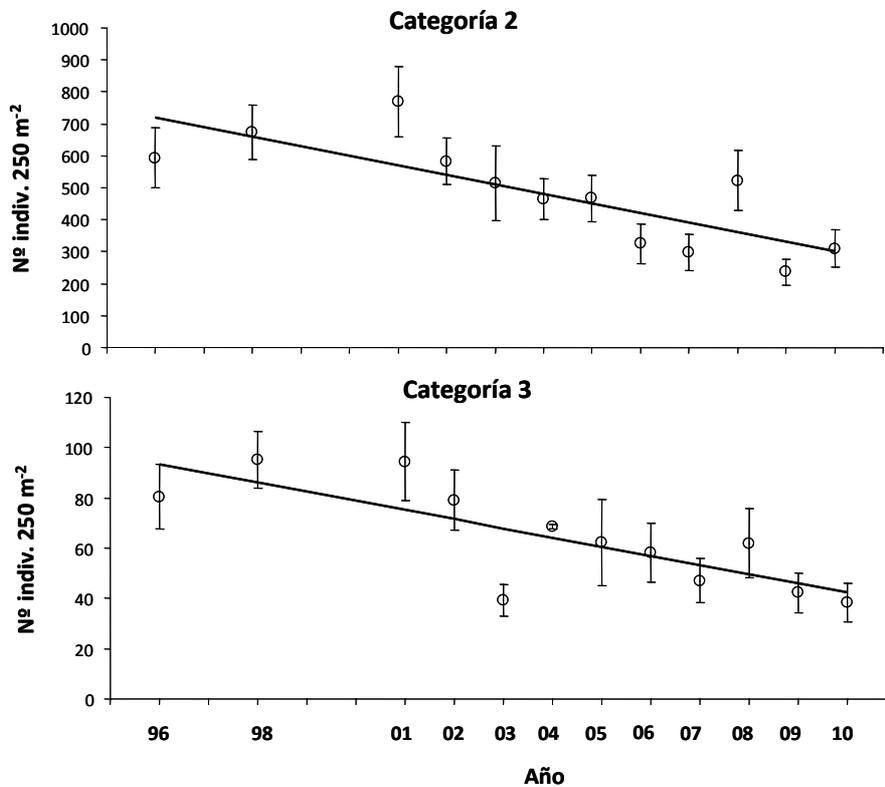


Tabla 3.5 Resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las variaciones de abundancia de las especies de peces agrupadas en categorías espaciales y grupos tróficos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación del nivel de significación del efecto de los factores considerados, y del test de Cochran (C). ***: $P < 0,001$; **: $P < 0,01$; *: $P < 0,05$; en blanco: no significativo.

Variable	C	Año	Sector	Año x Sector	Zona(Año x Sector)
Categoría 1		***	**	*	*
Categoría 2	**	*	***		**
Categoría 3		***	***	*	
Categoría 4			***		*
Categoría 5		***	***		***
Categoría 6		***	***		*
Herbívoros		***	***	**	
Planctófagos	***	*	***		***
Piscívoros	**	**	***	*	**
Piscívoros 2	*	***	***	*	**
Omnívoros			*		***
Micrófagos	***	***	***	*	***
Mesófagos		.	***		
Detritívoros	***		***		.

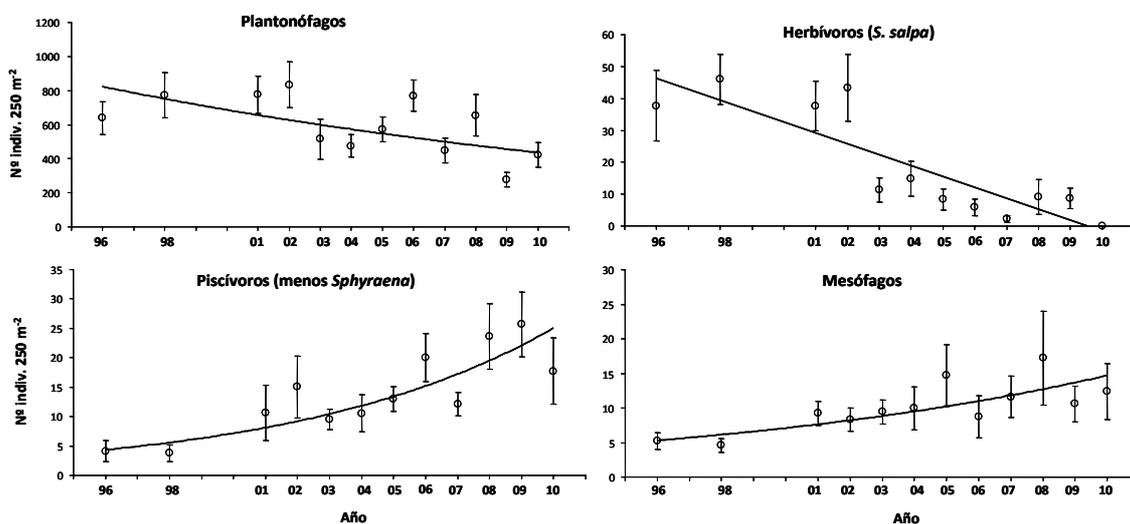
En lo que respecta a las categorías de ocupación del espacio, las especies pelágicas muy móviles y formadoras de bancos (Cat. 1) y las especies necto-bentónicas, mesófagas, con importantes desplazamientos horizontales y movimientos moderados a lo largo del eje vertical (Cat. 3) han presentado una interacción AÑO x SECTOR significativa, lo cual indica que las influencias de ambos factores no fueron independientes (Tabla 3.5). Para las demás categorías espaciales se ha detectado una variabilidad significativa entre sectores y entre años, lo cual significa que los diferentes sectores mantienen consistentemente diferencias entre sí, con independencia del año, y, en lo que respecta a este último factor, hay diferencias interanuales significativas. Sin embargo, en general al agrupar a las especies en categorías de ocupación espacial no se pone en evidencia una tendencia temporal clara, excepto en el caso de las categorías 2 (especies sedentarias, viviendo en bancos que ocupan la columna de agua, y que agrupa a *Chromis chromis* y *Anthias anthias*) y 3 (categoría ésta última que incluye básicamente a espáridos), las cuales muestran una disminución con el tiempo considerando toda la reserva marina en su conjunto (Fig. 3.12).

Figura 3.12 Variación interanual de los valores medios (\pm error típico) de abundancia de las categorías espaciales 2 y 3 en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; se indica asimismo la curva de regresión lineal.



Situación similar se observa en el caso de las especies agrupadas en categorías tróficas, de modo que en algunos casos (herbívoros – categoría que engloba únicamente a *Sarpa salpa*, piscívoros y micrófagos) se detecta una interacción significativa entre el factor temporal (años) y espacial (sectores), indicando que el comportamiento temporal no es homogéneo entre la costa, los bajos y la reserva integral (Tabla 3.5). En los demás casos (planctonófagos, omnívoros, mesófagos y detritívoros) las diferencias entre sectores es significativa e independiente de la pauta temporal. Más informativas resultan las tendencias interanuales de algunos de estos grupos, de modo que herbívoros y planctonófagos han mostrado una marcada tendencia al descenso de sus abundancias con el tiempo, mientras que piscívoros y mesófagos (entrando en este grupo básicamente escorpénidos y pequeños serránidos) han visto aumentar marcadamente sus abundancias desde la puesta en marcha de la reserva marina (Fig. 3.13), estando la dinámica temporal carente de tendencias claras para el resto de grupos tróficos.

Figura 3.13 Variación interanual de los valores medios (\pm error típico) de abundancia de varios grupos tróficos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas; se indica asimismo la curva de regresión exponencial.



La inspección del diagrama de ordenación resultante de realizar un nMDS sobre los datos agrupados por sectores y años nos revela (Fig. 3.14a) que, desde el punto de vista multivariante, es mucho más importante la influencia de los sectores que la dinámica interanual sobre la estructura del poblamiento de peces (es decir, la composición específica y abundancia relativa de las diferentes especies); la superposición de la abundancia relativa de las distintas especies nos revela (Fig. 3.14b y c) que una mayor abundancia de trescolas (*Anthias anthias*), bogas (*Boops boops*), dentones (*Dentex dentex*), meros (*Epinephelus* spp. y *Mycteroperca rubra*), cabrillas (*Serranus cabrilla*), espetones (*Sphyraena viridensis*) y corvas (*Sciaena umbra*) caracterizan indistintamente a los sectores 2 (bajos Piles y Dentro) y 3 (reserva integral, alrededor del archipiélago de las islas Hormigas, y bajo de Fuera), mientras que raspallones (*Diplodus annularis*), salmonetes (*Mullus surmuletus*) y tordos (lábridos pertenecientes al género *Symphodus*) son generalmente más abundantes (o incluso, como en el caso del raspallón, aparecen exclusivamente) en el sector 1, más costero.

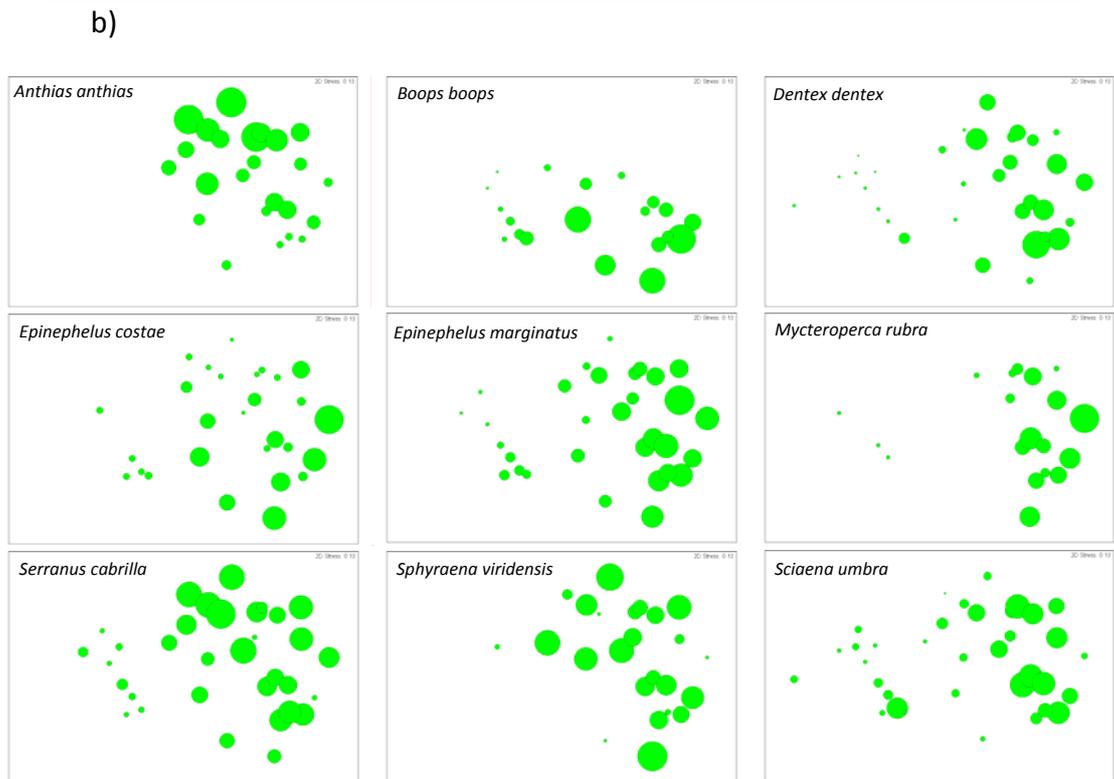
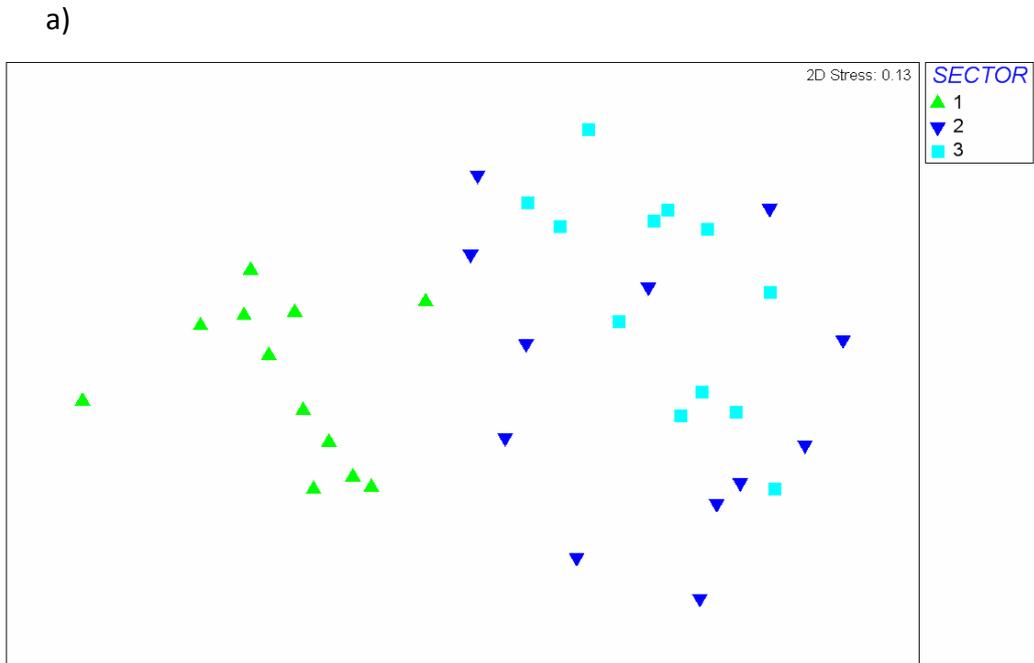
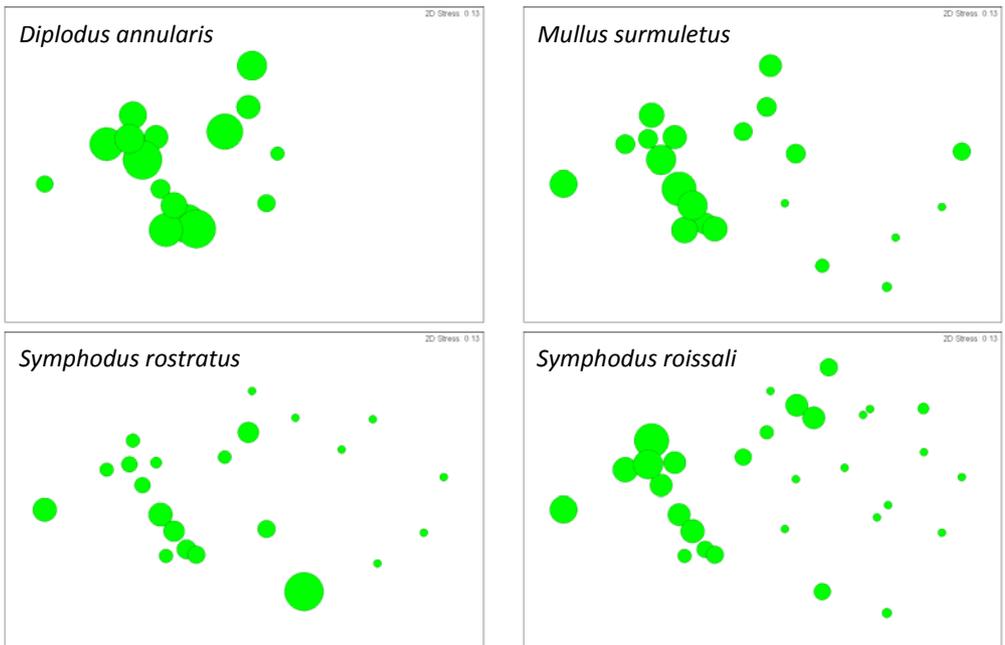


Figura 3.14 Representación bidimensional del análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) aplicado a los valores de abundancia de peces agrupados por sectores y años. a) Posición relativa de los diferentes sectores; b) abundancia relativa de las especies más abundantes en los sectores 2 y 3; c) abundancia relativa de las especies más abundantes en el sector 1.



Figura 3.14 Continuación

c)



3.4.2 Instalación y reclutamiento de peces en la reserva marina y en áreas de control no protegidas

3.4.2.1 Censos de juveniles

Han sido registrados un total de 52.080 individuos juveniles que se distribuyeron en 37 taxones, de los cuales 2 no se han podido identificar. Las especies *Chromis chromis*, *Oblada melanura* y *Sarpa salpa* fueron las mas abundantes y representaron 62% del numero total de individuos.

Con respecto a la variación temporal del poblamiento de peces, se registraron mayores abundancias en los meses de otoño (octubre a diciembre), mientras las menores ocurrieron en abril (Fig. 3.15, Tabla 3.6), volviendo a incrementarse en los meses siguientes. La gran mayoría de las especies tuvieron sus períodos de asentamiento (durante las cuales fueron registradas las menores tallas) en los meses de verano, entre junio, julio y agosto – *Chromis chromis*, *Coris julis*, *Symphodus tinca*, *Symphodus ocellatus*, *Symphodus roissali*, *Diplodus annularis*, *Oblada melanura* y *Dentex dentex* (Fig. 3.16). Sin embargo otras especies presentaron sus menores tallas en diferentes meses como *Diplodus vulgaris* en mayo, *Sarpa salpa* en febrero y *Thalassoma pavo* en octubre, mientras que algunas aparentan presentar dos picos de asentamiento a lo largo del año, como *Diplodus sargus*, en abril y agosto y *Serranus scriba*, en marzo y agosto (Fig. 3.16). Aunque no representadas gráficamente debido al número insuficiente de registros, las especies *Labrus merula*, *Symphodus mediterraneus* y *Mullus surmuletus* también presentaron las menores tallas entre los meses de junio y agosto.

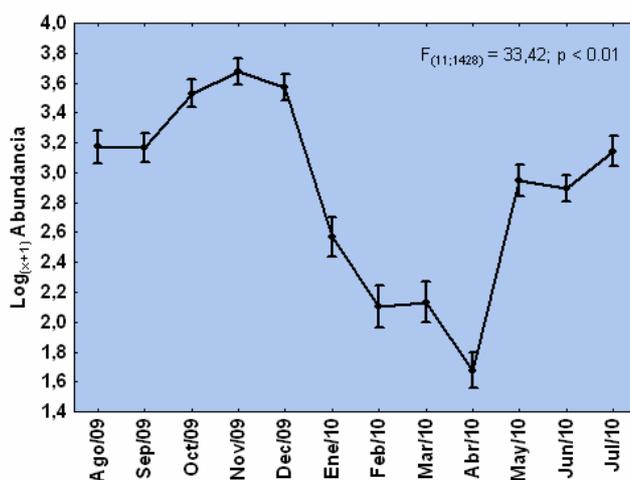


Figura 3.15 Variación de la abundancia de juveniles [$\log (x+1)$] a lo largo de los meses de muestreo en todas las localidades estudiadas de la costa de Murcia.



En términos absolutos, la abundancia total de individuos fue mayor en la Reserva Integral seguida de Isla Grosa, Cabo de Palos – Protegido y Cabo de Palos – Desprotegido (Tabla 3.7). Cuando los valores de abundancia media son comparados entre sí, solamente la Reserva presenta significativamente mayores valores en relación a las demás zonas (Fig. 3.17). No obstante, la composición del poblamiento de peces en cada localidad también se diferenció en cuanto a cantidad y representatividad de cada especie en la abundancia total. En la Reserva Integral se observó una mayor dominancia, de modo que solamente 9 especies contribuyeron con el 98% de la totalidad de individuos allí observados. En Cabo de Palos – Protegido e Isla Grosa la dominancia fue semejante tanto en composición como en abundancia relativa, de modo que 11 especies sumaron 98% de la abundancia total. Sin embargo, en Cabo de Palos – Desprotegido se obtuvo la menor dominancia y por lo tanto la mayor heterogeneidad de especies, ya que hasta 15 especies totalizaron 97% del total de individuos (Tabla 3.9).

Especies	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Total
<i>Apogon imberbis</i>	1	5	3	0	1	1	0	0	0	0	0	0	11
<i>Boops boops</i>	368	215	40	306	577	433	289	330	0	24	0	25	2607
<i>Chromis chromis</i>	2319	2106	2374	2160	2432	892	485	563	48	915	644	2816	17754
<i>Coris julis</i>	320	322	276	392	300	271	131	163	26	218	219	357	2995
<i>Dentex dentex</i>	6	2	5	6	7	4	2	2	0	2	12	2	50
<i>Diplodus annularis</i>	19	17	20	49	20	19	10	15	3	16	14	153	355
<i>Diplodus cervinus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplodus puntazzo</i>	5	2	3	6	4	10	2	8	12	8	13	14	87
<i>Diplodus sargus</i>	178	101	90	165	200	33	35	81	71	132	137	125	1348
<i>Diplodus vulgaris</i>	112	76	99	118	127	46	87	74	184	455	264	158	1800
<i>Epinephelus costae</i>	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	4
<i>Labrus merula</i>	2	0	5	3	4	3	1	0	0	4	3	0	25
<i>Labrus sp.</i>	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Labrus viridis</i>	0	1	0	0	4	1	1	1	0	0	0	0	8
<i>Litognathus mormyrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
<i>Mullus surmuletus</i>	15	1	1	2	3	2	0	0	0	0	141	28	193
<i>Mycteroperca marginata</i>	0	4	2	1	2	0	1	0	0	0	3	0	13
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Oblada melanura</i>	335	712	1189	1309	933	429	455	48	118	256	751	718	7253
<i>Pagellus acame</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	162	0	162
<i>Sarpa salpa</i>	447	322	411	925	454	543	496	654	449	1840	308	275	7124
<i>Sciaena umbra</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Serranus cabrilla</i>	0	2	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	7
<i>Serranus scriba</i>	26	50	62	50	42	14	4	9	5	37	9	20	328
<i>Sparus aurata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
<i>Sphyaena viridensis</i>	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	48
<i>Spicara maena</i>	0	1	0	0	179	0	0	15	0	0	0	0	195
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	13
<i>Symphodus cinereus</i>	3	0	0	2	0	1	1	2	1	4	0	1	15
<i>Symphodus mediterraneus</i>	22	42	33	25	32	13	2	14	2	34	17	7	243
<i>Symphodus ocellatus</i>	373	289	406	368	339	113	201	175	49	154	177	213	2857
<i>Symphodus roissali</i>	176	189	150	132	98	100	55	71	65	51	41	96	1224
<i>Symphodus rostratus</i>	4	11	11	14	5	6	9	4	0	2	1	4	71
<i>Symphodus tinca</i>	136	84	46	100	133	96	47	70	36	51	42	49	890
<i>Thalassoma pavo</i>	257	388	1023	729	462	212	139	80	98	176	257	155	3976
No indentificado	0	0	0	0	0	109	0	39	200	40	15	0	403
Total	5140	4945	6250	6865	6362	3351	2454	2418	1367	4420	3246	5262	52080

Tabla 3.6 Listado de las especies de peces para las que se han observado juveniles en el presente estudio, con indicación de la abundancia total mensual observada.



Tabla 3.7 Abundancia total de juveniles de las distintas especies observadas, distinguiendo por localidades. CPD: Cabo de Palos Desprotegido; IGrosa: Isla Grosa; CPP: Cabo de Palos Protegido; Reserva: Reserva integral (islas Hormigas).

Especies	CPD	IGrosa	CPP	Reserva	Total
<i>Apogon imberbis</i>	1	3	6	1	11
<i>Boops boops</i>	758	129	349	1371	2607
<i>Chromis chromis</i>	2644	4001	3454	7655	17754
<i>Coris julis</i>	687	652	743	913	2995
<i>Dentex dentex</i>	22	12	16	0	50
<i>Diplodus annularis</i>	245	73	37	0	355
<i>Diplodus cervinus</i>	0	0	1	0	1
<i>Diplodus puntazzo</i>	32	34	21	0	87
<i>Diplodus sargus</i>	320	767	261	0	1348
<i>Diplodus vulgaris</i>	592	502	700	6	1800
<i>Epinephelus costae</i>	0	2	2	0	4
<i>Labrus merula</i>	10	2	5	8	25
<i>Labrus sp.</i>	4	1	0	0	5
<i>Labrus viridis</i>	5	1	2	0	8
<i>Litognathus mormyrus</i>	7	1	0	0	8
<i>Mullus surmuletus</i>	92	25	76	0	193
<i>Mycteroperca marginata</i>	1	0	2	10	13
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0	1	0	1
<i>Oblada melanura</i>	818	2373	1150	2912	7253
<i>Pagellus acarne</i>	117	1	44	0	162
<i>Sarpa salpa</i>	1238	2564	2588	734	7124
<i>Sciaena umbra</i>	0	1	0	0	1
<i>Scorpaena notata</i>	0	0	1	0	1
<i>Serranus cabrilla</i>	0	2	5	0	7
<i>Serranus scriba</i>	115	65	59	89	328
<i>Sparus aurata</i>	4	0	0	0	4
<i>Sphyræna viridensis</i>	22	0	26	0	48
<i>Spicara maena</i>	179	16	0	0	195
<i>Spondylisoma cantharus</i>	3	10	0	0	13
<i>Symphodus cinereus</i>	7	7	1	0	15
<i>Symphodus mediterraneus</i>	3	9	13	218	243
<i>Symphodus ocellatus</i>	854	517	394	1092	2857
<i>Symphodus roissali</i>	445	155	360	264	1224
<i>Symphodus rostratus</i>	37	7	27	0	71
<i>Symphodus tinca</i>	362	234	172	122	890
<i>Thalassoma pavo</i>	299	811	500	2366	3976
No identificado	0	364	0	39	403
Total	9923	13341	11016	17800	52080

Tabla 3.8 Dominancia de las especies (ordenadas por su % de frecuencia de aparición) por localidades. CPD: Cabo de Palos Desprotegido; IGrosa: Isla Grosa; CPP: Cabo de Palos Protegido; Reserva: Reserva integral (islas Hormigas).

CPD	%	IGrosa	%	CPP	%	Reserva	%
<i>C. chromis</i>	26.65	<i>C. chromis</i>	29.99	<i>C. chromis</i>	31.35	<i>C. chromis</i>	43.01
<i>S. salpa</i>	12.48	<i>S. salpa</i>	19.22	<i>S. salpa</i>	23.49	<i>O. melanura</i>	16.36
<i>S. ocellatus</i>	8.61	<i>O. melanura</i>	17.79	<i>O. melanura</i>	10.44	<i>T. pavo</i>	13.29
<i>O. melanura</i>	8.24	<i>T. pavo</i>	6.08	<i>C. julis</i>	6.74	<i>B. boops</i>	7.70
<i>B. boops</i>	7.64	<i>D. sargus</i>	5.75	<i>D. vulgaris</i>	6.35	<i>S. ocellatus</i>	6.13
<i>C. julis</i>	6.92	<i>C. julis</i>	4.89	<i>T. pavo</i>	4.54	<i>C. julis</i>	5.13
<i>D. vulgaris</i>	5.97	<i>S. ocellatus</i>	3.88	<i>S. ocellatus</i>	3.58	<i>S. salpa</i>	4.12
<i>S. roissali</i>	4.48	<i>D. vulgaris</i>	3.76	<i>S. roissali</i>	3.27	<i>S. roissali</i>	1.48
<i>S. tinca</i>	3.65	Larvas	2.73	<i>B. boops</i>	3.17	<i>S. mediterraneus</i>	1.22
<i>D. sargus</i>	3.22	<i>S. tinca</i>	1.75	<i>D. sargus</i>	2.37		
<i>T. pavo</i>	3.01	<i>S. roissali</i>	1.16	<i>S. tinca</i>	1.56		
<i>D. annularis</i>	2.47						
<i>S. maena</i>	1.80						
<i>P. acarne</i>	1.18						
<i>S. scriba</i>	1.16						

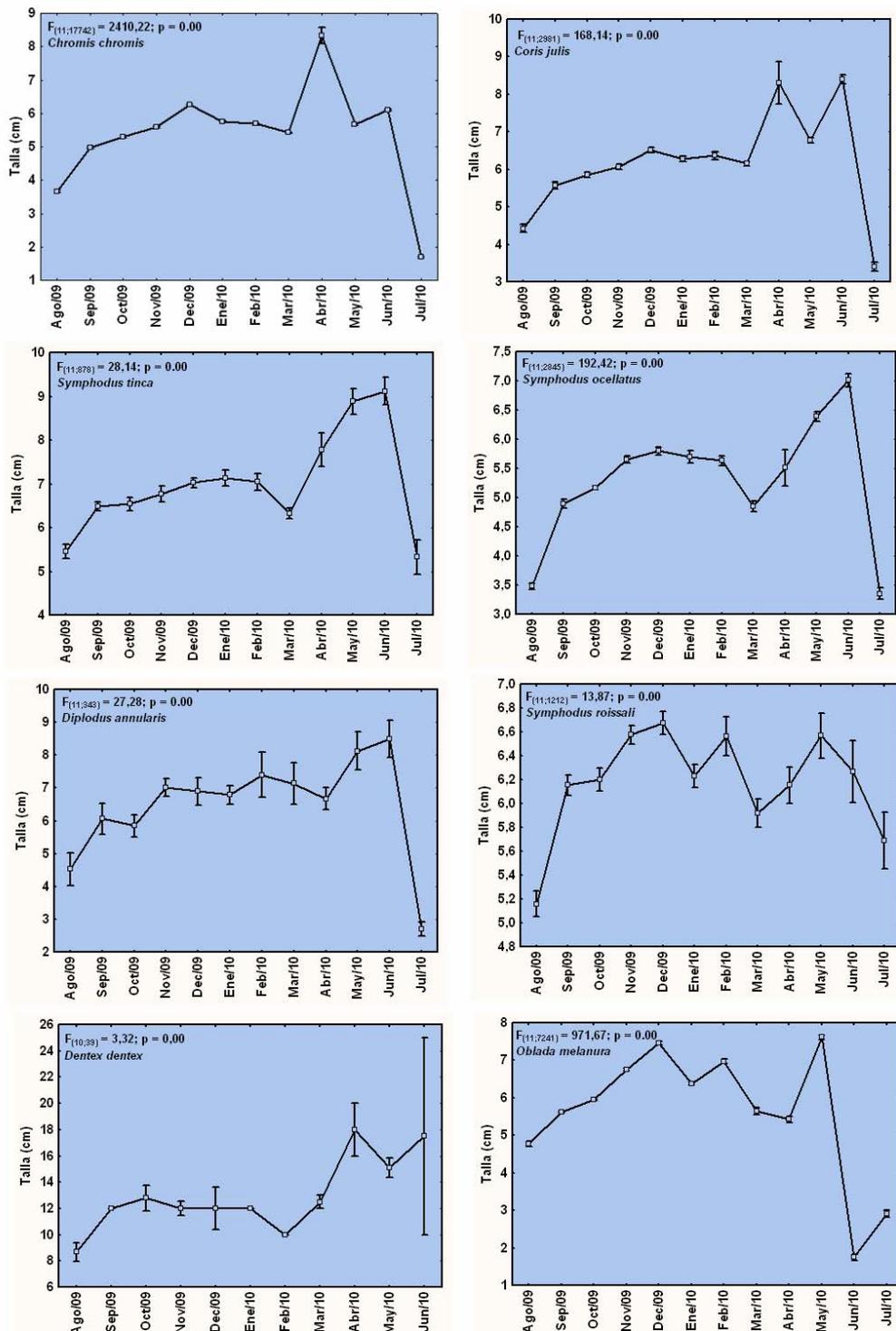


Figura 3.16 Variación temporal de las tallas medias (en cm) de distintas especies en las localidades estudiadas de la costa murciana.

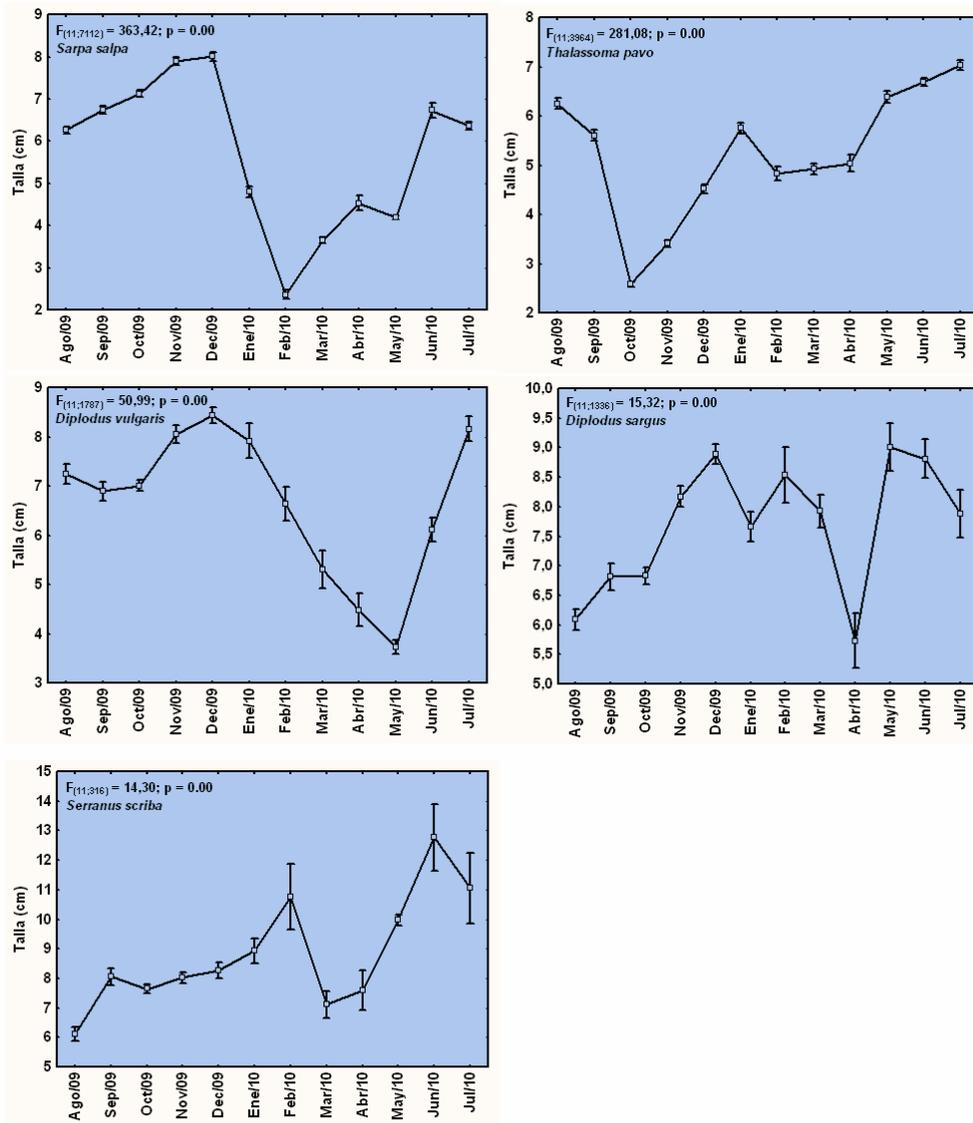


Figura 3.16 (cont.)

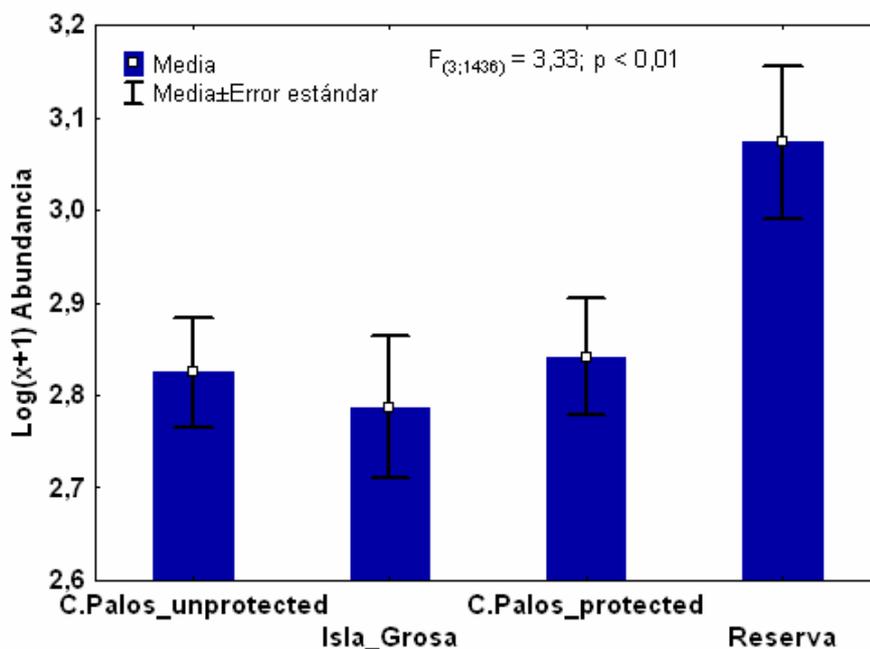


Figura 3.17 Valores medios (\pm error típico) de abundancia total de juveniles en cada una de las localidades estudiadas.

El análisis de varianza mostró que todas las variables descriptivas del poblamiento de peces excepto la equitatividad mostraron un efecto significativo de la interacción de los factores Mes, Insularidad y Protección, lo cual indica que tales factores no son independientes entre sí. El número de individuos fue mayor en la Reserva Integral durante en fin del verano y los meses de otoño (Fig. 3.18), momentos en los cuales la abundancia de juveniles de *C. chromis*, *T. pavo*, *C. julis*, *S. ocellatus* y *O. melanura* fue la responsable de dicha diferencia. Tanto el número de especies como la diversidad fueron significativamente mayores en el sector costero y desprotegido (Fig. 3.18). En este caso, la abundancia de juveniles de las especies *Labrus merula*, *Epinephelus marginatus*, *Mullus surmuletus*, *Apogon imberbis*, *Symphodus rostratus*, *Serranus scriba* y *Dentex dentex* en la costa, fue responsable de la diferencia encontrada. Los mayores valores de equitatividad ocurren en invierno (Fig. 3.19), durante el cual las especies están más igualmente representadas, siendo también mayor en el sector costero y sin protección. Solamente la riqueza mostró diferencias significativas entre sectores en cada combinación de insularidad y protección, mientras que la interacción de dicho factor espacial a escala fina con la variación mensual fue significativa para el caso de riqueza, abundancia y diversidad, pero no para la equitatividad (Tabla 3.9).

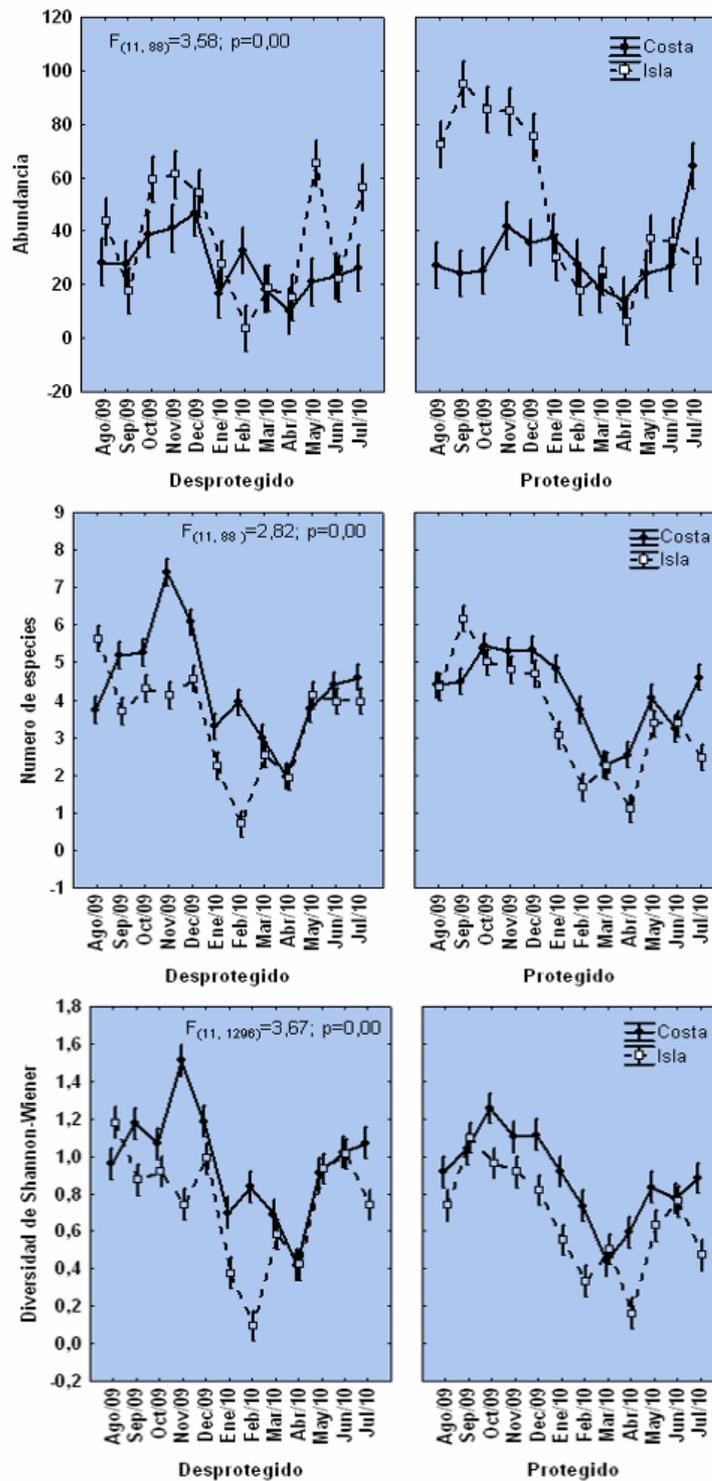


Figura 3.18 Valores medios (\pm error típico) de los descriptores del poblamiento de juveniles de peces, en función de los factores Protección e Insularidad, a lo largo del período de estudio.



Factor	Riqueza	Abundancia	Equitatividad	Diversidad
Mes	0.000**	0.000**	0.019*	0.000**
Insularidad	0.022*	0.001**	0.001**	0.000**
Protección	0.160 ^{NS}	0.587 ^{NS}	0.026*	0.001**
Mxl	0.000**	0.000**	0.294 ^{NS}	0.000**
MxP	0.201 ^{NS}	0.058*	0.211 ^{NS}	0.000**
IxP	0.375 ^{NS}	0.426 ^{NS}	0.290 ^{NS}	0.982 ^{NS}
MxIxP	0.000**	0.003**	0.124 ^{NS}	0.000**
S(IP)	0.005**	0.424 ^{NS}	0.371 ^{NS}	0.068 ^{NS}
MxS(IxP)	0.023*	0.000**	0.740 ^{NS}	0.000**

Tabla 3.9 Síntesis de los resultados del análisis de la varianza aplicados a los parámetros descriptores del poblamiento de peces juveniles, con indicación de los valores del estadístico F de Snedecor y de su significación estadística [**: P<0,01; *: P<0,05; NS: no significativo]

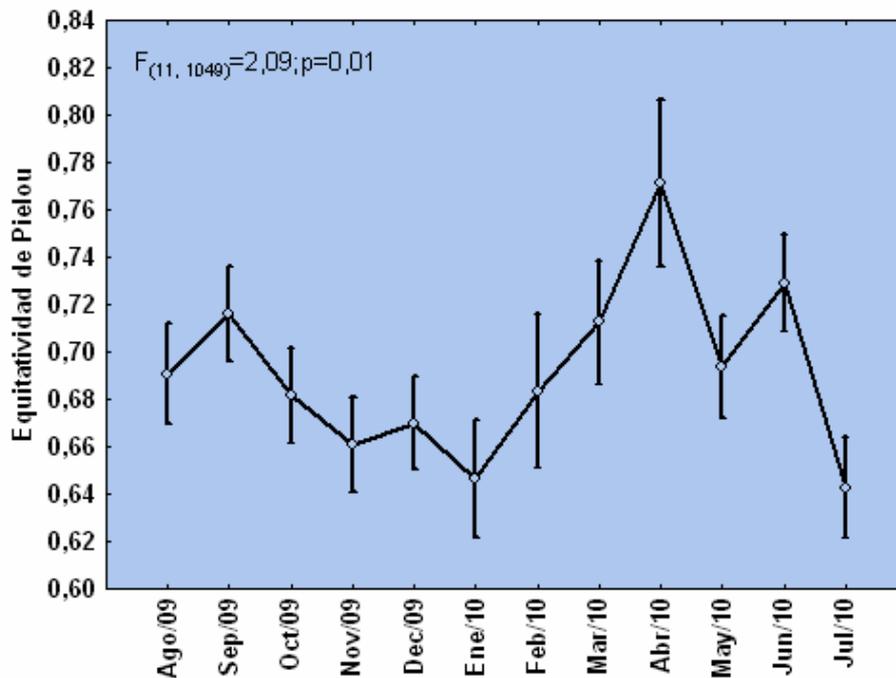


Figura 3.19 Variación temporal del índice de equitatividad en las localidades de muestreo de la costa de Murcia.

3.4.2.2 Trampas de luz

Las capturas preliminares con las trampas de luz resultaron en 2.029 individuos colectados que representaron a 16 familias, de las cuales Blenniidae, Carangidae y Sparidae fueron las más abundantes. Fueron capturados un promedio de 11,2 postlarvas por noche y trampa. Los meses de mayores capturas fueron en junio, julio y agosto (Tabla 3.10).

Familias	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Total
Apogonidae			2	7		9
Atherinidae			2	2		4
Blenniidae	333	522	66	20	6	947
Carangidae	18	76	87	122	61	364
Clupeidae		5				5
Dactylopteridae				3		3
Gadidae	1					1
Labridae		1	2	7	1	11
Mugilidae		2		16	9	27
Mullidae	42	22	27			91
Pomacentridae		60	40	26		126
Pomatomidae			1			1
Scorpaena		1	11	7	2	21
Sparidae	163	49	102	1	2	317
Syngnathidae					1	1
Uranoscopidae		1				1
No identificado	1	4	57	7	31	100
Total	558	743	397	218	113	2029

Tabla 3.10 Variación mensual de la abundancia de post-larvas de las distintas familias capturadas mediante trampas de luz en el presente estudio.

3.4.3 Selectividad de hábitat y movilidad de serránidos

3.4.3.1 Selectividad de hábitat en serranos y meros en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en Cabo Tiñoso

En total fueron censados 1.695 individuos de serranos y meros [361 meros (*Epinephelus marginatus*), 84 falsos abadejos (*Epinephelus costae*), 98 chernas (*Mycteroperca rubra*), 264 cabrillas (*Serranus cabrilla*) y 888 serranos (*Serranus scriba*)]. Estas cifras no representan abundancias absolutas, ya que en ningún momento el muestreo fue diseñado para contabilizar la totalidad de individuos presentes.

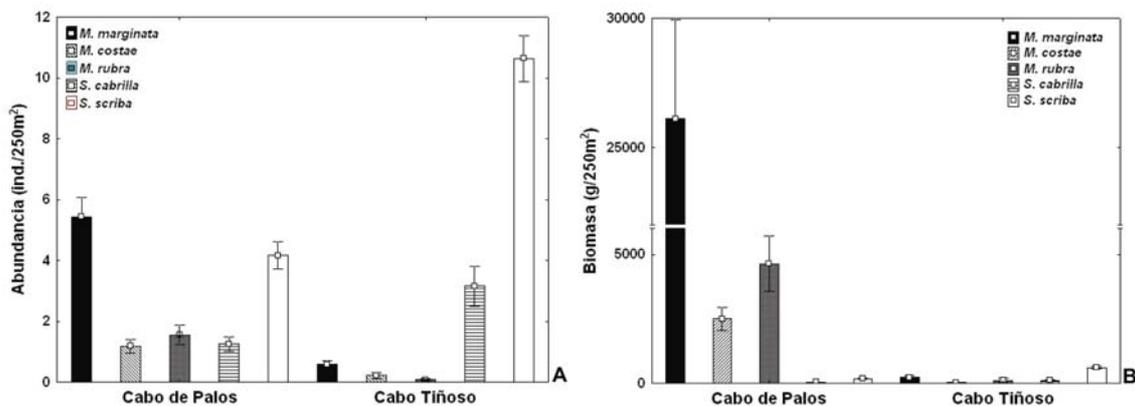


Figura 3.20 Valores medios (\pm error típico) de abundancia de las distintas especies de serránidos en las localidades incluidas en el presente estudio.

Para todas las especies de meros las abundancias y biomasa fueron mayores en Cabo de Palos que en Cabo Tiñoso (Fig. 3.20). Se han observado mayores valores medios de abundancia y biomasa de mero (*E. marginatus*) en las dos zonas más externas de la reserva respecto a la zona costera (Fig. 3.21). Además, se censaron menos individuos a profundidades menores de 10 m. Asimismo, los individuos más grandes se encontraron en los sectores más lejanos de la reserva y a las mayores profundidades (entre 20 y 30 m), y los más pequeños en el sector costero y en el estrato más somero (Fig. 3.21). Estas diferencias espaciales y con la profundidad de abundancia y talla de los meros fueron consistentes con independencia de la zona y/o la profundidad. En cabo Tiñoso las mayores abundancias ocurrieron en la zona de La

Azohía y del cabo Tiñoso; la mayoría de los peces censados fueron de talla muy pequeña y ocurren en los transectos realizados a menor profundidad (Fig. 3.21).

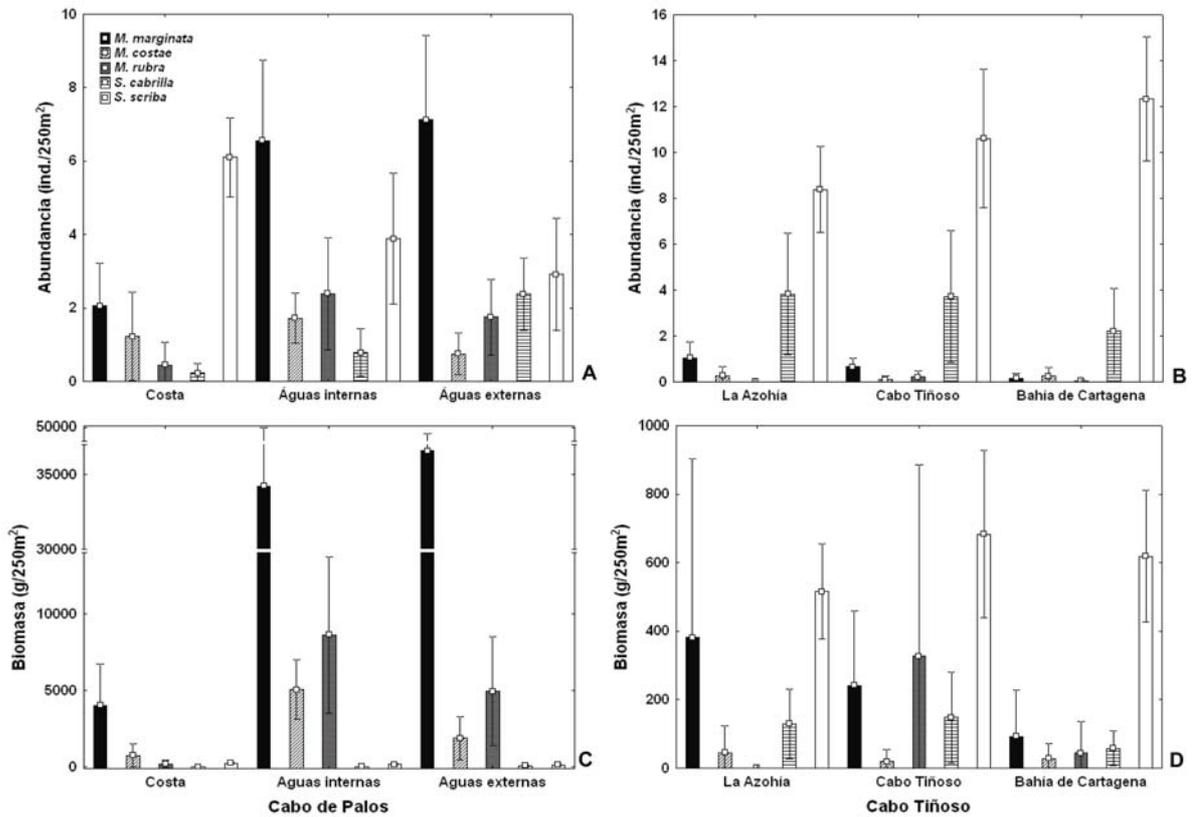


Figura 3.21 Valores medios (\pm error típico) de abundancia de las distintas especies de serránidos en las localidades incluidas en el presente estudio, distinguiendo entre sectores.

El falso abadejo (*Epinephelus costae*) también es mucho más abundante en Cabo de Palos que en el Cabo Tiñoso; en la primera localidad la abundancia fue mayor en los sectores costero y de aguas interiores (bajos de los Piles I y II y bajo de Dentro) y menor en la zona de aguas exteriores (reserva integral, alrededor del archipiélago de las islas Hormigas, y bajo de Fuera) (Figura 3.21). En lo que respecta a la biomasa de *E. costae*, ésta fue mayor en aguas interiores que en los demás sectores (Fig. 3.21). Con respecto a Cabo Tiñoso no hubo diferencias significativas ni en la abundancia ni en la biomasa entre los sectores estudiados. *E. costae* presenta un patrón similar al de *E. marginatus* en cuanto a la ocupación de la estructura vertical del arrecife rocoso, con mayores tallas en los estratos más profundos y en el caso de Cabo de Palos en los sectores más lejanos de la reserva (Fig. 3.21).



La cherna (*Mycteroperca rubra*) también presentó una mayor abundancia en Cabo de Palos, de hecho apenas fue registrado en Cabo Tiñoso. Como las demás especies de meros, ocurre preferentemente en los bajos y en la reserva integral, donde también se registraron las mayores biomásas para esta especie (Fig. 3.21). Para *M. rubra* las mayores tallas están en profundidades intermedias y en los sectores de aguas más externas de la reserva (Fig. 3.21).

Para las dos especies de serranos (*Serranus cabrilla* y *S. scriba*), existe una clara separación en cuanto a los valores de abundancia y biomasa. En Cabo de Palos, a medida que las zonas de muestreo se alejan de la costa aumentan la abundancia y la biomasa de *S. cabrilla*, mientras que las de *S. scriba* van disminuyendo (Fig. 3.22). En Cabo Tiñoso no se aprecian diferencias entre los sectores evaluados. No hay diferencias significativas entre la talla media de estas dos especies en cuanto a la profundidad y sectores. Sin embargo, se han registrado mayores abundancias de *S. cabrilla* en los transectos más profundos (15-30 m), mientras que para *S. scriba* las mayores abundancias y biomasa fueron registradas en transectos someros (0-15 m). Además, los datos tomados en ambas localidades demostraron que a medida que aumenta la abundancia y la biomasa de las tres especies de meros disminuye la abundancia de *Serranus scriba* (Fig. 3.23).

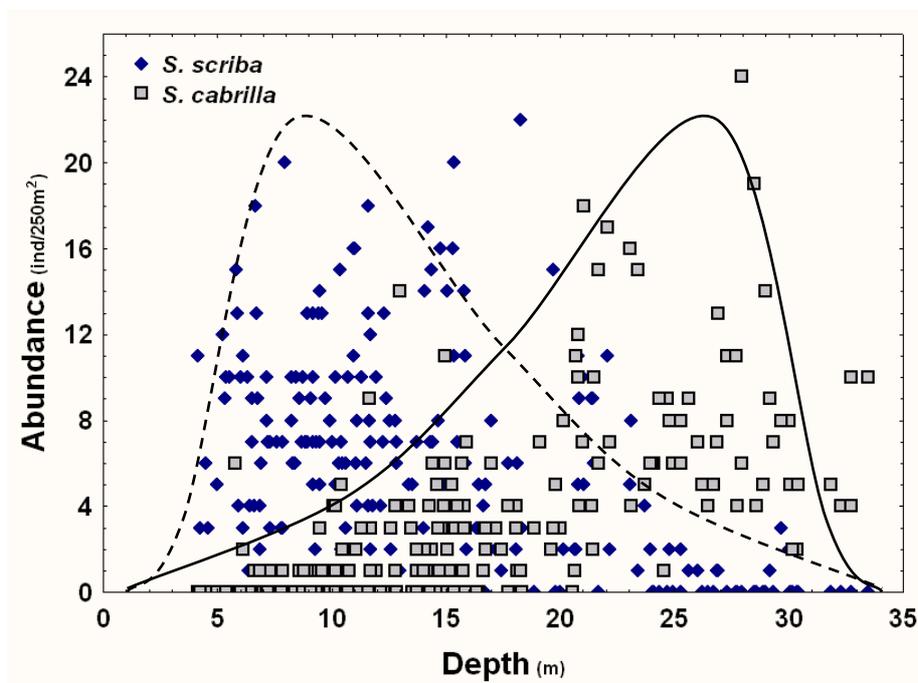
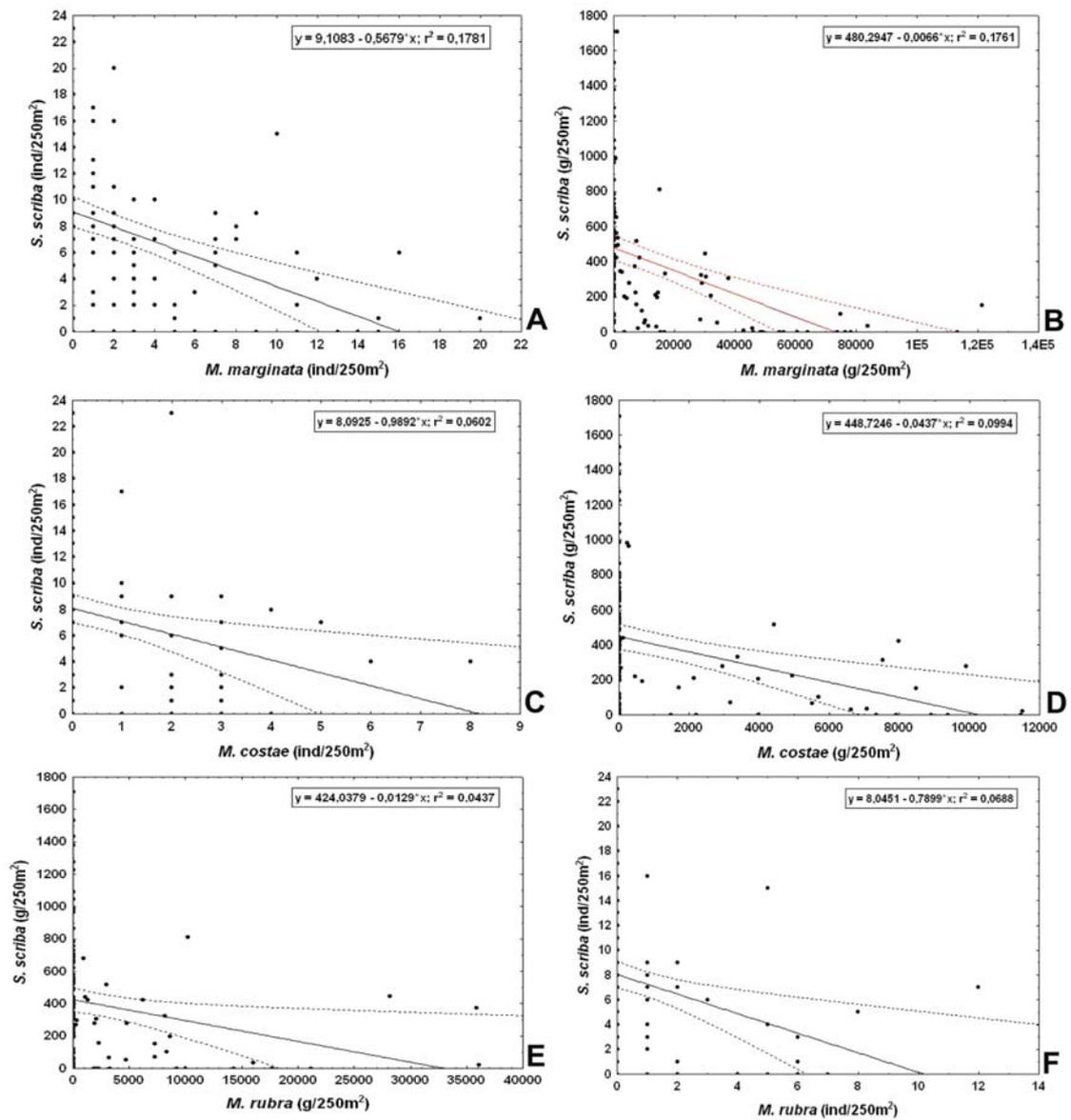


Figura 3.22 Observaciones de abundancia de serranos (*Serranus scriba*) y cabrillas (*S. cabrilla*) en función de la profundidad en la reserva marina de C. Palos – I. Hormigas. Se superpone sobre cada nube de puntos sendas distribuciones normales sesgadas a izquierda y derecha, respectivamente.

Figura 3.23 Relaciones mutuas entre las abundancias de las distintas especies de meros y serranos, con superposición de las correspondientes regresiones lineales.





3.4.3.2 Movilidad de meros

El plan piloto de marcado fue llevado a cabo entre octubre y noviembre de 2010. Para ello se calaron nasas en el islote del Hormigón y en el Bajo de la Testa. En total fueron capturados y marcados 4 individuos de *Epinephelus costae* (Tabla 3.11).

El esfuerzo total de marcado fue muy pequeño, un total de 6 días, en los cuales las nasas estuvieron caladas en media 19 h / día. Como se ha explicado anteriormente, se probaron 2 tipos distintos de nasas, una hecha de tubos de PVC y malla plástica con apertura lateral y otra artesanal, hecha con mimbre e históricamente empleada en las islas Baleares para capturar meros, y que posee la abertura en la cara superior (Fig. X). El primer modelo empleado se mostró efectivo para la captura del falso abadejo, ya que todos los especímenes capturados pertenecían a esta especie. Las pruebas realizadas con el segundo modelo no fueron concluyentes, ya que cuando empleamos las nasas de mimbre (en noviembre) la temperatura del agua había disminuido demasiado y los animales mostraban ya una notable disminución de su actividad, pareciendo no tener hambre, debido probablemente a la bajada de metabolismo que experimentan para poder soportar el invierno.

Tabla 3.11 Peces marcados en 2010 en la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con indicación de la especie marcada, localidad de marcaje, número del tag identificador, fecha de marcaje, talla y peso de cada individuo marcado.

Especie	Localidad	Tag nº	Fecha	Talla (cm)	Peso (g)
<i>Epinephelus costae</i>	Hormigón	452	16/10/10	61,0	300
<i>Epinephelus costae</i>	Hormigón	457	21/10/10	68,4	500
<i>Epinephelus costae</i>	Hormigón	250	21/10/10	56,3	250
<i>Epinephelus costae</i>	Bajo de la Testa	508	14/11/10	36,5	350

3.5 Discusión

3.5.1 Respuesta del poblamiento de adultos a la protección pesquera

El resultado más interesante obtenido del seguimiento del efecto de la protección pesquera sobre los peces litorales de fondo rocoso mediante censos visuales, es que frente a un notable incremento de las abundancias de determinadas especies de gran interés comercial e importancia ecológica (meros, corvas, dentones y sargos imperiales, entre otras), lo cual se traduce en aumentos de densidad de grupos tróficos piscívoros y mesocarnívoros, se ha observado una relativa disminución en los efectivos de otras especies como pequeños serranos, herbívoros y planctonófagos, y de las categorías 2 (especies planctonófagas sudentarias que ocupan toda la columna de agua, que agrupa a castañuelas y trescolas) y 3 (espáridos). Con ello, las variaciones acaecidas en el poblamiento íctico protegido implican cambios en la estructura numérica y funcional de la comunidad.

Parecidos resultados se han observado en estudios análogos realizados en otros mares, tales como Brown-Saracino *et al.* (2007) en Belice, McClanahan *et al.* (2007) en aguas de Kenia, Stallings (2009) en el Caribe, Boudreau & Worm (2010) en el golfo de Maine, o Barnett & Semmens (2012) en Tasmania, por citar algunos ejemplos. Convendremos con McClanahan *et al.* (2007) y Stallings (2009) en que las áreas marinas protegidas, o, lo que es lo mismo, una menor (o inexistente) presión pesquera, tiene como resultado un incremento de la importancia de los depredadores apicales (macrocarneívoros y piscívoros) en la estructuración de la comunidad de peces, y, con ello, una “naturalización” de dicha comunidad hacia estadios más prístinos (es decir, anteriores a la enorme presión antrópica sufrida por los ecosistemas marinos y costeros) (Sandin *et al.* 2008). Tales cambios han de acarrear, forzosamente, efectos indirectos o “en cascada” (Pinnegar *et al.* 2000; Micheli *et al.* 2005; Baum & Word 2009), tales como reducciones en la abundancia de mesodepredadores y presas potenciales, así como de invertebrados bentónicos.

El otro resultado principal de este seguimiento plurianual ha sido la gran importancia relativa de la influencia de la estructura del hábitat sobre el poblamiento de peces estudiado, representado en este caso por las diferencias entre sectores (costa vs. bajos o islas). Tal es así, que el hábitat estructural es el principal responsable de la ordenación multivariante de las muestras, con especies como raspallones, salmonetes y tordos más ligados a fondos rocosos heterogéneos (por albergar importantes proporciones de arena, grava o manchas de *Posidonia oceanica*), mientras que meros, dentones, espetones o corvas son más abundantes en los bajos e islas. Esta



relación enmascara (y, en cierto modo, dificulta el estudio de) el efecto de la protección pesquera sobre los peces.

De todo ello se deduce la importancia de continuar las investigaciones en esta línea, integrando niveles tróficos, y teniendo en cuenta la posible interferencia del hábitat estructural, con el fin de comprender y predecir los efectos de la protección en el ecosistema en su conjunto, así como la importancia relativa del control por depredadores ('*top-down*') frente al de productores primarios ('*bottom-up*'), así como su interacción con los efectos esperados del cambio climático, entre los que tienen una especial relevancia la distribución y abundancia de especies alóctonas potencialmente invasoras.

3.5.2 Instalación y reclutamiento de peces en la reserva marina y en áreas de control no protegidas

En este estudio, al igual que en otros realizados en el Mediterráneo (García Rubies & Macpherson 1995; Raventós & Macpherson 2001; Macpherson & Raventós 2005; Raventos & Macpherson 2005), la mayoría de las especies de peces de arrecifes rocosos reclutaron durante los meses de verano. Un patrón bien definido en el tiempo es esperable para ambientes templados, en los cuales las estaciones del año están bien marcadas y regidas en su gran parte por la variación de temperatura.

Los lábridos (*S. roissali*, *S. tinca*, *S. ocellatus*, *C. julis* y *L. merula*), al igual que la mayoría de las demás especies (p. ej. *C. chromis*, *D. dentex* y *M. surmuletus*), eligieron los meses entre julio y agosto para reclutar, lo cual coincide con los resultados de otros trabajos (Macpherson & Raventós 1995). Sin embargo, *Thalassoma pavo* presentó un período de reclutamiento ligeramente retrasado al encontrado por Macpherson & Raventós (1995), que apunta finales de agosto y principio de septiembre como su período de reclutamiento: en este estudio, *T. pavo* reclutó principalmente en octubre. Semejante asincronía ocurrió con *S. mediterraneus*, que presentó además del pico de verano (agosto) y otro menos pronunciado en abril, pero como el número de individuos observados fue pequeño, poco se puede decir acerca de si ese patrón de instalación es el propio de estas especies.

Los espáridos fueron el grupo que más discordancia tuvo respecto a los períodos de instalación consignados en otros trabajos. Según la literatura, las especies del género *Diplodus* suelen reclutar en octubre y noviembre (*D. puntazzo*), mayo y junio (*D. sargus*) y, en el caso de *D. vulgaris*, presentando dos pulsos (uno en noviembre y otro en marzo-abril) (Macpherson & Raventós 1995; Macpherson 1998; Vigliola 1998; Cheminée *et al.* 2011), períodos bastante diferenciados de los patrones

encontrado en este trabajo: marzo (*D. puntazzo*), abril y agosto (*D. sargus*) y mayo (*D. vulgaris*). Asimismo, según la bibliografía consultada *S. salpa* presenta dos picos de reclutamiento, el primero en noviembre y el segundo en mayo (Macpherson & Raventós 1995; Macpherson 1998), lo cual no ha sido corroborado en esta investigación, ya que el reclutamiento de esta especie fue registrado en febrero. La única especie para la cual encontramos cierta similitud con otros trabajos fue *Oblada melanura*, que lo hizo entre junio y julio (Macpherson & Raventós 1995 refieren a julio y agosto). Sin embargo, para *D. sargus*, no fueron observados individuos recién asentados durante el período muestreado, y sí juveniles, lo que puede haber influido en la falta de coincidencia de los picos de instalación con los referidos en la bibliografía consultada.

La alta variabilidad del período de instalación de las especies es recurrente en muchos estudios y puede verse reflejada en los diferentes períodos de instalación asignados a las mismas especies. Por ejemplo, para *D. vulgaris* hay un consenso sobre que hay dos pulsos de reclutamiento y que el primer pulso ocurre en noviembre, pero mientras que según Macpherson & Raventós (1995) el segundo pulso ocurre en marzo/abril, y que para Cheminée *et al.* (2011) se da en enero, y en febrero para Vigliola (1998), en el presente trabajo fue identificado un único pico en mayo. Estas diferencias pueden ser explicadas por un conjunto de factores que contribuyen a que el reclutamiento de peces arrecifales sea un proceso de una gran imprevisibilidad, tales como i) las variaciones interanuales de variables ambientales como la temperatura, que determina los períodos reproductivos de las especies (Genner *et al.* 2010); ii) la región geográfica que implica condiciones climáticas y oceanográficas distintas y que alteran el patrón de aporte larvario (Sabatés 1990) y consecuentemente del asentamiento; iii) las interacciones post-asentamiento que resultan en una alta mortalidad y que pueden variar según el tipo y la estructura del hábitat (Jones, 1988, Almany, 2004), la presencia de depredadores (Holbrook & Schmitt 2003) y con-específicos (Almany 2003), y procesos dependiente de la densidad (Planes *et al.* 2000) o del tamaño individual (Anderson 1988).

Teniendo en cuenta que la mayoría de los trabajos consultados están ubicados en el Mediterráneo noroccidental donde las aguas cálidas del Atlántico tardan en llegar (Sabatés 1990), es esperable que en las localidades más meridionales se produzca un adelantamiento de los procesos dependientes de estos estímulos. Además las especies no responden de igual forma a los estímulos ambientales, lo que resulta en una gran variabilidad espacio-temporal del reclutamiento.

Espacialmente se detectó una gran influencia de la insularidad en la composición del poblamiento de peces. Aparentemente las islas favorecen la abundancia de determinadas especies como *C. chromis*, *O. melanura*, *T. pavo* y *B.*



boops a finales del verano y otoño. Las especies dominantes muchas veces son caracterizadas como generalistas y pueden adaptarse a condiciones ambientales bajo cuya influencia otras especies sucumbirían. Por lo tanto, la dominancia observada en las islas puede ser reflejo de la escasez de ambientes óptimos para un buen número de especies, las cuales en cambio encuentran en el ambiente costero más y mejor oferta de hábitats (p. ej. praderas de *Posidonia oceanica*) y mayor protección de los vientos dominantes. De confirmarse tal observación, sería indicativo de que la alta diversidad y riqueza encontradas en la franja costera demuestra su papel como criadero de diversas especies de peces.

Igual que en otros estudios (p. ej. Macpherson *et al.* 1997) no se observó ningún efecto de la protección pesquera sobre el reclutamiento de peces, no obstante la porción de costa incluida en la reserva y evaluada en este estudio carece de protección apropiada pues tolera la pesca recreativa, la presencia de bañistas, entre otros, pudiendo enmascarse el efecto reserva. Sumado a eso, la existencia del efecto insular sobre el poblamiento juvenil de peces indica que para evaluarse correctamente el efecto de la protección sería necesario elegir hábitats continuos en los que tal efecto estuviera controlado.

La posible imprecisión en la identificación de algunos reclutas de peces y la corroboración temporal de los pulsos de asentamiento y reclutamiento podrán ser mejor evaluados a través del acoplamiento de los resultados de las trampas de luz con los surgidos de los censos visuales. De manera preliminar es posible decir que las altas capturas de postlarvas en los meses de verano son compatibles con las tasas de reclutamiento observado durante los meses de verano y otoño. Aunque se trate de un artilugio de pesca selectivo, la utilización a largo plazo de trampas de luz puede aportar informaciones de gran importancia para el diseño y ubicación de reservas marinas, sobre todo si se puede comprobar que éstas son fuente de exportación larvaria a áreas adyacentes no protegidas, repoblándolas con nuevos individuos de interés pesquero.

3.5.3 Selectividad de hábitat y movilidad de serránidos

Los censos visuales indican que para el área de la reserva marina hay establecida una población de meros (*Epinephelus marginatus*, *E. costae* y *M. rubra*) bien desarrollada, formada primariamente por animales adultos en edad reproductora. Por ello, la reserva es una zona importante para la conservación de las poblaciones de estas especies en la región de Murcia.

No obstante, para la supervivencia de un poblamiento saludable es necesaria la protección no solamente del 'stock' adulto sino también de la población juvenil. La

zona costera de la reserva (formaciones rocosas en el entorno de la cala Fría y bajo de la Testa) supone un área adecuada para el reclutamiento y desarrollo de los juveniles hasta que éstos sean aptos para entrar a formar parte de la población adulta. Sin embargo, no se pudieron ubicar hasta el presente momento los sitios de reclutamiento para ninguna de las especies de meros estudiadas, visto que los registros de juveniles menores de 20 cm son escasos. Se observaron algunos ejemplares juveniles de *E. marginatus* de forma esporádica en las porciones someras de los bajos rocosos y las islas de la reserva integral. Para *Epinephelus costae*, el bajo de la Testa parece constituir un punto específico de agregación de juveniles, aunque se trata normalmente de individuos ya con una talla mayor de 20 cm. Asimismo, son relativamente frecuentes los individuos juveniles de *M. costae* y *M. rubra*, aunque con abundancias muy bajas, en el entorno de la cala Fría.

Las tres especies ocupan de forma distinta los diversos microhábitats rocosos existentes dentro de los sectores de la reserva marina. La estructura general es de que en los sectores más externos de la reserva (bajos de los Piles I y II y bajo de Dentro, reserva integral y bajo de Fuera) se observa una estructuración de la comunidad en la que subadultos y hembras jóvenes (cercanas a la talla de primera madurez) son encontrados en las porciones más someras, mientras que las hembras de mayor edad y los machos ocupan las zonas más profundas.

De forma contraria a lo observado para Cabo de Palos, no se pudieron registrar en Cabo Tiñoso individuos mayores de 40 cm de longitud total. La mayor parte de los registros ocurrieron en los transectos más someros, pero la falta de observaciones de individuos de grande porte se debe al alto grado de esfuerzo pesquero en la zona, principalmente debido a la presencia constante de pescadores submarinos con fusil, para los cuales el mero es el blanco principal. La mayor parte de los registros ocurrió en la zona entre la playa de La Azohía y la cala Salitrona, demostrando ser éste uno de los hábitats más propicios al desarrollo de poblaciones de estas especies.



4 Seguimiento de la actividad pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y en el entorno del cabo Tiñoso

4.1 Introducción

4.1.1 Cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial

La distribución y abundancia de las especies son parámetros críticos en ecología de la conservación. En la mayoría de los casos, sin embargo, su estimación se basa en métodos que se han de implementar merced a procesos muy largos y que requieren de una financiación amplia, e incluso en ocasiones puede resultar imposible llevar a cabo estos procesos (Anadón *et al.* 2009). Lo habitual en estos casos es comparar el estado actual del ecosistema al estado anterior a la explotación del mismo; por esta razón se necesita establecer un momento referencial anterior, con una base de datos temporales existentes, y de esta forma poder compararlo con el estado actual de estos ecosistemas. Sin embargo, la mayoría de las investigaciones ecológicas se llevan a cabo a escala local, y además los estudios raramente se remontan más de unas cuantas décadas atrás en el tiempo. Desde ese punto de vista restringido, cabe preguntarse hasta qué punto en la actualidad se registran patrones y procesos producidos históricamente, y cómo estos constituyen herramientas fiables en que basar las políticas o profundizar en las investigaciones (Morales & Roselló 2004). Esta perspectiva representa un importante problema en las ciencias naturales, porque cuando se mide la cantidad en que un ecosistema ha cambiado, por lo general comparándolo con su estado anterior, el riesgo es que cada vez que se hace esto la línea de base para la comparación haya sido arrastrada desde el punto de partida original, minimizando la magnitud real de los cambios con respecto al pasado (Lozano-Montes *et al.* 2008). Dado que estas informaciones sirven de base para plantear medidas para la regulación del aprovechamiento futuro de los ecosistemas, muchas de estas prospecciones se han hecho con base a una serie de datos temporales insuficientes, o con ausencia de información histórica que revele el verdadero estado del entorno en el pasado.

En 1995, el eminente biólogo pesquero Daniel Pauly describió el fenómeno “shifting baseline” (síndrome de desplazamiento de las líneas de base ambientales o cambio en el punto de referencia), teniendo en cuenta que cada generación de

científicos, subconscientemente, tomaba como sus puntos de vista "naturales" la forma en que el medio ambiente apareció en su juventud (inicio de sus investigaciones) (Pauly 1995). Entonces se podría entender que si las líneas de base ambientales están cambiando, muchos de los modelos ecológicos que pretendían evaluar los cambios acaecidos a partir de las condiciones "naturales" u originales han sido contruidos con puntos de partida erróneos, comprometiendo su valor para la gestión o restauración (Pauly *et al.* 1998; Pitcher 2001). En la actualidad hay un reconocimiento científico que va en aumento con respecto a este fenómeno; por ejemplo, Dayton *et al.* (1998) aplicaron este concepto a la percepción del agotamiento de recursos forestales; Pauly (1995), Jackson *et al.* (2001), Sáenz-Arroyo *et al.* (2005) y Lozano-Montes *et al.* (2008) identificaron cambios del punto de referencia ambiental entre comunidades de pescadores, y Baum & Myers (2004) hicieron lo propio específicamente en la pesquería de tiburones. Sin embargo, a pesar del creciente número de estudios de este tipo, actualmente las verdaderas condiciones de las líneas de base ambientales para la mayoría los ecosistemas acuáticos bajo explotación se desconocen. Olson (2002) señala que si se conoce el punto de referencia de un sistema degradado es posible intentar su restauración, pero por el contrario si el punto de referencia cambia antes de que tengamos la oportunidad de determinarlo, entonces se podría aceptar un estado degradado como normal, o en el peor de los casos como una mejoría.

Desde hace no mucho tiempo se está empezado a reconocer que el monitoreo ecológico por sí mismo es una herramienta insuficiente para entender los impactos humanos sobre los ecosistemas costeros (Pauly 1995; Jackson *et al.* 2001; Pitcher 2001; Lotze 2004; Lotze & Milewski 2004; Sáenz-Arroyo *et al.* 2005a). Se ha sugerido que la información derivada del conocimiento ecológico local (en adelante CEL) es complementaria a la obtenida a partir de métodos científicos más estándar (Moller *et al.* 2004), y además puede ser relevante a la hora de realizar esfuerzos en materia de conservación (Huntington 2000). El CEL sobre la abundancia y distribución de las especies es por lo general adquirido a través de observaciones de los propios individuos a lo largo de su vida (Gilchrist *et al.* 2005). El CEL es diferente del conocimiento ecológico tradicional (CET), el cual se puede definir como un cuerpo acumulativo de conocimientos, prácticas y creencias referidas a la relación de los seres vivos entre sí y con el medio ambiente, es un conocimiento que evoluciona a partir de procesos de adaptación y se transmite de generación en generación (Gadgil *et al.* 1993; Berkes *et al.* 2000). El CET es una herramienta que nos puede ayudar a la hora de valorar si se pueden estar produciendo cambios en las líneas de base ambiental. El CEL se ha utilizados para obtener información sobre la presencia o abundancia cualitativa de especies (por ejemplo Vaughan *et al.* 2003; Moller *et al.* 2004) y tendencias cualitativas de la población (Ferguson *et al.* 1998; Mallory *et al.* 2003), y



sólo muy recientemente se ha empezado a utilizar para obtener datos cuantitativos, estimaciones de la abundancia o tendencias de la población (Gilchrist *et al.* 2005; Sáenz-Arroyo *et al.* 2005; Lozano-Montes *et al.* 2008).

4.1.2 La pesca en las áreas marinas protegidas

La sobreexplotación de los caladeros, consecuencia de factores tales como los avances tecnológicos en las flotas de pesca, las altas demandas de productos pesqueros y el aumento de los impactos en el medio marino, es un hecho tanto a nivel mundial como nacional. Por consiguiente, se ha puesto de manifiesto la necesidad de actuaciones para proteger nuestros recursos marinos. Las reservas marinas de interés pesquero son zonas de especial interés para la preservación y la regeneración de los recursos marinos por su condición de áreas de reproducción, desove, cría o crecimiento de especies. Los fines perseguidos en el ámbito de la reserva son:

- proteger y favorecer la regeneración de los recursos pesqueros,
- impulsar la pesca artesanal responsable y sostenible,
- conservar y proteger la flora y fauna del medio marino y su diversidad,
- fomentar la sensibilización ambiental sobre el medio marino,
- divulgar los valores pesqueros y ambientales,
- favorecer los estudios científicos sobre las distintas especies, y
- favorecer las medidas de protección de los recursos y gestión de las pesquerías.

Evidencias científicas demuestran que este tipo de reservas marinas son poderosas herramientas para la conservación de la diversidad biológica salvaguardando la integridad de los ecosistemas. Las reservas marinas permiten alcanzar objetivos de conservación, mejorando las poblaciones de especies, preservando la diversidad biológica, la conservación de los hábitats y la protección de especies de especial interés, además de ofrecer, bajo la aplicación de un adecuado diseño, gestión y control, un empuje para las pesquerías y su sostenibilidad. El objetivo es recuperar las poblaciones de los recursos explotados mediante la protección de áreas de puesta y alevinaje, la mejora de estructuras demográficas, el aumento del potencial reproductivo o la posibilidad de exportar biomasa (“spillover”) a zonas próximas del área marina protegida. En el Mediterráneo español la flota artesanal representa un importante peso socio-económico en las localidades costeras. Está compuesta por barcos de bajo tonelaje, eslora y potencia de motor. La pesca artesanal se caracteriza por unas particularidades comunes: bajo número de tripulantes, alta movilidad a una escala espacial pequeña, explotación de zonas situadas sobre la

plataforma continental (0-200 m de profundidad) próximas a costa y cercanas a los puertos base, donde pueden llegar las embarcaciones invirtiendo poco tiempo (0-3 horas), y elevada diversidad de artes de pesca, que combinan y/o rotan estacionalmente según la disponibilidad y conocimiento de los recursos de la zona. Frente a la sobreexplotación de los caladeros por flotas como la de arrastre, la pesca artesanal aparece como una alternativa para gestionar adecuadamente los recursos litorales y evitar los riesgos de sobreexplotación.

La reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos- Islas Hormigas se creó en 1995 (*Decreto 15/1995, de 31 de marzo*) con el objetivo de proteger a las comunidades marinas y a las poblaciones de organismos de interés pesquero que en ellas se desarrollan. Esta reserva está bajo una gestión compartida: la zona de aguas exteriores por la Secretaría General de Pesca Marítima (Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino) y la zona de aguas interiores por la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia. Existen numerosos estudios en los que se ha demostrado la eficacia de las AMPs sobre las especies de interés pesquero, aumentando las tallas, abundancia, capturas e ingresos, además de repercutir sobre la estructura de la comunidad de peces e invertebrados, restableciendo una estructura poblacional más natural. La actividad pesquera en la zona de Cabo de Palos se lleva realizando desde la antigüedad con artes similares a los actuales. Sin embargo, desde mediados del siglo XX se empezaron a aplicar innovaciones tecnológicas, al igual que en el resto de flotas, que han ido facilitando enormemente el trabajo del pescador, aumentándose con ello el esfuerzo pesquero ejercido sobre la zona. Como consecuencia de la peculiaridad y calidad de Cabo Tiñoso y aledaños, así como de la experiencia positiva de Cabo de Palos, la Consejería de Agricultura y Agua de la Región de Murcia se ha planteado la necesidad de nombrar esta zona Reserva Marina de Interés Pesquero, estando actualmente en proceso de publicación del decreto correspondiente.

4.2 Objetivos

- Cuantificar y caracterizar mediante encuestas las variaciones que se han producido en las últimas décadas en la abundancia y diversidad de las especies de interés comercial en la zona de influencia de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas
- Caracterización técnica de la flota pesquera artesanal que faena en el entorno de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso, compuesta por embarcaciones de las cofradías de Cartagena y Mazarrón (tipos de artes utilizados, descripción de la rotación de los artes utilizados, caladeros y especies de interés capturadas).



4.3 Material y métodos

4.3.1 Regreso al futuro: cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

Se realizaron entrevistas a la población pesquera de nuestra zona de estudio, el puerto de Cabo de Palos, las cuales estuvieron basadas en un cuestionario semi-estructurado. En ningún caso se pretendía que los pescadores contestaran a una serie de preguntas sin más, sino que lo que se intentó fue que a partir de conversaciones a lo largo del periodo de investigación los pescadores fueran contando sus experiencias, y de éstas mismas sacar nuestras conclusiones. Durante el periodo de estudio se intentó hablar con todos los pescadores en más de una ocasión, con el fin de afianzar los datos y comparar su veracidad. El cuestionario estaba dividido en cinco bloques. Un primer bloque hace referencia a los datos de la encuesta: zona, día, etc. Un segundo apartado contaba con una serie de preguntas referentes a los encuestados (nombre, edad, etc.). En un tercer bloque se les preguntó por las abundancias actuales y su cambio temporal de una serie de especies emblemáticas en las capturas de los pescadores artesanales en la zona (*Sciaena umbra* – Corvina, *Dentex dentex* – Dentón, *Scorpaena scrofa* – Gallineta, *Seriola dumerili* – Lecha, *Epinephelus marginatus* – Mero, *Mullus surmuletus* – Salmonete de roca y *Palinurus elephas* – Langosta), con el fin de obtener una aproximación a las abundancias, tallas y pesos medios y máximos existentes en cada década de su desempeño profesional. Con el bloque cuatro se pretendía obtener información acerca del cambio acaecido a lo largo del tiempo por el esfuerzo pesquero, el uso de los caladeros y la utilización de las artes de pesca. Y en el último bloque se preguntó por la introducción/extinción de especies en el ‘stock’ de especies comerciales. Una pregunta adicional versaba sobre la impresión de los pescadores acerca de la reserva marina: su grado de influencia, eficacia, posibles problemas derivados de su instauración, etc. y los principales problemas de la pesca artesanal de Cabo de Palos hoy día.

Para llevar a cabo las entrevistas seguimos las recomendaciones técnicas y éticas propuestas por Brunce *et al.* (2000), que aconsejan conocer y respetar las costumbres y la cultura locales, además de minimizar la interrupción de las rutinas de las personas entrevistadas. En nuestro caso este último punto cobra una importancia muy grande ya que la mayoría de las conversaciones se realizaron mientras los

pescadores realizaban sus tareas (arreglos de red, clasificación de pescado, limpieza del barco, etc.). La selección de las personas entrevistadas se hizo siguiendo los criterios propuestos por Huntington (2000), los cuales además de enfocarse en obtener datos cuantitativos y cualitativos, buscan dirigirse a personas representativas de la estructura social del territorio bajo estudio, seleccionadas intencionadamente y no aleatoriamente, con el fin de explorar los diferentes perfiles sociológicos de la población. El modo de selección para realizar las entrevistas fue el muestreo “bola de nieve” (Berg 2001), un método no probabilístico pero útil cuando se estudian grupos poco numerosos, dispersos en el territorio y que, sin embargo, se mantienen de alguna manera en contacto entre sí, y que consiste en identificar a los sujetos a incluir en la muestra a partir de los mismos sujetos entrevistados. Este tipo de muestreo se adaptaba perfectamente a la situación que encontramos en Cabo de Palos, ya que la mayoría de los pescadores tanto retirados como los que siguen hoy día en activo mantienen lazos familiares directos o indirectos.

Los datos fueron recopilados entre los meses de julio y agosto de 2010. Al final del periodo de muestreo contábamos con una base de datos construida a partir de un total de 15 personas, las cuales habían contestado a la mayoría de las cuestiones que se preguntaban en la encuesta. Con esta muestra quedó representado prácticamente el 100% de los pescadores activos del puerto de Cabo de Palos (todos a excepción de dos pescadores extranjeros que se incorporaron hace dos años, por lo que sus datos no resultan representativos), obteniéndose también datos de 4 pescadores retirados.

A la hora de realizar la distribución de los pescadores entrevistados en función de su experiencia, en nuestra área de estudio no hay ningún pescador más joven de 30 años y para que haya un mínimo de 3 personas que den consistencia al grupo a la hora de realizar los análisis estadísticos, se realizó la siguiente distribución: jóvenes (hasta 40 años de edad, $n = 3$), adultos (de 41 a 60 años, $n = 5$) y mayores (de 60 años en adelante, $n = 7$).

Con el análisis de los datos se pretendía obtener dos tipos de conclusiones principalmente; por una parte, realizar un análisis inter-generacional que nos permitiera observar si en la zona se estaba produciendo un proceso de cambio de líneas de base ambiental, y por otra parte, reconstruir el cambio histórico de las capturas en Cabo de Palos. En un primer momento se introdujeron todos los datos en una hoja de cálculo agrupándolos por clases de edad y por décadas. Para el analizar el cambio histórico de las especies se realizó una representación gráfica de las medias (\pm error típico) de las capturas con respecto a las décadas. Las diferencias entre décadas y entre generaciones de las capturas medias estimadas a partir de las respuestas a las entrevistas se probaron estadísticamente mediante análisis de la varianza de un factor; cuando los análisis resultaban significativos, se compararon a posteriori las medias



(decadales e inter-generacionales) dos a dos mediante el test de Tukey. Además, se elaboró una tabla identificando las especies mencionadas como desaparecidas localmente en las capturas, calculándose el porcentaje de pescadores por clase de edad que las reconocen como tales. También se incorporó al análisis el esfuerzo pesquero. Cochran (2005) define el esfuerzo de pesca como “la cantidad total de actividad de pesca en el caladero en un período determinado de tiempo, a menudo expresada para un tipo específico de arte de pesca, por ejemplo, número de horas de arrastre por día, número de anzuelos calados por día, o número de veces que se cobra una red por día”. En nuestro caso, se optó por estimar el esfuerzo pesquero en función de los metros de red utilizados en cada lance de pesca a lo largo de las décadas, estimadas a partir de las declaraciones de los pescadores encuestados. Esta corrección se aplicó únicamente a aquellas especies capturadas exclusivamente o mayoritariamente con artes de red.

4.3.2 La actividad pesquera en el entorno de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso

La zona de estudio queda comprendida dentro de los límites de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso, cuyas coordenadas van desde 37°35'10,96" N; 1°03'05,14" W (Isla de las Palomas e Isla Torrosa) hasta 37°34'22" N; 1°12'30" W (Playa del Mojón e Isla Plana). Los fondos que se comprenden quedan incluidos hasta la isóbata de los 50 m desde la Isla de las Palomas hasta Cala Mojarrá. Desde Cala Mojarrá hasta la Playa del Mojón los fondos se extienden hasta la isóbata de los 2000 m. No obstante, al tratar el estudio de pesquerías artesanales, las zonas donde faenan las embarcaciones no superan los 200 m de profundidad, y generalmente se encuentran por encima de la isobata de los 50 m.

Para la obtención de la información necesaria se han realizado dos técnicas claramente diferenciadas:

a. Recopilación de datos oficiales

En este estudio se han incluido las embarcaciones de artes menores de las cofradías de Cartagena y Mazarrón, las cuales potencialmente pueden faenar en la zona de Cabo Tiñoso. Los nombres de las embarcaciones, matrícula y folio se han obtenido de los datos presentes en la Secretaría General de Pesca Marítima.

Las características técnicas de las embarcaciones se han obtenido del Ministerio de Medio Rural y Marino (MAPA), y han sido contrastados con las encuestas realizadas a los pescadores. Los datos que han sido utilizados son Arqueo TRB, Arqueo GT, Eslora, Potencia (CV) y número de tripulantes por embarcación.

b. Realización de encuestas

Las encuestas se han llevado a cabo por un equipo formado por dos personas, las cuales han acudido periódicamente a las cofradías de Cartagena y Mazarrón en busca de los patrones de las diferentes embarcaciones censadas con puerto base en estas cofradías. También se han realizado encuestas a los pescadores artesanales de la zona.

4.4 Resultados

4.4.1 Regreso al futuro: cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

Al pedirse a los pescadores que hicieran una estimación del descenso de las capturas a largo plazo, encontramos diferencias de apreciación en función de la clase de edad. Considerando la población global, más del 90% de los pescadores entrevistados creen que se ha producido un descenso en las capturas a largo plazo temporal (escala histórica), mientras que el otro 10% cree que las capturas se han mantenido estables en el tiempo, de modo consideran que aunque algunas especies sí que están disminuyendo, hay otras especies que se mantienen estables e incluso están experimentado un ligero aumento.

Al diferenciarse entre clases de edad, aparece que el 100% de los pescadores de mayor edad entrevistados creen que la pesca ha disminuido de una forma desorbitada, algunos llegando a decir que se habían producido unas disminuciones en las capturas superiores al 90%. En general los pescadores más experimentados estiman que ha ocurrido una disminución global del 80% de las capturas. En el grupo de pescadores adultos hay mayor variedad de percepción, pero en general sitúan la disminución de la pesca en torno a un 40%. Por su parte los jóvenes tienen una absoluta sensación de estabilidad, puesto que piensan que mientras unas especies experimentan descensos otras se mantienen estables incluso alguna experimenta un ligero ascenso. Aun así estiman un descenso en torno al 10% (Fig. 4.1).

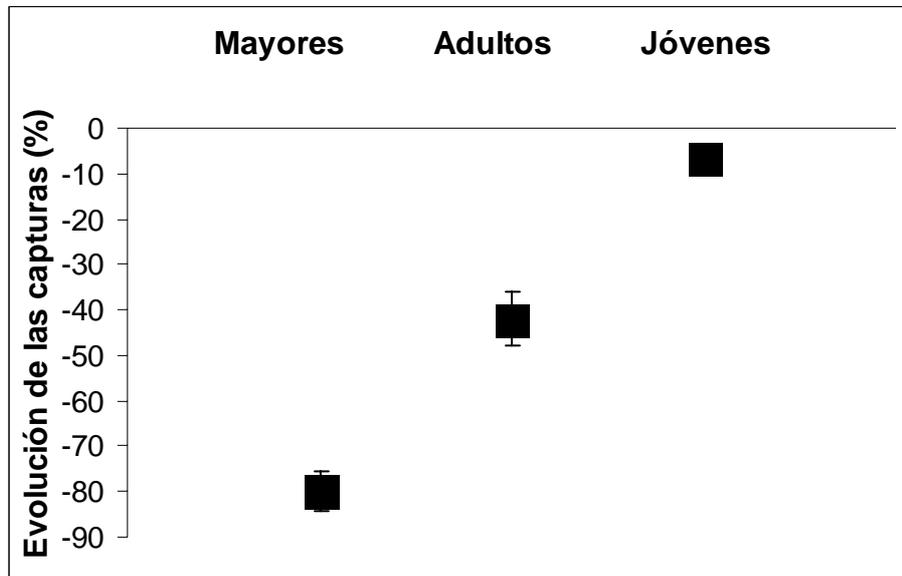


Figura 4.1 Variación de las estimaciones de la magnitud de la pérdida (en % promedio \pm error típico) en el volumen de capturas pesqueras desde el inicio de sus carreras profesionales, por clases de edad de los encuestados.

En cuanto al agotamiento de especies, se observa un cambio generacional importante con respecto a la cantidad de especies mencionadas por los distintos grupos de edad como desaparecidas de la pesquería (Fig. 4.2).

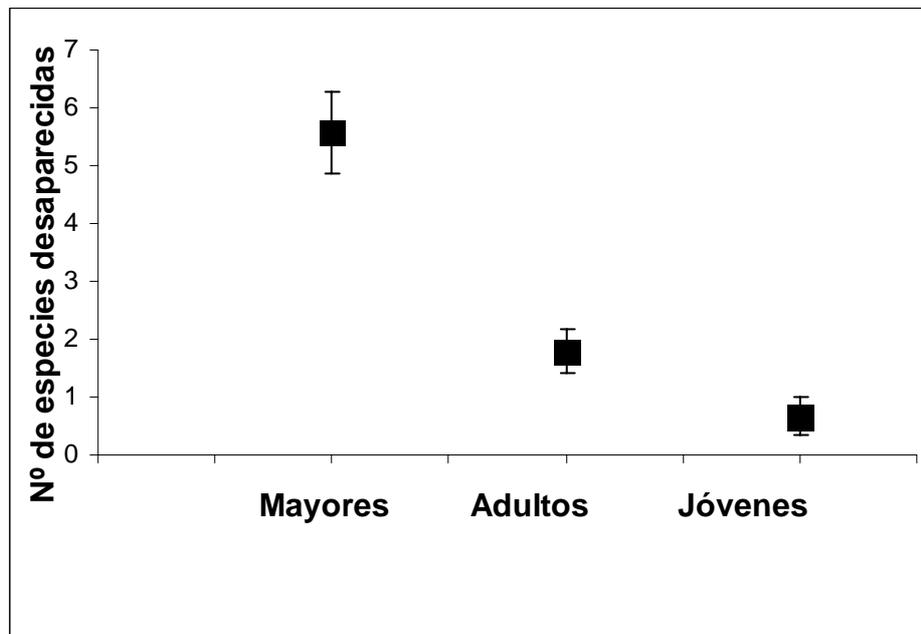


Figura 4.2 Estima del número medio (\pm error típico) de especies pesqueras desaparecidas en las capturas desde el inicio de sus carreras profesionales, por clases de edad de los encuestados.

Los pescadores mayores son capaces de recordar una media de 5,6 especies que eran habituales dentro de sus capturas y que hoy no aparecen o no son representativas con respecto al pasado, mientras el grupo de adultos recuerda una media de 1,8 especies y por último el grupo de jóvenes que dice recordar una media de 0,7 especies desaparecidas (Fig. 4.2), dentro de este grupo hay quien no ha visto desaparecer ninguna especie, mientras que los demás si conocían el Angelote, que en base a los datos recogidos debió ser muy común y que ahora dicen llevar mucho tiempo sin capturarla.

Nombre	Mayores > 60 años	Adultos 41-60 años	Jóvenes < 40 años
<i>Labrus merula</i> "Morruo"	29	0	0
<i>Pomatomus saltator</i> "Pasador"	57	20	0
<i>Auxis rochei</i> "Melva"	43	20	0
<i>Sarda sarda</i> "Bonito"	43	0	0
<i>Xiphias gladius</i> "Pez espada"	57	0	0
<i>Spicara smaris</i> "Chucla"	29	0	0
<i>Mustelus mustelus</i> "Musola"	100	40	0
<i>Squatina squatina</i> "Angelote"	100	100	67
<i>Epinephelus costae</i> "Abadejo"	57	0	0
<i>Thunnus thynnus</i> "Atún rojo"	29	0	0
<i>Sphyrna spp.</i> "Cornudas"	14	0	0

Tabla 4.1 Porcentaje de pescadores que consideran a cada especie como desaparecida dentro de cada grupo de edad



Mientras se preguntaba a los pescadores por las especies desaparecidas (Tabla 4.1), vimos como pescadores jóvenes y adultos decían ver especies que pescadores mayores habían tildado de desaparecidas, el motivo era que estas especies que algunos jóvenes y adultos decían seguir viendo, no tienen relevancia en sus capturas mientras que los pescadores mayores decían que estas especies eran especies objetivo y sus capturas eran muy importantes. Así, especies como la melva, la musola o el bonito, son reconocidas como especies extintas, ya que para los mayores lo natural eran capturas mucho mayores (melva 20-30 kg, musola 15 kg, bonito 300-400 kg). En el caso del bonito otro factor que afecta a esta apreciación es que los pescadores mayores realizaban estas capturas muy cerca de tierra y aunque ahora también se capturen 30-40 kg de bonito, tienen que desplazarse mar adentro para poder realizar estas capturas.

El caso del angelote es un caso muy curioso puesto que al preguntar a los pescadores por las especies desaparecidas, era el primer nombre que se les venía a la cabeza, todos los pescadores lo recuerdan como una especie muy abundante, incluso los más jóvenes lo han pescado, pero recuerdan las anécdotas que les contaban respecto a esta especie: *“Era raro no pillar 4 o 5 ejemplares en la red”*; *“Estaba por todos lados, siempre que calabas sacabas 8 o 10”*.

4.4.1.1 Introducción de especies

Al ser preguntados sobre si habían observado especies nuevas en la pesca, los jóvenes nombraron dos especies, una era la jurela (*Pseudocaranx dentex*) y de la otra no sabían el nombre pero hacían una descripción muy detallada, mientras los adultos nombraron únicamente la jurela y por último los mayores inactivos decían no saber de ninguna y los activos sabían de la jurela, aunque algunos de ellos sabían de la especie pero no el nombre exacto.

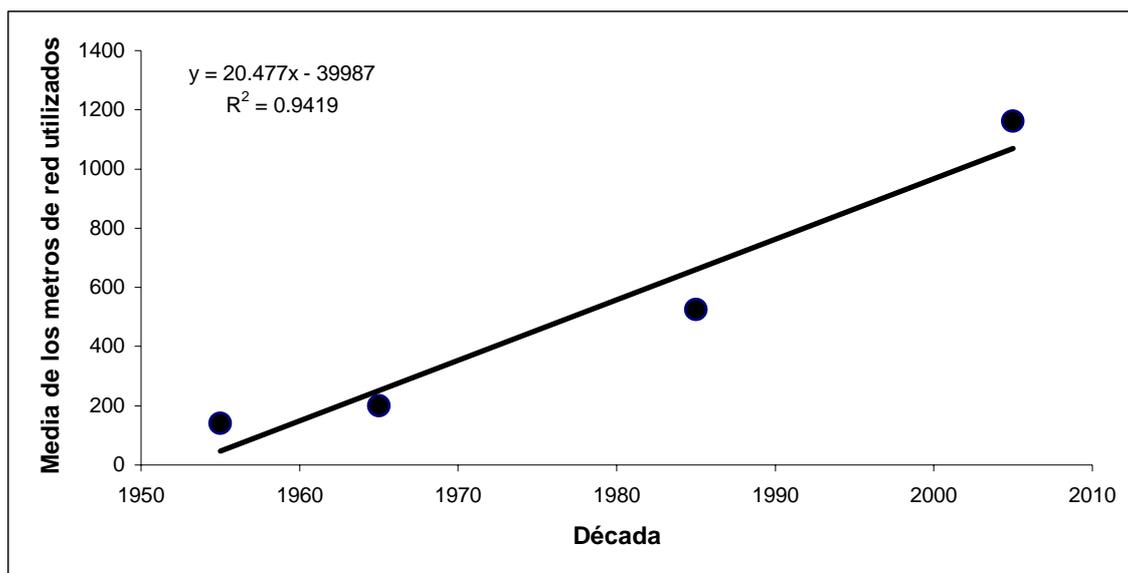


Figura 4.3 Incremento del esfuerzo pesquero promedio (en metros de red calados en cada lance) por década, estimado a partir de las declaraciones de los encuestados.

4.4.1.2 Análisis del esfuerzo pesquero

A partir de las respuestas de los pescadores, se comprueba que, por término medio, la longitud total de red calada en cada lance pesquero ha aumentado linealmente, desde los aproximadamente 100 m calados en la década de los 60, hasta más de 1000 m calados por término medio en la actualidad (Fig. 4.3).

4.4.1.3 Cambios en la percepción de las especies de interés pesquero

De todas las especies objeto de las encuestas [gallineta (*Scorpaena serofo*), corvina (*Sciaena umbra*), dentón (*Dentex dentex*), salmonete (*Mullus surmuletus*), mero (*Epinephelus marginatus*), lecha (*Seriola dumerili*) y langosta (*Palinurus elephas*), únicamente en el caso de la langosta no ha sido posible analizar los cambios temporales de un modo cuantitativo debido a que los datos obtenidos no eran suficientes para realizar una proyección del pasado. No obstante, cabe destacar que en los años 40 - 50 no era una pesca representativa, puesto que no se tenía un arte específico y, según contaban los pecadores mayores, los artes que utilizaban para la pesca destruían el hábitat de esta especie. Más tarde durante los 60-70 tenemos algún dato que sitúa las capturas cerca de los 20-30 kg, aunque la falta de datos impide contrastar estadísticamente estos valores con respecto a la actualidad. Sin embargo, de los pocos datos referentes a la década de los 90 y 2000 podemos intuir que es una pesca que está en retroceso, ya que los datos se sitúan en torno a 6-8 kg en los 90, y la pasada década y en la actualidad las capturas se sitúan en torno a 4-5 kg.



En el caso de la gallineta (*Scorpaena scrofa*) (Fig. 4.4) se observa que las abundancias estimadas por los encuestados se mantuvieron constantes e incluso aumentaron ligeramente hasta los años 80, para después sufrir una drástica disminución, la cual ha resultado estadísticamente significativa ($F_{5,27} = 29,5$; $P < 0,001$). El test de Tukey confirma que las últimas 2 décadas se diferencian significativamente del resto. Para la gallineta se observa que las abundancias estimadas por los encuestados se mantuvieron constantes e incluso aumentaron ligeramente hasta los años 80, para después sufrir una drástica disminución. El test de Tukey confirma que las últimas 2 décadas se diferencian significativamente del resto. El caso de la corvina (*Sciaena umbra*) (Fig. 4.5) podemos observar una disminución continuada de las capturas, frenada en la última década, las diferencias interdecadales (del orden de 4 veces menos abundante en épocas más recientes) fueron estadísticamente significativas ($F_{5,29} = 6,791$, $P < 0,001$), aunque el test de Tukey posterior no consigue identificar grupos coherentes.

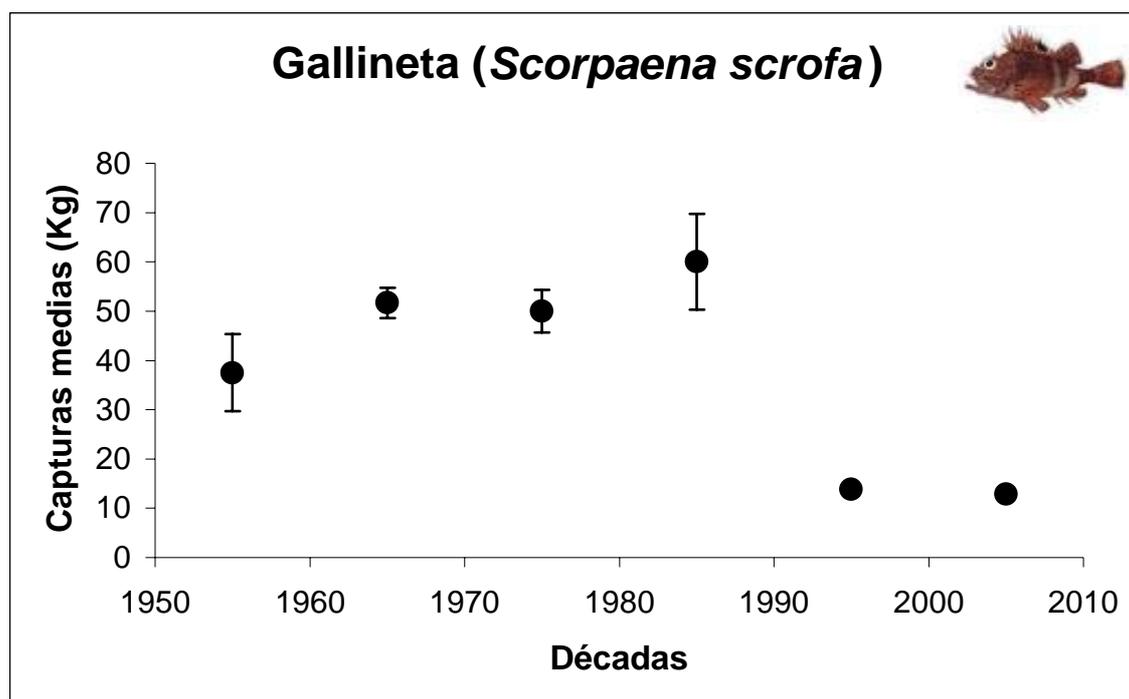


Figura 4.4 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de gallineta, a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

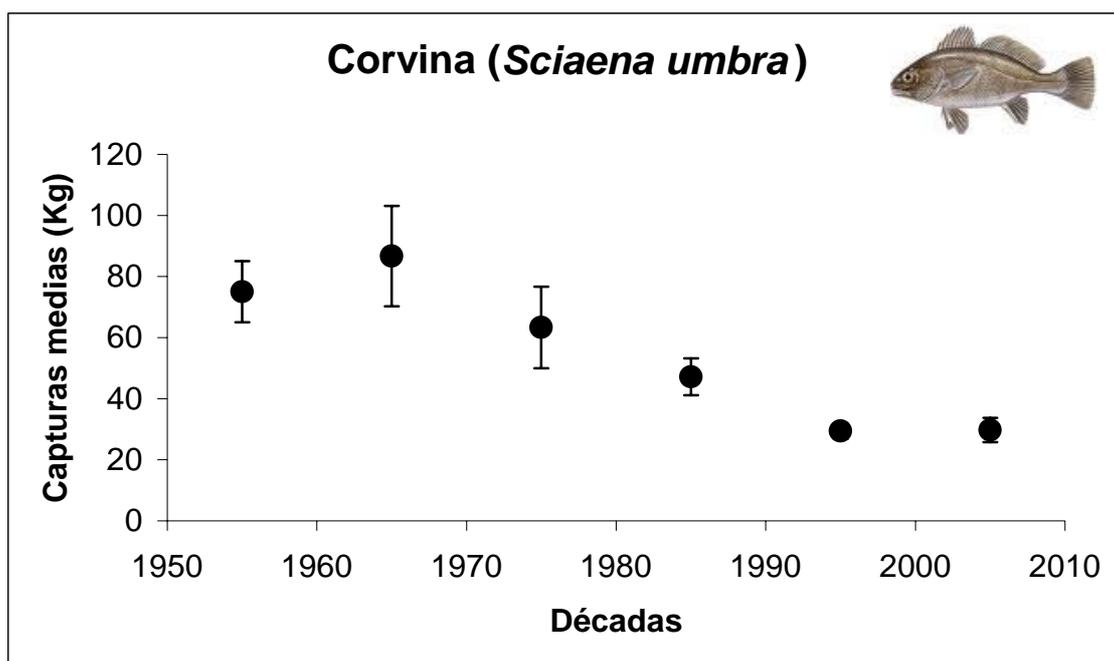


Figura 4.5 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de corvina, a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

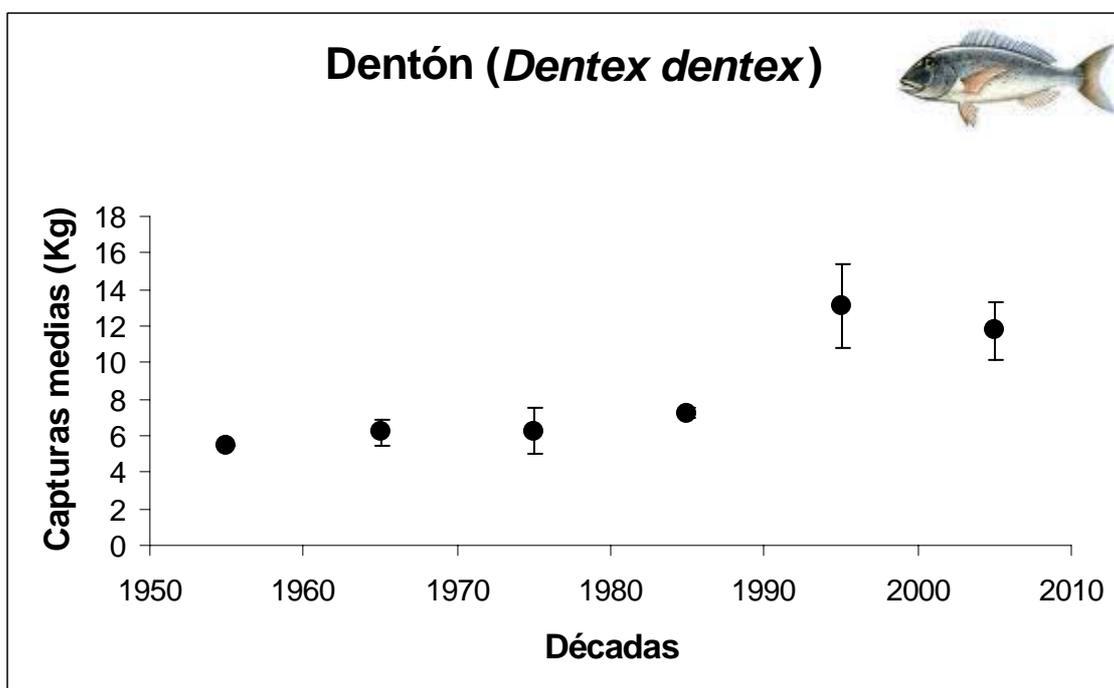


Figura 4.6 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de dentón, a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).



El dentón (Fig. 4.6) es un caso muy particular entre las especies analizadas, ya que es la única con tendencia positiva a lo largo del tiempo, con capturas que prácticamente se han duplicado, y también es la única especie para la cual el análisis de la varianza no fue significativo ($F_{5, 21} = 1,882, P = 0,141$).

El caso del mero (*Epinephelus marginatus*) (Fig. 4.7) es un caso muy especial, ya que las capturas de este animal han sufrido unos descensos muy acusados (disminuyendo en más de 25 veces las capturas antiguas, que eran frecuentemente de más de 200 kg por lance), además de ser una especie muy apreciada comercialmente y estar muy ligada a Cabo de Palos. Algunos pescadores mayores nos decían: “Cabo de Palos era la mapa del Mero”, “Era una especie que estaba en cantidad, cada vez que calabas sabías que ibas a pillar una buena captura”. La disminución resultó estadísticamente significativa ($F_{5, 32} = 32,127, P < 0,001$), y el test de Tukey nos confirmó que la década de los 60' es significativamente diferente al resto.

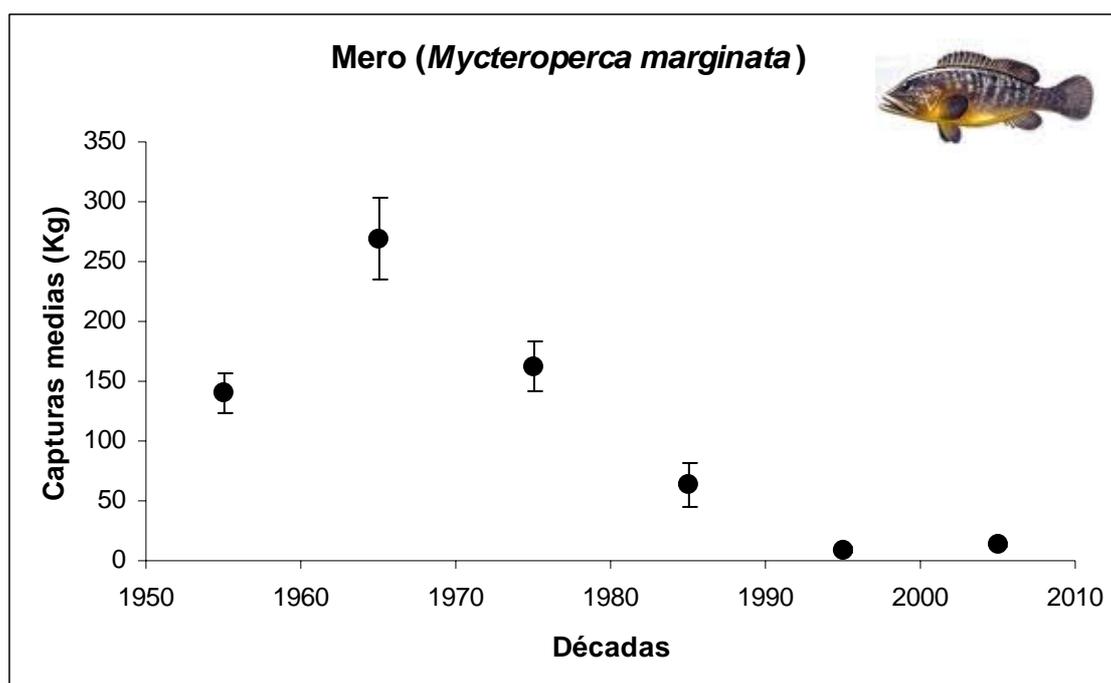


Figura 4.7 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de mero, a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

A pesar de que las encuestas dan cuenta de un descenso significativo de las capturas de salmonete (*Mullus surmuletus*) en al menos la mitad de lo antaño capturado (Fig. 4.8), los pescadores adultos y jóvenes se refirieron a esta especie como muy estable en el tiempo. Este descenso fue estadísticamente significativo ($F_{5, 30} = 15,684$, $P < 0,001$), aunque de nuevo el test de Tukey no resultara significativo. La introducción del esfuerzo pesquero en el análisis para el cálculo de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) nos muestra el descenso observado es mucho más acentuado (reduciéndose, sobre todo en las décadas de los 70 y 80) (Fig. 4.9).

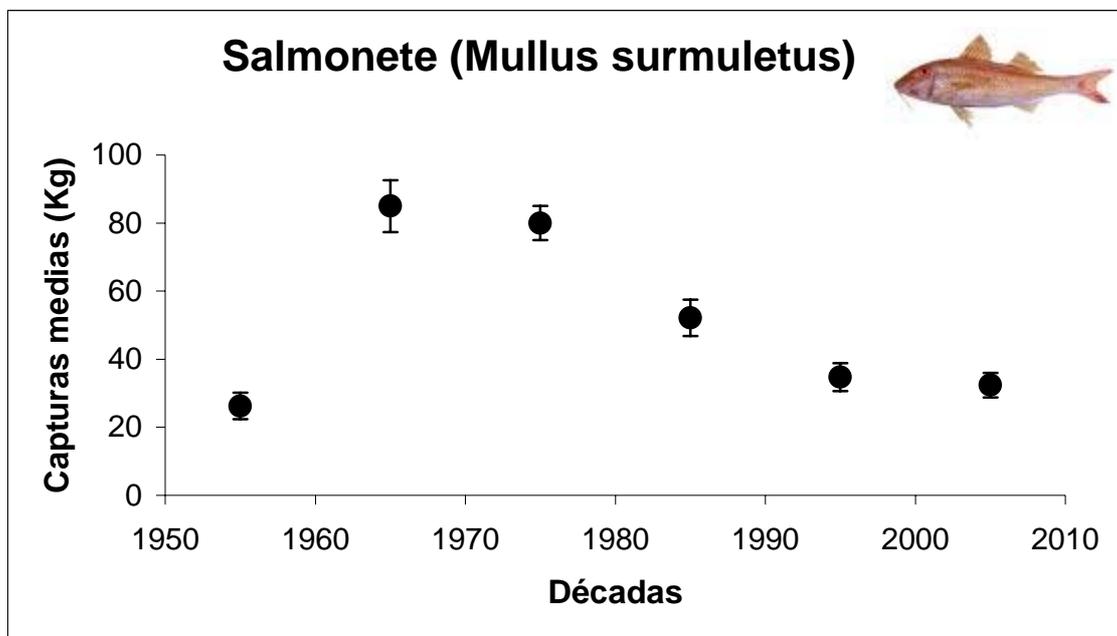


Figura 4.8 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de salmonete, a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

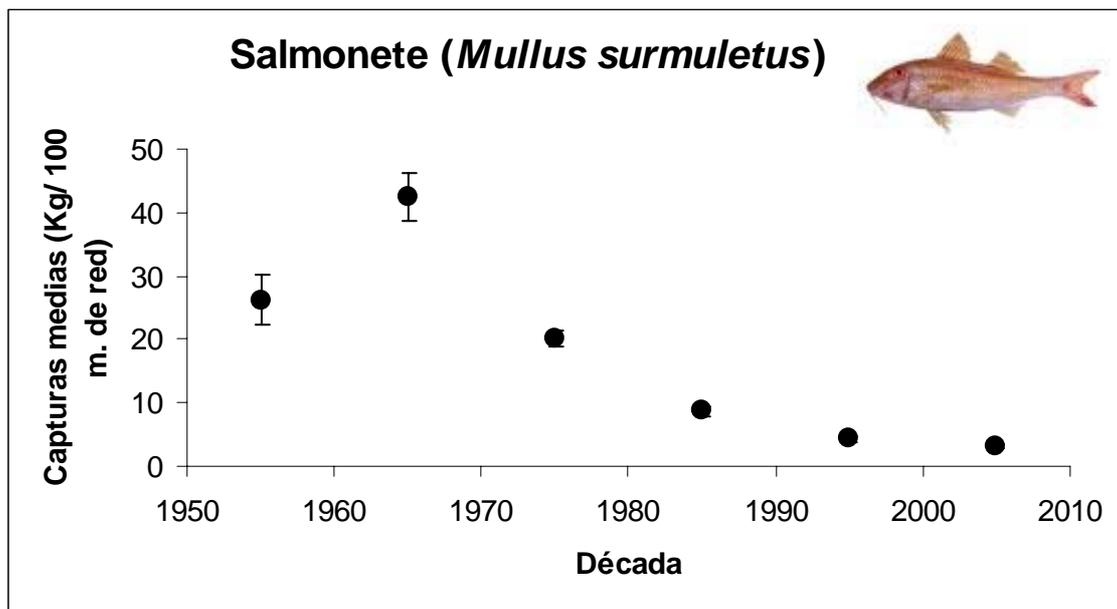


Figura 4.9 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de gallineta, en términos de CPUE (tras corregir los datos en función del esfuerzo pesquero estimado), a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

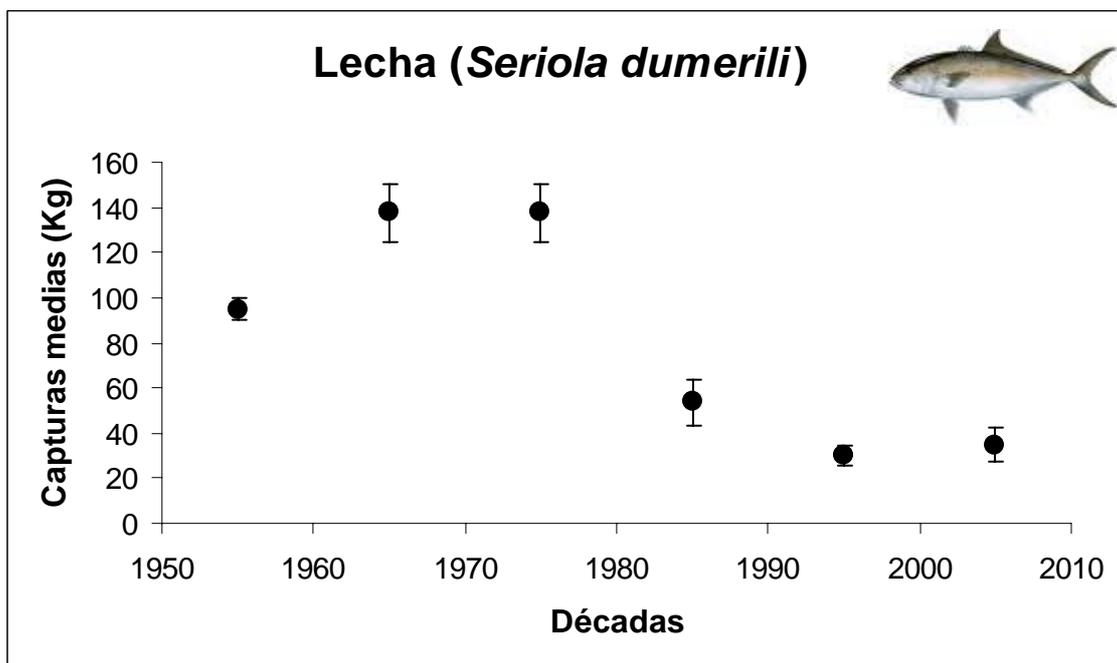


Figura 4.10 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de lecha, a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

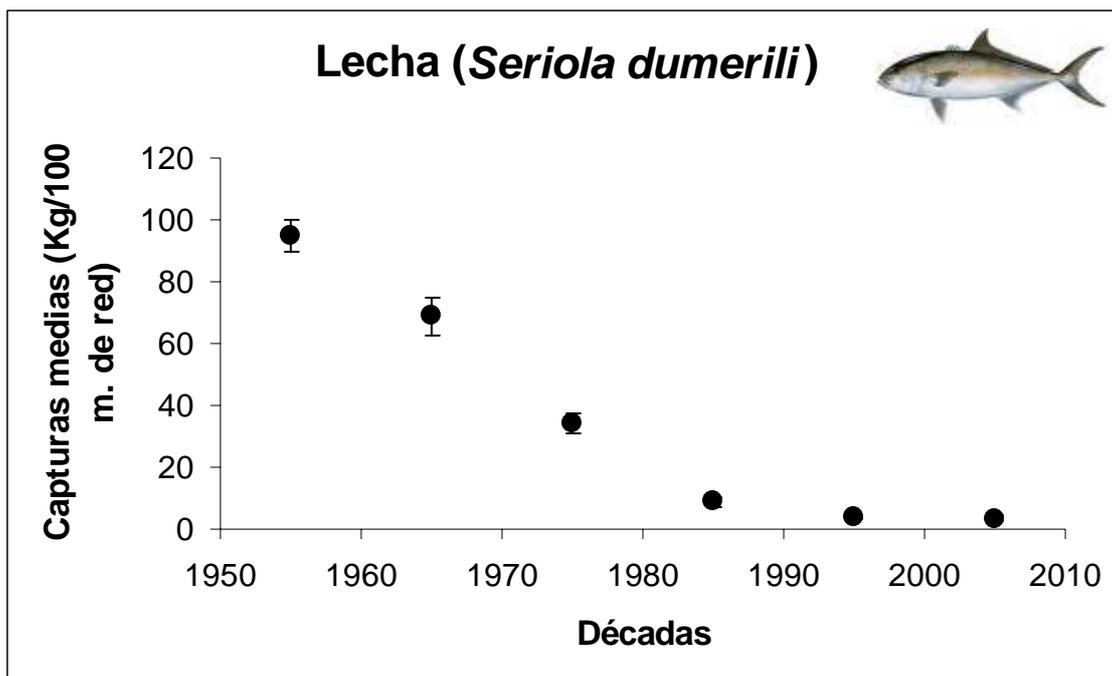


Figura 4.11 Variación histórica de las capturas medias (\pm error típico) de lecha, en términos de CPUE (tras corregir los datos en función del esfuerzo pesquero estimado), a partir de las declaraciones de los encuestados (ver texto para más detalles).

El análisis de la lecha (*Seriola dumerili*) (Fig. 4.10) muestra que en las décadas de los 70 y 80 se producen descensos en un factor de prácticamente 4 de las capturas medias, siendo estas diferencias estadísticamente significativas ($F_{5, 19} = 23,681$, $P < 0,001$). También en este caso la corrección de los valores absolutos de capturas en función del esfuerzo medido como metros de red calados permite comprobar que en realidad el descenso ha sido de 10 veces las capturas originales (Fig. 4.11).

En las siguientes figuras (4.12-4.16) se muestran los porcentajes de cambio de las capturas de cada especie experimentadas por los pescadores según su clase de edad, lo cual constituye otro modo de visualizar los cambios temporales de percepción de la magnitud del cambio temporal acaecido. Apreciamos que se están produciendo descensos en todas las especies analizadas a excepción del dentón, siendo estos descensos muy acusados para algunas especies. Además, se tiende a una estabilización de los descensos en las últimas décadas.

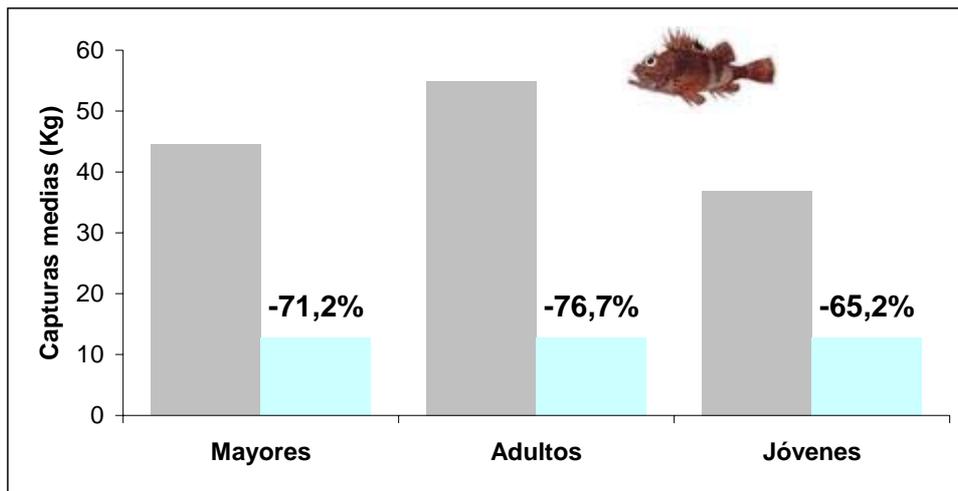


Figura 4.12 Porcentaje del cambio estimado en las capturas de gallineta entre los inicios de cada clase de edad y la actualidad.

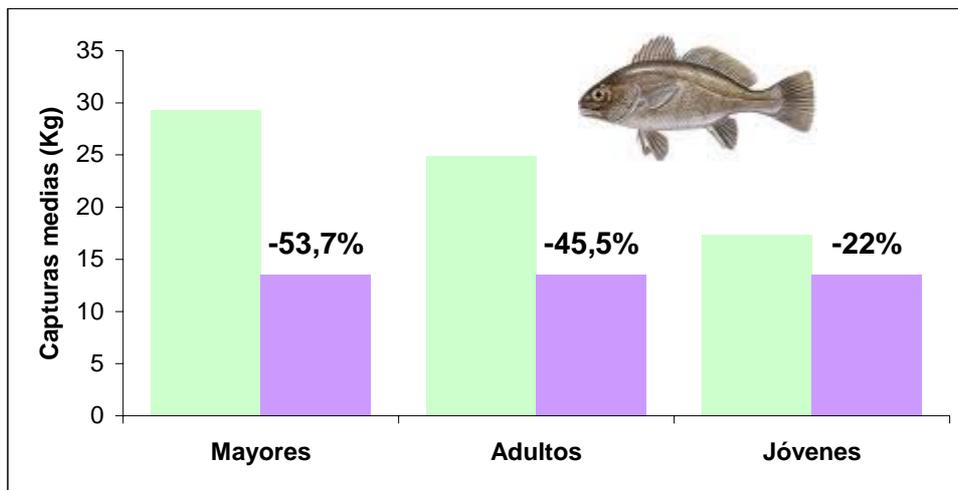


Figura 4.13 Porcentaje del cambio estimado en las capturas de corvina entre los inicios de cada clase de edad y la actualidad.

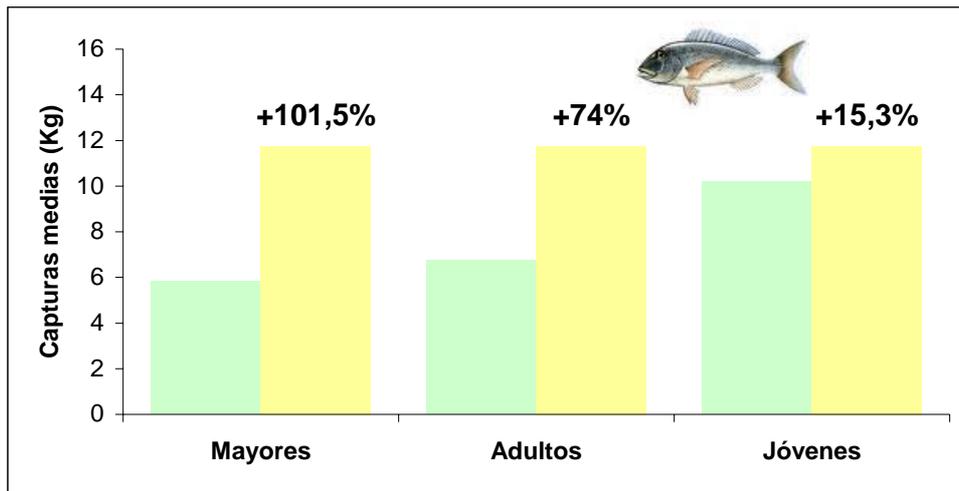


Figura 4.14 Porcentaje del cambio estimado en las capturas de dentón entre los inicios de cada clase de edad y la actualidad.

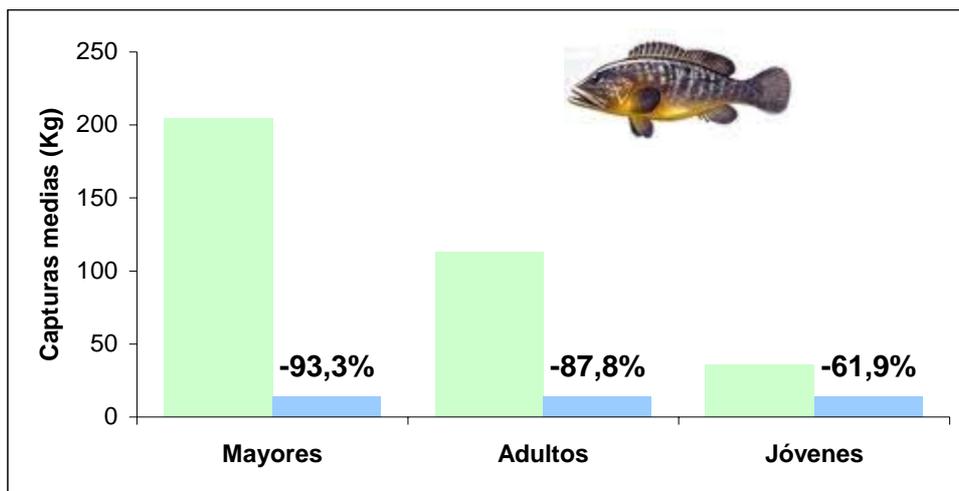


Figura 4.15 Porcentaje del cambio estimado en las capturas de mero entre los inicios de cada clase de edad y la actualidad.

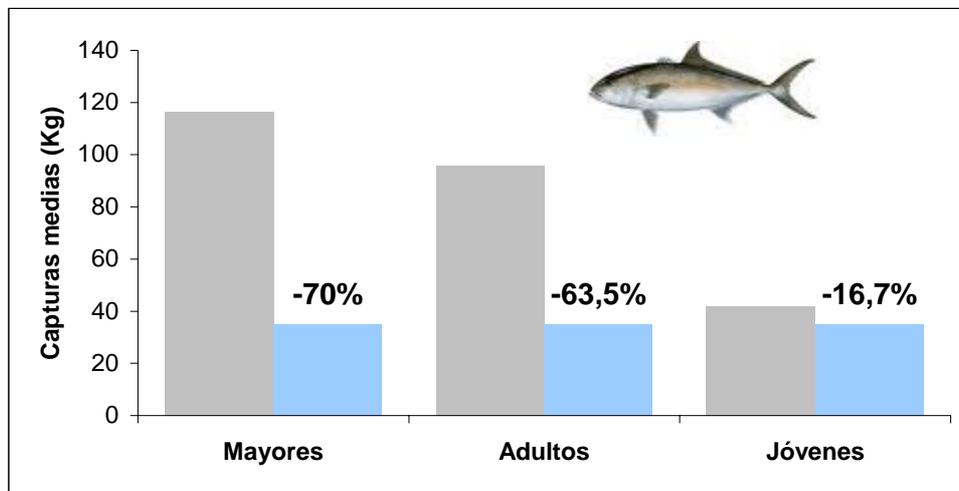


Figura 4.16 Porcentaje del cambio estimado en las capturas de lecha entre los inicios de cada clase de edad y la actualidad.

4.4.1.4 Opiniones sobre la influencia de la reserva marina

Con respecto a la pregunta realizada sobre el efecto que había tenido la reserva marina sobre la pesca, se nota una diferencia generacional importante, donde el grupo de los pescadores mayores decían no haber tenido ninguno efecto positivo, si acaso algún efecto negativo, con alguna excepción, mientras los adultos, presentan diversidad de opinión, ésta se demuestra en sus palabras: *“Si por mi fuese, todo Cabo de Palos seria reserva marina así aseguraría el futuro de mi hijo”*, *“La reserva poca cosa buena ha tenido, la limitación de embarcaciones que pescan y poco más”*, mientras los jóvenes eran de la idea de que la reserva era algo bueno pero que aún no había terminado de cuajar.

4.4.2 La actividad pesquera en el entorno de Cabo Tiñoso

La flota pesquera artesanal potencial que faena en el entorno de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso está compuesta por las embarcaciones con puerto base en Cartagena y Mazarrón. Para la realización del presente trabajo se han realizado 8 visitas al puerto de Cartagena y 6 al puerto de Mazarrón en las que se han realizado un total de 32 encuestas (17 en Cartagena y 15 en Mazarrón) entre patrones y pescadores de la zona. Los barcos con puerto base en la cofradía de Cartagena entrevistados fueron 12 de los 20 que faenaron algún día en el 2010, mientras que en Mazarrón fueron entrevistados casi la totalidad de los barcos, 12 de los 16 que faenaron algún día en el 2010. Además, se ha realizado una recopilación de datos oficiales, conformados por los cedidos por la Secretaría General de Pesca Marítima y los obtenidos de la base de datos del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. En la realización de esta caracterización, se han seleccionado todas las embarcaciones con puerto base en Cartagena y Mazarrón que han faenado durante el año 2010 al menos un día, conformando un total de 36 embarcaciones (20 en Cartagena y 16 en Mazarrón). El resto de flota censada en estos puertos no ha sido incluida, ya que durante el año 2010 no realizaron actividad alguna.

Las embarcaciones que componen la flota artesanal del entorno de Cabo Tiñoso muestran algunas características técnicas similares (Tabla 4.2). La edad media de estas embarcaciones supera los 25 años ($27,1 \pm 3,1$) y su eslora total se sitúa en torno a los 8 metros, siendo en su conjunto las embarcaciones del puerto de Cartagena algo más viejas y de menor eslora que las del puerto de Mazarrón. En cuanto a la potencia declarada, los valores medios están cercanos a los 45 CV ($45,4 \pm 10,4$). Los valores de TRB y GT rondan de media los $5,3 \pm 1,8$ y $6,9 \pm 4,1$ respectivamente, existiendo en los mismos una fuerte variación entre puertos, con valores muy superiores en Cartagena respecto a los de las embarcaciones de Mazarrón. El número de tripulantes varía entre 1 y 4 personas incluyendo el patrón, estando relacionado con las dimensiones de la embarcación y siendo generalmente de entre 2 y 3 personas por 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 muestran unos valores muy bajos, con un valor medio anual por embarcación de 70,9 y 85,8 días, respectivamente en Cartagena y Mazarrón durante el año 2010. Las capturas desembarcadas por estos pescadores son vendidas principalmente en las respectivas lonjas existentes en el puerto de Cartagena y Mazarrón.



Tabla 4.2 Características de la flota artesanal de Cartagena, Mazarrón y el total de ambas (flota potencial que faena en la futura reserva marina de Cabo Tiñoso), donde se registran los valores medios y el error típico de distintas variables técnicas de las embarcaciones. FUENTE: MAPA y entrevistas realizadas

	Cartagena	Mazarrón	TOTAL
Edad (años)	30,8 ± 4,7	22,4 ± 3,4	27,1 ± 3,1
Eslora (m)	8,0 ± 0,9	8,4 ± 0,6	8,1 ± 0,6
Potencia declarada (CV)	47,9 ± 17,7	42,2 ± 8,7	45,4 ± 10,4
TRB	6,6 ± 3,3	3,7 ± 0,6	5,3 ± 1,8
GT	9,7 ± 7,4	3,4 ± 0,7	6,9 ± 4,1
Tripulantes por barco (nº)	2,5 ± 0,2	2,3 ± 0,1	2,4 ± 0,1

Las principales artes utilizadas en la zona son:

Trasmallos: Se trata de un arte fijo formado por tres piezas, dos de ellas son iguales y de malla muy clara denominados armitones, y la tercera pieza que se encuentra en medio de las anteriores, es de menor luz de malla y de mayor dimensión, con el fin de que una vez montado el arte quede formando bolsas. Las tres piezas están unidas por su parte superior por un cabo con una relinga de corchos, y en su parte inferior por otro cabo con una relinga de plomos quedando en una posición vertical una vez ha sido calada. El arte se fija por un muerto en cada una de sus extremidades. Las especies quedan enmalladas en la bolsa que forma la red central al pasar a través de las exteriores. En la zona de estudio los principales tipos de trasmallo utilizados son el trasmallo fino o salmonetero, trasmallo claro y el trasmallo de jibia. En el primer caso, la principal especie que se busca es el salmonete (*Mullus* sp.), aunque también se capturas otras especies como las brechas y besugos (*Pagellus* sp.), espáridos (*Diplodus* sp.), escorpénidos, serránidos (*Serranus* sp.), caramel (*Spicara maena* y *Spicara smaris*) y rata (*Uranoscopus scaber*). Las especies objetivo del trasmallo claro son el dentón (*Dentex dentex*), pargos (*Pagrus pagrus*), escorpénidos como la gallineta (*Scorpaena scrofa*), rascasas, lecha (*Seriola dumerili*), corvina (*Sciaena umbra*) y merluza (*Merluccius merluccius*). El trasmallo jibia se cala al anochecer y se recoge al día siguiente por la mañana, tal y como su nombre indica la especie objetivo es la jibia (*Sepia officinalis*), aunque también se pueden capturar lenguados (*Solea* sp.).

Bonitolera: Arte fijo formado por un solo paño de red de luz de malla de 4 a 5 p/p y una altura que varía entre 4 y 6 m. Se suele calar de forma perpendicular a la costa formando “medios caracoles” (forma de ω) en fondos generalmente de *Posidonia oceanica*, a un rango de profundidad de 5 a 25 m. Se fijan en el fondo por medio de lastres suficientemente pesados para neutralizar los flotadores. 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 dumerili*), bonito (*Sarda sarda*), bacoreta (*Euthynnus alleteratus*), melva (*Auxis* sp.) y palometa (*Trachinotus* sp.).

Red de nailon/pelo, arte beta: Arte fijo formado solamente por un paño de red. Presenta una luz de malla de 4 p/p cuyo hilo prácticamente no se ve en el agua. Su altura es de unos 6 metros y su longitud máxima de 600 metros. Se suele calar a una profundidad media de 20 metros durante la noche, generalmente en fondos de *Posidonia oceanica*. Entre las especies capturadas con este arte destacaremos la merluza (*Merluccius merluccius*), salmonete (*Mullus* sp.), melva (*Auxis* sp.), besugo (*Pagellus bogaraveo*), brótola (*Phycis blennoides*), gallo (*Lepidorhombus* sp.), dentón (*Dentex dentex*), lecha (*Seriola dumerilii*) y cigala (*Nephrops norvegicus*).

Moruna gruesa: Arte fijo que permanece calado en el agua un cierto tiempo. Se cala en fondos de arena y *Posidonia oceanica* a poca profundidad. El arte está formado por:

- Travesía o rabera de tierra: Red que se cala desde costa y perpendicular a la misma hasta una profundidad adecuada. Su longitud es variable, estando en torno a los 250 m.
- Caracoles: Son dos redes que se calan al final de la travesía en semicírculo. Su longitud es de 50 a 150 m cada uno.
- Copo: Red en forma de paralelepípedo, colocada entre los dos caracoles, donde permanece el pescado vivo que ha sido dirigido por la travesía y la rabera.
- Cobacho: Redes que se calan de los caracoles hacia fuera para redirigir hacia el copo el pescado que pueda escaparse.

Se capturan principalmente especies migratorias como la lecha (*Seriola dumerilii*), llampuga (*Coryphaena hippurus*), bacoreta (*Euthynnus alleteratus*), bonito (*Sarda sarda*) y palometa (*Trachinotus ovatus*).

Jábega y boliche: Este arte de pesca consiste en una red de cerco, presenta una luz de malla mucho menor en el copo que en las bandas. El procedimiento de captura se basa en cercar una extensión de agua con la red para posteriormente ir maniobrando de manera que se haga converger al mayor número de peces en el copo de la red. Este arte se utiliza durante el día y generalmente sobre fondos de *Posidonia oceanica*. La jábega se utiliza fundamentalmente para la captura del chanquete (*Aphia minuta*). El



boliche se utiliza para capturar principalmente especies como la lecha (*Seriola dumerilii*) y el bonito (*Sarda sarda*).

Palangre de superficie: Cada palangre está formado por una línea madre de unos 300 metros, situada entre 2 y 5 metros por debajo del nivel del mar. De esta línea madre cuelgan unos 12 anzuelos. Los anzuelos quedan suspendidos de la línea madre por una brazolada de sedal grueso y se quedan situados a una profundidad que varía entre los 15 y 25 metros. Las especies objetivo son el emperador (*Xiphias gladius*) y el atún rojo (*Thunnus thynnus*).

Nasas: Existen de numerosas formas, generalmente están formados por una línea madre que se encuentra en el fondo y del que parten una serie de cabos de menor grosor en donde que sujetan cajas, cestas, vasijas de barro, etc. con una o más aberturas o entradas para la captura de las especies objetivo. Las nasas que utilizan los pescadores de la zona, son las nasas del pulpo y las nasas del camarón (*Palaemon serratus*).

Existen varios factores que afectan a la rotación de los artes de pesca en la flota artesanal, destacando como factores íntimamente relacionados la época del año y las especies objetivo (tamaño, abundancia, valor comercial), además de las épocas de veda. Destacamos que es habitual que un mismo barco pueda alternar y combinar la utilización de varios artes durante un mismo periodo de tiempo (Tabla 4.3).

Tabla 4.3 Rotación de artes a lo largo del año en la flota que faena en el entorno de la futura reserva marina de Cabo Tiñoso.

	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Trasmallo fino o salmonetero	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Trasmallo claro	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Trasmallo jibia			x	x	x							
Bonitolera	x								x	x	x	x
Red de nailon/ pelo, arte beta					x	x	x	x	x			
Moruna gruesa				x	x	x						
Jabega	x	x										x
Boliche					x	x	x	x	x			
Palangre de superficie					x	x	x	x	x			x
Nasa del camarón	x	x	x	x						x	x	x
Nasa del pulpo	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x

Los caladeros frecuentados por los pescadores de las cofradías de Cartagena y Mazarrón se extienden desde las proximidades de Calblanque hasta Cabo de Cope, aunque principalmente se concentran desde Cabo Negro hasta Cabo Cope, cerca de la línea de costa y no superando en general los 100 metros de profundidad, existiendo excepciones como en el caso de la nasa del camarón, calándose en algunas zonas de hasta 200 brazas de profundidad. Las condiciones meteorológicas tienen una gran influencia en la elección de los caladeros, y junto con éstas, se decide a partir de unos lugares de pesca conocidos para cada arte, conocimiento que se va transmitiendo de generación en generación entre los pescadores. No obstante, a estos lugares se van sumando unos y desechando otros, en función del arte, la especie objetivo y la época del año.

En las entrevistas realizadas en el puerto de Cartagena, los pescadores se mostraron muy reacios a informarnos de sus caladeros. Sin embargo, esta actitud se mostró en menor medida en el puerto de Mazarrón, aunque siempre, sin especificar el caladero en concreto, sino más bien la zona aproximada. Los resultados obtenidos, basados principalmente en los extraídos de las entrevistas del puerto de Mazarrón, fueron los siguientes:

Caladeros en función del arte:

Trasmallo fino o salmonetero: Cabo Cope.

Trasmallo claro: Cabo de Cope.

Trasmallo de jibia: Cabo Tiñoso.

Bonitolera: Cabo Tiñoso y Cabo Negro.

Red de nailon, pelo, arte beta: Cabo de Cope, Cabo Tiñoso y Cabo del Agua.

Moruna gruesa: Cabo Tiñoso y Cabo de Cope.

Caladeros para la pesca del chaquete: Golfo de Mazarrón, Cañada Gallego, Isla Plana, El Rincón y Cabo de Cope.

Nasa de Camarón: Cabo de Cope, Cabo Tiñoso y Cabo del Agua.

Nasa Pulpo: Isla Grande de Mazarrón.



4.5 Discusión

4.5.1 Regreso al futuro: cambios en la percepción de la abundancia y diversidad de peces de interés comercial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

El síndrome de desplazamiento de las líneas base ambiental de referencia ('shifting baseline syndrome'), es un problema que avanza sin remedio, y que se acentúa en mayor medida en aquellas zonas en las que no existen registros históricos en relación con las capturas o que describan el medio con el que se encontraban nuestros antepasados. Por otra parte, en estas zonas donde no hay ningún tipo de documentación podría decirse que el tiempo pasa más deprisa, ya que cada generación de mayores que se marcha, significa una pérdida de información muy valiosa y que ya no podrá ser documentada nunca más.

El síndrome del desplazamiento de las líneas base de referencia es un problema que se propaga por todo el mundo, y como lo sugieren trabajos similares realizados en otras latitudes, como Sáenz-Arroyo *et al.* (2005) en el Golfo de California, Baum & Myers (2004) en México, To & Sadovy (2009) en Hong Kong, etc. Bien podría ser ésta una de las principales razones por las que nuestra sociedad tolera la pérdida de la biodiversidad y no aprecia siempre los esfuerzos de conservación que se deben tomar para proteger o restaurar nuestros ecosistemas.

Los pescadores mayores tienen una percepción de un mar con muchas más especies e individuos de mayor tamaño, mientras que los adultos también recuerdan algunas especies más, además de tener una mayor facilidad en las capturas. Por su parte, los jóvenes que perciben una estabilidad en las capturas la achacan principalmente a los ciclos biológicos; sin embargo, aun teniendo presente que antes había un mar con más especies y mayores capturas, no llegan a imaginar lo que dicen los mayores. En cuanto al historial de capturas, por lo general todas las especies han sufrido un retroceso en las capturas a lo largo del tiempo, a excepción del dentón que muestra una tendencia positiva, las disminuciones experimentadas por las demás especies se ven acentuadas alrededor de la década de los 80', mostrando en todo caso los 90' como años de capturas muy bajas.

Cuando los jóvenes nos hablan de estabilidad, en realidad pudiera tratarse de una falsa sensación, puesto que el periodo de tiempo en que han estado trabajando ha estado altamente influenciado por los efectos de la reserva marina; recordemos que ésta se estableció en 1995, y ha tenido unos efectos espectaculares sobre la

abundancia y biomasa de las principales especies pesqueras, así como sobre las capturas por unidad de esfuerzo pesquero y, por consiguiente, sobre los rendimientos económicos de la pesca en la zona (véanse los distintos informes de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas realizados por el Departamento de Ecología e Hidrología de la Universidad de Murcia), tanto por el hecho de que se haya reducido la presión pesquera, como debido a que ocurra un efecto de “desbordamiento” (o exportación de biomasa hacia fondos adyacentes no protegidos) (García-Charton *et al.* 2008). Pero el problema surge al ser preguntados por el motivo de la estabilidad, ellos achacan esta estabilidad a causas biológicas y no al establecimiento de la reserva marina, por lo que quizás no tengan una visión histórica del retroceso de la pesca en general. Otra causa que puede estar fundamentando esta idea de estabilidad, puede estribar en que relacionan estabilidad con economía, así algunos pescadores adultos comentaban: “*La gallineta antiguamente no la pagaban, ahora la gallineta te la pagan hasta 30 euros el kilo*”, esto también sucede con otras especies, aunque capturen menor cantidad siguen manteniendo beneficios, lo cual puede estar alimentando una falsa sensación de estabilidad.

Podemos observar que tanto los adultos como los jóvenes tienen una percepción del pasado muy diferente: saben que se ha producido un descenso grave de la pesca, pero al ser preguntados por el estado de la pesca responden que el mar es estable, ellos están tomando como referencia el inicio de sus carreras, y por ello en este caso también podemos decir que se está produciendo un desplazamiento de las líneas base de referencia ambiental.

Los pescadores mayores recuerdan un mar plagado de especies de mayor tamaño y mucho más abundantes; además, sus especies objetivo han variado a lo largo de los años. En sus principios recuerdan capturas de bonito, mero, pez espada, atún, melva, emperador, sardina, etc. haciendo referencia a cantidades inimaginables para los más jóvenes. En cambio, éstos últimos creen que las capturas en el pasado eran mayores, más del doble, pero según la información obtenida en el presente trabajo esta estimación se queda muy corta, ya que los pescadores mayores nos hablan de un descenso que se situaría en torno a un 80-90% (es decir, que las capturas actuales supondrían un 10-20% de las obtenidas varias décadas atrás); además, los pescadores mayores hablan de capturas extraordinarias de especies que hoy no aparecen o no son capturadas por su baja representatividad. Antes de la creación de la reserva marina, la captura de atún rojo suponía el 62% del total desembarcado y declarado por la flota de Cabo de Palos, la cual estaba formada por 14 embarcaciones. Según los pescadores entrevistados durante el estudio, se dedicaba un mayor esfuerzo a capturar esta especie junto con el emperador (*Xiphias gladius*), mediante el empleo de redes de deriva, actualmente prohibidas, por su elevado valor comercial. Así, las



especies objetivo han ido variando, y ahora las más importantes son el salmonete, el dentón y la lecha, entre otras.

Los datos recogidos acerca de la introducción de especies junto a otros datos climáticos, ecológicos, etc. nos invitan a pensar que los pescadores más jóvenes están más preparados y tiene más conocimientos sobre otros aspectos que influyen en su trabajo, aspectos que eran nombrados durante las conversaciones (tales como contaminación, cambio climático, etc.) a los que pescadores mayores no daban importancia o no apreciaban.

Hemos podido observar que en todas las especies estudiadas, menos el dentón (*Dentex dentex*), se está produciendo un descenso continuado; el dentón es una especie atlántico-mediterránea de afinidades cálidas, se trata de una especie que sufre muchos cambios demográficos y las causas de estos cambios habría que buscarlas en causas naturales (de índole climática) (Ramos & Bayle 1991). Esto nos sugiere que el progresivo calentamiento global que se está produciendo, con un aumento de la temperatura del Mediterráneo, puede ser la causa de la expansión que esta sufriendo esta especie.

Con respecto a los descensos experimentados por las demás especies, cabe destacar el caso del mero, caso emblemático ya que los pescadores mayores lo sitúan como una especie que según sus palabras: “*es un pescado que estaba por todos los sitios*”, “*siempre que se calaban las redes sabías que no ibas a sacar menos de 25 fuese el día que fuese y día tras día*”, o bien que “*Cabo de Palos era la mapa del mero*”

Los valores de capturas obtenidas nos hablan de que los pescadores mayores han observado una disminución superior al 90%; esto pudo ser debido a que desde mediados del siglo XX se empezaron a aplicar innovaciones tecnológicas, que han ido facilitando enormemente el trabajo del pescador, aumentándose con ello el esfuerzo pesquero ejercido sobre la zona. Y el consiguiente aumento del esfuerzo acabó por desembocar en una fuerte sobreexplotación de la especie. Esta es una especie muy apreciada en todo el mundo y los trabajos desarrollados por Sáenz-Arroyo y colaboradores (2005) han mostrado que esta especie había sido considerada como muy abundante y ahora se consideraba poco frecuente en su área de estudio (Golfo de California); según los datos de la UICN, al menos el 13% de las especies de meros ya están amenazadas, un 14% casi amenazadas, y para otro 30% no hay datos suficientes. Deducimos que esta especie, debido a su gran valor y gran tamaño, ha sido objeto de una fuerte explotación, como muestran los gráficos de evolución de las capturas. Por último destacar que, según los pescadores, esta especie es una de las grandes beneficiadas por la reserva marina, lo cual se corrobora con las observaciones con escafandra autónoma (ver capítulo 3 del presente informe).

El salmonete es una especie que siempre que hablábamos con los pescadores (jóvenes y adultos, incluso alguno de los mayores), todos decían que era un pescado cuyas abundancias se mantienen muy estables, de modo que a veces había más y otras menos pero que en general era una pesca muy estable; sin embargo, al realizarse el histórico de capturas en base a encuestas se descubre que no se ajusta a lo que se decía por parte de los pescadores. Esta estabilidad mencionada por los pescadores puede ser debida a que se trata de una especie muy valorada económicamente y la subida de su precio en el mercado puede estar ocultando a la vista de los pescadores su descenso. Del mismo modo sucede con especies como la gallineta, la lecha o la corvina. En general, parece evidente que el descenso de las capturas se ha visto contrarrestado por un alto valor económico de los ejemplares capturados.

Lo cierto es que en los últimos años los pescadores han podido observar cómo algunas especies no están sufriendo los descensos que decían sentir en otros tiempo de temporada a temporada, y este hecho puede estar altamente influenciado por el efecto reserva. Teniendo en cuenta que las reservas marinas son proyectos a largo plazo, aun así los estudios realizados desde la instauración de la reserva marina destacan el hecho de que el incremento en la abundancia de estas especies sigue siendo exponencial, no dando señales de irse suavizando con el tiempo, a pesar del tiempo transcurrido desde la instauración de las medidas de protección en la reserva marina (14 años) (García-Charton *et al.* 2009). Esta tendencia confirma lo observado en otras áreas marinas protegidas (McClanahan *et al.* 2007), en el sentido de que para muchas de las especies afectadas positivamente por la protección los efectos se han de seguir notando a largo plazo. Por ello, resulta probable que la abundancia de estas especies continúe incrementándose durante los próximos años, y con ello pareciéndose cada vez más a lo que pudo ser la estructura del poblamiento de peces litorales en la zona en épocas pasadas (hace 50 años o más) (McClanahan *et al.* 2007; Jackson 2008).

Por lo tanto quizás sea demasiado pronto para poder observar el efecto “desbordamiento” en toda su magnitud, a pesar de lo ya observado en la zona (Goñi *et al.* 2008; Harmelin-Vivien *et al.* 2008). Además, este efecto es dependiente de otros factores tales como movimientos denso-dependientes de individuos subordinados desde los hábitats preferidos hacia hábitats sub-óptimos (Dugan & Davis 1993; Russ & Abesamis 2005), migraciones estacionales (McClanahan & Mangi 2000; Kaunda-Arara & Rose 2004) o al azar y traslocación del baricentro del espacio de vida (‘home-range’) (Rakitin & Kramer 1996; Kramer & Chapman 1999; Tupper 2007), o las características del hábitat en torno a las zonas marinas protegidas (Goñi *et al.* 2008). Por otra parte, en un estudio de García-Charton y Pérez-Ruzafa (2001) se observó que cada categoría de ocupación espacial prefiere un cierto tipo de fondo dependiendo de las necesidades que presenten por un sustrato específico. Las especies pelágicas de alta movilidad no



muestran ninguna correlación con el hábitat (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001), por lo que el efecto de la protección sobre ellas es menos evidente (García-Charton *et al.* 2008). Por tanto el efecto desbordamiento tiene y tendrá diferentes efectos según las especies, siendo esta afirmación igualmente aplicable a los efectos de la protección dentro de los límites del área marina protegida (Claudet *et al.* 2010).

Resulta muy significativo el modo en que han variado las artes a lo largo del tiempo, los pescadores mayores recuerdan como había especies que no podían ser capturadas por falta de artes, como es el caso de la langosta. Pero a medida que ha pasado el tiempo, las artes han sido cada vez más específicas y de mayor calidad lo que también ha repercutido sobre las capturas. Con respecto a la información acerca de los caladeros, los resultados no han sido concluyentes, ya que se encontró una gran diferencia en las conversaciones realizadas en los diferentes momentos, además de la falta de datos, debido a que estos datos son guardados recelosamente por los pescadores.

Ante la diversidad de opiniones relativas a la bondad de las medidas de protección en la reserva marina, había un par de ideas compartidas por todos los pescadores, en el sentido de que la reserva tenía que estar más vigilada y la problemática ligada a la proliferación y auge de buceadores deportivos. En primer lugar, es opinión extendida que de poco vale el poner nombre de reserva si este nombre no va acompañado de una debida financiación que permita el desarrollar una gestión adecuada, y en particular una vigilancia suficiente para evitar la pesca deportiva ilegal. El problema con los buceadores sólo hace acentuarse, los pescadores dicen que éstos cortan sus redes y palangres para quitar el pescado, que bucean entre sus redes haciendo huir a los peces, dicen haber observado a los centros de buceo buceando por la noche y que la administración no actúa antes sus denuncias. Parece un problema de difícil solución, puesto que por parte de los pescadores existe un total desacuerdo con los informes que subrayan que a lo largo de los años que se lleva estudiando el impacto del buceo recreativo sobre los fondos de la reserva parcial, han encontrado evidencias débiles de dicho impacto (García-Charton *et al.* 2009). Dicen que el verdadero impacto se esta produciendo sobre el comportamiento de los animales, y así comentaban: *“Recuerdo que cuando era pequeño y pescábamos con el cerco, utilizábamos una botella de oxígeno y las lechas iban detrás de las burbujas, ahora la lecha con la burbuja no se inmuta”*. Lo cierto es que el número de inmersiones aumenta de manera considerable cada año [según García-Charton *et al.* (2009) utilizando datos de la propia Consejería de Agricultura y Agua, se ha pasado de 8.142 inmersiones en el año 2008 a 26.183 en 2009], sería interesante llevar a cabo alguna de las recomendaciones realizadas en los informes realizados por la Universidad de Murcia: inmersiones en sitios de baja vulnerabilidad hasta que los buceadores

alcancen las aptitudes correctas, realización de programas educativos a buceadores, presencia de un guía, realización de un briefing o charla educativa al principio de cada inmersión, etc.

Otro de los problemas que afectan a los pescadores es el de la pesca deportiva, ya que afirman que los pescadores submarinos, con caña o con curricán llegan a obtener capturas importantes “*sin pagar impuestos, ni seguros, ni nada de nada*”. Resultaría muy interesante realizar un estudio sobre la pesca deportiva, para comprobar la magnitud e importancia de dichas capturas y si son representativas. Estudios de este tipo en otros lugares han revelado el enorme volumen de capturas conseguidas por la pesca recreativa (Coll *et al.* 2004; Morales-Nin *et al.* 2005; Cooke & Cowx 2006; Gordo 2009; Lloret *et al.* 2008a, 2008b).

Por último, los pescadores revelaron interés por participar y ser informados de las decisiones y planes de gestión de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, resultado similar al obtenido por Lozano-Montes *et al.* (2008).

4.5.2 La actividad pesquera en el entorno de Cabo Tiñoso

Los datos aquí presentados pueden considerarse una primera toma de contacto para la caracterización cuantitativa de la actividad pesquera artesanal, paso éste imprescindible a la hora de establecer de manera inequívoca los beneficios pesqueros de la futura reserva marina prevista en la zona. Dicha cuantificación ha de fundamentarse, tal y como se ha hecho para el caso de la pesca artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, además de en la profundización de la caracterización de la flota pesquera, cuyos primeros descriptores se encuentran en el presente informe, tanto en datos de CPUE (captura por unidad de esfuerzo) por mes, arte y especies o grupos de especies, obtenidos en embarques a bordo de unidades artesanales, como en el estudio de la distribución espacial y temporal del esfuerzo pesquero para los distintos artes, y su plasmación en un SIG. Dichos datos se podrán comparar con los obtenidos en el caso de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, así como con otros estudios realizados en el ámbito mediterráneo (p. ej. Silva *et al.* 2002; Colloca *et al.* 2004; García-Rodríguez *et al.* 2006; Gómez *et al.* 2006; Tzanatos *et al.* 2006; Piniella *et al.* 2007; Stelzenmüller *et al.* 2007, 2008; Crech’riou *et al.* 2008; Goñi *et al.* 2008; Battaglia *et al.* 2010; Piniella & Soriguer 2010). Atención especial merece la pesquería de la almadraba de La Azohía, tanto por su interés puramente pesquero, como por su importancia cultural, al tratarse de una de las últimas que se encuentran en activo en todo el Mediterráneo (Fig. 4.17).



Figura 4.17 Almadraba de La Azohía [FOTO: Paula Antón]



5 Impacto del submarinismo recreativo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

5.1 Introducción

El mar Mediterráneo posee una alta diversidad de ambientes. Una de las biocenosis más representativas son los fondos coralígenos, conformados por fondos duros de origen biogénico, producidos principalmente por la acumulación de algas incrustantes calcáreas desarrolladas bajo condiciones de luz tenue (Ballesteros 2006). Los fondos marinos de la reserva marina de Cabo de Palos–Islas Hormigas poseen una buena representación de estos fondos, que además están caracterizados por su buen estado de conservación.

En general las áreas marinas protegidas el buceo recreativo se ha incrementado considerablemente durante las últimas décadas, debido al gran número de buzos que se están formando, y al interés por bucear en zonas protegidas, donde se aseguran unos paisajes de especial belleza y animales confiados (Dearden *et al.* 2006). Así, podemos decir que el área marina protegida constituye un importante motor socioeconómico para estas áreas (Parsons & Thur 2008). Por otro lado, estudios han evidenciado diversos impactos del submarinismo sobre los fondos marinos (Pérez-Ruzafa *et al.* 2003, 2004; García-Charton *et al.* 2005, 2006, 2007, 2008). En algunos casos esta actividad ha llegado a ser considerada como insostenible (Zakai & Chadwick-Furman 2002). Los buzos pueden causar un impacto de forma no intencionada en las comunidades coralígenas (golpes de las aletas, raspados, etc.), rompiendo los esqueletos de invertebrados bentónicos (Pérez-Ruzafa *et al.* 2003, 2004). La mayoría de estas especies tienen esqueletos frágiles y de baja tasa de crecimiento (Zabala & Ballesteros 1989; Coma *et al.* 2004), y son particularmente vulnerables a la abrasión: su fragilidad es propicia para la rotura, mientras que sus bajas tasas de crecimiento dificultan la recuperación después de la pérdida de biomasa. Además, las especies móviles se ven afectadas por la presencia de los buceadores, que pueden provocar cambios en su comportamiento (Milazzo *et al.* 2006). En la actualidad, existe una controversia relativa al concepto de “nivel de umbral” posible de buceo por encima del cual el uso es insostenible a largo plazo (Tratalos & Austin 2001).

El buceo deportivo es una de las formas de uso comercial que más se ha desarrollado en la reserva marina de Cabo de Palos–Islas Hormigas, pasando de 8.142 buceadores en 1998 a 26.388 en 2010 (Fig. 5.1). Por ello, es imprescindible realizar un

control de los posibles impactos de esta actividad, a través de la comparación de las características poblacionales y estructurales de especies con valor como indicadoras por su especial fragilidad y vulnerabilidad a la acción erosiva de los buceadores. Para abordar este cometido se ha utilizado como especie indicadora el briozoo *Myriapora truncata*, cuyas características biológicas la hacen especialmente vulnerable a las perturbaciones.

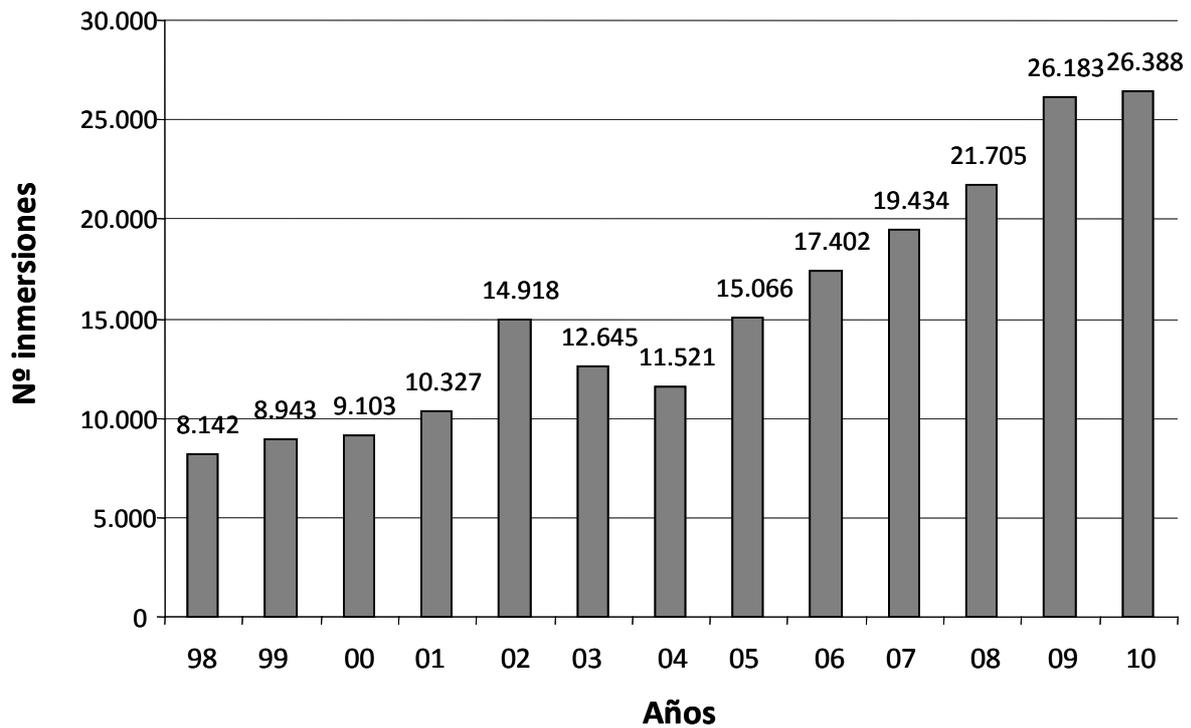


Figura 5.1 Número de inmersiones por año realizadas en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (incluyendo aguas interiores y exteriores) desde 1998 a la actualidad (datos del Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia).

La capacidad de una zona protegida para la actividad del buceo se expresa generalmente como un número máximo de inmersiones por sitio y año, para que la actividad sea sostenible y estos sitios no sean degradados.



5.2 Objetivos

- Evaluar la actividad de buceo deportivo y comprobar en qué medida influye en la comunidad bentónica de la zona, utilizando para ello el briozoo *Myriapora truncata* como especie indicadora.
- Conocer las características demográficas de las poblaciones de esta especie y su estado de salud mediante el estudio de la densidad, complejidad, talla, mortalidad parcial y rotura de las colonias.

5.3 Material y métodos

Para la realización del estudio se ha llevado a cabo un método de muestreo no destructivo cuya finalidad es evaluar el efecto de la actividad de buceo recreativo sobre el briozoo *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) (Cheilostomata, Myriaporidae) (Fig. 5.2). Este briozoo forma colonias arborescente muy características, claramente ramificadas de forma dicotómica en todas las direcciones; se trata de una especie muy sensible a las abrasiones, golpes y roces. Además se caracteriza por su baja tasa de crecimiento. Habita en fondos rocosos mal iluminados, en cavidades, paredes horizontales y grutas, desde pocos metros hasta más de 100 m de profundidad.

Se midieron una serie de características de las colonias de briozoos estudiadas (rotura, existencia de epibiontes, si está viva o muerta, longitud, anchura, nivel de complejidad de las colonias), además de las características de la zona de localización (temperatura, profundidad, inclinación del sustrato, nivel de exposición).

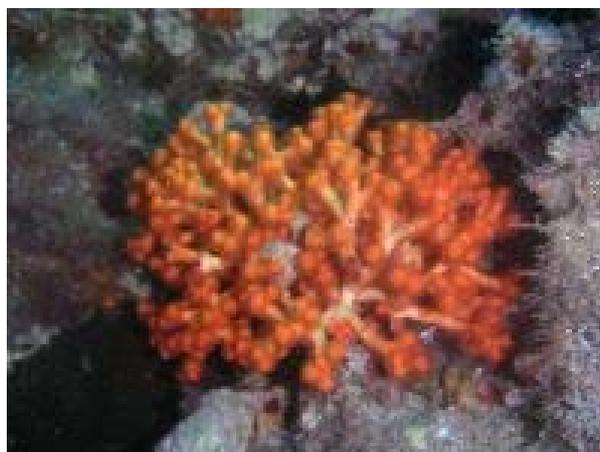


Figura 5.2 *Myriapora truncata* (Pallas, 1766)

Se han escogido tres localidades de muestreo en la reserva parcial (bajos de Piles 1, Piles 2 y de Dentro) y otras tres localidades de muestreo en la reserva integral (islas Hormiga y Hormigón, y bajo del Mosquito). En cada una de las localidades de muestreo se han considerado dos franjas de profundidad (20 y 12 m), y en cada una se han realizado 3 transectos al azar. Cada uno de los transectos se realizó extendiendo la cinta métrica de 30 m, sobre la que se situaron aleatoriamente 5 cuadrados de PVC de 1 m² de área (Fig. 5.3); en cada cuadrado se anotaron el número de colonias que aparecen (densidad) y números de trozos sueltos del briozoo. Además, para cada colonia se anotaron los datos de altura máxima, anchura máxima, nivel de complejidad (fijándonos en la cantidad de ramificaciones), existencia de epibiontes, nivel de exposición e inclinación del sustrato (0° - 45° - 90°). Finalmente se anotó la temperatura del agua.



Figura 5.3 Toma de muestras en inmersión con escafandra autónoma de densidad y morfometría del briozoo *Myriapora truncata* en quadrats de 1x1 m².



Las diferencias de densidad, complejidad, nº de fragmentos rotos, altura y anchura se han testado entre niveles de protección [factor fijo con 2 niveles (reserva integral vs. reserva parcial)], profundidad (somero y profundo, también fijo) y entre sitios (factor aleatorio con 3 niveles, anidado en la interacción entre los factores protección y profundidad) mediante ANOVA mixto. La homogeneidad de las varianzas se ha comprobado en todos los análisis utilizando el test de Cochran, transformándose los datos en caso de no resultar homogéneas dichas varianzas. Por otro lado, la caracterización de las colonias (grado de complejidad, proporción de colonias con roturas y cobertura por epibiontes) y del hábitat (exposición e inclinación) respecto al factor protección se ha estudiado mediante tablas de contingencia de doble entrada utilizando el test de independencia de la chi-cuadrado (χ^2) de Pearson.

5.4 Resultados

5.4.1 Densidad de colonias

Myriapora truncata es una especie abundante en las islas y bajos existentes en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Los sitios estudiados en cada combinación de niveles de protección (reserva parcial y reserva integral) y los diferentes límites de profundidad presentan diferencias significativas de densidad (Tabla 5.1). Por ejemplo, en la reserva integral, en los límites más profundos aparece una densidad máxima de 15,0 colonias m⁻² en la Hormiga y un mínimo de 3,2 m⁻² en el Mosquito, y en la reserva parcial se observó una densidad máxima de 9,4 m⁻² en el Bajo de Dentro y una mínima de 1,7 m⁻² en Piles II. Así, en algunos sitios de la reserva parcial existe una mayor densidad que en sitios de la reserva integral (Fig. X). A pesar de esta variabilidad en la densidad de las colonias, se aprecia una cierta tendencia (no significativa) a una menor abundancia de colonias en la reserva parcial. Esto se puede apreciar en el límite somero de la reserva parcial, que muestra en general la menor densidad. Además, si vemos la densidad agrupada en el factor protección, observamos que la reserva integral posee prácticamente el doble (8,5 colonias m⁻²) que la reserva parcial (4,9 colonias m⁻²). El estudio de la densidad incluye las colonias vivas y muertas. El número de colonias vivas es muy similar a la densidad, siendo también significativa la diferencia de colonias vivas encontradas entre los diferentes sitios respecto a los factores protección y profundidad (Tabla 5.1).

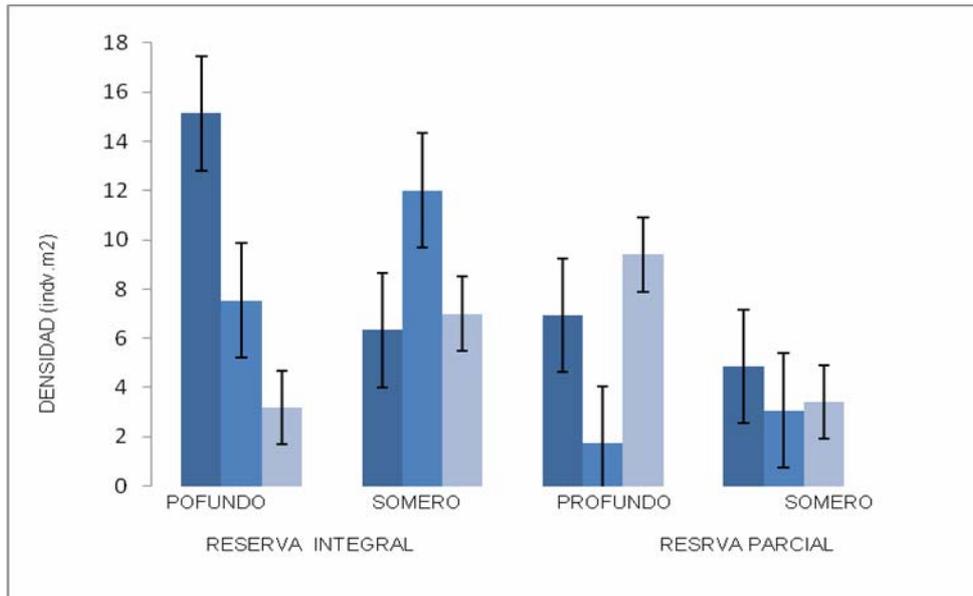


Figura 5.3 Densidad de colonias (\pm error típico) de las poblaciones de *Myriapora truncata* en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

Tabla 5.1 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) dando cuenta del efecto de los tres factores (Re: reserva, Pr: profundidad, Si: sitio) sobre la densidad y colonias vivas de *Myriapora truncata*.

F. V.	Densidad					Colonias vivas				
	S.C	G.L.	C.M.	F	P	S.C	G.L.	C.M.	F	P
Re	5,4976	1	5,4976	1,5		5,4976	1	5,4976	1,5	
Pr	2,5917	1	2,5917	0,71		2,5917	1	2,5917	0,71	
RexPr	0,9142	1	0,9142	0,25		0,9142	1	0,9142	0,25	
S(RexPr)	29,2405	8	3,6551	4,76	***	29,2405	8	3,6551	4,76	***
Residual	128,8985	168	0,7673			128,8985	168	0,7673		

F.V.: Fuente de variación; S.C.: Suma de cuadrados; G.L.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; P: p-valor ***: $P < 0,001$.



La diferencia de las medias de colonias muertas no es significativa (Tabla 5.2). A pesar de no ser significativo, en la Fig. 5.4 se aprecia variabilidad en las medias siendo menor en la reserva parcial. En general, también se atribuye a la reserva parcial menos densidad con lo que el número de colonias muertas de forma natural, será menor.

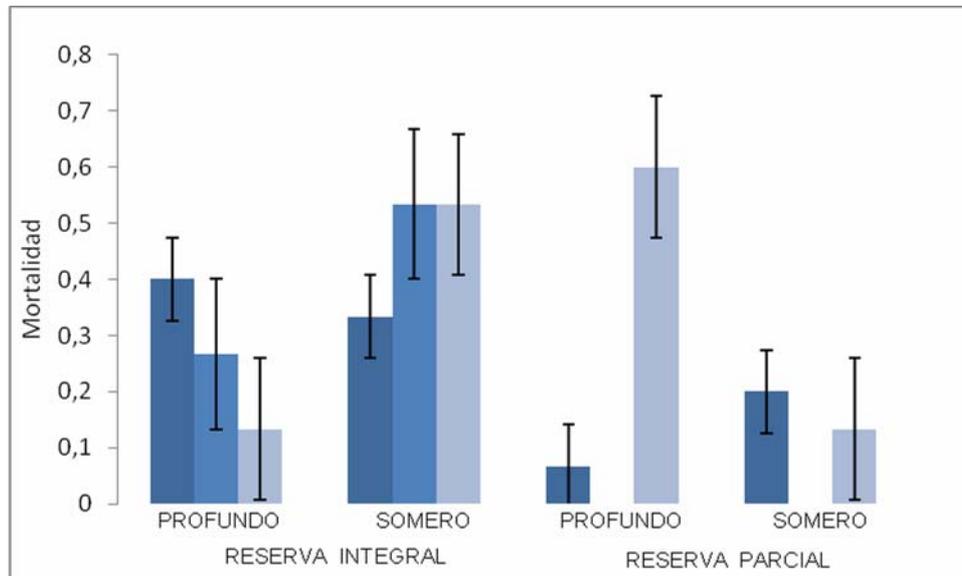


Figura 5.4 Mortalidad (\pm error típico) de las poblaciones de *Myriapora truncata* en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

Tabla 5.2 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) dando cuenta del efecto de los tres factores (Re: reserva, Pr: profundidad, Si: sitio) sobre la mortalidad y el número de fragmentos desprendidos de *Myriapora truncata*.

F. V.	Mortalidad					Número de fragmentos				
	S.C	G.L.	C.M.	F	P	S.C	G.L.	C.M.	F	P
Re	0,5738	1	0,5738	3,8		0,2271	1	0,2271	0,2	
Pr	0,0431	1	0,0431	0,29		0,0173	1	0,0173	0,02	
Re*Pr	0,2405	1	0,2405	1,59		0,0924	1	0,0924	0,08	
S(Re*Pr)	1,2089	8	0,1511	1,18		9,0114	8	1,1264	2,09	*
Residual	21,4867	168	0,1279			90,5738	168	0,5391		

F.V: Fuente de variación; S.C.: Suma de cuadrados; G.L.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; P: p-valor ***: $P < 0.001$.

Se han encontrado ligeras diferencias significativas en el número de fragmentos desprendidos de las colonias entre sitios dentro de cada combinación de grado de protección y profundidad (Tabla 5.2). En la Fig. 5.5 se observa la variabilidad medida a las distintas escalas espaciales consideradas.

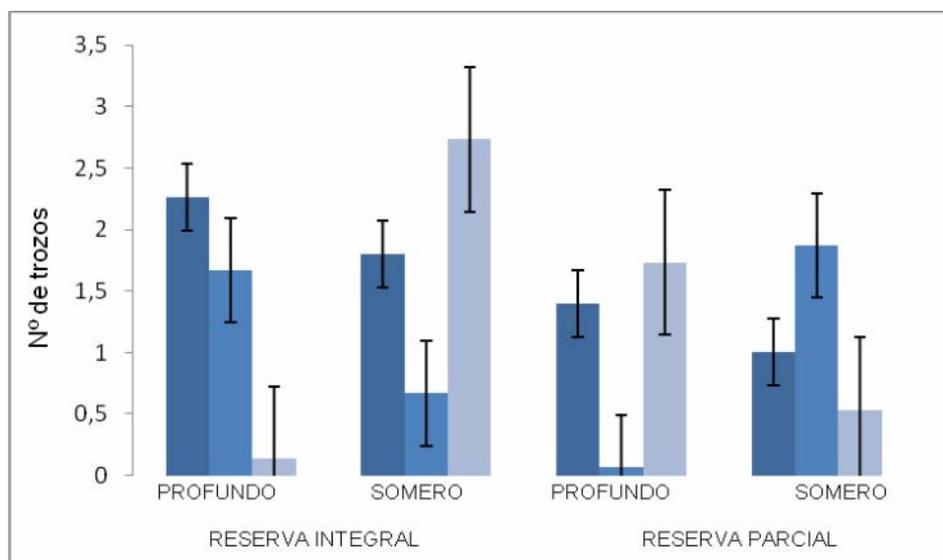


Figura 5.5 Número medio de fragmentos (\pm error típico) de colonia de *Myriapora truncata* desprendidos en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

5.4.2 Caracterización de las colonias

La variable “desarrollo” ha sido creada a partir de la anchura y altura de las colonias. Esta nueva variable va a corroborar a la variable cualitativa complejidad que se abordará más adelante. Encontramos diferencias significativas en el “desarrollo” según los sitios de la reserva parcial o integral y los diferentes límites de profundidad (Fig. 5.6, pero no entre los factores principales o su interacción (Tabla 5.3).

Tabla 5.3 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) dando cuenta del efecto de los tres factores (Re: reserva, Pr: profundidad, Si: sitio) sobre el desarrollo de las colonias de *Myriapora truncata*.

F. V.	Desarrollo				
	S.C	G.L.	C.M.	F	P
Re	0,4544	1	0,4544	0,14	
Pr	0,2152	1	0,2152	0,07	
Re*Pr	1,1775	1	11,775	0,37	
S(Re*Pr)	25,1911	8	3,1489	3,24	***
Residual	326,3813	336	0,9714		

F.V.: Fuente de variación; S.C.: Suma de los cuadrados; G.L.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; P: p-valor *= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$; si no existe homogeneidad en la varianza *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

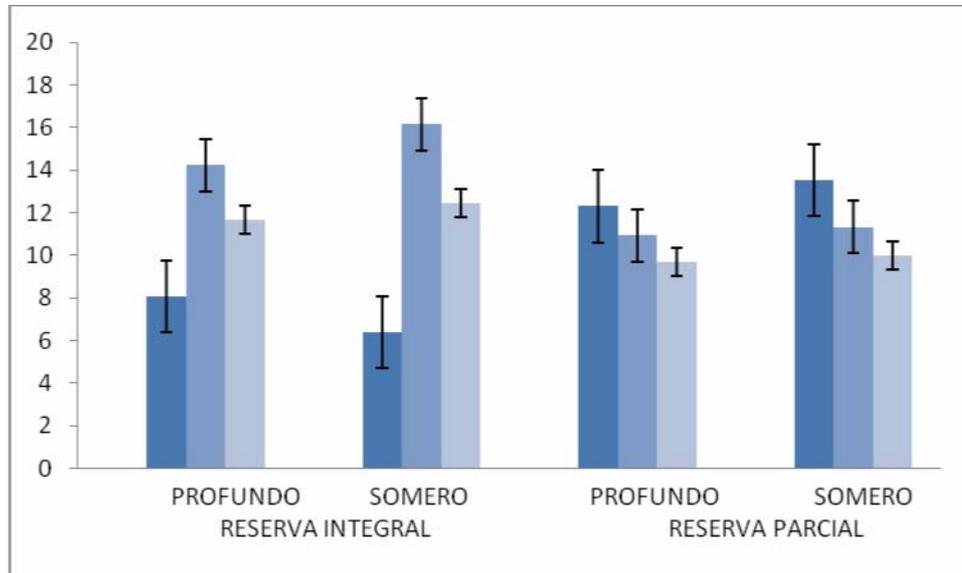


Figura 5.6 Desarrollo (en cm²) (± error típico) de las colonias de *Myriapora truncata* en los distintos sitios e intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

5.4.3 Complejidad, epibiontes y número de colonias rotas

Se han observado diferencias significativas entre niveles de protección en la complejidad de las colonias ($\chi^2 = 13,93$, $df = 2$, $P < 0,001$) (Fig. 5.7), la presencia de epibiontes ($\chi^2 = 10,96$, $df = 1$, $P < 0,001$) y en el número de colonias rotas ($\chi^2 = 23,91$, $df = 1$, $P < 0,001$). Se ha clasificado el nivel de complejidad según la estructura y el número de ramas observados en cada colonia de *Myriapora truncata*. En general, en la reserva integral aparece mayor porcentaje en complejidad media y baja (16%) aunque vemos que la complejidad alta se hace notable en la reserva parcial (24%), mientras en la reserva integral es menor (20,1%) (Fig. X). La mayoría de las colonias poseen apariencia sana, estando el 50% de las colonias libres de epifitos. De las colonias epifitadas, aparece un porcentaje mayor en la reserva parcial (19%) frente a las colonias epifitadas en la reserva integral (15,8%) (Fig. 5.8).

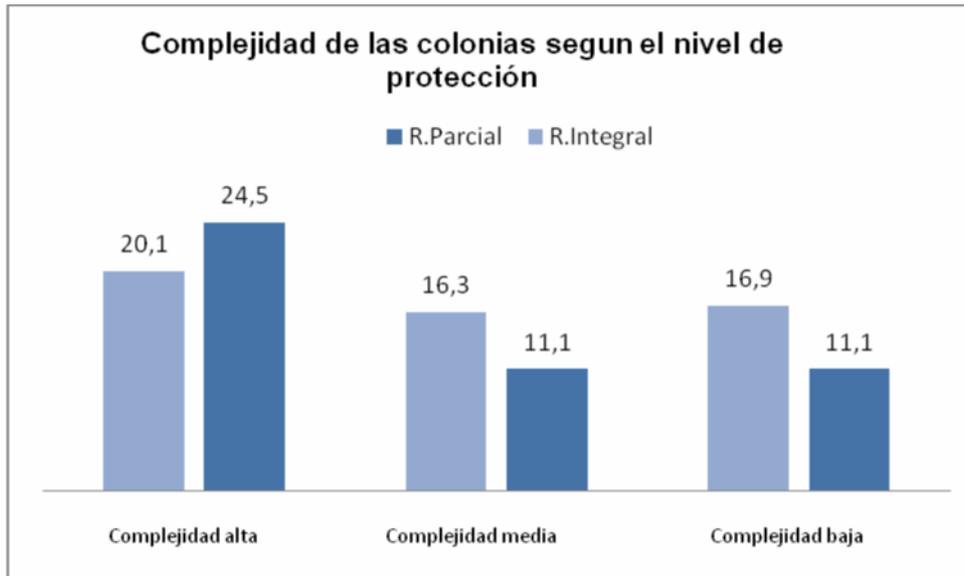


Figura 5.7 Proporción (en %) de colonias según el nivel de complejidad en los distintos niveles de protección.

Para la presencia de rotura en las colonias, los resultados obtenidos son similares con respecto a la colonización de epífitos. En la mayoría de las colonias no se observó ningún tipo de roturas ni desgarros, solo en un 11,2% de las colonias presentó alguno de estos síntomas. La reserva parcial presenta un mayor porcentaje de colonias rotas (8,3%) frente al de la reserva integral (2,9) (Fig. 5.9).

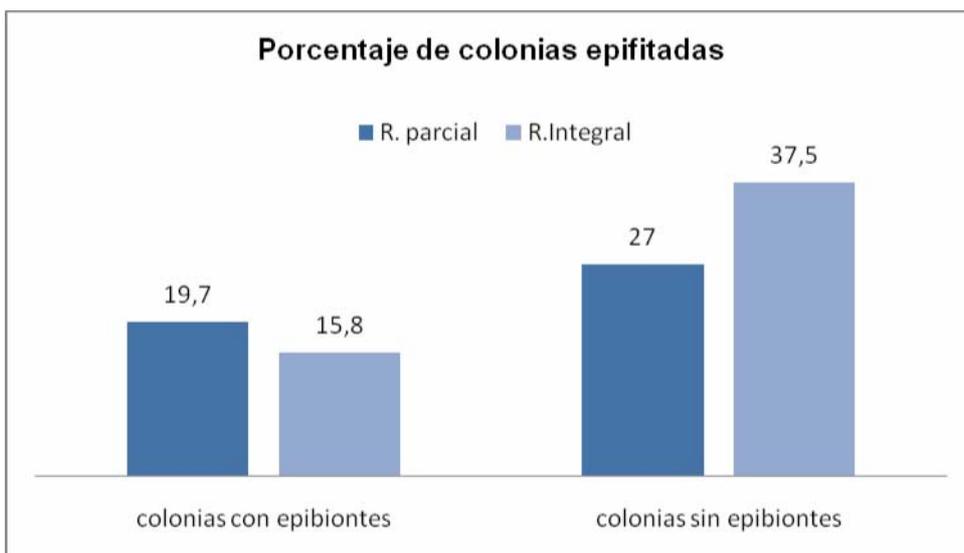


Figura 5.8 Porcentaje de colonias epifitadas según el nivel de protección.

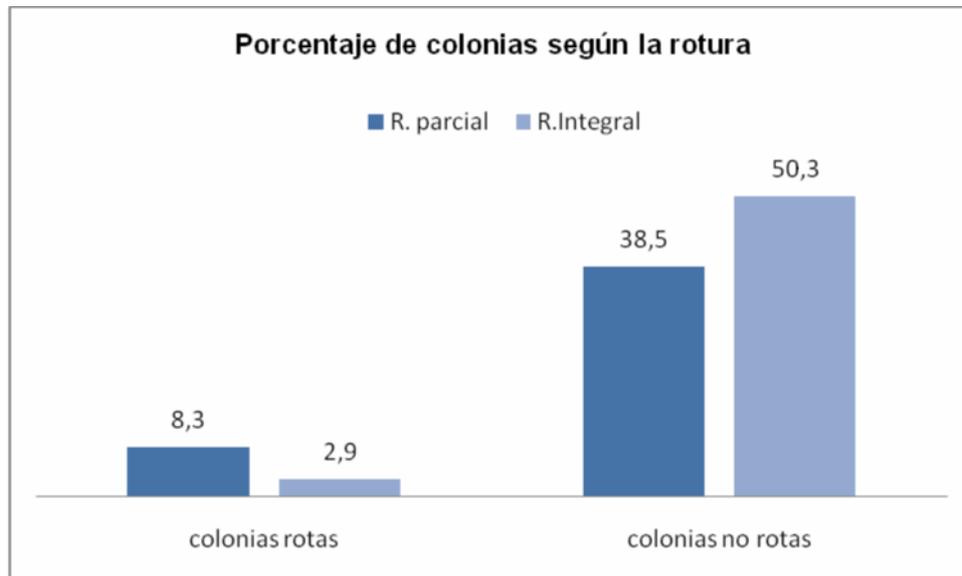


Figura 5.9 Porcentaje de presencia de rotura de las colonias para el nivel de protección.

5.4.4 Caracterización del hábitat

Myriapora truncata habita en fondos rocosos, en cavidades, paredes y grutas. Se ha estudiado la relación del hábitat con las colonias según el nivel de exposición, es decir, localización de las colonias en el sustrato rocoso respecto a diferentes niveles de rugosidad (Fig. 5.10) e inclinación del sustrato (0° - 45° - 90°). Se han encontrado diferencias estadísticas tanto para el nivel de exposición ($\chi^2 = 30,92$, $df = 2$, $P < 0,001$) como para la inclinación ($\chi^2 = 52,37$, $df = 2$, $P < 0,001$).

En el Fig. 5.10 se observa que en alrededor del 70% de las colonias se han encontrado niveles de exposición bajos (es decir, localizadas en oquedades y cuevas, y por tanto con una mayor protección frente agentes externos en general), mientras que el 16% los individuos se localizan en exposiciones medias (con cierto grado de protección dado por la presencia cercana de una roca u otros organismos), y por último el 5% se localiza en lugares de exposición alta, donde el nivel de protección otorgado por la rugosidad del terreno u organismos es prácticamente nulo.

Es lógico pensar que los individuos proliferen en sitios protegidos siendo el número de individuos que encontramos en estas circunstancias mucho mayor que con niveles de protección bajos. Así, con un nivel de exposición bajo, encontramos un 40,2% de los individuos en la reserva parcial frente al 38% en la reserva integral y con

un nivel de exposición alto hallamos porcentajes muy similares cercanos al 2%. En ambos niveles de protección la diferencia no es muy acusada. En cuanto al nivel de exposición medio, en la reserva integral aparece un 13% frente a la reserva parcial, con tan solo un 3,8%.

Para la inclinación del sustrato observamos que la mayoría de los individuos se encuentran en una inclinación de 45º, encontrando un 39% en la reserva integral y en la reserva parcial el 23,7%. Los porcentajes más bajos los presenta la pendiente de 90º, situación en la que la proporción de individuos observados en la reserva parcial e integral ha resultado similar (Fig. 5.11).

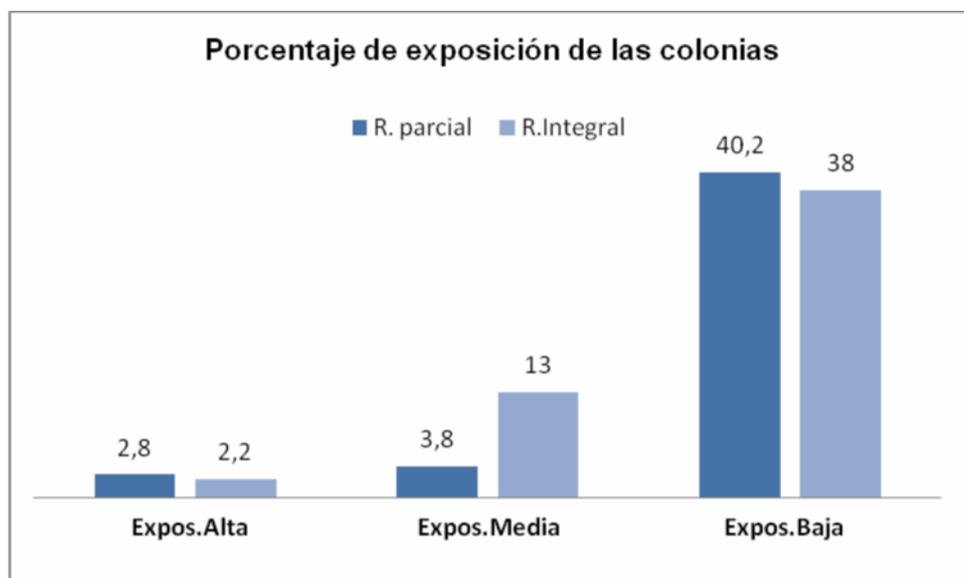


Figura 5.10 Porcentaje de presencia de las colonias según el nivel de exposición para el nivel de protección

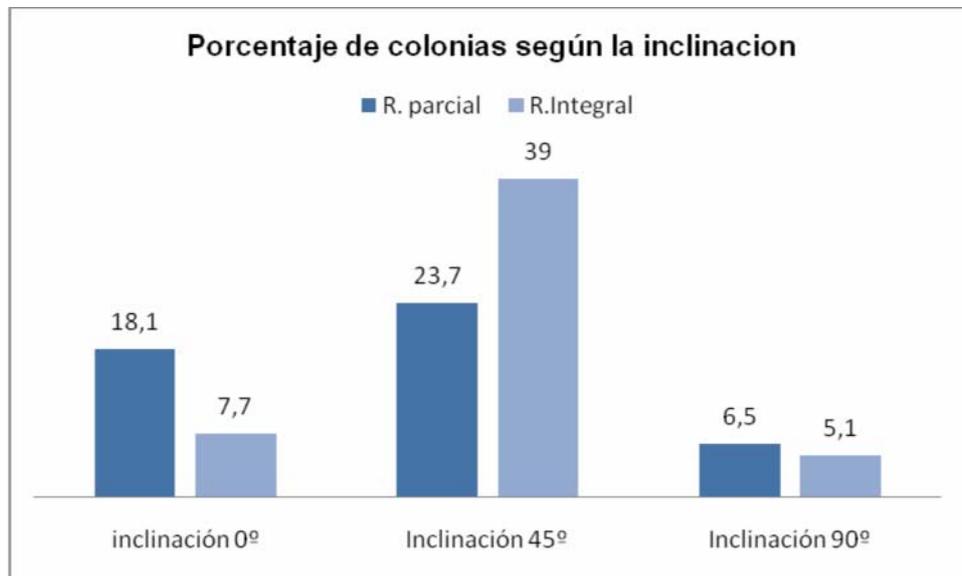


Figura 5.11 Porcentaje de las colonias según la inclinación del sustrato para cada nivel de protección.

5.5 Discusión

Las características estructurales del briozoo *Myriapora truncata*, tales como su fragilidad ante roces y golpes y su lento crecimiento, hacen que sea un posible indicador para el estudio del impacto del buceo. De los resultados obtenidos en el presente estudio se deduce que el nivel de protección, el cual es asimilable a diferentes intensidades de buceo (reserva parcial, con una gran afluencia de buceadores recreativos, frente a reserva integral, donde dicha actividad está prohibida), tiene un efecto sobre la densidad del briozoo, de modo que, a grandes rasgos, se ha obtenido una densidad de 8,5 indiv. cm⁻² en la reserva integral frente a 4,9 indiv. cm⁻² en la reserva parcial. No obstante, habría que señalar que la alta variabilidad entre los diferentes sitios de estudio y para las distintas franjas de profundidad consideradas (somera y profunda), enmascara la significación estadística de dicha diferencia. Al igual que la densidad, también aparecen diferencias no significativas en el número de colonias vivas y el número de trozos encontrados. La mortalidad de las colonias (proporción de colonias muertas) no presenta diferencias significativas, pero sí se aprecia cierta tendencia a encontrarse en la reserva parcial medias más bajas. Esto podría atribuirse a que la reserva parcial posee en términos generales menor densidad, con lo que el número de colonias muertas de forma

natural, será menor. Parte de esta variabilidad se puede asimismo atribuir a la rugosidad y a la pendiente del sustrato. Las localidades de estudio presentan rugosidades diferentes tales como cuevas, grietas, áreas más o menos lisas, así como paredes más o menos verticales, que pueden crear un hábitat más o menos propicio para la *Myriapora truncata*. Se han encontrado diferencias significativas en el número de trozos de las colonias según profundidad y nivel de protección. Parte de esta variabilidad puede atribuirse a la pendiente de las zonas de estudio, las localidades con pendiente de 90° perderán fácilmente los trozos fracturados de *Myriapora truncata*.

Para la caracterización de las colonias se atendió a su anchura y altura, a la complejidad, y a la presencia de epibiontes. Con altura y anchura se generó una nueva variable que aporta información sobre el desarrollo de las colonias, la cual presenta diferencias significativas entre los niveles de protección (reserva parcial e integral) y las franjas de profundidad (somero y profundo). Para la complejidad, y presencia de epibiontes también existen diferencias significativas según el factor protección (reserva integral o parcial). Las colonias más complejas aparecen en mayor proporción en la reserva parcial. Lo mismo ocurre para las colonias con un “desarrollo” más alto. Esto está íntimamente relacionado con el tipo de hábitat, ya que en la reserva parcial, la mayoría de las colonias se encuentran en oquedades y cuevas, con un nivel de protección alto dando la oportunidad de alcanzar un desarrollo elevado. Del mismo modo, en la reserva integral aparece mayor porcentaje en complejidad media y baja. Esto podría deberse a que las colonias situadas en sitios expuestos, sin ninguna protección, tienen las mismas oportunidades de crecer y desarrollarse que las que si están protegidas en cuevas y grietas, debido a la escasa frecuencia de buceadores.

La mayoría de las colonias poseen apariencia sana. De las colonias epifitadas, aparece un porcentaje mayor en la reserva parcial frente a las colonias epifitadas en la reserva integral. Ya que uno de los factores que favorece a la colonización de epífitos en los briozoos son las roturas y desgarros, podemos relacionar la existencia de roturas con la presencia de epífitos en las colonias.

En definitiva, el briozoo estudiado es un buen candidato a servir de indicador de presión antrópica debido al buceo recreativo, de modo que se observan indicios que apuntan a un menor desarrollo poblacional achacable a esta actividad. Sin embargo, tanto la gran variabilidad espacial a escala fina (entre sitios) como el efecto tanto de la profundidad como de la estructura del hábitat rocoso sobre los parámetros poblacionales estudiados, aconseja un refinamiento del plan de muestreo, con el fin de “limpiar” la señal de este indicador y, con ello, proporcionar una mejor idea de la magnitud e importancia de este impacto sobre los fondos rocosos de la reserva marina.



6 Seguimiento de fenómenos ligados al cambio climático en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas

6.1 Introducción

6.1.1 Mortalidades masivas de invertebrados marinos

La gorgonia blanca *Eunicella singularis* (Esper, 1794) (Fig. 6.1) es una de las principales especies constructoras de la comunidad coralígena, la cual constituye uno de los paisajes submarinos más espectaculares y característicos del conjunto de las islas y bajos existentes en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.



Figura 6.1 *Eunicella singularis* (Esper, 1794) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Coincidiendo con calentamiento excepcionales de las aguas, esta biocenosis, una de las más ricas en el Mediterráneo (=1666 especies; Ballesteros 2006), ha sufrido importantes daños por enfermedades epidémicas y episodios de mortalidad en masa durante los últimos 20 años, viéndose las gorgonias especialmente afectadas (Cupido 2007; Perez 2008; Garrabou *et al.* 2009). Sus características poblacionales (tales como longevidad, baja tasa de crecimiento, madurez tardía, esfuerzo reproductor y capacidad de dispersión limitados), y su naturaleza sésil las hacen especialmente sensibles a perturbaciones (Garrabou & Harmelin 2002; Coma *et al.* 2004; Linares *et al.* 2007). Actualmente no existe ninguna duda sobre que se está produciendo un cambio climático y de su afección a las comunidades coralígenas mediterráneas, y particularmente a las gorgonias (Lejeusne *et al.* 2009), sin embargo no se sabe si las consecuencias de este cambio variarán según las diferentes condiciones climáticas que se dan en todo el Mediterráneo. En la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas la gorgonia blanca no había mostrado signos de haber experimentado un episodio excepcional de mortalidad hasta principios de otoño del 2007 (Fig. X). Los daños fueron menos severos que en otras poblaciones más septentrionales del Mediterráneo occidental que se vieron afectadas por episodios anteriores (Cerrano *et al.* 2000; Coma *et al.* 2000; Perez *et al.* 2000; Garrabou *et al.* 2001; Coma & Ribes 2003). Desde entonces y hasta la actualidad se está estudiando periódicamente el estado de las poblaciones de gorgonias afectadas para evaluar no sólo el impacto del mencionado episodio en las mismas sino también su capacidad de recuperación.



Figura 6.2 Colonias de *Eunicella singularis* parcialmente necrosadas en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

6.1.2 Especies alóctonas e invasoras: el caso del cangrejo *Percnon gibbesi*

Una especie introducida, foránea o mal denominada exótica, es todo aquel organismo que, una vez sacado de su hábitat natural (normalmente por la mano del hombre), se establece y se propaga (Boudouresque & Velarque 2002). Los científicos y políticos ven cada vez más clara la evidencia de que la introducción de especies foráneas es una amenaza contra la biodiversidad en ambientes marinos, ya que las especies alóctonas pueden llegar a constituir un problema para los ecosistemas marinos si provocan, con su presencia y comportamiento, grandes cambios en la abundancia y distribución de otras especies autóctonas. En tal caso se habla de especies invasoras, cuyas alteraciones de los ecosistemas marinos pueden provocar impactos socioeconómicos que hasta la fecha han sido poco estudiados, con pocos casos bien documentados y rara vez cuantificados (Leppäkoski *et al.* 2002).

Las primeras especies alóctonas registradas en las aguas del Mediterráneo fueron los poliquetos serpúlidos, hace aproximadamente 150 años; desde entonces y hasta la fecha, alrededor de unas 600 especies foráneas han sido halladas en la cuenca mediterránea (Galil 2008). Las causas por las cuales el número de especies foráneas en las aguas del mar Mediterráneo están aumentando considerablemente desde hace unas décadas pueden atribuirse tanto al cambio climático como la gran actividad que el ser humano efectúa en el medio. En la cuenca mediterránea el número de especies introducidas es muy elevado, de ellas, once corresponden a crustáceos (Deuderó *et al.* 2005), entre los que se encuentra *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Plagusiidae) (Fig. 6.3).



Figura 6.3 *Percnon gibbesi* (H. Milne-Edwards, 1853) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Este incremento del número de especies exóticas ha sido achacado a la apertura del Canal de Suez, al agua de lastre de los buques, a la acuicultura marina y al tráfico de embarcaciones recreativas (Zaoualie *et al.* 2007). También se pueden introducir de manera natural a través del estrecho de Gibraltar debido a las corrientes atlánticas y al aumento de la temperatura del agua, como consecuencia del cambio climático (Bianchi 2007). Este incremento de la temperatura a nivel global y la gran presión por parte de los humanos está permitiendo que especies que por sí solas no hubiesen podido ampliar su área de distribución, hoy en día lo estén consiguiendo (Bianchi 2007). Estas especies pueden llegar a constituir un problema para los ecosistemas marinos si provocan, con su presencia y comportamiento, alteraciones en el sistema que puede dar lugar a modificaciones.

Percnon gibbesi es una de las especies alóctonas citadas recientemente en las costas de la Región de Murcia (Félix-Hackradt *et al.* 2010). El hecho de estudiar su origen y las vías y mecanismos de introducción nos permitirá actuar sobre este tipo de especies cuando todavía es posible evitar su establecimiento y dispersión. Este decápodo (llamado araña en Canarias) es un pequeño cangrejo de distribución subtropical, que se encuentra de forma natural en las costas pacíficas desde Chile hasta California y en las Atlánticas desde Brasil a Florida y desde el Golfo de Guinea hasta Madeira (Manning & Holthuis 1981). *Percnon gibbesi* fue citada por primera vez en el Mediterráneo en la Isla Linosa (Italia) en 1999 (Relini *et al.* 2000), y posteriormente en Mallorca y Menorca (García & Reviriego 2000) e Ibiza (Müller 2001). También aparecieron citas en Cerdeña, Mar Tirreno, Sicilia y Malta (Pipitone *et al.* 2001; Mori & Vacchi 2002; Sciberras & Schembri 2007). Más recientemente, se ha descubierto que habitan en las aguas griegas (Cannicci *et al.* 2006), en Turquía (Yokes & Galil 2006), Libia (Elkrwe *et al.* 2008) y el Golfo de Taranto (Mar Jónico, Italia) (Crocetta & Colamonaco 2008), Murcia (Félix-Hackradt *et al.* 2010), y costa de Túnez (J.A. García-Charon, observación personal, septiembre de 2010).

Por otra parte, para que las especies foráneas se dispersen y establezcan necesitan que se den unas condiciones determinadas. La principal barrera para frenar la colonización de este tipo de especies se halla en las zonas más naturales, esto es, en la actualidad, las Áreas Marinas Protegidas (AMP). Las AMP que se crean a lo largo de las costas presentan características que brindan una barrera natural a la introducción de especies, debido a que presentan una mayor estructuración y diversidad de las comunidades (Occhipinti & Savini 2003), y además, generan espacios menos perturbados por acciones antrópicas, las cuales son una de las principales causas del éxito de colonización de las especies alóctonas.



6.2 Objetivos

- Determinar el alcance y la extensión del episodio de mortalidad en masa sobre las poblaciones de gorgonia blanca *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, así como en evaluar el efecto del episodio sobre la densidad de gorgonias y la distribución de tallas a lo largo del tiempo, estudiándose con ello su capacidad de recuperación.
- Establecer el estatus de la población (distribución geográfica y abundancia) del decápodo alóctono *Percnon gibbesi* en el litoral de la reserva marina y en otras áreas rocosas adyacentes no protegidas (isla Grosa y zonas adyacentes al cabo de Palos); determinar si podría darse competencia por el hábitat entre el decápodo advenedizo y el autóctono *Pachygrapsus marmoratus* (Fabricius, 1787) (cangrejo corredor), pues ambas especies se encuentran en hábitats parcialmente solapados y puede producirse cierto grado de desplazamiento, así como con otras especies de invertebrados bentónicos herbívoros, con los que podría competir por el espacio o por la dieta; y determinar la distribución de esta especie en función de la protección pesquera (y los cambios que dicho factor ejerce sobre las comunidades marinas, principalmente los peces) y el grado de aislamiento de las zonas rocosas estudiadas (es decir, la distancia al continente en función de que se trate de islas o zonas costeras), así como la posible influencia de otras variables ambientales (orientación, exposición al oleaje, pendiente, composición del sustrato y cobertura algal).

6.3 Material y métodos

6.3.1 Seguimiento de las poblaciones de gorgonias

Se realizaron inspecciones en las poblaciones de gorgonia blanca afectadas en la reserva inmediatamente después de que el episodio de mortalidad tuviera lugar (finales de 2007) y durante los tres años siguientes (2008, 2009 y 2010) y se midieron: densidad, altura de colonias, porcentaje de colonias que presentaba mortalidad parcial y extensión de la mortalidad parcial en cada colonia. La densidad de gorgonia blanca fue estimada buceando con escafandra autónoma durante los meses de octubre y noviembre de los años estudiados. Se seleccionaron al azar 8 quadrats de 1 m² de superficie, y en cada quadrat se registró el número de colonias presentes. La altura máxima se estudió midiendo con regla metálica (cuya precisión era de ± 1 mm) un total de 10 colonias elegidas al azar en la esquina superior derecha de cada quadrat (o en todo el quadrat si en ese cuarto de quadrat no se llegaba a 10 colonias). La altura de

la colonia fue definida como la distancia máxima entre la base de la colonia y las puntas de los ejes más largos. Para medir la mortalidad parcial se examinaron las colonias previamente elegidas al azar para el estudio de su biometría; con ellas se calculó el porcentaje de colonias que presentaron mortalidad parcial y se estimó la extensión (%) de la mortalidad parcial en cada colonia. De este modo, se estudiaron un total de 320 colonias por año (80 colonias en cada localidad).

Para evaluar el impacto y la recuperación de las poblaciones afectadas se compararon estas mediciones con las realizadas en un estudio del efecto del buceo recreativo sobre las poblaciones de gorgonia blanca durante el 2005 y 2006.

La variación temporal de la estructura y la mortalidad parcial de las poblaciones de gorgonia blanca en la reserva antes y después del episodio de mortalidad en masa se estudió mediante un diseño experimental que incorpora tres factores, dos de ellos fijos y ortogonales entre sí [tiempo (con seis niveles: 2005, 2006, 2007, 2008, 2009 y 2010) y protección (con 2 niveles: reserva integral y reserva parcial)] y uno, el sitio, anidado en los anteriores, con dos niveles aleatorios.

Para evaluar estadísticamente las diferencias observadas entre los valores medios de los parámetros que caracterizan la población de gorgonia blanca respecto a la variación temporal, se han realizado sendos análisis de la varianza (ANOVA) de triple vía. Cuando fueron necesarias comparaciones múltiples posteriores, se usó también el test post hoc Student-Newman-Keuls (SNK) o el test Tukey. Tanto la normalidad (test de Kolmogorov– Smirnov) como la homogeneidad de las varianzas (test de Cochran) fueron testadas antes de realizar los ANOVA, y los datos fueron transformados cuando convenía en cada caso. Todos los procedimientos estadísticos se llevaron a cabo mediante el programa GMAV5 (Universidad de Sydney).

6.3.2 Distribución y abundancia de *Percnon gibbesi*

La hipótesis de partida es que el decápodo *Percnon gibbesi* en el litoral rocoso de la Región de Murcia es más abundante, por un lado, en zonas que carecen de protección pesquera (frente a las que sí la tienen), y por otro, en zonas costeras (frente a las situadas en islas). Para contrastarlo, se ha considerado en primer lugar como factores fijos y ortogonales el estatus de Protección –con dos niveles: zona protegida (reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas) y no protegida (isla Grosa y áreas adyacentes al AMP) y el grado de insularidad –también con dos niveles que coincidirán en el espacio con las zonas de islas (islas Hormigas e isla Grosa) y zonas costeras antes mencionadas (alrededores del cabo de Palos). Asimismo, se incluyó un factor de réplica espacial (Sitio), de forma que se pudieran explorar las variaciones a una escala espacial más fina. Para ello se seleccionaron al azar tres sitios dentro de cada una de



las áreas muestreadas. Por último, en cada sitio se realizaron 3 réplicas también al azar, por lo que se obtuvieron un total de 36 réplicas independientes, de tal manera que garantizamos la repartición espacial de los datos y evitamos así la existencia de pseudorreplicación.

Los muestreos se realizaron mediante censo visual, utilizándose como unidad muestral un transecto de 10 m de longitud por 2 m de ancho. El buceador se servía de una cinta métrica para delimitar el área. Se contó el número de crustáceos decápodos de cada especie seleccionada, en este caso *Percnon gibbesi* y *Pachygrapsus marmoratus*. También se contabilizó el número de otros invertebrados bentónicos potencialmente competidores como los erizos de mar [*Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816), *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) y *Sphaerechinus granularis* (Lamarck, 1816)], el gasterópodo *Monodonta turbinata* (Born, 1780) y la presencia de otros crustáceos como la Cangra o Pelut [*Eriphia verrucosa* (Forsskål, 1775)], los cangrejos Ermitaños o el Buey de mar [*Cancer pagurus* (Linnaeus, 1758)].

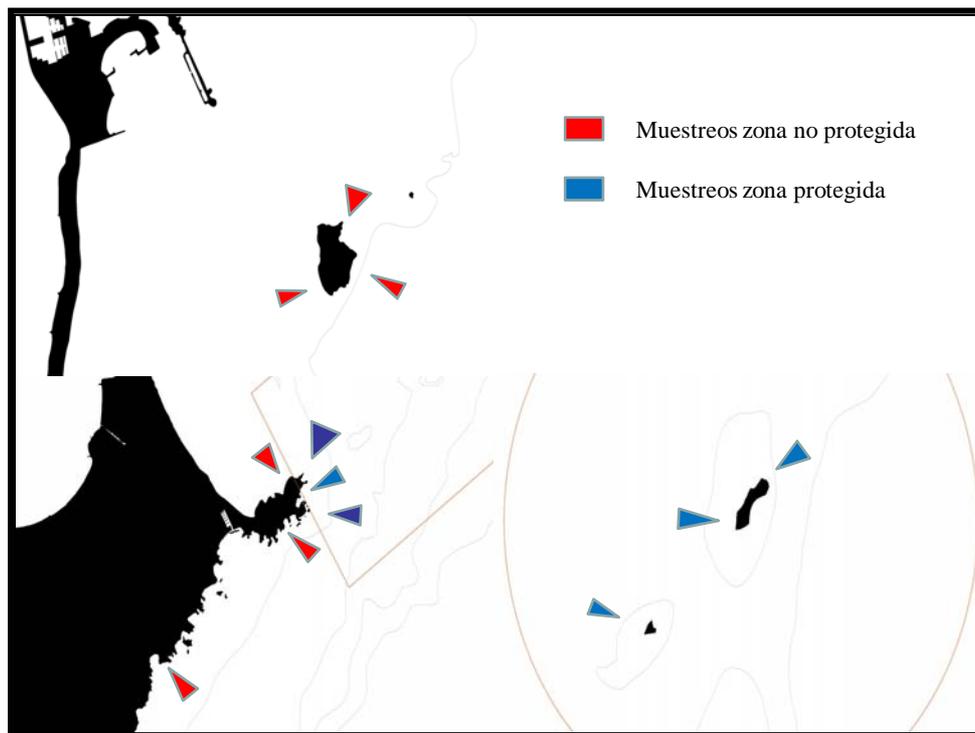


Figura 6.4 Localización de los sitios de muestreo para censo visual de *Percnon gibbesi*.

Una vez anotado el número de invertebrados el mismo observador se encargó de registrar una serie de variables descriptoras del hábitat dentro del transecto. Se estimó visualmente la proporción (en %) de sustrato rocoso recubierto por bloques de distinto tamaño clasificándolo como roca madre, bloques grandes (>150 cm), bloques medianos (150–50 cm), bloques pequeños (50–20cm) y guijarros (<20cm). Por otra parte el buceador cuantificó el número de grietas o agujeros presentes en la roca, los cuales podrían servir a estos pequeños cangrejos para esconderse. Para ello se clasificaron los agujeros presentes en las rocas en tres categorías, que corresponden con tamaños fácilmente reconocibles por el observador mientras se muestrea: agujeros pequeños si su tamaño se encuentra comprendido entre 1 y 5 cm; medianos entre 6 y 15 cm y grandes entre 16 y 50 cm. La distinción de las categorías no solo atiende al grosor de la grieta, sino también a su longitud, dividiendo ésta última por el grosor de la grieta, por lo que una fisura de 5 cm de ancho por 10 cm de largo se anotaría como 2 agujeros pequeños. Para describir las comunidades de microalgas se ha utilizado la misma técnica de muestreo fotográfico descrito anteriormente.

Para cuantificar la variación espacial a múltiples escalas de los valores de abundancia de las diferentes especies censadas y de los descriptores del hábitat en función del estatus de protección y la insularidad, se analizaron los datos utilizando análisis de la varianza mixtos. La homogeneidad de varianzas fue probada estadísticamente mediante el test de Cochran, y cuando era necesario los datos fueron transformados ($\ln[x+1]$) con el fin de conseguir la necesaria homocedasticidad. En los casos en los que esta transformación no consiguió homogeneizar las varianzas, los análisis se realizaron de todas formas, puesto que el análisis de la varianza es bastante robusto frente a las desviaciones de los supuestos subyacentes, especialmente cuando el diseño es equilibrado y contiene un gran número de muestras o tratamientos.

Por otra parte, se utilizó el coeficiente de correlación no paramétrica ρ de Spearman para comprobar la relación de las abundancias de las distintas especies de invertebrados entre sí, así como la relación mutua que existe entre las variables ambientales estudiadas.

Para conocer la relación existente entre la abundancia del cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* y las diferentes variables descriptoras del hábitat, se ha llevado a cabo un análisis de regresión múltiple dentro del marco de los modelos lineales generalizados (GLM). Las regresiones múltiples se realizaron considerando los términos lineales, y también las relaciones polinómicas, es decir, incluyendo los términos cuadráticos y cúbicos de las variables ambientales en la construcción del modelo, con el fin de permitir que éste pudiera adoptar formas más complejas (parábolas, etc.). En cada caso, se realizó una selección de las variables descriptoras "paso a paso hacia delante" ('*stepwise forward selection*') seguida de una eliminación



hacia atrás (*'backward elimination'*), con el fin de prevenir que la posterior incorporación de alguna variable al modelo hiciera innecesaria la presencia de alguna otra variable ya incorporada al mismo. Con el fin de validar el modelo así obtenido, se realizó un análisis de residuos; por un lado, para comprobar si hay alguna relación entre la media y la varianza de los datos se enfrentaron los valores ajustados del modelo con los residuos del mismo; por otra parte, se identificaron los datos extremos (*'outliers'*) e influyentes (debido a que probablemente su peso sobre el modelo seleccionado es excesivo) mediante el cálculo, para cada observación, de su nivel de apuntalamiento (*'leverage'*) y del estadístico de Cook, respectivamente: aquellas observaciones extremas e influyentes (por mostrar elevados valores de ambos estadísticos) han de ser eliminados de los cálculos, debiendo repetirse el análisis de regresión múltiple sin ellos con el fin de comprobar la robustez del modelo.

6.4 Resultados

6.4.1 Seguimiento de las poblaciones de gorgonias

Durante el periodo en el que transcurre este estudio la proporción de colonias afectadas por mortalidad parcial varió dependiendo del año y la localización (Tabla 6.1), siendo significativamente mayor en el 2007 (SNK: $P < 0,01$), inmediatamente después de observarse los primeros síntomas de la mortalidad excepcional a principios de otoño. Dos años después, las poblaciones afectadas se recuperaron prácticamente; mostrando así, porcentajes de afección similares (aunque más altos) a los que presentaron las poblaciones en años anteriores al mencionado episodio. En la reserva integral, por ejemplo, cerca de un 8% de las colonias examinadas después del verano 2010 mostraron mortalidad parcial; en los años 2005 y 2006 apenas se observaron colonias afectadas (~1%) (Fig. 6.5).

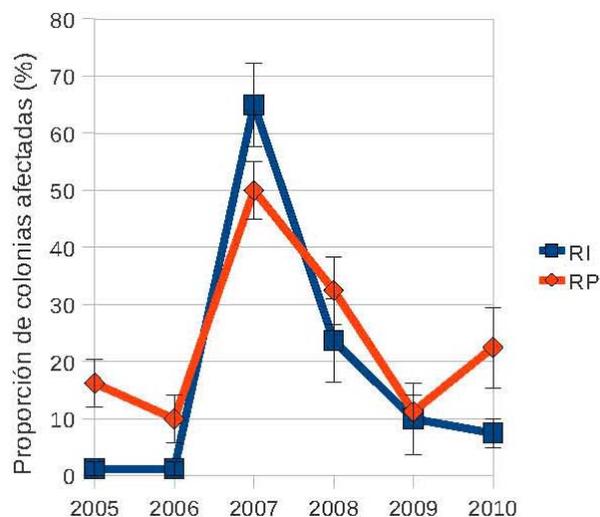


Figura 6.5 *E. singularis*: Proporción (%) de colonias afectadas por las necrosis en la reserva integral (RI) y la reserva parcial (RP) de la reserva marina de C. Palos – I. Hormigas a lo largo del tiempo.

Fuentes de variación	g.l.	C.M.	F	P
Ti	5	6121,8750	14,51	0,0001
Re	1	759,3750	1,80	0,2046
Si(TixRe)	12	421,8750	2,48	0,0088
TixRe	5	511,8750	1,21	0,3606
Residual	72	169,7917		

Tabla 6.1 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a la proporción (%) de cada colonia que está afectada por necrosis, considerando los factores tiempo (Ti), reserva (Re) y sitio (Si). [g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F de Snédecor; P: p-valor]



Al igual que el porcentaje de colonias afectadas, la extensión de mortalidad parcial en las mismas aumentó notable y significativamente en el año 2007 (Tabla 6.2). El análisis no mostró diferencias significativas entre el resto de los años (2008, 2009 y 2010), sin embargo se puede observar un progresivo declive (Fig. 6.6) sin llegar a alcanzar en 2010 valores tan bajos como en los años anteriores al episodio de mortalidad excepcional. Las colonias que sufrieron mortalidad parcial en el 2007 en general no mostraron epibiosis. Desde 2008 y hasta 2010 se observó un aumento en la frecuencia de colonias con sobrecrecimiento de epibiontes. Se observaron también colonias que muestran necrosis reciente, particularmente en la reserva parcial.

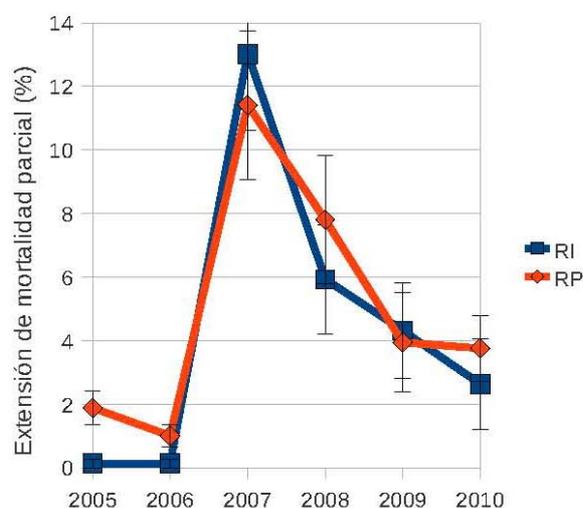


Figura 6.6 *E. singularis*: Extensión media por colonia de la necrosis en la reserva integral (RI) y la reserva parcial (RP) de la reserva marina de C. Palos – I. Hormigas a lo largo del tiempo.

Fuentes de variación	g.l.	C.M.	F	P
Ti	5	3028.0094	7.67	0.0019
Re	1	88.2094	0.22	0.6449
Si(TixRe)	12	394.6656	2.26	0.0081
TixRe	5	73.1594	0.19	0.9627
Residual	936	174.7410		

Tabla 6.2 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a superficie media necrosada en las colonias (%), considerando los factores tiempo (Ti), reserva (Re) y sitio (Si). [g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F de Snédecor; P: p-valor]

La población estudiada ha dado claros síntomas de recuperación. En 2007, inmediatamente después de la mortalidad excepcional, la densidad media de gorgonia blanca era de 14 colonias m^{-2} en la reserva integral y 22 colonias m^{-2} en la reserva parcial. Tres años más tarde, la densidad de colonias descendió hasta alcanzar el valor de 5 colonias m^{-2} en la reserva integral (Fig. 6.7). La densidad de colonias para toda la muestra (reserva integral y parcial) no mostró una variación significativa a lo largo del periodo de tiempo estudiado, y tampoco hubo interacción significativa entre el tiempo y el nivel protección. El análisis de la varianza mostró, no obstante, como significativo el factor reserva y el factor sitio (Tabla 6.3).

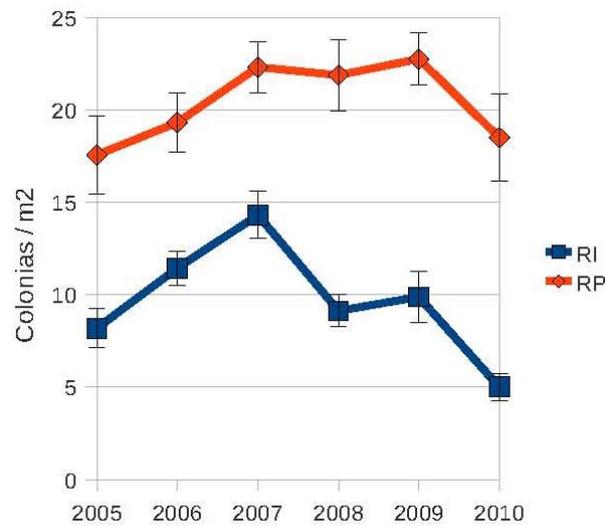


Figura 6.7 *E. singularis*: Densidad media en la reserva integral (RI) y la reserva parcial (RP) de la reserva marina de C. Palos – I. Hormigas a lo largo del tiempo.

Fuentes de variación	g.l.	C.M.	F	P
Ti	5	187.4333	1.16	0.3838
Re	1	5611.6875	34.67	0.0001
Si(TixRe)	12	161.8646	6.04	0.0000
TiXRe	5	52.2375	0.32	0.8898
Residual	168	26.8065		

Tabla 6.3 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a las variaciones de densidad de colonias, considerando los factores tiempo (Ti), reserva (Re) y sitio (Si). [g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F de Snédecor; P: p-valor]

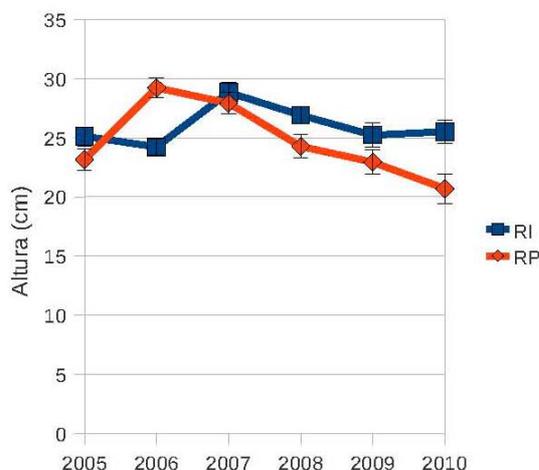


Figura 6.8 *E. singularis*: Altura media de las colonias en la reserva integral (RI) y la reserva parcial (RP) de la reserva marina de C. Palos – I. Hormigas a lo largo del tiempo.

En general, la altura media de las colonias no difiere significativamente entre antes y después del suceso de mortalidad excepcional (Fig. 6.8, Tabla 6.4). A partir de 2007, sin embargo, se observa una clara tendencia de descenso de la altura de las colonias en el conjunto de las poblaciones de gorgonia blanca estudiadas, especialmente en las que habitan la reserva parcial.

Fuentes de variación	g.l.	C.M.	F	P
Ti	5	634136	2.28	0.1126
Re	1	344.4010	1.24	0.2878
Si(TixRe)	12	278.3677	4.19	0.0000
TixRe	5	439.4860	1.58	0.2391
Residual	936	66.3964		

Tabla 6.4 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicado a las variaciones de altura de colonias, considerando los factores tiempo (Ti), reserva (Re) y sitio (Si). [g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F de Snédecor; P: p-valor]

6.4.2 Distribución y abundancia de *Percnon gibbesi*

En las 36 réplicas realizadas durante los censos se observaron un total de 1881 individuos de especies de invertebrados herbívoros bentónicos potencialmente competidores, de los cuales 309 eran crustáceos. La especie más abundante ha resultado ser el cangrejo autóctono *P. marmoratus*, una abundancia media de 3,4 individuos 20 m⁻², seguido de *P. gibbesi* con 2,4 individuos 20 m⁻² y *E. verrucosa* con 1,3 individuos 20 m⁻².

El cálculo de las correlaciones de Spearman (Tabla 6.5) muestra que la correlación entre las distintas especies de crustáceos decápodos ha resultado muy baja, aunque se aprecia una relación negativa (aunque no significativa) entre el cangrejo alóctono y los autóctonos *Pachygrapsus marmoratus* y *Eriphia verrucosa*. Por otra parte, *E. verrucosa* y las dos especies de erizos *Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula* muestran relaciones negativas y significativas. Además, podemos ver un alto nivel de correlación entre las dos especies de erizo y entre los cangrejos ermitaños y la especie *Monodonta turbinata*.

Tabla 6.5 Resultados del coeficiente de correlación de Spearman entre los invertebrados bentónicos potencialmente competidores. Per_gib.- *Percnon gibbesi*; Par_mar.- *Pachygrapsus marmoratus*; Eri_ver.- *Eriphia verrucosa*; Can_pag.- *Cancer pagurus*; Ermi.- *Ermitaño*; Arb_lix.- *Arbacia lixula*; Par_liv.- *Paracentrotus lividus* y Mon_tur.- *Monodonta turbinata* *P<0,05; **P<0,01.

	Per_gib	Pac_mar	Eri_ver	Can_pag	Ermi	Arb_lix	Par_liv	Mon_tur
Per_gib	1	-0,26	-0,1	0,02	0,23	-0,06	-0,15	-0,24
Par_mar	,	1	0,28	0,24	0,02	0,1	0,16	0,11
Eri_ver	,		1	0,04	0,28	*-0,34	*-0,40	0,15
Can_pag	,			1	-0,2	0,09	-0,15	-0,17
Ermi	,				1	-0,09	0,03	*0,40
Arb_lix	,					1	**0,51	-0,23
Par_liv	,						1	-0,03
Mon_tur	,							1

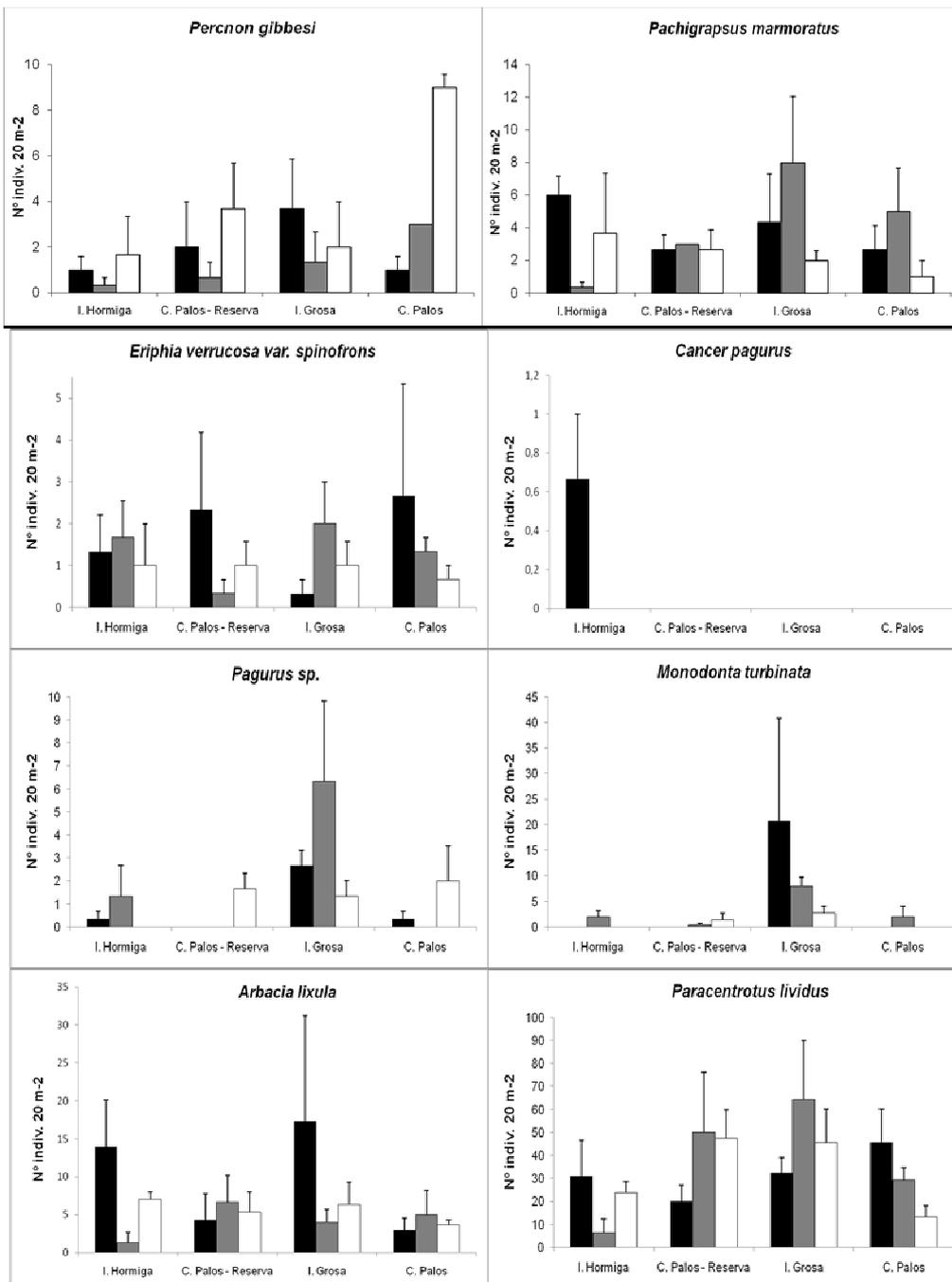


Tabla 6.6 Resultados del análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Protección, Insularidad y Sitio sobre las especies de invertebrados bentónicos potencialmente competidores. Pr.- protección; In.- insularidad; Si.- sitio; g.l.- grados de libertad; MC.- Media cuadrática; * $P < 0,05$; ^Transformación (ln x+1); " Test cockrna significativo $P < 0,05$; ^fTest cockran significativo $P < 0,01$.

Especie		<i>Percnon gibbesi</i>		<i>Pachygrapsus marmoratus</i>		<i>Eriphia verrucosa</i> [^]	
Fuente	g,l	MC	F	MC	F	MC	F
Pr	1	28,44	1,77	5,44	0,34	0,0018	0,01
In	1	21,78	1,35	13,44	0,84	0,0000	0,00
Pr×In	1	1,78	0,11	4	0,25	0,0745	0,34
Si(Pr×In)	8	16,11	*2,8	16	1,22	0,2223	0,44
RES	24	5,75		13,17		0,5026	
TOT	35						

Especie		<i>Arbacia lixula</i> [^]		<i>Paracentrotus lividus</i>		<i>Monodonta turbinata</i> ^{^f}		<i>Ermitaño</i> ^{^"}	
Fuente	g,l	MC	F	MC	F	MC	F	MC	F
Pr	1	0,0072	0,01	6846944	0,96	36407	*6,23	21273	3,99
In	1	11221	1,20	13611	0,00	46747	*8,01	13612	2,55
Pr×In	1	0,2253	0,24	3043361	4,25	41085	*7,04	17513	3,28
Si(Pr×In)	8	0,9325	0,94	7169167	1,22	0,5840	0,79	0,5338	1,42
RES	24	0,9889		5874167		0,7359		0,3755	
TOT	35								

Figura 6.9 Valores medios de abundancia (\pm error típico) por localidad y sitio de las diferentes especies de invertebrados bentónicos censados en el presente estudio.





Exceptuando el caso de la especie *Monodonta turbinata*, no hay diferencias significativas de abundancia entre los tratamientos de los factores considerados (Protección, Insularidad y Sitio) para las especies estudiadas (Tabla 6.6). En el caso de *M. turbinata*, una mayor abundancia de esta especie en los tres sitios de la isla Grosa (Fig. 6.9) da como resultado la significación estadística de la interacción Protección x Insularidad (Tabla 6.6). Además, podemos destacar que para *Percnon gibbesi*, el factor Sitio sí que va a tener una gran influencia para la población ($P = 0,024$), debido quizás a la gran variabilidad espacial a escala fina observada para el hábitat (Fig. 6.10). Por otra parte, se observa una tendencia (estadísticamente no significativa) a darse más individuos de cangrejo araña en la franja costera que en las islas, a la vez que han resultado más abundantes en el área no protegida que en la protegida (Fig. 6.9).

La Tabla 6.7 nos muestra la media, el rango y el coeficiente de variación de cada variable descriptora del hábitat. Los resultados muestran que, quitando las variables que han dado muy pocos valores distintos de 0 (la cobertura por *Posidonia*, algas vesiculares y guijarros), las variables que han mostrado mayor variabilidad han sido las coberturas por bloques rocosos de diferente tamaño y las correspondientes a algas ramificadas y articuladas.

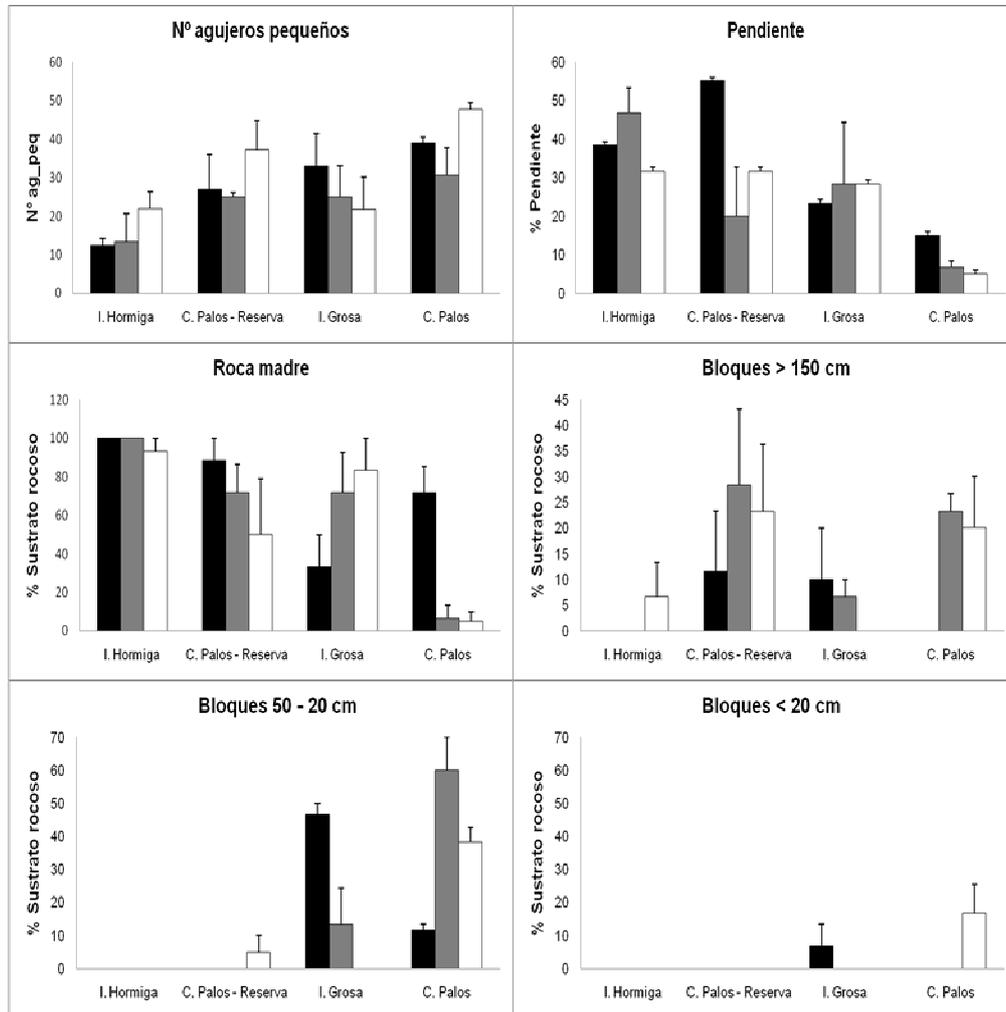
Tabla 6.7 Variación de los valores medios (y su error típico) de los descriptores de la estructura del hábitat, con indicación de su rango variación (valores mínimos y máximos) y coeficiente de variación.

	Media	E.T.	Mín.	Máx.	C.V. (%)
Roca madre	64,6	6,45	0	100	60
Boques grandes	10,8	2,58	0	50	143
Bloques medianos	8,1	2,51	0	50	187
Bloques pequeños	14,6	3,65	0	80	150
Guijarros	1,9	1,11	0	30	344
Agujero pequeño	27,8	2,26	5	51	49
Agujero mediano	9,6	0,90	3	25	56
Agujero grande	2,9	0,42	0	8	85
Pendiente	27,5	4,14	5	85	90
Filamentosa	38,7	1,79	14	58	28
Tubular	21,4	1,72	1	39	48
Incrustante	27,5	2,51	0	64	55
Vesicular	0,1	0,06	0	2	470
Articular	2,4	0,49	0	14	124
Ramificada	9,9	2,10	0	59	128
<i>Posidonia oceanica</i>	0,1	0,06	0	2	600

Al examinarse las correlaciones de Spearman entre variables ambientales (Tabla 6.8), se comprueba que los transectos con una mayor proporción de roca madre son estructuralmente menos complejos (por albergar menos bloques rocosos y agujeros pequeños) y tienen una mayor pendiente. Por lo tanto, el mayor número de agujeros pequeños está ligado a transectos con menor pendiente y presencia de numerosos bloques rocosos de diferente tamaño. Por otra parte, se ha observado una mayor cobertura por algas incrustantes (y por consiguiente una menor cobertura por los demás morfotipos algales considerados excepto para las algas vesiculares y articuladas coralinas) en las áreas con una mayor proporción de bloques rocosos de gran tamaño (>150 cm).

Los diferentes morfotipos algales no muestran diferencias significativas debidas a alguno de los factores considerados al realizarse los análisis de la varianza (Tabla 6.9). En cuanto al número de agujeros, únicamente los de pequeño tamaño han mostrado respuesta significativa a los dos factores principales (protección e insularidad), de modo que ha resultado mayor en transectos realizados fuera de la reserva (frente a la zona protegida) y en la franja costera (comparado con las islas) (Tabla 6.9, Fig. 6.10). Además, la pendiente ha sido significativamente mayor en los transectos realizados dentro de la reserva marina. Asimismo, se ha encontrado una mayor proporción de roca madre en los transectos realizados dentro de la reserva (especialmente en las islas), así como una mayor proporción de bloques rocosos de tamaños comprendidos entre 20 y 50 cm fuera de la reserva, y mayores de 150 cm en los ambientes costeros continentales. Solamente la proporción de roca madre y la de bloques de <20 cm muestran una heterogeneidad significativa a escala fina (entre sitios).

Figura 6.10 Variación espacial de los descriptores de estructura del hábitat rocoso considerados en el presente estudio





En cuanto a los análisis de regresión múltiple, la inclusión de los términos cuadráticos y cúbicos mejora ligeramente el ajuste del modelo respecto a la consideración de los términos lineales únicamente ($R^2_{aj.} = 0,72$ frente a $R^2_{aj.} = 0,63$), pero su interpretación es esencialmente la misma, por lo que nos quedamos con la regresión lineal de primer orden por incorporar menos variables y por tanto resultar un modelo más simple. En ningún caso el análisis de residuos mostró observaciones demasiado influyentes (por tener altos valores del estadístico de Cook) ni puntos extremos (*outliers* o *leverage points*). Con ello, la abundancia de *Percnon gibbesi* ha mostrado una relación negativa con el porcentaje de cobertura por roca madre, y positiva con el número de agujeros pequeños y la superficie recubierta por algas incrustantes (Tabla 6.10).

Tabla 6.10 Resultados del análisis de regresión múltiple dando cuenta de la influencia de las variables descriptoras del hábitat sobre la especie *Percnon gibbesi*.

	Coeficiente	Error estandar	P	$R^2_{aj.}$
Rmadre	-0,0251	0,0109	0,028	0,6297
Ag_peq	0,0696	0,0292	0,023	
Incrust	0,0816	0,0226	0,001	
	Coeficiente	Error estandar	P	$R^2_{aj.}$
Rmadre2	$-1,85 \cdot 10^{-4}$	$8,79 \cdot 10^{-5}$	0,0435	0,7203
Incrust2	0,0013	$3,20 \cdot 10^{-4}$	0,0005	
Ag_peq3	$3,87 \cdot 10^{-5}$	$9,73 \cdot 10^{-6}$	0,0004	
Ag_med3	$-2,06 \cdot 10^{-4}$	$9,94 \cdot 10^{-5}$	0,0382	

6.5 Discusión

6.5.1 Seguimiento de las poblaciones de gorgonias

En las últimas décadas, los ecosistemas costeros se han visto afectados por temperaturas anormalmente altas asociadas al calentamiento global, apareciendo enfermedades epidémicas y episodios de mortalidad en masa. Estas temperaturas anormalmente altas pueden producir un acusado estrés que interrumpe el funcionamiento normal del sistema biológico. Las especies presentan un rango natural de termo tolerancia y responden a las fluctuaciones de temperatura con adaptaciones fisiológicas, bioquímicas y moleculares. Cuando se sobrepasa su límite de tolerancia y además, les es imposible escapar en busca de condiciones más favorables, el estrés fisiológico, acaba dando lugar a enfermedades y mortalidades en masa (Perez 2008; Lejeusne 2010). Por ello, las especies sésiles se ven particularmente afectadas por estos sucesos.

El caso del blanqueamiento de los arrecifes de corales tropicales, por ejemplo, es ampliamente conocido (Hoegh-Guldberg 1999). En el Mediterráneo noroccidental, las gorgonias y las esponjas han sufrido un fenómeno comparable. Los episodios de mortalidad en masa más catastróficos ocurrieron en 1999 y 2003, resultando en la pérdida de más del 50% en densidad y biomasa de gorgonia blanca (Fig. 6). Más recientemente, se han registrado mortalidades en masa también a nivel local en algunas localidades (Cigliano & Gambi 2007; Coma *et al.* 2009; Garrabou *et al.* 2009).

En otoño de 2007, tras 2 años de seguimiento de las poblaciones de gorgonia blanca *Eunicella singularis* y coincidiendo con un calentamiento excepcional de las aguas, se observaron por primera vez indicios de un episodio de mortalidad masiva en las poblaciones de esta gorgonia de la Reserva Marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas. En 2007, el 65 % de las colonias examinadas en la Reserva Marina mostraron signos de mortalidad. La mortalidad dio como resultado la progresiva necrosis del tejido vivo (cenénquima) observándose en un principio los ejes de las colonias afectadas desnudos y posteriormente colonizados por organismos epibiontes (algas y algunas especies de invertebrados). Este episodio de mortalidad excepcional afectó por igual a las poblaciones de la reserva integral y parcial, no siendo la afección tan grave como en otros episodios que sufrieron poblaciones de gorgonia blanca en áreas más septentrionales del Mediterráneo occidental, donde se observaron porcentajes de afección de 65-90% en la costa italiana (Cerrano *et al.* 2000) y de hasta 90% en Provenza y Córcega en 1999 (Perez *et al.* 2000).

Dos años después, las poblaciones de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas se habían recuperado prácticamente, observándose un declive del porcentaje medio de necrosis en las colonias de 13 y 11% (en la reserva integral y la



parcial, respectivamente) a 4% (en ambas localidades de la reserva). Este fenómeno puede ser achacado con toda probabilidad a la capacidad regenerativa de *Eunicella singularis* y a la fragmentación de las ramas necrosadas debido al peso de los epibiontes que colonizaron las mismas. Este efecto tardío, junto a la desaparición de las colonias muertas (principalmente en la reserva integral), explicarían la reducción de la altura media de las colonias (de 30 a 25 cm) y de la densidad durante los dos años siguientes a la mortalidad excepcional, principalmente en las poblaciones de la reserva integral que descendió de 15 a 10 colonias m⁻². En 2010, el grado de afección de las colonias es algo menor (3%) y tanto la altura media de las colonias como la densidad siguen descendiendo.

La persistencia de los efectos de la mortalidad depende en gran medida de la capacidad de recuperación de los organismos involucrados (Cerrano *et al.* 2005). Datos experimentales obtenidos de trasplantes de colonias de *Eunicella* spp. que se vieron afectadas por un episodio de mortalidad masiva mostraron unos valores muy bajos de la capacidad de regeneración del tejido. *Eunicella singularis* mostró los valores más altos (0,03 mm / día de *Eunicella verrucosa* frente a 0,1 mm / día de *Eunicella singularis*) (Cerrano & Bavestrello 2008). Estos valores son de uno o dos órdenes de magnitud menores que en trasplantes de colonias que sufrieron lesiones mecánicas (p. ej. palangre, redes de pesca) (Bavestrello 1997), demostrando que la capacidad regenerativa de las colonias se ve seriamente afectada después del estrés térmico (Cerrano *et al.* 2005)

Teniendo en cuenta datos del impacto y la recuperación de otras poblaciones de gorgonias estudiadas en el Mediterráneo noroccidental, que mostraron un dramático declive en la biomasa de las poblaciones cuatro años después de episodios de mortalidades masivas (Cerrano *et al.* 2005; Linares *et al.* 2005; Coma *et al.* 2006; Garrabou *et al.* 2009; Cigliano & Gambi, 2007), y la tendencia actual de calentamiento global con el consecuente incremento de la frecuencia y la persistencia de anomalías climáticas tales como olas de calor (Stott *et al.* 2004; Deque 2007; Diffenbaugh *et al.* 2007; IPCC 2007) que podrían tener severas consecuencias para la viabilidad de las poblaciones afectadas (Linares *et al.* 2007), se impone la necesidad de continuar con el seguimiento periódico del estado de salud de las poblaciones de gorgonias existentes en la reserva marina.

6.5.2 Distribución y abundancia de *Percnon gibbesi*

En el presente estudio se ha puesto de manifiesto que el cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* tiende a ser más abundante en el área no protegida y en la franja costera, y también en aquellas zonas en las que otras especies de cangrejo están en menor número, aunque la especie alóctona muestra abundancias similares a otras especies autóctonas; sin embargo, estas relaciones no han resultado estadísticamente significativas. Por otra parte, la abundancia de esta especie ha mostrado una gran variabilidad a escala espacial fina (entre sitios). Al relacionarla con su hábitat, el cangrejo araña se encuentra en mayor número en áreas de poca pendiente, estructuralmente complejas (por el hecho de haber un gran número de agujeros pequeños) y en las que dominan las algas calcáreas incrustantes.

Uno de los principales objetivos de este trabajo es la investigación sobre los efectos de la protección e insularidad sobre las comunidades de decápodos bentónicos. Este tipo de investigaciones no son muy comunes para ambientes bentónicos, pero sí para las poblaciones de peces, para los cuales se ha puesto en evidencia a menudo un claro efecto de las medidas de protección pesquera sobre la abundancia y biomasa de especies de interés comercial (García-Charton *et al.* 2008). Por otra parte, en los peces las diferencias en los hábitats suelen ser las responsables de una gran parte de las diferencias observadas a escalas fina e intermedia (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001). Relacionados con las comunidades bentónicas, algunos estudios han encontrado resultados que dependen directamente del tamaño de las AMPs (Edgar & Barret 1999), pero otros, directamente, no encontraron ningún resultado relacionado con el efecto de la protección (Benedetti-ecchi *et al.* 2003).

En nuestro caso no se encontró ninguna diferencia significativa de la abundancia de los invertebrados bentónicos entre los factores considerados. Tal resultado puede deberse a que, contrariamente a las islas Hormigas (que constituyen la reserva integral, en la cual toda actividad está prohibida), la parte costera del área protegida en realidad no goce de una protección efectiva, debido a la presión por bañistas, la recolección de invertebrados como “souvenirs” y la presencia de pescadores recreativos. Por ejemplo, la pesca deportiva puede disminuir el número de individuos de especies predatoras de erizos, como *Diplodus sp.*, y por lo tanto estos pueden aumentar considerablemente su abundancia, al carecer de la presión de depredación (Ceccherelli *et al.* 2006). Por otra parte, las diferencias observadas entre la parte insular y la costera de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en cuanto a la respuesta de los peces (mucho más abundantes en la reserva integral) también ha podido enmascarar el efecto de la protección sobre los invertebrados, los cuales pueden verse influidos por cascadas tróficas derivadas de la acción de los depredadores. Nuestros resultados han sido significativos para una especie (la peonza,



Monodonta turbinata). Su mayor abundancia en isla Grosa resulta difícil de explicar dada la ausencia de estudios ecológicos de esta especie que puedan explicar su distribución, aunque se puede avanzar que las diferencias observadas podrían producirse por darse en esta localidad determinadas características del hábitat (Underwood, 2004), más favorables para esta especie.

Las tendencias no significativas a encontrar más individuos de *Percnon gibbesi* en la costa y en las zonas no protegidas admiten diversas explicaciones. Una posible explicación a la mayor abundancia en las costas continentales podría ser que las islas ofrecen ambientes menos perturbados por acciones antrópicas debido a su difícil acceso, a las diferencias entre los procesos hidrodinámicos (corrientes y exposición al oleaje), así como a la posible existencia de interacciones bióticas (Ceccherelli *et al.* 2005). La distancia de la costa a la isla también podría ser una buena explicación a la menor abundancia de *Percnon gibbesi* en las islas, dificultando la llegada de propágulos (huevos y/o larvas) a las zonas más alejadas; pero cabe destacar que la vida larvaria de esta especie es muy larga (Pipitone *et al.* 2001). Por lo tanto, resulta necesario realizar trabajos encaminados al estudio de sus estrategias de dispersión y de reclutamiento.

Una posible explicación a la diferencia de abundancia del cangrejo araña entre el área protegida y la no protegida sería que los ambientes prístinos brindan una barrera a la introducción de especies, debido a que presentan una mayor estructuración y diversidad de las comunidades (Occhipinti & Savini 2003). Esto mismo puede estar ocurriendo con *Percnon gibbesi* y la ausencia de depredadores naturales, al tratarse de una especie alóctona. Además., existe un fenómeno denominado “susceptibilidad regional a la invasión” (Smith *et al.* 1999), es uno de los factores que va a determinar el éxito o fracaso de una invasión y que está relacionado con las perturbaciones que favorecen el debilitamiento de las comunidades y por lo tanto la entrada de organismos foráneos. Al estar más cerca de los focos de contaminación o de actividades humanas, las comunidades pueden debilitarse y permitir la ocupación de nichos por parte de organismos alóctonos.

Por otra parte, el cangrejo araña ha mostrado una gran heterogeneidad entre sitios, probablemente influida por la enorme heterogeneidad espacial de los fondos rocosos litorales; según nuestros resultados, esta especie es más abundante donde hay poca pendiente, una cobertura del sustrato dominada por algas calcáreas incrustantes y con tamaños de roca variables, y un gran número de agujeros pequeños. Este resultado concuerda con lo observado por (Pipitone *et al.* 2001) en Sicilia. Estos autores destacan asimismo que la especie *Percnon gibbesi* presenta una distribución agregada asociada a un patrón de agregación de 2 a 5 individuos en los fondos preferidos. Estas agregaciones se han podido observar para otro tipo de organismos, y

vienen determinadas por la estructura y características del hábitat (Valle *et al.*, 2003). Otros trabajos muestran que, a menor escala espacial, los factores biológicos (competencia, depredación, reclutamiento) se hacen más patentes que los factores físicos (Wiens 1989), y quizá sea por este motivo por el cual no hemos podido encontrar diferencias significativas entre los factores elegidos y si entre los sitios seleccionados. La heterogeneidad ambiental a escala fina, determinada por cambios de las variables ambientales y por lo tanto de los micro-hábitats que determinan, y que le proporcionan espacio para diferentes fines (agregación, guarida, alimentación...) dan lugar a esta variabilidad de abundancias (Tlig-Zouari *et al.* 2010). Estas diferencias a escala fina en los sitios anidados dentro de las localizaciones también fueron encontradas por Kelaher & Castilla (2005) para comunidades macrofaunales del norte de Chile.

Los resultados de nuestro estudio indican que la abundancia de *Percnon gibbesi* (2,4 indiv 20m⁻²) es muy similar a otras especies autóctonas como *Pachygrapsus marmoratus* (3,4 indiv 20m⁻²) o *Eriphia verrucosa* (1,3 indiv 20 m⁻²). Estas observaciones difieren de los resultados de Deudero *et al.* (2005), quienes contabilizaron un total de 3 indiv m⁻² para *P. gibbesi* frente a 0,4 indiv m⁻² de *P. marmoratus*. Esta diferencia bien pudiera deberse, entre otras causas, a que la zona estudiada comprende la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas y la zona adyacente a ésta, y quizá, las comunidades aquí establecidas gocen de un buen estado de salud y oponen una buena resistencia a la invasión por ofrecer una barrera natural a la propagación de especies alóctonas (Occhipinti & Savini 2003), de tal manera que frenan el impacto que estas especies pueden provocar. Por otra parte, es posible que los hábitats entre los posibles competidores potenciales puedan estar solapados, pero no exista una interferencia directa en cuanto a requerimientos alimenticios y comportamentales (Deuderó *et al.*, 2005). *Eriphia verrucosa* suele localizarse en grietas del infralitoral en zonas con una cobertura de algas bien desarrolladas, *P. gibbesi* lo hace en grietas con una cobertura de algas incrustantes y *Pachygrapsus marmoratus* en grietas de la zona supralitoral o de rompiente (Flores & Paula 2001). Algunos autores como Sciberras & Schembri (2007b) han estudiado la relación entre *P. gibbesi* y *P. marmoratus*; según este estudio, ambas especies pueden aparecer en un mismo sitio, aunque repartiéndose el espacio (estando *P. marmoratus* en la zona emergida mientras que *P. gibbesi* se encuentra en la parte sumergida de la zona mediolitoral e infralitoral somero). En los combates observados en los experimentos de Sciberras & Schembri (2007b), *P. marmoratus* siempre ganaba a *P. gibbesi*, a no ser que el tamaño de éste último fuera mayor. Es por esto que el éxito de colonización de *P. gibbesi* está limitado a zonas sumergidas que no están ocupadas por *P. marmoratus*, pues éste pasa la mayor parte del tiempo en la zona emergida. Pese a los datos de este estudio y las observaciones de Sciberras & Schembri (2007b) acerca del comportamiento de *P. marmoratus* frente a *P. gibbesi*,



podemos observar que existe tendencia a haber más cangrejos araña en lugares en los que hay menos cangrejos autóctonos. Este resultado habrá de ser corroborado mediante estudios adicionales y sostenidos en el tiempo. Por otra parte, el estudio de las invasiones que se producen en las zonas costeras todavía no han identificado la extinción de una especie nativa por parte de una extranjera, y por consiguiente, la pérdida de biodiversidad (Briggs 2006). Por ejemplo, el camarón *Alpheus glaber* es un decápodo nativo del Mediterráneo que se suele encontrar entre los 30 y 150 metros de profundidad, desde la llegada de *Alpheus rapacida*, la especie nativa se suele encontrar a partir de los 50 m, pues la alóctona se halla entre los 15 y 50 metros (Briggs 2006). En la bahía de San Francisco, la introducción del crustáceo *Carcinus maenas* ha reducido la abundancia de varios invertebrados nativos, pero también se han registrado aumentos significativos de dos especies de anélidos y otras especies de crustáceos del orden Tanaidacea (Grosholz *et al.* 2000). Si bien algunas especies pueden ver afectada su área de distribución o su abundancia, en ningún caso se está produciendo una pérdida de la biodiversidad.

Entre los objetivos de las AMPs se cuenta la preservación de ecosistemas como seguro frente a cambios ambientales, entre los que se cuenta la introducción de especies alóctonas potencialmente invasoras, dada la comentada resistencia de las comunidades bien desarrolladas a dichas introducciones. Sin embargo, ello se ha de complementar con la adopción de medidas encaminadas a frenar la introducción de especies alóctonas, así como evitando impactos que provoquen las perturbaciones que se producen alrededor de la propia AMP, ya que un área protegida no es capaz de aguantar mucho tiempo intacta si en sus inmediaciones no se preservan unas condiciones óptimas. Para el caso de las especies introducidas, se deben aplicar programas de legislación y cuarentena de manera estricta y no mediante las prácticas laxas que se producen hoy en día. De la misma manera se debería de actuar contra la urbanización costera y el vertido de residuos, entre otros muchos factores (Boudouresque & Velarque 2002).

El presente estudio aporta pues, nuevos datos a las observaciones anteriores sobre la introducción de especies, y particularmente sobre *Percnon gibbesi* en el Mediterráneo, ampliando los conocimientos sobre el efecto de la protección y la insularidad en su distribución, sobre el impacto en la fauna nativa y la reinfluencia del hábitat. Algunas sugerencias para futuros estudios irían encaminadas a los programas de erradicación en sus hábitats preferidos, vigilancia y control de la abundancia de especies nativas afines, relaciones interespecíficas con especies similares, y estudio de su dispersión y reclutamiento. En cuanto a su erradicación, una posible vía a explorar es su explotación comercial para uso en acuariofilia (Calado 2006; Félix-Hackradt *et al.* 2010).



7 Conclusiones

- Una serie de especies de peces de interés comercial y ecológico (meros, dentones, corvas, etc.) ven aumentar sus efectivos numéricos año tras año, lo cual se traduce también en incrementos de abundancia de los correspondientes grupos tróficos (principalmente macro- y mesocarnívoros) y categorías de ocupación del espacio. En cambio, otras especies (pequeños serranos y lábridos, herbívoros, planctonófagos y otros espáridos) muestran una tendencia temporal a la disminución de sus abundancias, poniendo de relieve una respuesta funcional del poblamiento de peces a las medidas de protección pesquera, la cual merece ser explorada en el futuro. La influencia del hábitat estructural sobre las abundancias de peces es, sin embargo, tan o más importante que la protección a la hora de explicar la estructura de la comunidad de peces (es decir, la identidad y abundancia relativa de las especies que aparecen en la reserva marina).
- Se han caracterizado los períodos y hábitats preferentes de reclutamiento de un gran número de especies de peces en la reserva marina y en zonas cercanas no protegidas (teniendo en cuenta además la posible influencia de la insularidad sobre este proceso). Las medidas de protección no inciden especialmente en el reclutamiento dentro del área de estudio, siendo más importante el hecho de que los fondos estudiados sean islas e islotes o, por el contrario, se encuentran en áreas costeras.
- Las trampas de luz para captura de post-larvas de peces se ha revelado como una herramienta de gran utilidad para la caracterización de la variabilidad espacial y temporal de las primeras fases del ciclo de vida de las especies objeto de protección, etapas que son cruciales para explicar su dinámica poblacional. Se confirma pues el interés de profundizar en este tipo de estudios.
- Se ha caracterizado de un modo más pormenorizado la estructura poblacional, distribución espacial y relaciones mutuas de abundancia de las especies de serránidos (meros y serranos) que habitan en la reserva marina, y su comparación con un área no protegida (cabo Tiñoso). Los primeros estudios de marcaje externo han rendido prometedores resultados para conocer mejor las pautas de movilidad de estas especies dentro de la reserva y en las inmediaciones de la misma.
- El estudio realizado en base en encuestas a la comunidad local de pescadores artesanales, apelando a su memoria, ha desvelado la verdadera magnitud de los cambios acaecidos durante los últimos 50 años en la abundancia de las capturas de

especies pesqueras. Se estima que las capturas alcanzaron sus máximos en la década de los 60, y han disminuido en cerca de un 80% en comparación con esa época, a la vez que un buen número de especies antes muy comunes en la composición de las capturas, se han perdido o han disminuído drásticamente sus abundancias. Además, las capturas de especies emblemáticas de la pesca local como meros, gallinetas, salmonetes, lechas y corvas han disminuído entre un 50 y más de un 90% en el mismo período, aunque una especie importante, el dentón, en cambio, ha visto aumentar sus capturas al doble de lo pescado en los años 50. Resulta relevante comprobar que la opinión de los pescadores acerca de las bondades de la reserva marina va mejorando a medida que disminuye la edad de los encuestados.

- Se ha caracterizado, de un modo preliminar y cualitativo, la flota pesquera artesanal que faena en las inmediaciones del cabo Tiñoso. Estos datos habrán de completarse en el futuro con datos cuantitativos de CPUE y distribución espacial del esfuerzo pesquero, obtenidos mediante embarques, y reflejados en un Sistema de Información Geográfica. Estos datos constuirán un necesario estado cero con el que contrastar los efectos de lo que será la próxima reserva marina de interés pesquero de la Región de Murcia. Especial atención merece la almadraba de La Azohía, por su doble interés pesquero y cultural.
- La utilización del briozoo *Myriapora truncata* como indicador de presión antrópica debida a la frecuentación por buceadores recreativos (actividad ésta que aumenta año tras año de modo imparable en la reserva marina) ha rendido prometedores resultados, habiéndose observado una tendencia a una menor densidad y desarrollo de las colonias en los sitios en los que dicha actividad está permitida; dicha tendencia, sin embargo, se encuentra enmascarada por la enorme variabilidad espacial de estos parámetros, así como por la influencia del hábitat estructural (rugosidad, pendiente del sustrato rocoso) y de la profundidad. Este primer estudio permitirá afinar en el programa de muestreo para que esta especie pueda ser utilizada como indicador de impacto del submarinismo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.
- Las poblaciones de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) han mostrado una remarcable capacidad de recuperación tras el episodio de mortalidad acaecido en 2007, como consecuencia de un probable calentamiento anómalo de las aguas profundas (> 30 m) de la reserva marina. No obstante, teniendo en cuenta datos del impacto y la recuperación de otras poblaciones de gorgonias estudiadas en el Mediterráneo noroccidental, y la tendencia actual de calentamiento global con el consecuente incremento de la frecuencia y la persistencia de anomalías climáticas que podrían tener severas consecuencias para la viabilidad de las poblaciones



afectadas, se impone la necesidad de continuar con el seguimiento periódico del estado de salud de las poblaciones de gorgonias existentes en la reserva marina.

- El estudio de la distribución del cangrejo alóctono *Percnon gibbesi* ha puesto de manifiesto que tiende a ser más abundante fuera de la reserva marina, aunque la gran variabilidad espacial a escala fina enmascara la significación estadística de dicha tendencia. De confirmarse esta pauta, podría significar que la mejor estructuración de las comunidades protegidas sirve de barrera a la expansión de esta especie, y, por extensión, sirve para limitar la ampliación de su rango de distribución geográfica, y, sobre todo, la posibilidad de que estas especies alóctonas pudieran devenir en invasoras (por causar daños en las especies o comunidades autóctonas). Por otra parte, se ha caracterizado el hábitat preferencial de esta especie, con lo que su seguimiento puede realizarse de un modo más dirigido y con un plan de muestreo más robusto y capaz de caracterizar su dinámica temporal en los próximos años.



8 Bibliografía

- Abdulla A, Gomei M, Maison E, Pianté C (2008) Status of Marine Protected Areas in the Mediterranean Sea. IUCN-Málaga y WWF-Francia, 152 pp.
- Agardy T (2005) Global marine conservation policy versus site-level implementation: the mismatch of scale and its implications. *Mar Ecol Prog Ser* 300: 242-248.
- Ainsworth CH, Pitcher TJ, Rotinsulu C (2008) Evidence of fishery depletions and shifting cognitive baselines in Eastern Indonesia. *Biol Conserv* 141: 848-859.
- Almany GR (2003) Priority effects in coral reef fishes communities. *Ecology* 84: 1920-1935.
- Almany GR (2004) Differential effects of habitat complexity, predators and competitors on abundance and adult coral reef fishes. *Oecologia* 141: 105-113.
- Almany GR, Berumen ML, Thorrold SR, Planes S, Jones GP (2007) Local replenishment of coral reef fish populations in a marine reserve. *Science* 316: 742-744.
- Almany GR, Connolly SR, Heath DD, Hogan JD, Jones GP, McCook LJ, Mills M, Pressey RL, Williamson DH (2009) Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs* 28: 339-351
- Anadón DJ, Giménez A, Ballester R, Pérez I (2009) Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance. *Conserv Biol* 23: 617-625.
- Anderson JT (1988) A review of size-dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *J NW Atl Fish Serv* 8: 55-66.
- Badalamenti F, Ramos AA, Voultziadou E, Sánchez-Lisaso JL, D'Anna G, Pipitone C, Mas J, Ruiz-Fernández JM, Whitmarsh D & Riggio S. 2000. Cultural and socioeconomic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environm Conserv* 27: 110-125
- Ballesteros E (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanog Mar Biol Annu Rev* 44: 123-195.
- Banks SC, Piggott MP, Williamson JE, Bove U, Holbrook NJ, Beheregaray LB (2007) oceanic variability and coastal topography shape genetic structure in a long-dispersing sea urchin. *Ecology* 88: 3055-3064
- Barnett A, Semmens J (2012) Sequential movement into coastal habitats and high spatial overlap of predator and prey suggest high predation pressure in protected areas. *Oikos* (en prensa)
- Battaglia P, Romeo T, Consoli P, Scotti G, Andaloro F (2010) Characterization of the artisanal fishery and its socio-economic aspects in the central Mediterranean Sea (Aeolian Islands, Italy). *Fish Res* 102: 87-97.
- Baum JK, Myers RA (2004) Shifting baselines and the decline of pelagic sharks in the Gulf of Mexico. *Ecol Lett* 7: 135-145
- Baum JK, Worm B (2009) Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. *J Anim Ecol* 78: 699-714

- Bavestrello G, Cerrano C, Zanzi D, Cattaneo-Vietti R (1997) Damage by fishing activities to the gorgonian coral *Paramuricea clavata* in the Ligurian Sea. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 7: 253–262
- Benedetti-Cecchi L, Bertocci I, Micheli F, Maggi E, Fosella E, Vaselli S (2003) Implications of spatial variability of marine protected areas (MPAs): examples from assemblages of rocky coasts in the northwest Mediterranean. *Mar Environ Res* 55: 429–458
- Berg B (2001) *Qualitative research methods for the social sciences*. Needham Heights, C.A: Allyn y Bacon.
- Bergmann M, Hinz H, Blyth RE, Kaiser MJ, Rogers SI, Amstrong M (2004) Using knowledge from fishers and fisheries scientists to identify possible groundfish 'Essential Fish Habitats'. *Fish Res* 66: 373-379.
- Berkes F, Colding J, Folke C (2000) Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecol Appl* 10: 1251-1262.
- Bianchi CN (2007) Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* 193: 7-21.
- Botsford LW, Brumbaugh DR, Grimes C, Kellner JB, Largier J, O'Farrell MR, Ralston S, Soulanille E, Wespestad V (2009a) Connectivity, sustainability, and yield: bridging the gap between conventional fisheries management and marine protected areas. *Rev Fish Biol Fisheries* 19: 69-95
- Botsford LW, White JW, Coffroth MA, Paris CB, Planes S, Shearer TL, Thorrold SR, Jones GP (2009b) Connectivity and resilience of coral reef metapopulations in marine protected areas: matching empirical efforts to predictive needs. *Coral Reefs* 28: 327-337
- Boudouresque CF, Verlaque M (2002) Biological pollution in the Mediterranean Sea: invasive versus introduced macrophytes. *Mar Poll Bull* 44: 32-38.
- Boudreau SA, Worm B (2010) Top-down control of lobster in the Gulf of Maine: insights from local ecological knowledge and research surveys. *Mar Ecol Prog Ser* 403: 181-191.
- Briggs JC (2006) *Marine biogeography and ecology: invasions and introductions*. *J Biogeo* 34: 193-198.
- Briquet-Laugier JC, Chancollon O, Cottalorda JM, Francour P (2007) Vers une évaluation économique du mérrou en Méditerranée? In: Francour P, Gradiot J (eds) *Second International Symposium on the Mediterranean Groupers*. Nice University publ, Nice, 21-24.
- Browman HI, Stergiou KI (2004) Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. *Mar Ecol Prog Ser* 274: 269-303.
- Brown-Saracino J, Peckol P, Curran HA, Robbart ML (2007) Spatial variation in sea urchins, fish predators, and bioerosion rates on coral reefs of Belize. *Coral Reefs* 26: 71-78.
- Bunce L, Townsley P, Pomeroy R, Pollnac R (2000) *Socioeconomic manual for coral reef management*. IUCN. The World Conservation Union. Australian Institute of Marine Science. Townsville, Australia: NOAA
- Calado R (2006) Marine ornamental species from European waters: a valuable overlooked resource or a future threat for the conservation of marine ecosystems? *Sci Mar* 70: 389-398.



- Caley MJ (1998) Age specific mortality rates in reef fishes: evidence and implications. *Aust J Ecol* 23: 241-245.
- Caley MJ, Carr MH, Hixon MA, Hughes TP, Jones GP, Menge BA (1996) Recruitment and the local population dynamics of open marine populations. *Ann Rev Ecol Syst* 27: 477–500.
- Cannicci S, Garcia L, Galil BS (2006) Racing across the Mediterranean – first record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) in Greece. *Mar Biodiv Record* 1: 32.
- Ceccherelli G, Casu D, Pala D (2006) Evaluating the effects of protection on two benthic habitats at Tavolara-Punta Coda Cavallo MPA (North-East Sardinia, Italy). *Mar Environ Res* 61: 171 – 185.
- Cerrano C, Arillo A, Azzini F, Calcinaï B, Castellano L, Muti C, Valisano L, Zega G, Bavestrello G (2005) Gorgonian population recovery after a mass mortality event. *Aquat Conserv Mar Freshw Res* 15: 147-157.
- Cerrano C, Bavestrello G (2008) Medium-term effects of die-off of rocky benthos in the Ligurian Sea. What can we learn from gorgonians? *Chem Ecol* 24:73–82
- Cerrano C, Bavestrello G, Bianchi CN, Cattaneo-Vietti R, Bava S, Morganti C, Morri C, Picco P, Sara G, Schiaparelli S, Siccardi A, Sponga F (2000) A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (NW Mediterranean), summer 1999. *Ecol Lett* 3:284–293
- Chapman MR, Kramer DL (2000) Movements of fishes within and among fringing coral reefs in Barbados. *Environ Biol Fish* 57: 11-24
- Cheminée A, Francour P, Harmelin-Vivien M (2011) Assessment of *Diplodus* spp. (Sparidae) nursery grounds along the rocky shore of Marseille (France, NW Mediterranean). *Sci Mar* 75: 181-188.
- Cigliano M, Gambi MC (2007) The long hot summer. A further mortality event of gorgonians along the Phlaegrean Islands (Tyrrhenian Sea). *Biol Mar Mediterr* 14: 292-293.
- Cimmaruta R, Bondanelli P, Nascetti G (2005) Genetic structure and environmental heterogeneity in the European hake (*Merluccius merluccius*). *Mol Ecol* 14: 2577-2591.
- Claudet J, García-Charton JA, Lenfant P (2011) Combined effects of levels of protection and environmental variables at different spatial resolutions on fish assemblages in a marine protected area. *Conserv Biol* 25: 105-114.
- Claudet J, Guidetti P (2010a) Improving assessments of marine protected areas. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 20: 239-242.
- Claudet J, Guidetti P (2010b) Fishermen contribute to protection of marine reserves. *Nature* 464: 673.
- Claudet J, Lenfant P, Schrimm M (2010a) Snorklers impact on fish communities and algae in a temperate marine protected area. *Biodiv Conserv* 19: 1649-1658.
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: size and age do matter. *Ecol Lett* 11: 481-489.

- Claudet J, Osenberg CW, Domenici P, Badalamenti F, Milazzo M, Falcón JM, Bertocci I, Benedetti-Cecchi L, García-Charton JA, Goñi R, Borg JA, Forcada A, De Lucia A, Pérez-Ruzafa Á, Afonso P, Brito A, Guala I, Le Diréac’h L, Sánchez-Jerez P, Somerfield PJ, Planes S (2010b) Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecol Appl* 20: 830-839.
- Cochrane KL (Ed.) (2005) Guía del administrador pesquero: Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Documento Técnico de Pesca nº 424. Roma, FAO. 231 pp.
- Coll J, Linde M, García-Rubies A, Riera F, Grau AM (2004) Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): species affected and catch evolution during the period 1975–2001. *Fish Res* 70: 97-111.
- Colloca F, Crespi V, Cesari S, Coppola SR. 2004. Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fish Res* 69: 359-369.
- Coma R, Linares C, Ribes M, Diaz D, Garrabou J, Ballesteros E (2006) Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 327: 51-60.
- Coma R, Pola E, Ribes M, Zabala M (2004) Long-term assessment of the patterns of mortality of a temperate octocoral in protected and unprotected areas: a contribution to conservation and management needs. *Ecol Appl* 14: 1466-1478.
- Coma R, Ribes M (2003) Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos* 101: 205-215.
- Coma R, Ribes M, Gili JM, Zabala M (2000) Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends Ecol Evol* 15: 448-453.
- Coma R, Ribes M, Serrano E, Jiménez E, Salat J, Pascual J (2009) Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean PNAS 106: 6176-6181.
- Cooke SJ, Cowx IG (2006) Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biol Conserv* 128: 93-108.
- Cowen RK (2001). Oceanographic Influences on larval dispersal and retention and their consequences for population connectivity. In: Sale PF (ed) *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem*. San Diego: Academic Press. pp. 171-199.
- Cowen RK, Paris CB, Srinivasan A (2006). Scaling of connectivity in marine populations. *Science* 311: 522-527.
- Crec’hriou R, Alemany F, Roussel E, Chassanite A, Marinaro JY, Mader J, Rochel E, Planes S (2010) Fisheries replenishment of early life taxa: potential export of fish eggs and larvae from a temperate marine protected area. *Fish Oceanogr* 19: 135-150.
- Crec’hriou R, Bonhomme P, Criquet G, Cadiou G, Lenfant P, Bernard G, Roussel E, Le Diréac’h L, Planes S (2008) Spatial patterns and GIS habitat modelling of fish in two French Mediterranean coastal areas. *Hydrobiologia* 612: 135-153.
- Crocetta F, Colamonaco G (2008) *Percnon gibbesi* (Crustacea: Decapoda) and *Aplysia dactylomela* (Mollusca: Gastropoda) in the Taranto Gulf (Italy, Ionian Sea): new populations incoming. JMBA2 published online.



- Cupido R, Cocito S, Sgorbini S, Bordone A, Santangelo G (2007) Response of a gorgonian *Paramuricea clavata* population to mortality events: recovery or loss? *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 18: 984-992.
- Curley BG, Gillings MR (2009). Population connectivity in the temperate damselfish *Parma microlepis*: analyses of genetic structure across multiple spatial scales. *Mar Biol* 156: 381-393.
- Dayton PK, Tegner MJ, Edwards PB & Raiser KL. (1998) Sliding baselines, ghosts and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecol App* 8: 309-322.
- Deque M (2007) Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: model results and statistical correction according to observed values. *Global Planet Change* 57: 16-26.
- Deudero S, Frau A, Cerdá M, Hampel H (2005) Distribution and densities of the decapod crab *Percnon gibbesi*, an invasive Grapsidae, in western Mediterranean waters. *Mar Ecol Prog Ser* 285: 151-156.
- Diffenbaugh NS, Pal JS, Giorgi F, Gao XJ (2007) Heat stress intensification in the Mediterranean climate change hotspot. *Geophys Res Lett* 34: 1-6.
- Dixson DL, Jones GP, Munday PL, Planes S, Pratchett MS, Srinivasan M, Syms C, Thorrold SR (2008) Coral reef fish smell leaves to find island homes. *Proc. R. Soc. B* 275: 2831-2839.
- Doherty PJ, Dufour V, Galzin R, Hixon MA, Meekan MG, Planes S (2004) High mortality during settlement is a population bottleneck for a tropical surgeonfish. *Ecology* 85: 2422-2428.
- Dorenbosch M, Verberk WCEP, Nagelkerken I, van der Velde G (2007) Influence of habitat configuration on connectivity between fish assemblages of Caribbean seagrass beds, mangroves and coral reefs. *Mar Ecol Prog Ser* 334: 103-116.
- Edgar GJ, Barrett NS (1999) Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *J Exper Mar Biol Ecol* 242: 107-144.
- Elkrwe HM, Elhawaj HM, Galil BS, Ben-Abdallah A (2008) The first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Plagusidae) from the southern rim of the Mediterranean. *Aquat Invas* 3: 243-245.
- Eristhee N, Oxenford HA (2001) Home range size and use of space by Bermuda chub *Kyphosus sectatrix* (L.) in two marine reserves in the Soufrière Marine Management Area, St Lucia, West Indies. *J Fish Biol* 59 (Supplement A): 129-151.
- Félix-Hackradt F, Hackradt C, Treviño-Otón J, García-Charón JA (2011) New register of continued expansion of *Percnon gibbesi* (Crustacea : Decapoda: Grapsidae) into Western Mediterranean waters. *Mar Biodiv Record* 3: e22
- Félix-Hackradt FC, Hackradt CW (2008) Populational study and monitoring of the goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822), in the coast of Paraná, Brazil. *Braz J Nature Conserv* 6: 141-156.
- Ferguson MAD, Williamson RG, Messier F (1998) Inuit knowledge of long-term changes in a population of arctic tundra Caribou. *Arctic* 51: 201-219.
- Flores AAV, Paula J (2001) Intertidal distribution and species composition of brachyuran crabs at two rocky shores in central Portugal. *Hydrobiologia*, 449:171–177.

- Forcada A, Valle C, Bonhomme P, Criquet G, Cadiou G, Lenfant P, Sánchez-Lizaso JL (2009) Effects of habitat on spillover from marine protected areas to artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 379: 197-211.
- Francour P, Harmelin JG, Pollard D, Sartoretto S (2001) A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: sitting, usage, zonation and management. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 11: 155-188.
- Fraschetti S, Terlizzi A, Bussotti S, Guarnieri G, D'Ambrosio P, Boero F (2005) Conservation of Mediterranean seascapes: Analyses of existing protection schemes. *Mar Environment Res* 59: 309-332.
- Gadgil M, Berkes F, Folke C (1993) Indigenous knowledge for biodiversity conservation. *Ambio* 22: 151-156.
- Galil BS (2008) Alien species in the Mediterranean Sea—which, when, where, why? *Hydrobiologia*, 606: 105-116.
- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Espejo-Cayuela 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 JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Pérez Ruzafa A, Marcos C (2006) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Pérez-Ruzafa A, Marcos C (2007) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Treviño J, Cenci E, Viadero M (2008) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa Á (1999) Ecological heterogeneity and the evaluation of the effects of marine reserves. *Fish Res* 42: 1-20
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa Á (2001) Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Mar Biol* 138: 917-934.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa Á, Marcos C, Claudet J, Badalamenti F, Benedetti-Cecchi L, Falcón JM, Milazzo M, Schembri PJ, Stobart B, Vandeperre F, Brito A, Chemello R, Dimech M, Domenici P, Guala I, LeDiréach L, Maggi E, Planes S (2008) Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on populations, communities and ecosystems? *J Nat Conserv* 16: 193-221.
- García-Charton JA, Viadero M, Esparza-Alaminos O, Martínez-Garrido J, Fernández-Márquez D, Hackradt CW, Treviño-Otón J, Félix-Hackradt FC, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (2009) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia
- García-Charton JA, Williams ID, Pérez-Ruzafa Á, Milazzo M, Chemello R, Marcos C, Kitsos MS, Koukouras A, Riggio S (2000) Evaluating the ecological effects of



- Mediterranean marine protected areas: Habitat, scale and the natural variability of ecosystems. *Environ Conserv* 27: 159-178
- García-Rodríguez M, Fernández AM, Esteban A (2006) Characterisation, analysis and match rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fish Res* 77: 226-238.
- García-Rubies A, Macpherson E (1995) Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Mar Biol* 124: 35-42.
- Garrabou J, Coma R, Bensoussan N, Bally M, Chevaldonné P, Cigliano M, Díaz D, Harmelin JG, Gambi MC, Kersting DK, Ledoux JB, Lejeusne C, Linares C, Marschal C, Pérez T, Ribes M, Romano JC, Serrano E, Teixidó N, Torrents O, Zabala M, Zuberer F, Cerrano C (2009) Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biol* 15: 1090-1103.
- Garrabou J, Harmelin JG (2002) A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *J Animal Ecol* 71: 966-978.
- Garrabou J, Perez T, Sartoretto S, Harmelin JG (2001) Mass mortality event in red coral *Corallium rubrum* populations in Provence region (France, NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 217: 263-272.
- Genner MJ, Halliday NC, Simpson SD, Southward AJ, Hawkins SJ, Sims DW (2010) Temperature-driven phenological changes within a marine larval fish assemblage. *J Plankton Res* 32: 699-708.
- Gilchrist G, Mallory M, Merkel F (2005) Can local ecological knowledge contribute to wildlife management? Case studies of migratory birds. *Ecol Society* 10: 20.
- Gilliland PM, Laffoley D (2008) Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. *Mar Pol* 32: 787-796.
- Gómez S, Lloret J, Demestre M, Riera V (2006) The decline of the artisanal fisheries in Mediterranean coastal areas: The case of Cap de Creus (Cape Creus). *Coast Manage* 34: 217-232.
- Goñi R, Adlerstein S, Álvarez-Berastegui D, Forcada A, Reñones O, Criquet G, Polti S, Cadiou G, Valle C, Lenfant P, Bonhomme P, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Lizaso JL, García-Charton JA, Bernard G, Stelzenmüller V, Planes S (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 366: 159-174.
- González-Wangüemert M, Cánovas f, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Alexandrino P (2009) Connectivity patterns inferred from the genetic structure of white seabream (*Diplodus sargus* L.). *J Exp Mar Biol Ecol* 383: 23-31.
- González-Wangüemert M, Giménez-Casalduero F, Pérez-Ruzafa Á (2006) Genetic differentiation of *Elysia timida* (Risso, 1818) populations in Southwest Mediterranean and Mar Menor coastal lagoon. *Bioch Syst Ecol* 34: 514-527.
- González-Wangüemert M, Pérez-Ruzafa A, Cánovas F, García-Charton JA, Marcos C (2007) Temporal genetic variation in populations of *Diplodus sargus* from the SW Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 334: 237-244.

- González-Wangüemert M, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, García-Charton JA (2004) Genetic differentiation of *Diplodus sargus* (Pisces: Sparidae) populations in SW Mediterranean. *Biol J Linn Soc* 82: 249-261.
- Gordoa A (2009) Characterization of the infralittoral system along the north-east Spanish coast based on sport shore-based fishing tournament catches. *Est Coast Shelf Sci* 82: 41-49.
- Grorud-Colvert K, Sponaugle S (2009) Larval supply and juvenile recruitment of coral reef fishes to marine reserves and non-reserves of the upper Florida Keys, USA. *Mar Biol* 156: 277-288.
- Grosholz ED, Ruiz GM, Dean CA, Shirley K.A, Maron, JL, Comors PG (2000) The impacts of a non-indigenous marine predator in a California bay. *Ecology* 81: 1206-1224.
- Guidetti P (2002) The importance of experimental design in detecting the effects of protection measures on fish in Mediterranean MPAs. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 12: 619-634.
- Guidetti P (2007) Predator diversity and density affect levels of predation upon strongly interactive species in temperate rocky reefs. *Oecologia* 154: 513-520.
- Guidetti P, Claudet J (2010) Comanagement practices enhance fisheries in Marine Protected Areas. *Conserv Biol* 24: 312-318.
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, Pais A, Spanò N, Balzano R, Agardy T, Boero F, Carrada G, Cattaneo-Vietti R, Cau A, Chemello R, Greco S, Manganaro A, Notarbartolo di Sciara G, Russo GF, Tunesi L (2008) Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biol Conserv* 141: 699-709.
- Halpern BS, Floeter SR (2008) Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Mar Ecol Prog Ser* 364: 147-156.
- Halpern BS, Lester SE, McLeod KL (2010) Placing marine protected areas onto the ecosystembased management seascape. *Proc Nat Acad Sci* 207: 18312-18317.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science* 319: 948-952.
- Harley CDG, Hughes AR, Hultgren KM, Miner BG, Sorte CJB, Thornber CS, Rodriguez LF, Tomanek L, Williams SL (2006) The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecol Lett* 9: 228-241.
- Harmelin J-G (1987) Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *PSZN I: Mar Ecol* 8: 263-284.
- Harmelin-Vivien M, García-Charton JA, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, Le Diréac'h L, Ody D, Pérez-Ruzafa A, Reñones O, Sánchez-Jerez P, Valle C (2007) Importance of marine reserves for the population dynamics of groupers (Epinephelinae) in the Western Mediterranean. 2nd International Symposium on Groupers of the Mediterranean Sea. Nice (France).
- Harmelin-Vivien M, Le Diréac'h L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, García-Charton A, Ody D, Pérez-Ruzafa Á, Reñones O, Sánchez-Jerez P, Valle C (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biol Conserv* 141: 1829-1839



- Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Leboulleux V (1995) Microhabitat requirements for settlement of juvenile sparid fishes on Mediterranean rocky shores. *Hydrobiologia* 301: 309-320.
- Hedgecock D, Barber PH, Edmands S (2007) Genetic approaches to measuring connectivity. *Oceanography* 20: 70-79
- Heemstra PC, Randall J E (1993) FAO species catalogue. Vol. 16. Groupers of the world (family Serranidae, subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. FAO Fish Synop 125(16): 382 p.
- Higgins RM, Vandeperr F, Pérez-Ruzafa Á, Santos RS (2008) Priorities for fisheries in marine protected area design and management: Implications for artisanal-type fisheries as found in southern Europe. *J Nat Conserv* 16: 222-233.
- Hoegh-Guldberg O (1999) Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar Freshw Res* 50: 839-866.
- Holbrook SJ, Schmitt RJ (2003). Spatial and temporal variation in mortality of newly settled damselfish: patterns, causes and co-variation with settlement. *Oecologia* 135: 532–541.
- Holland KN, Lowe CG, Wetherbee BM (1996) Movements and dispersal patterns of blue trevally (*Caranx melampygus*) in a fisheries conservation zone. *Fisheries Research* 25: 279-292.
- Huntington H (2000) Using traditional ecological knowledge in science: methods and applications. *Ecol Appl* 10: 1270-1274.
- IPCC (2007) Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the intergovernmental panel on climate change (eds Solomon SD, Qin M, Manning Z et al.,) Cambridge University Press, Cambridge, UK and NewYork, NY, USA: 996
- Jackson JBC (2008) Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *PNAS* 105: 11458-11465
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandso J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolf JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR (2001) Historical over-fishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638.
- Jennings S (2004) The ecosystem approach to fishery management: A significant step towards sustainable use of the marine environment? *Mar Ecol Prog Ser* 274: 279-282.
- Jones GP (1988). Experimental analysis of the effects of habitat structure and competitive interactions on juvenile of two coral reef fishes. *J Exp Mar Biol Ecol* 123: 115-126.
- Jones GP (1991) Post recruitment processes in the ecology of coral reef fish populations: A multifactorial perspective. En: Sale PF (ed) *The ecology of fishes on coral reefs*. New York: Academic Press: 294-328.
- Jones GP, Almany GR, Russ GR, Sale PF, Steneck RS, van Oppen MJH, Willis BL (2009) Larval retention and connectivity among populations of corals and reef fishes: history, advances and challenges. *Coral Reefs* 28: 307-325.

- Jones GP, Srinivasan M, Almany GR (2007) Population connectivity and conservation of marine biodiversity. *Oceanography* 20: 100-111.
- Jones PJS (2002) Marine protected area strategies: issues, divergences and the search for middle ground. *Fish Biol Fisher* 11: 197-216.
- Kaunda-Arara B, Rose GA (2004) Effects of marine reef National Parks on fishery CPUE in coastal Kenya. *Biol Conserv* 118: 1-13.
- Kelaher BP, Castilla JC (2005) Habitat characteristics influence macrofaunal communities in coralline turf more than mesoscale coastal upwelling on the coast of Northern Chile. *Est Coast Shelf Sci* 63: 155–165.
- Keough MJ, Downes BJ (1982) Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. *Oecologia* 54: 348-352.
- Kingsford MJ, Leis JM, Shanks A, Lindeman K, Morgan S, Pineda J (2002) Sensory environments, larval abilities and local self-recruitment. *Bull. Mar. Sci.*, 70, 309–340.
- Kramer DL, Chapman MR (1999) Implications for fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environm Biol Fish* 55: 65-79.
- Lawson J (2006) Export and spatial-temporal variation in the community structure of ichthyoplankton surrounding Marine Protected Areas in the Mediterranean. Tesis doctoral, University College of Dublin.
- Lecchini D, Osenberg CW, Shima JS, St. Mary CM, Galzin R (2007) Ontogenetic changes in habitat selection during settlement in a coral reef fish: ecological determinants and sensory mechanisms. *Coral Reefs* 26: 423-432.
- Leis JM (2007) Behaviour as input for modelling dispersal of fish larvae: behaviour, biogeography, hydrodynamics, ontogeny, physiology and phylogeny meet hydrography. *Mar Ecol Prog Ser* 347: 185-193.
- Leis JM, Carson-Ewart BM (2003) Orientation of pelagic larvae of coral-reef fishes in the ocean. *Mar Ecol Prog Ser* 252: 239-253.
- Leis JM, Carson-Ewart BM, Hay AC, Cato DH (2003) Coral-reef sounds enable nocturnal navigation by some reef-fish larvae in some places and at some times. *J Fish Biol* 63: 724-737.
- Leis JM, Lockett MM (2005) Localization of reef sounds by settlement–stage larvae of coral-reef fishes (Pomacentridae). *Bull Mar Sci* 76: 715-724.
- Lejeusne C, Chevaldonne P, Pergent-Martini C, Boudouresque CF, Perez T (2010) Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends Ecol Evol* 25: 250-260.
- Leppäkoski E, Golasch S & Olenin S (2002) Invasive aquatic species in Europe: Distribution, impacts and management. Dordrecht, Boston, London. Kluwer Academic Publishers.
- Linares C, Coma J, Garrabou D, Díaz, Zabala M (2008) Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *J App Ecol* 45: 688-699.
- Linares C, Coma R, Díaz D, Zabala M, Hereu B, Dantart L (2005) Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 305: 127-137.



- Linares C, Doak D, Coma R, Diaz D y Zabala M (2007) Life history and population variability of a long-lived marine invertebrate: the octocoral *Paramuricea clavata*. *Ecology* 88: 918-928.
- Linares CR, Coma J, Zabala M (2008) Restoration of threatened gorgonian populations: an experimental and modeling approach. *Biol Conserv* 141: 427-437
- Lindholm J (2005) Acoustic tracking of marine fishes: implications for the design of marine protected areas. *Mar Tech Society J* 39: 7-10.
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Font T, Casadevall M, Riera V (2008a) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fish Res* 94: 84-91.
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Riera V (2008b) Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fish Res* 91: 252-259.
- López-Sanz A, Stelzenmüller V, Maynou, Sabatés A (2011) The influence of environmental characteristics on fish larvae spatial patterns related to a marine protected area: The Medes islands (NW Mediterranean). *Est Coast Shelf Sci* 92: 521-533.
- Lotze HK & Milewski I (2004) Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. *Ecol Appl* 14: 1428-1447.
- Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312: 1806-1809.
- Lozano-Montes H, Pitcher T, Haggan N (2008) Shifting environmental and cognitive baselines in the upper Gulf of California. *Front Ecol Environ* 6: 1-6.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a hole in the ocean: The emerging science of marine reserves. *Ecol Appl* 13: S3-S7.
- Macpherson E (1998) Ontogenetic shifts in habitat use and aggregation in juvenile sparid fishes. *J Exp Mar Biol Ecol* 220: 127-150.
- Macpherson E, Biagi F, García-Rubies A, Harmelin JG, Harmelin-Vivien ML, Jouvenel JY, Planes S, Vigliola L, Tunesi L (1997) Mortality of juvenile fishes of the genus *Diplodus* in protected and unprotected areas in the western Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 160: 135-147.
- Macpherson E, Raventós N (2005). Settlement patterns and post-settlement survival in two Mediterranean littoral fishes: influences of early-life traits and environmental variables. *Mar Biol* 148: 167-177.
- Macpherson E, Raventós N (2006). Relationship between pelagic larval duration and geographic distribution of Mediterranean littoral fishes. *Mar Ecol Prog Ser* 327: 257-265.
- Mallory ML, Gilchrist HG, Fontaine AJ, Akearok JA (2003) Local ecological knowledge of Ivory Gull decline in arctic Canada. *Arctic* 56: 293-298.
- Manning RB & Holthuis LB (1981) West African brachyuran crabs (Crustacea, Decapoda). *Smith Contrib Zoo* 306: 1-379.
- Marino G, Longobardi A, La Mesa G, Donadelli V, De Innocentiis S (2007) Pilot restocking of hatchery dusky grouper *Epinephelus marginatus* juveniles in the

- Mediterranean sea. Symposium on the Mediterranean Groupers. (eds: Francour, P., & Gradiot, J.). Nice University publ. Nice: 129-131.
- McClanahan TR, Graham NAJ, Calnan JM, MacNeil MA (2007) Toward pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecol Appl* 17: 1055-1067.
- McClanahan TR, Mangi S (2000) Spillover of exploitable fishes from a marine park and its effects on the adjacent fishery. *Ecol Appl* 10: 1792-1805.
- McCullagh P & Nelder JA (1989) *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, New York: 511pp.
- Meyer CG, Holland KM, Wetherbee BM & Lowe CG (2000) Movement patterns, habitat utilization, home range size and site fidelity of whitesaddle goatfish, *Parupeneus porphyreus*, in a marine reserve. *Environ Biol Fish* 59: 235-242.
- Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Gambaccini S, Bertocci I, Borsini C, Osio GC, Romano F (2005) Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecol Monogr* 75: 81-102.
- Milazzo M, Anastasi I, Willis TJ (2006) Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increases frequency of predation on damselfish (*Chromis chromis*) nests. *Mar Ecol Prog Ser* 310: 165-172.
- Moller H, Berkes F, Lyver PO, Kislalioglu M (2004) Combining science and traditional ecological knowledge: monitoring populations for co-management. *Ecol Society* 9: 2
- Mora C, Sale PF (2002) Are populations of coral reef fishes open or closed? *Trends Ecol Evol* 17: 422-428.
- Morales A, Roselló E (2004) Fishing down the food web in Iberian prehistory? A new look at the fishes from Cueva de Nerja (Málaga, Spain). En *Petits animaux et sociétés humaines: Du complément alimentaire aux ressources utilitaires* (Brugal JP & Desse J). Antibes: Éditions APDCA
- Morales-Nin B, Moranta J, García C, Tugores MP, Grau AM, Riera F, Cerdá M (2005) The recreational fishery off Majorca Island (western Mediterranean): some implications for coastal resource management. *ICES J Mar Sci* 62: 727-739.
- Mori M, Vacchi M (2002) On a new occurrence of the alien flat crab, *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards), in the southern Sicily (Central Mediterranean Sea) (Crustacea, Brachyura, Grapsidae). *Ann Museo Civico di Storia Naturale "Giacomo Doria"* 114: 295-302.
- Müller C (2001) First record of *Percnon gibbesi* (Crustacea: Brachyura: Grapsidae) for the Balearic Islands. *Senckenbergiana Maritim* 31: 83-89.
- O'Leary C (2006) Spatial distribution and export of ichthyoplankton from Mediterranean Marine Protected Areas. Tesis doctoral, University College of Dublin.
- Occhipinti-Ambrogi A, Savini D (2003) Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Mar Poll Bull* 46: 542-551.
- Ohman MC, Munday PL, Jones GP, Caley MJ (1998) Settlement strategies and distribution patterns of coral-reef fishes. *J Exp Mar Biol Ecol* 225: 219-238.
- Olson R (2002) Slow-motion disaster below the waves. Time, opinion section. L.A. www.shiftingbaselines.org/op.ed/
- Palumbi SR (2004) Marine reserves and ocean neighborhoods: the spatial scale of marine populations and their management. *Ann Rev Environ Resour* 29: 31-68.



- Pampoulie C, Steingrund P, Stefánsson MO, Daniélsdóttir AK (2008) Genetic divergence among East Icelandic and Faroese populations of Atlantic cod provides evidence for historical imprints at neutral and non-neutral markers. *ICES J Mar Sci* 65: 65-71.
- Parsons GR, Thur SM (2008) Valuing changes in the quality of coral reef ecosystems: a stated preference study of scuba diving in the Bonaire National Marine Park. *Environ Resour Econ* 40: 593-608.
- Pauly D (1995) Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol Evol* 10: 430.
- Pauly D (2005) Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 5-12.
- Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F (1998) Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.
- Pérez T (2008) Impact of climate change on biodiversity in the Mediterranean Sea. UNEP-MAP-RAC/SPA. RAC/SPA Editions, Tunis: 1-61.
- Pérez T, Garrabou J, Sartoretto S, Harmelin JG, Francour P, Vacelet J (2000) Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Life Sciences* 323: 853-865.
- Pérez-Ruzafa A (Coord.) (2003) 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.
- Pérez-Ruzafa A (Coord.) (2004) 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.
- Pérez-Ruzafa Á, González-Wangüemert M, Lenfant P, Marcos C, García-Charton JA (2006) Effects of fishing protection on the genetic structure of fish populations. *Biol Conserv* 129: 244-255.
- Pérez-Ruzafa Á, Marín E, Marcos C, Zamarro JM, Stobart B, Harmelin-Vivien M, Polti S, Planes S, García-Charton JA, González-Wanguemert M (2008) Modelling spatial and temporal scales for spill-over and biomass exportation from MPAs and their potential for fisheries enhancement. *J Nat Conservat* 16: 234-255.
- Piniella F, Soriguer MC (2010) Artisanal fishing in Andalusia (and III): "The Day After...". *Mar Pol* 34: 120-132.
- Piniella F, Soriguer MC, Fernández-Engo MA (2007) Artisanal fishing in Andalucía: A statistical study of the fleet. *Mar Pol* 31: 573-581.
- Pinnegar JK, Polunin NVC, Francour P, Badalamenti F, Chemello R, Harmelin-Vivien ML, Hereu B, Milazzo M, Zabala M, D'Anna G, Pipitone C (2000) Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environ Conserv* 27: 179-200.
- Pipitone C, Badalamenti F, Sparrow A (2001) Contribution to the knowledge of *Percnon gibbesi* (Decapoda, Grapsidae), an exotic species spreading rapidly in Sicilian waters. *Knowledge Creation Diffusion Utilization* 74: 1009-1017.
- Pitcher T (2001) Fisheries managed to rebuild ecosystems? Reconstructing the past to salvage the future. *Ecol Appl* 11: 601-617.

- Planes S, Galzin R, García-Rubies A, Goñi R, Harmelin JG, Le Diréac'h L, Lenfant, P, Quetglas A (2000) Effects of marine protected areas on recruitment process with special reference to Mediterranean littoral ecosystems. *Environ Conserv* 27: 126-143.
- Planes S, García-Charton JA, Marcos C, Pérez-Ruzafa A (2008) Ecological effects of Atlanto-Mediterranean Marine Protected Areas in the European Union. EMPAFISH Project, Booklet No. 1. Editum. 158 pp.
- Planes S, Romans P (2004) Evidence of genetic selection for growth in new recruits of a marine fish. *Mol Ecol* 13: 2049–2060.
- Rakitin A, Kramer DL (1996) Effect of a marine reserve on the distribution of coral reef fishes in Barbados. *Mar Ecol Prog Ser* 131: 97-113.
- Raventós N, Macpherson E (2001) Planktonic larval duration and settlement marks on the otoliths of Mediterranean littoral fishes. *Mar Biol* 138: 1115-1120.
- Raventós N, Macpherson E (2005) Environmental influences on temporal patterns of settlement in two littoral labrid fishes in the Mediterranean Sea. *Est Coast Shelf Sci* 63: 479-487.
- Raventós N, Planes S (2008) Maternal size effects on early life traits of the temperate fish *Symphodus roissali*. *Aquat Biol* 4: 1-6.
- Relini M, Orsi L, Puccio V, Azzurro E (2000) The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda , Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Sci Mar* 64: 337-340.
- Riginos C, Nachman MW (2001) Population subdivision in marine environments: the contributions of biogeography, geographical distance and discontinuous habitat to genetic differentiation. *Mol Ecol* 10: 1439-1453.
- Roncin N, Alban F, Charbonel E, Crec'hriou R, De la Cruz Molino R, Culioli JM, Dimech M, Goñi R, Guala I, Higgins R, Lavisé E, Le Diréac'h L, Luna B, Marcos C, Maynou F, Pascual J, Peson J, Smith P, Stobart B, Szeliánszky E, Valle C, Vaselli S, Boncoeur J (2008) Uses of ecosystem services provided by MPAs: How much do they impact the local economy? A southern Europe perspective. *J Nat Conserv* 16: 256-270.
- Sabatés A, Masó M (1990) Effect of a shelf-slope front on the spatial distribution of mesopelagic fish larvae in the Western Mediterranean. *Deep-Sea Res* 37: 1085-1098.
- Sabatés A, Zabala M, García-Rubies A (2003) Larval fish communities in the Medes Islands Marine Reserve (North-west Mediterranean). *J Plankton Res* 25: 1035-1046.
- Sadovy Y, Eklund A (1999) Synopsis of biological data on the Nassau grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822). NOAA Technical Report NMFS 146. A Technical Report of the Fishery Bulletin. FAO Fisheries Synopsis 157. US Department of Commerce, Seattle, Washington, 65 pp.
- Sáenz-Arroyo A, Roberts CM, Torre J, Cariño-Olvera M (2005a) Using fishers' anecdotes, naturalists' observations and grey literature to reassess marine species at risk: the case of the Gulf grouper in the Gulf of California, Mexico. *Fish Fish* 6: 121-133.



- Sáenz-Arroyo A, Roberts MC, Torre J, Cariño-Olivera M, Enríquez-Andrade R (2005b) Rapidly shifting environmental baselines among fishers of the Sea of Cortez. *P Roy Soc Lond B Bio* 1726: 1-6.
- Sale PF, Cowen RK, Danilowicz BS, Jones GP, Kritzer JP, Lindeman KC, Planes S, Polunin NVC, Russ GR, Sadovy YJ Steneck RS (2005) Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends Ecol Evol* 20: 74-80.
- Sandin SA, Smith JE, DeMartini EE, Dinsdale EA, Donner SD, Friedlander AM, Konotchick T, Malay M, Maragos JE, Obura D, Pantos O, Paulay G, Richie M, Rohwer F, Schroeder RE, Walsh S, Jackson JBC, Knowlton N, Sala E (2008). Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PLoS ONE* 3: 1-11.
- Sciberras M, Schembri PJ (2007a) Observations on the alien crab *Percnon gibbesi* (Decapoda, Brachyura, Grapsidae) from the Maltese Islands. *Rapp Proc-Verb Réunion Comm Int Expl Mer Médit* 38: 594.
- Sciberras M, Schembri PJ (2007b) Inter-specific Interactions between the Grapsid crabs *Percnon gibbesi* and *Pachygrapsus marmoratus*: Implications of an invader. *Rapp Proc-Verb Réunion Comm Int Expl Mer Médit* 38: 595.
- Sheaves M (2009) Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Mar Ecol Prog Ser* 391: 107-115.
- 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). *Fish Res* 59: 117-128.
- Sissenwine M, Murawski S (2004) Moving beyond 'intelligent tinkering': advancing and Ecosystem Approach to Fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 274: 291-295.
- Smith LD, Wonham MJ, McCann DL, Ruiz GM, Hines AH, Carlton JT (1999) Invasion pressure to a ballast-flooded estuary and an assessment of inoculant survival. *Biol Inv* 1: 67-87.
- Stachowitsch M (2003) Research on intact marine ecosystems: a lost era. *Mar Poll Bull* 46: 801-805.
- Stallings CD (2009) Fishery-independent data reveal negative effect of human population density on Caribbean predatory fish communities. *PLoS ONE* 4(5): e5333.
- Stelzenmüller V, Maynou F & Martín P (2007) Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean marine protected area. *Biol Conserv* 136: 571-583.
- Stelzenmüller V, Maynou F, Bernard G, Cadiou G, Camilleri M, Crec'hriou R, Criquet G, Dimech M, Esparza O, Higgins R, Lenfant P, Pérez-Ruzafa Á (2008) Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: implications for successful fisheries management. *Mar Pollut Bull* 56: 2018-2026.
- Stott PA, Stone DA, Allen R (2004) Human contribution to the European heatwave of 2003. *Nature* 432: 610-614.
- Strathmann RR, Hughes TP, Kuris AM, Lindeman KC, Morgan SG, Pandolfi JM, Warner RR (2002) Evolution of local recruitment and its consequences for marine populations. *Bull Mar Sci* 70: 377-396.
- Tlig-Zouari S, Rabaoui L, Fguiri H, Diawara M, Ben-Hassine OK (2010) Spatial diversity of rocky midlittoral macro-invertebrates associated with the endangered species *Patella ferruginea* (Mollusca: Gastropoda) of Tunisian coastline. *Est Coast Shelf Sci* 87: 275-283.

- To A, Sadovy Y (2009) Shrinking baseline: the growth in juvenile fisheries, with the Hong Kong grouper fishery as a case study. *Fish Fish* 10: 396-407.
- Tratalos JA, Austin TJ (2001) Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biol Conserv* 102: 67-75.
- Tupper MH (2007) Spillover of commercially valuable reef fishes from marine protected areas in Guam, Micronesia. *Fish Bull (Wash DC)* 105: 527-537-
- Tzanatos E, Somarakis S, Tserpes G, Koutsicopoulos C (2006) Identifying and classifying small-scale fisheries métiers in the Mediterranean: A case study in the Patraikos Gulf, Greece. *Fish Res* 81: 158-168.
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press.
- Valle C, Bayle-Sempere JT, Ramos-Esplá AA (2003) Aproximación multiescalar al estudio de la ictiofauna del litoral rocoso de Ceuta (España). *Bol Inst Esp Oceanogr* 19: 419-431.
- Vaughan N, Lucas E, Harris S, White PL (2003) Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *J App Ecol* 40: 163-175.
- Victor BC (1983) Settlement and larval metamorphosis produce distinct marks on the otoliths of the slippery dick, *Halichoeres bivittatus*. In: Reaka, M. L. (ed) *The ecology of deep and shallow coral reefs*. NOAA Symposium Series for Undersea Research, Vol 1, Rockville, MD, pp. 47-51.
- Vigliola L, Harmeln-Vivien ML, Biagi F, Galzin R, García-Rubies A, Harmelin JG, Jouvenel JY, LeDireach, L, Macpherson E, Tunesi L (1998) Spatial and temporal patterns of settlement among sparid fishes of the genus *Diplodus* in the northwestern Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser* 168: 45-56.
- Warner RR (1997) Evolutionary ecology: how to reconcile pelagic dispersal with local adaptation. *Coral Reefs* 16: S115–S120.
- Wersing K, Toonen RJ (2009) Population genetics, larval dispersal, and connectivity in marine systems. *Mar Ecol Prog Ser* 393: 1-12.
- Wiens JA (1989) Spatial scaling in ecology. *Func Ecol* 3: 385-397.
- Willis TJ, Parsons DM, Babcock RC (2001) Evidence for long-term site fidelity of snapper (*Pagrus auratus*) within a marine reserve. *NZ J Mar Freshw Res* 35: 581-590.
- Wood LJ, Fish L, Laughren J, Pauly D (2008) Assessing progress towards global marine protection targets: Shortfalls in information and action. *Oryx* 42: 340-351.
- Wootton RJ (1999) *Ecology of teleost fishes*. 2nd ed. Dordrecht: Springer Publishers. 392p.
- Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy E, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006) Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314: 787-790.
- Yokes B, Galil BS (2006) Touchdown – first record of *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Crustacea: Decapoda: Grapsidae) from the Levantine coast. *Aqua Inv* 1: 130-132.
- Zabala M, Ballestreros E (1989) Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Sci Mar* 53: 3-17.



Zakai D, Chadwick-Furman NE (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol Conserv* 105: 179-187.

Zaoualie J, Souissi J, Galil BS, Abdallah A (2007) Grapsoid crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) new to the Sirte Basin, southern Mediterranean Sea — the roles of vessel traffic and climate change. *JMBA2 Biodiversity Records* 1: e73.