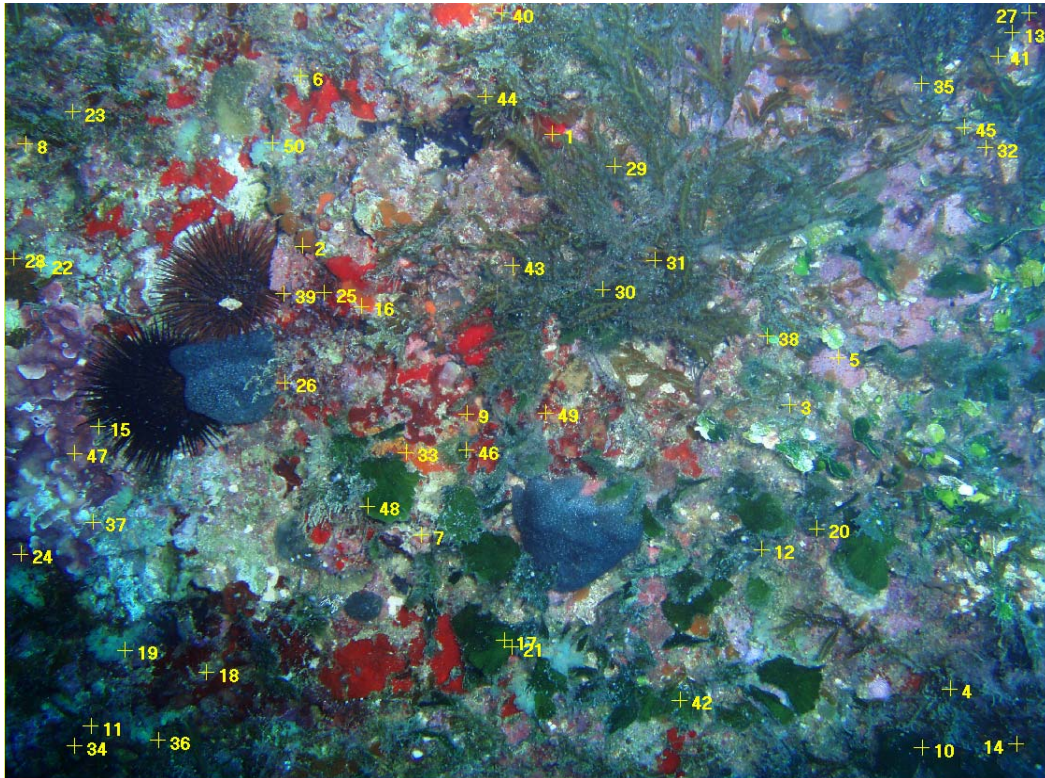


Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas 2009



GARCÍA CHARTON J.A. (COORD.), SEGOVIA VIADERO M., ESPARZA ALAMINOS O., MARTÍNEZ GARRIDO, J., FERNÁNDEZ MÁRQUEZ, D., HACKRADT, C.W., TREVIÑO OTÓN J., FÉLIX-HACKRADT, F.C., 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 2009

Tabla de contenidos

1	Introducción general	1
2	Poblamiento de peces	5
	2.1 Introducción	5
	2.2 Objetivos	6
	2.3 Material y métodos	7
	2.4 Resultados	11
	2.5 Discusión	45
3	Seguimiento de la mortalidad de gorgonias blancas y rojas	47
	3.1 Introducción	47
	3.2 Objetivos	49
	3.3 Material y métodos	49
	3.4 Resultados	54
	3.5 Discusión	69
4	Impacto del submarinismo en la reserva marina	75
	4.1 Introducción	75
	4.2 Objetivos	77
	4.4 Material y métodos	78
	4.4 Resultados	84
	4.5 Discusión	100
5	La pesca en la reserva marina	103
	5.1 Introducción	103
	5.2 Objetivos	103

5.5 Material y métodos	104
5.4 Resultados	105
5.5 Discusión	115
6 Bibliografía	117
7 Plan de trabajo 2010	125



Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2009

José Antonio García Charton, María Segovia Viadero, Óscar Esparza Alaminos, José Martínez Garrido, Diana Fernández Márquez, Carlos Werner Hackradt, Jorge Treviño Otón, Fabiana César Félix-Hackradt, Concepción Marcos & Ángel Pérez Ruzafa

*Grupo de investigación “Ecología y Ordenación de Ecosistemas Marinos Costeros”
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). En la

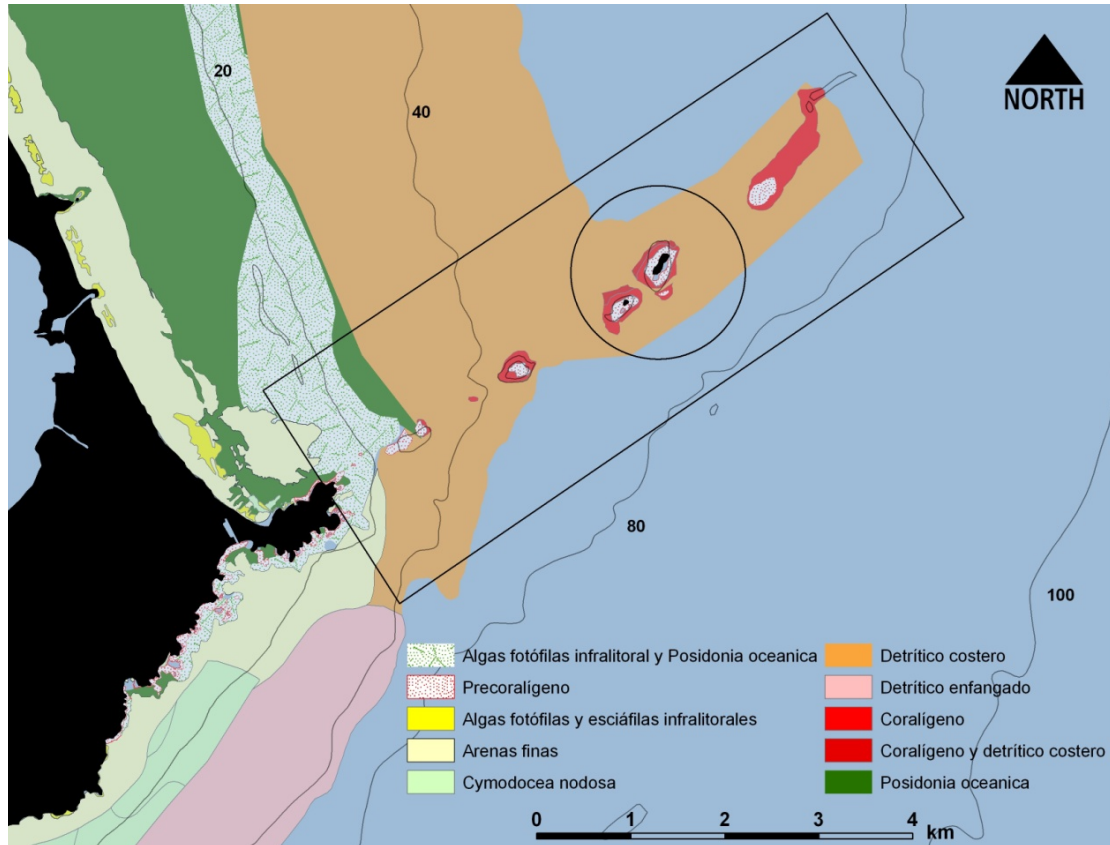
cuenca mediterránea española existen actualmente no menos de 20 reservas marinas y áreas marinas protegidas, más una zona (Illes Formigues, en Gerona) que se encuentra en pleno proceso de creación.

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. 1.1). 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 (Pérez Ruzafa *et al.* 1995, 1996, 2001, 2002, 2003, 2004; García Charton *et al.* 2005, 2006, 2007, 2008). El presente informe da cuenta de los objetivos, métodos y plan de trabajo desarrollados durante las labores de seguimiento llevadas a cabo a lo largo del presente año 2009, en lo que se refiere a los siguientes ámbitos de actuación:

1. Evaluación del efecto de la protección pesquera sobre el poblamiento de peces litorales de fondos rocosos
2. Seguimiento del estado de salud de las poblaciones de gorgonias tras un episodio de mortalidad masiva ocurrido en 2007
3. Estudio del impacto de la actividad turística subacuática sobre los fondos de la reserva marina
4. Seguimiento de la actividad pesquera artesanal en los alrededores de la reserva marina

Figura 1.1 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.





2 Poblamiento de peces

2.1 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, en prensa; 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.

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.

Los estudios realizados hasta la fecha (Claudet *et al.*, 2008, 2010) indican que han de pasar varias décadas para aprehender en toda su extensión y magnitud el alcance de los resultados de la protección pesquera, en términos de abundancia y biomasa íctica. El problema sobreviene cuando se intenta cuantificar la magnitud e importancia de los

efectos históricos de la pesca sobre las poblaciones marinas, dado que las bases de datos disponibles, así como la experiencia directa de pescadores y científicos (limitada por la memoria y los registros históricos), inducen un sesgo en nuestra percepción colectiva de qué es un ecosistema marino en buen estado, fenómeno que Pauly (1995) denominó el “síndrome de la línea de base (o de referencia) cambiante”.

Recientemente, se ha intentado corregir dicho sesgo en base al análisis de información anecdótica recogida en entrevistas a pescadores (Sáenz-Arroyo *et al.*, 2005; Lozano-Montes *et al.*, 2008), mediante la consulta archivística de documentos antiguos (Sáenz-Arroyo *et al.*, 2006; Hardt, 2009), el análisis de series largas de datos pesqueros (Fromentin, 2009), o incluso mediante la comparación de registros fotográficos de concursos de pesca a lo largo del tiempo (McClenachan, 2009). Todos estos trabajos, sin excepción (ver también la revisión de Pinnegar & Engelhard, 2008), dan cuenta de un estado primitivo casi inimaginable para nosotros, en el cual las abundancias y biomásas originales eran mucho mayores que las actuales (Jackson, 2008).

Estos estados prístinos del ecosistema marino, que serían los verdaderos niveles de referencia con los que comparar su estado de salud en el presente, sólo se pueden encontrar actualmente en unos pocos enclaves alejados de toda influencia humana (Knowlton & Jackson, 2008; Sandin *et al.*, 2008). 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 tanto, la toma de datos a largo plazo resulta una piedra de toque fundamental para comprender el verdadero alcance de los cambios acaecidos en las poblaciones explotadas y en el ecosistema que las sustentan. La reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas está siendo objeto de estudios continuados de evaluación desde el momento mismo (y aún antes) de su puesta en funcionamiento (14 años ya), que dan fe de aumentos considerables de la abundancia y biomasa de peces en comparación con áreas no protegidas (García-Charton *et al.*, 2008). La serie temporal de datos en esta reserva es una de las más largas existentes en el ámbito mediterráneo (e incluso mundial), y está permitiendo tener una idea más precisa de los cambios acaecidos en el poblamiento de peces como consecuencia de la instauración de las medidas de protección pesquera.

2.2 Objetivos

El presente informe da cuenta de los trabajos de seguimiento del poblamiento de peces litorales de fondos rocosos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas realizados en 2009, como continuación de los seguimientos anteriores (desde 1996), y cuyo objetivo es describir el cambio temporal a largo plazo en la abundancia de peces ocurridos en la reserva como consecuencia de las medidas de protección, en comparación con dos áreas de control (litorales de cabo Tiñoso y Águilas).

2.3 Material y métodos

2.3.1 Técnica de muestreo

El poblamiento de peces fue estimado mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma (García-Charton & Pérez-Ruzafa, 1999, García-Charton *et al.*, 2000, García-Charton & Pérez-Ruzafa, 2001, García-Charton *et al.*, 2004, Harmelin-Vivien *et al.*, 2008), a lo largo de transectos de 50 metros de largo por 5 m de ancho (Fig. 2.1). 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 (rango 10-20 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.

Figura 2.1 Buceador realizando un censo visual de peces en un transecto situado en la reserva marina de Cabo de Palos –Islas Hormigas.



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 monotrúquea, *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, siguiendo a Harmelin (1987) (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 (Bell *et al.*, 1985). 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 (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). Las especies de pequeño tamaño que se caracterizan por su crípsis (Gobiidae, Callyonimidae, Bleniidae, Gobiesocidae y Tripterygiidae), se ignoraron debido a que requieren diferentes tamaños de la unidad muestral para su muestreo (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985).

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.



2.3.2 Diseño de muestreo

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 tres LOCALIDADES, dos de las cuales sirven de control (Águilas y Cabo Tiñoso) frente a los cambios observados en la reserva marina. En cada localidad se sitúan tres SECTORES, separados miles de metros entre sí. En cada uno de estos tres sectores se establecieron, de forma aleatoria, tres ZONAS, dentro de las cuales se realizaron tres réplicas (transectos). Además, se ha realizado una comparación interanual entre las tres localidades, considerando los años 2001 y 2009.

2.3.3 Análisis de datos

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 (siguiendo a Harmelin 1987) (Tabla 2.1) y 7 categorías tróficas (Halpern & Floeter, 2008) (Tabla 2.2).

Tabla 2.1 Categorías de ocupación espacial en las que se ha agrupado a las diferentes especies de peces observadas en el presente estudio

Categoría espacial	DEFINICIÓN
CAT1	Especies muy móviles, erráticas, generalmente diurnas y viviendo en bancos (incluidas especies plantófagas, omnívoras y carnívoras)
CAT2	Especies sedentarias, viviendo en bancos que ocupan la columna de agua (generalmente planctófagas)
CAT3	Especies necto-bentónicas, mesófagas, con importantes desplazamientos horizontales y movimientos moderados a lo largo del eje vertical
CAT4	Especies necto-bentónicas que viven cerca del fondo y realizan desplazamientos horizontales muy amplios
CAT5	Especies necto-bentónicas, mesófagas y relativamente sedentarias
CAT6	Especies necto-bentónicas, muy sedentarias (incluidas especies de hábitos tanto diurnos como nocturnos)

Tabla 2.2 Grupos tróficos en los que se ha agrupado a las diferentes especies de peces observadas en el presente estudio

Categoría trófica	DEFINICIÓN
HERB	Especies con dieta estrictamente herbívora.
PLAN	Especies con dieta predominantemente planctófaga.
PISC	Especies con dieta predominantemente piscívora, también incluyen especies que se alimenten de cefalópodos, macroinvertebrados y las especies carroñeras.
OMNI	Especies con dieta omnívora.
MICRO	Especies micrófagas, con dieta basada principalmente en pequeños invertebrados.
MESO	Especies mesófagas, con dieta basada principalmente en invertebrados de talla media.
DETR	Especies que se alimentan principalmente de materia orgánica acumulada en el sedimento.

Las diferencias observadas de esas variables biológicas entre LOCALIDADES y AÑOS, teniendo en cuenta la estructura espacial jerarquizada (SECTORES, ZONAS y TRANSECTOS) fueron testadas mediante un análisis de la varianza (ANOVA) en el caso de los datos de riqueza y de abundancia (totales, por especies y por categorías funcionales), y probadas estadísticamente mediante análisis multivariante de la varianza testado por permutaciones (PERMANOVA) aplicado a la matriz de disimilitud de Bray-Curtis calculado sobre el poblamiento en su conjunto (Anderson 2001). La estructura multivariante de los datos se probó mediante un escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS) (Clarke, 1993). 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 (Clarke & Warwick, 2001). 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 (Clarke & Warwick, 2001). Para realizar estos análisis se utilizaron los programas GMAV v. 5 (Universidad de Sydney) en el caso de los ANOVAs, y PRIMER v. 6 (Plymouth Marine Laboratory, UK) para el PERMANOVA y el nMDS. 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.



2.4 Resultados

2.4.1 Censos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en 2009

Durante la campaña de censos de peces en la reserva marina correspondiente a 2009 se han observado 37 especies de peces pertenecientes a 14 familias (Tabla 2.3). Destacan por el número de especies que aportan a los censos las familias Sparidae (11 especies), Labridae (9 especies) y Serranidae (6 especies), presentando el resto de familias una sola especie. La abundancia total por censo ha mostrado en 2009 un promedio de 390 individuos, que se ve reducida a 110 individuos si excluimos del cómputo a las especies pelágicas formadoras de cardúmenes (categorías espaciales 1 y 2 de Harmelin 1987). La riqueza media por censo ha sido de 14 especies.

2.4.2 Comparación con el litoral de Águilas (1996-2009)

Todas las especies observadas en 2009 en la reserva marina de Cabo de Palos lo habían sido con anterioridad, con lo que la lista total (56 especies y 21 familias) no varía respecto a otros años, siendo las familias más numerosas en especies los espáridos (13 especies), lábridos (11 especies) y serránidos (8 especies). El resto de familias están en su mayoría compuestas por una única especie, excepto los escorpénidos, carángidos y hemúlidos que incluyeron 4, 3 y 2 especies respectivamente. En lo que respecta a Águilas, a lo largo de los 8 años prospectados desde 1996 hemos observado 57 especies (22 familias) (Tabla 2.4). Las especies *Myliobatis aquila*, *Trachurus mediterraneus*, *Pseudocaranx dentex*, *Coryphaena hippurus*, *Pagrus auriga* y *Scorpaena maderensis* han sido exclusivas de la reserva marina, mientras que *Torpedo torpedo*, *Conger conger*, *Dicentrarchus labrax*, *Umbrina cirrosa*, *Pagellus acarne*, *Spicara flexuosa*, *Symphodus cinereus*, *Sparisoma cretense*, *Balistes capriscus* y *Mola mola* han aparecido únicamente en Águilas. Destaca la observación de un ejemplar de *Serranus atricauda* (serrano imperial) en Águilas, cuando hasta la fecha únicamente se habían censado en el bajo de Fuera de la reserva marina.

Al poner en común únicamente los años en los que se han realizado censos en ambas localidades, se han contabilizado 64 especies pertenecientes a 25 familias, con espáridos (14 especies), lábridos (12 especies) y serránidos (8 especies) como principales familias contribuyentes a la riqueza total, seguidas por escorpénidos (4 especies), carángidos (3 especies) y hemúlidos, esciénidos y centracántidos (con 2 especies cada una).

2.4.2.1 Comparación espacio-temporal de los parámetros descriptores del poblamiento

Tanto la abundancia media total como la reducida –calculada excluyendo a las especies pelágicas y planctófagas (categorías espaciales 1 y 2) mostraron una tendencia temporal significativa a la disminución con el tiempo, con independencia de las localidades comparadas, cuyos valores de abundancia no resultaron significativamente diferentes (Tabla 2.5, Fig. 2.2). Por su parte, la riqueza específica no mostró diferencias temporales ni entre localidades, estando el promedio alrededor de las 16 especies por réplica (Fig. 2.3). Estas tres variables mostraron una gran heterogeneidad a escalas media (entre sectores) y fina (entre zonas) (Tabla 2.5).

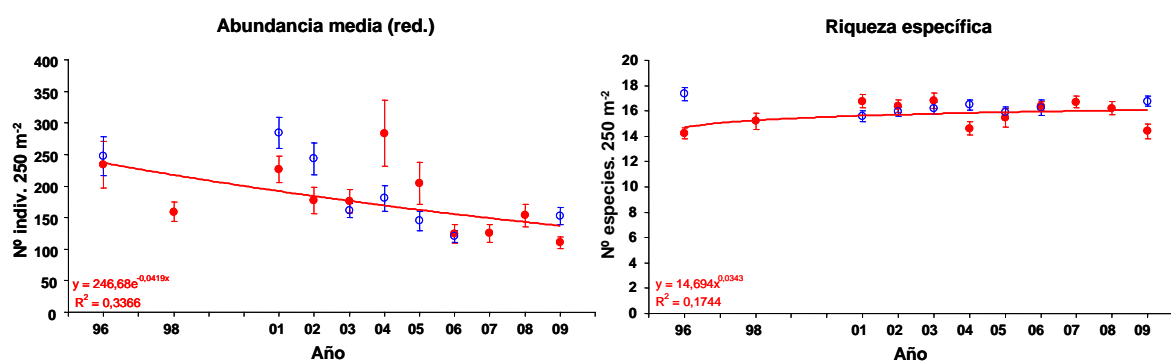


Figura 2.2 Variación interanual de la abundancia total media (reducida tras excluir a las especies pelágicas y/o planctófagas) y la riqueza específica media (\pm error típico) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (símbolos llenos, en rojo) y en el litoral de Águilas (símbolos vacíos, en azul). Se representa asimismo el ajuste que más explica la variación temporal en la reserva marina (entre las relaciones lineal, potencial o exponencial).

2.4.2.2 Comparación espacio-temporal de la abundancia de categorías espaciales

Las categorías 1, 2, 5 y 6 mostraron diferencias significativas entre años, con independencia de la localidad prospectada (Tabla 2.6), siendo en general la tendencia a la disminución temporal, excepto en el caso de la categoría 1 (Fig. 2.3); sin embargo, en ningún caso la comparación de medias a posteriori resultó significativa. En todos los casos, las diferencias entre localidades resultó significativa, aunque únicamente en el caso de las categorías 2 –formada por castañuelas (*Chromis chromis*) y trescolas (*Anthias anthias*) y 5 –formada principalmente por serránidos y lábridos, la abundancia fue mayor en la reserva marina (Tablas 2.3 y 2.4, Fig. 2.3). Además, todas las categorías espaciales mostraron una gran heterogeneidad a escalas media (entre sectores) y fina (entre zonas) (Tabla 2.6).

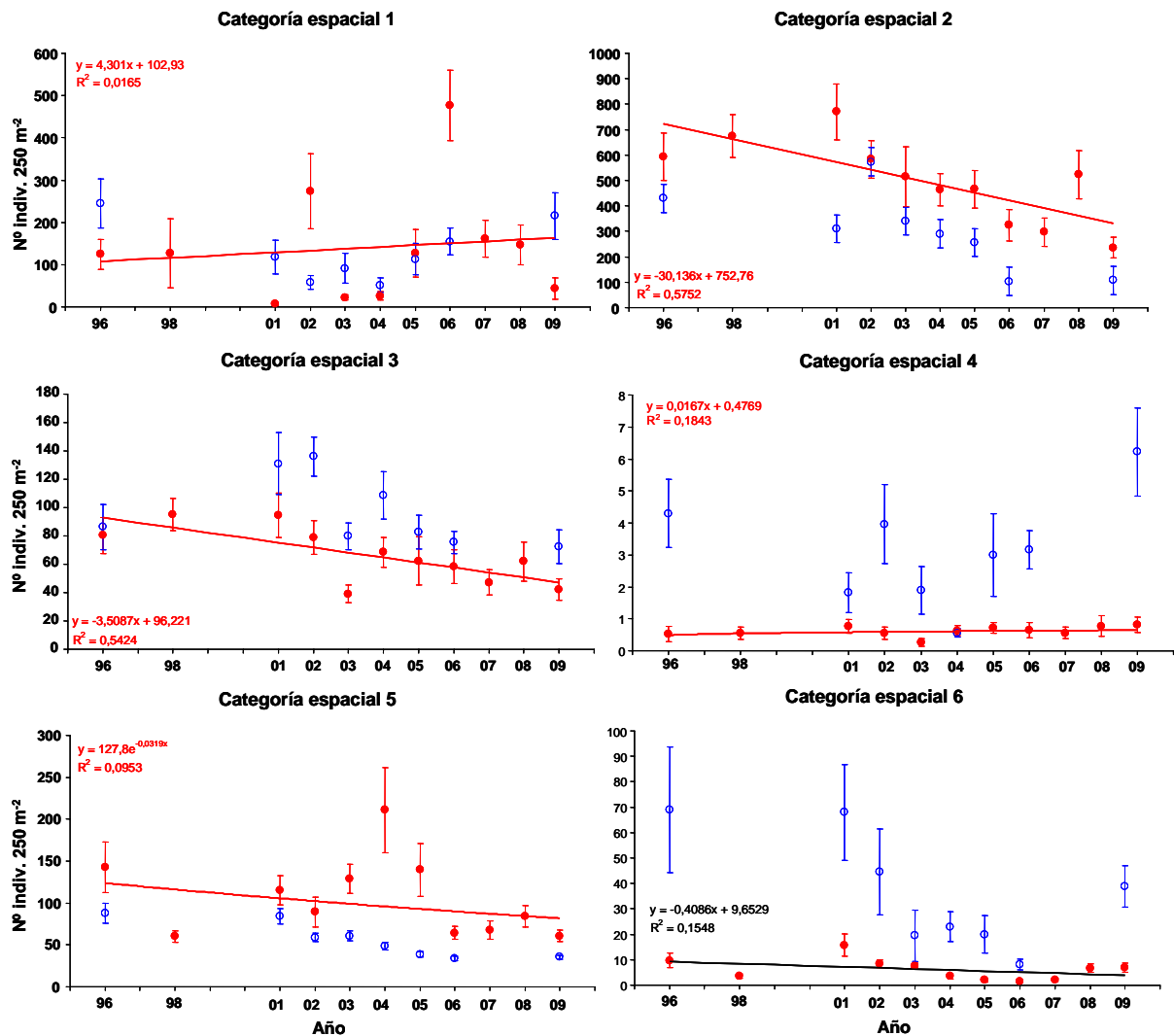


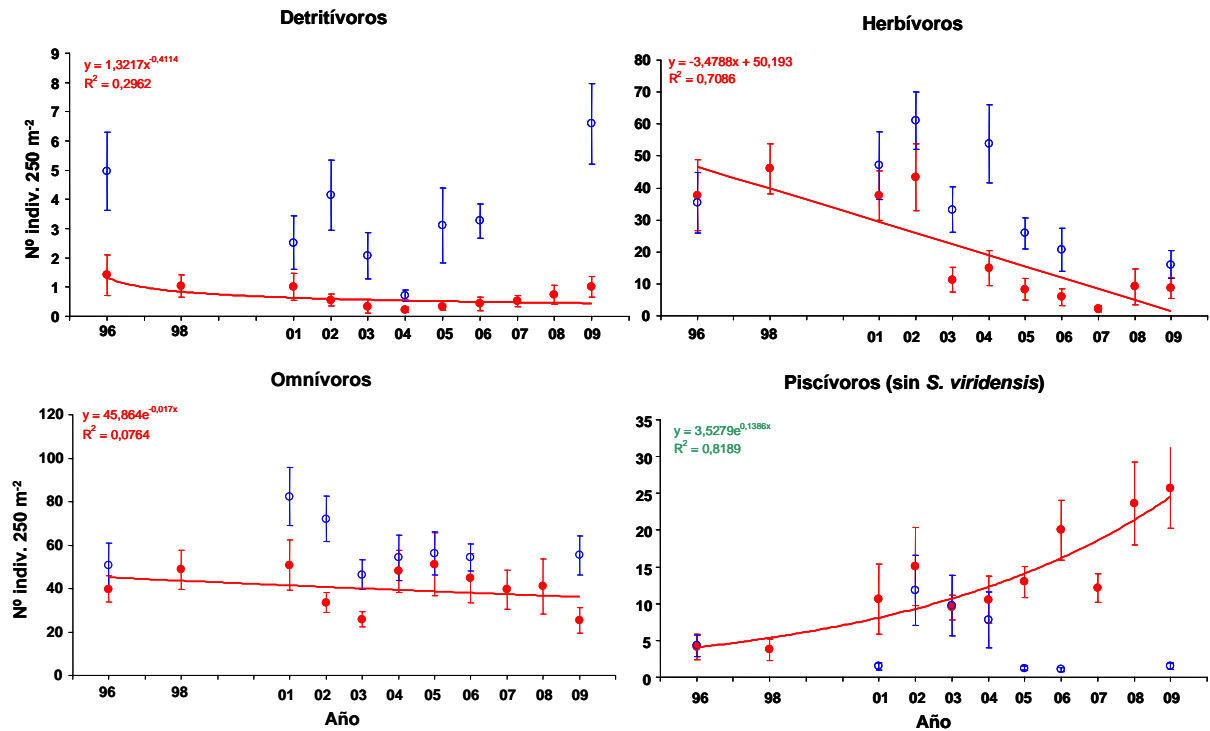
Figura 2.3 Variación interanual de la abundancia media de las diferentes categorías de ocupación espacial (\pm error típico) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (símbolos llenos, en rojo) y en el litoral de Águilas (símbolos vacíos, en azul). Se representa asimismo el ajuste que más explica la variación temporal en la reserva marina (entre las relaciones lineal, potencial o exponencial).

2.4.2.3 Comparación espacio-temporal de la abundancia de grupos tróficos

De entre los grupos tróficos estudiados, únicamente los herbívoros y micrófagos mostraron diferencias interanuales significativas (Tabla 2.7), en ambos casos con una tendencia a la disminución interanual (Fig. 2.4). Sin embargo, si se excluye a las barracudas (*Sphyraena viridensis*) del cómputo de piscívoros, éstos muestran un marcado aumento interanual, debido al incremento registrado en la reserva marina (Fig. 2.4). Por su parte, detritívoros, herbívoros, omnívoros y piscívoros mostraron diferencias entre localidades; pero mientras que los tres primeros grupos fueron más abundantes en el litoral aguileno, los piscívoros mostraron mayores abundancias en la

reserva marina (Fig. 2.4). En todos los casos, excepto para los mesófagos, las diferencias espaciales entre sectores y zonas fue significativa.

Figura 2.4 Variación interanual de la abundancia media de diferentes categorías tróficas (\pm error típico) en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (símbolos llenos, en rojo) y en el litoral de Águilas (símbolos vacíos, en azul). Se representa asimismo el ajuste que más explica la variación temporal en la reserva marina (entre las relaciones lineal, potencial o exponencial).

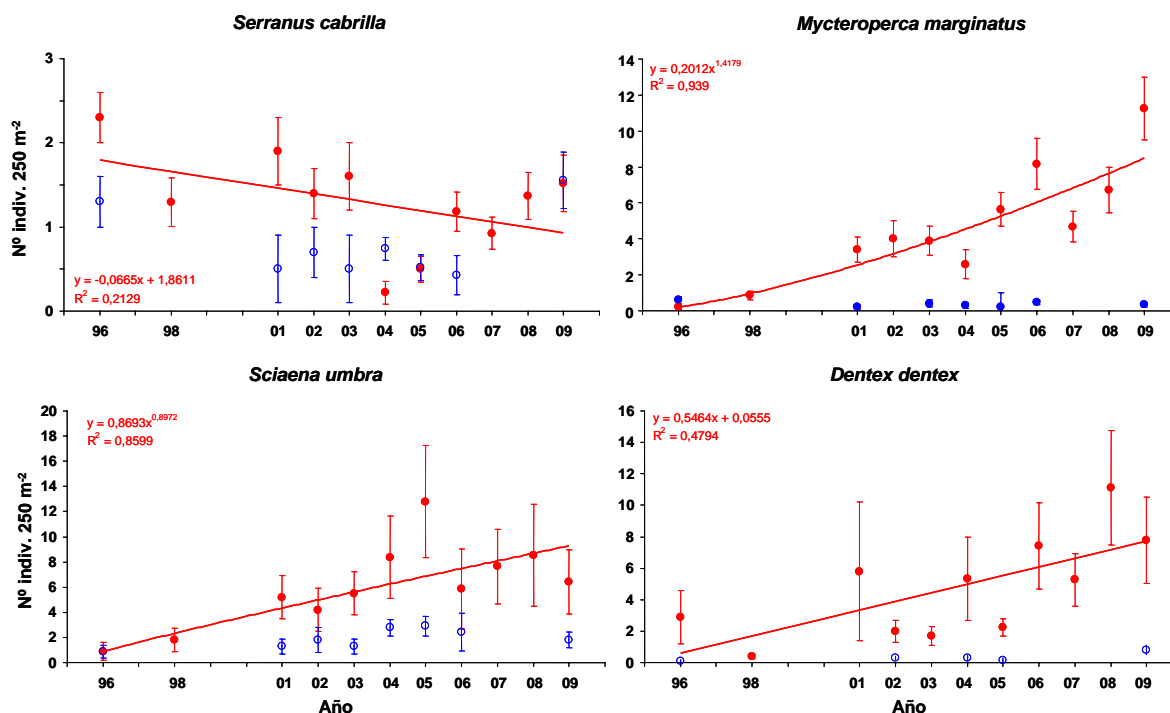


2.4.2.4 Comparación espacio-temporal de la abundancia de especies

Once de las 26 especies analizadas mostraron mayores abundancias en la reserva marina de Cabo de Palos (Fig. 2.5, Tabla 2.8); se trata de trescolas (*Anthias anthias*), falsos abadejos (*Mycteroperca costae*), meros (*Mycteroperca marginatus*), cabrillas (*Serranus cabrilla*), dentones (*Dentex dentex*), sargos reales (*Diplodus cervinus*), sargos picudos (*Diplodus puntazzo*), corvas (*Sciaena umbra*), castañuelas (*Chromis chromis*), doncellas (*Coris julis*) y peces verdes (*Thalassoma pavo*). Para la mayoría de ellas la variación temporal no ha resultado significativa, al igual que su interacción con las diferencias espaciales, a pesar de que la tendencia al incremento temporal de abundancia en la reserva marina ha sido muy patente, como en el caso de meros, corvas y dentones (Fig. 2.5).



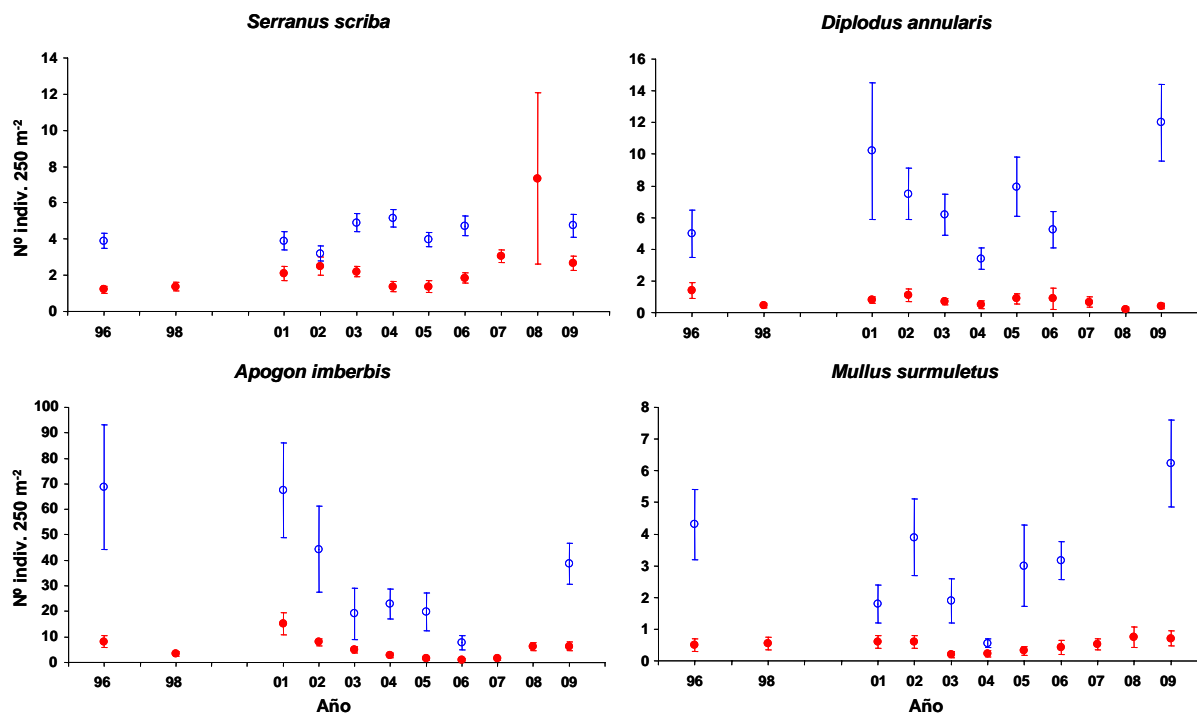
Figura 2.5 Variación interanual de la abundancia media (\pm error típico) de algunas de las especies que han resultado más abundantes en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (símbolos llenos, en rojo) en comparación con el litoral de Águilas (símbolos vacíos, en azul). Se representa asimismo el ajuste que más explica la variación temporal en la reserva marina (entre las relaciones lineal, potencial o exponencial).



En cambio, otras 8 especies – serranos (*Serranus scriba*), reyezuelos (*Apogon imberbis*), salmonetes (*Mullus surmuletus*), raspallones (*Diplodus annularis*), mojarras (*Diplodus vulgaris*), obladas (*Oblada melanura*), salpas (*Sarpa salpa*) y tordos (*Symphodus tinca*) han sido recurrentemente más abundantes en Águilas (Tabla 2.8, Fig. 2.6).

La mayoría de las especies analizadas han evidenciado una gran heterogeneidad espacial de sus abundancias entre sectores y/o zonas (Tabla X).

Figura 2.6 Variación interanual de la abundancia media (\pm error típico) de algunas de las especies que han resultado más abundantes en el litoral de Águilas (símbolos vacíos, en azul) en comparación con la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (símbolos llenos, en rojo).



2.4.2.5 Análisis multivariante (PERMANOVA, MDS)

Las diferencias detectadas a nivel de especie tienen su reflejo en la estructura del poblamiento de peces (es decir, teniendo en cuenta la similitud entre zonas, sectores, localidades y años en función de la composición específica y la abundancia relativa de las diferentes especies presentes). El análisis multivariante de la varianza testado por permutaciones (PERMANOVA) detectó diferencias tanto entre años como entre localidades, así como a escalas espaciales más finas (entre sectores y zonas dentro de cada localidad) (Tabla 2.9). Tales diferencias se ven reflejadas en la ordenación proporcionada por el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS) (Fig. 2.7) de los datos agrupados por sectores (dentro de cada localidad) y años, en la que queda patente que los sectores 2 (bajos rocosos) y 3 (reserva integral) de la reserva marina se parecen más entre sí (con independencia del año) que con el sector 1 (punta del cabo de Palos), el cual se confunde con los sectores del litoral aguileño. Estas diferencias apuntan a la singularidad del hábitat en los bajos e islas de la reserva marina como factor determinante de la estructura del poblamiento íctico.



Figura 2.7 Diagrama de ordenación del MDS aplicado a los datos de abundancia de peces en los diferentes sectores (en cada localidad), localidades y años. Se superponen los grupos determinados por el CLUSTER (considerando un 60% de similitud), y se unen por líneas continuas las posiciones en orden cronológico de los sectores 2 y 3 de la reserva marina. Los códigos de los sectores son: localidad [CP: C. Palos – I. Hormigas; AG: Águilas], sector [1, 2 o 3] y año [96, 01, 02, 03, 04, 05, 06 o 09].

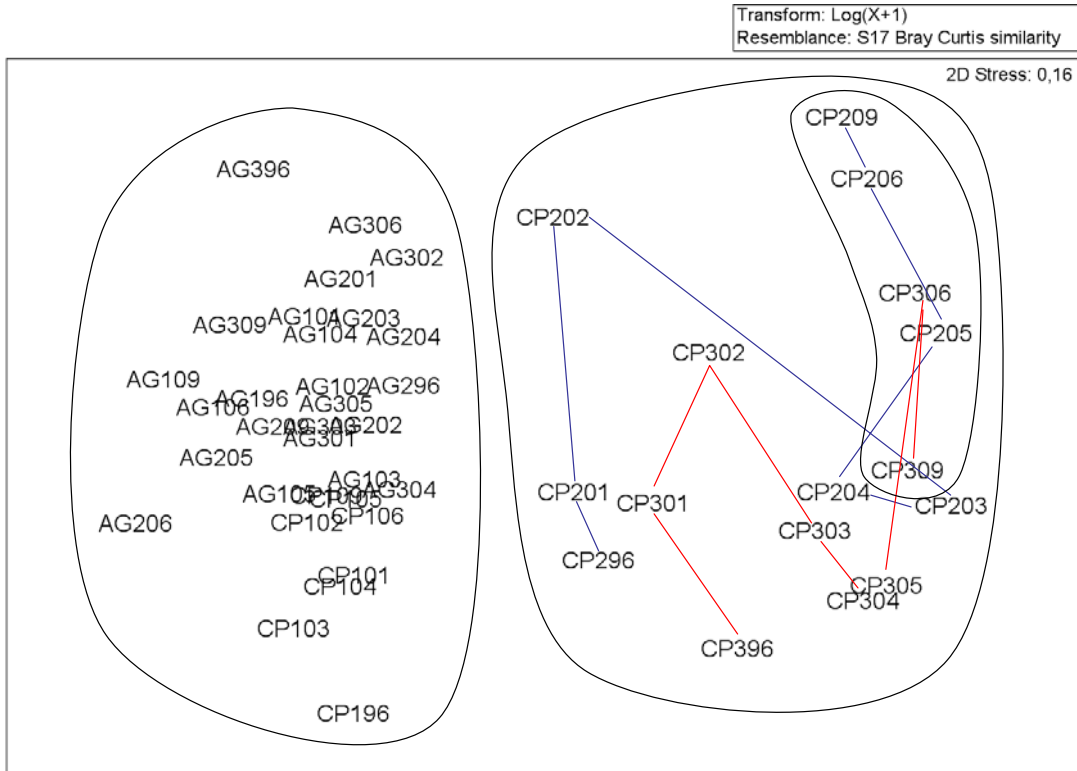


Tabla 2.3 Valores medios (\pm error típico) de las abundancias de las especies y de los parámetros descriptores del poblamiento de peces censados en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas durante todo el período de estudio.

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>	0,0 \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>Mycteroperca 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>Mycteroperca 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 2.3 (cont.)

Familia	Especie	2005	2006	2007	2008	2009
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
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
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
	<i>Mycteroperca costae</i>	1,6 ± 0,8	1,8 ± 0,8	0,9 ± 0,2	1,7 ± 0,5	2,4 ± 1,2
	<i>Mycteroperca marginatus</i>	5,6 ± 0,9	8,2 ± 1,4	4,7 ± 0,8	6,7 ± 1,3	11,3 ± 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
	<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
	<i>Serranus scriba</i>	1,4 ± 0,3	1,9 ± 0,3	3,1 ± 0,4	7,3 ± 4,7	2,7 ± 0,4
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
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	
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
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
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
	<i>Dentex dentex</i>	2,3 ± 0,5	7,4 ± 2,8	5,3 ± 1,7	11,1 ± 3,6	7,8 ± 2,8
	<i>Diplodus annularis</i>	0,9 ± 0,3	0,9 ± 0,7	0,7 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,2
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,3 ± 0,3	1,7 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,2 ± 0,5	1,5 ± 0,3
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2,5 ± 0,8	3,6 ± 0,6	2,9 ± 0,5	4,6 ± 1,1	2,0 ± 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
	<i>Diplodus vulgaris</i>	38,4 ± 13,8	24,7 ± 9,0	24,3 ± 8,3	21,5 ± 8,1	16,7 ± 5,4

Familia	Especie	2005	2006	2007	2008	2009
	<i>Oblada melanura</i>	4,1 ± 2,2	2,1 ± 0,8	11,8 ± 5,8	11,6 ± 9,1	3,2 ± 2,5
	<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
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	3,1 ± 1,7	3,6 ± 3,3	3,5 ± 1,9	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,3
Centracanthidae	<i>Spicara smaris</i>			0,9 ± 0,4	0,04 ± 0,04	
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
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
	<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
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,2	1,9 ± 0,4	1,3 ± 0,3	0,8 ± 0,2
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,7 ± 0,4	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
	<i>Symphodus roissali</i>	0,2 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,15
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	1,0 ± 0,6	0,4 ± 0,1	0,3 ± 0,13
	<i>Symphodus tinca</i>	3,6 ± 1,0	3,0 ± 0,7	2,5 ± 0,6	1,4 ± 0,4	1,5 ± 0,5
	<i>Thalassoma pavo</i>	16,5 ± 4,3	12,4 ± 4,1	4,8 ± 1,3	7,8 ± 2,7	12,1 ± 3,6
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
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
	<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
	Abundancia reducida	204,3 ± 33,0	124,4 ± 15,0	124,9 ± 14,6	153,4 ± 17,6	110,4 ± 9,2
	Riqueza media	15,4 ± 0,7	16,4 ± 0,4	16,7 ± 0,5	16,2 ± 0,5	14,4 ± 0,6
	Riqueza total	38	37	40	41	37

Tabla 2.4 Valores medios (\pm error típico) de las abundancias de las especies de peces censados en el litoral de Águilas durante todo el período de estudio.

FAMILIAS	ESPECIES	1996	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2009
Torpedinidae	<i>Torpedo torpedo</i>			0,04 0,04					
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	23,8 \pm 23,8	61,6 \pm 35,4	11,7 11,7	42,3 29,6	28,7 16,8		17,6 12,9	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,1 0,1	0,2 0,1	0,1 0,1	0,7 0,5	0,3 0,1	0,1 0,1
Congridae	<i>Conger conger</i>			0,04 0,04					
Gadidae	<i>Phycis phycis</i>	0,04 \pm 0,04						0,4 0,4	
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	18,7 \pm 16,5	3,8 \pm 3,6	3,7 1,7	2,2 2,1		1,5 1,3	3,8 1,6	5,7 3,1
	<i>Mycteroperca costae</i>	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	0,3 0,1	0,4 0,2	0,3 0,1	0,8 0,2	0,2 0,9	0,0 0,0
	<i>Mycteroperca marginatus</i>	0,6 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1		0,4 0,2	0,3 0,2	0,2 0,8	0,5 0,1	0,3 0,1
	<i>Epinephelus caninus</i>	0,1 \pm 0,1		0,04 0,04					
	<i>Mycteroperca rubra</i>	0,04 \pm 0,04			0,1 0,1	0,3 0,1			0,1 0,1
	<i>Serranus atricauda</i>								0,0 0,0
	<i>Serranus cabrilla</i>	1,3 \pm 0,3	0,5 \pm 0,1	0,7 0,2	0,5 0,1	0,7 0,2	0,5 0,2	0,4 0,1	1,6 0,3
	<i>Serranus scriba</i>	3,9 \pm 0,4	3,9 \pm 0,5	3,2 0,4	4,9 0,5	5,1 0,5	4,0 0,4	4,7 0,5	4,7 0,6
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>			0,1 0,1		0,04 0,04		0,6 0,5	
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	68,7 \pm 24,5	67,5 \pm 18,7	44,3 16,9	19,1 10,1	22,9 5,9	19,8 7,4	7,7 2,8	38,7 8,0
Carangidae	<i>Seriola dumerilii</i>	2,9 \pm 1,3	0,3 \pm 0,3	9,4 4,6	8,6 4,1	6,4 3,7		0,6 0,5	
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	0,3 \pm 0,2	1,4 \pm 1,4	0,7 0,7		0,2 0,2	0,8 0,6	0,6 0,4	0,1 0,1
	<i>Pomadasys incisus</i>			0,4 0,3	0,1 0,1	0,2 0,2			
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	0,9 \pm 0,5	1,3 \pm 0,6	1,8 1	1,3 0,6	2,8 0,7	2,9 0,8	2,4 1,5	1,8 0,6
	<i>Umbrina cirrosa</i>				0,04 0,04				
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	4,3 \pm 1,1	1,8 \pm 0,6	3,9 1,2	1,9 0,7	0,6 0,1	3,0 1,3	3,2 0,6	6,2 1,4
Sparidae	<i>Boops boops</i>	86,4 \pm 32,4	44,9 \pm 20,4	26,3 11,5	24,2 9,8	1,4 1,4	92,7 35,7	121,9 30,0	180,3 45,5
	<i>Dentex dentex</i>	0,1 \pm 0,1		0,3 0,1		0,3 0,2	0,2 0,1		0,8 0,3
	<i>Diplodus annularis</i>	5 \pm 1,5	10,2 \pm 4,3	7,5 1,6	6,2 1,3	3,4 0,7	7,9 1,9	5,2 1,1	12,0 2,4
	<i>Diplodus cervinus</i>	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,2 0,1	0,3 0,2	0,2 0,1	0,4 0,2	0,7 0,2	0,1 0,1
	<i>Diplodus puntazzo</i>	3,2 \pm 2,1	0,8 \pm 0,2	1,6 0,5	1,3 0,4	1,1 0,3	1,2 0,3	0,7 0,2	0,5 0,2
	<i>Diplodus sargus</i>	14 \pm 5,3	21,1 \pm 4,5	24,4 5,2	11 3,2	10,8 2,4	9,7 1,5	9,7 1,8	6,3 1,7
	<i>Diplodus vulgaris</i>	25,4 \pm 6,5	49,7 \pm 8	38,3 6,7	27,6 5,5	38,6 9,0	37,3 9,4	37,6 5,4	35,4 7,4
	<i>Oblada melanura</i>	75,8 \pm 26,2	9,8 \pm 2,6	10,3 4,2	13,3 4,5	13,9 6,3	19,8 13,2	3,4 1,2	10,8 8,0
	<i>Pagellus acarne</i>	1,7 1,7							

FAMILIAS	ESPECIES	1996	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2009
	<i>Pagrus pagrus</i>	1 0,7	0,04 0,04				0,1 0,9	0,4 0,4	0,3 0,3
	<i>Pagrus auriga</i>								
	<i>Sarpa salpa</i>	35,5 9,5	47 10,6	61 8,9	33,2 7,1	53,8 12,3	25,8 4,8	2,7 6,7	16,1 4,5
	<i>Sparus aurata</i>			1,4 1,4					0,04 0,04
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>					0,04 0,04	0,9 0,5	0,1 0,6	0,7 0,4
Centracanthidae	<i>Spicara flexuosa</i>	53 33,8			2,9 2,9		0,3 0,3	11,0 7,3	23,3 21,1
	<i>Spicara smaris</i>	1,5 1,4				0,7 0,7		0,4 0,4	
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	411,1 61,3	306,9 57,9	569,9 89	338,1 61	290,5 54,2	254,6 55,9	99,7 34,6	101,9 22,7
Labridae	<i>Coris julis</i>	39,2 12,3	16,6 2,8	18,6 2,2	22,1 3,6	14,6 1,9	13,4 3,0	11,5 1,8	9,5 1,5
	<i>Labrus merula</i>		0,2 0,1	0,04 0,04	0,2 0,1	0,1 0,1	0,6 0,5	0,2 0,9	0,3 0,1
	<i>Labrus viridis</i>			0,1 0,1	0,1 0,1			0,9 0,5	
	<i>Symphodus doderleini</i>	0,5 0,2	0,2 0,1	0,1 0,1	0,3 0,1	0,3 0,1	0,5 0,1	0,3 0,9	0,5 0,3
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,1 0,3	0,8 0,2	1 0,2	1 0,3	1,9 0,3	1,8 0,4	1,7 0,3	2,0 0,4
	<i>Symphodus melanorcercus</i>	0,4 0,1			0,1 0,1	0,04 0,04		0,1 0,9	
	<i>Symphodus ocellatus</i>	7 2,3	0,6 0,2	5,2 3,3	3,6 0,7	1,8 0,6	4,9 1,5	1,4 0,3	5,0 1,2
	<i>Symphodus roissali</i>	0,6 0,2	0,4 0,1	0,7 0,2	0,7 0,2	0,1 0,1	0,4 0,1	0,5 0,2	0,6 0,2
	<i>Symphodus rostratus</i>	1,1 0,2	0,7 0,2	0,2 0,1	0,4 0,1	0,5 0,1	0,7 0,2	1,3 0,2	0,6 0,1
	<i>Symphodus cinereus</i>								0,0 0,0
	<i>Symphodus tinca</i>	9 1,5	6,9 0,6	6,2 0,8	5,3 0,7	5,9 0,7	5,5 0,7	4,4 0,8	3,1 0,4
	<i>Thalassoma pavo</i>	22 3,4	51,3 7,8	20,7 3,3	19,1 3,7	13,8 3,6	4,4 0,6	3,6 0,8	5,1 0,9
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>		0,4 0,2			0,3 0,3	0,4 0,4	0,1 0,8	
Sphyraenidae	<i>Sphyraena sphyraena</i>				0,04 0,04	0,1 0,1		0,4 0,3	
Mugilidae	<i>Mugilidae</i>	0,7 0,7	0,7 0,7	0,2 0,1	0,2 0,1		0,1 0,1	0,9 0,5	0,4 0,3
	<i>Scorpaena porcus</i>		0,1 0,1	0,1 0,1	0,1 0,1	0,04 0,04			
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,04 0,04	0,1 0,1		0,04 0,04				
	<i>Scorpaena notata</i>						0,7 0,5		
Balistidae	<i>Balistes carolinensis</i>	0,1 0,1							0,1 0,1
Molidae	<i>Mola mola</i>							0,4 0,4	

Tabla 2.5 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre los parámetros descriptores del poblamiento de peces censados en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y en el litoral de Águilas (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$, y se subraya en azul los valores no significativos por ser las varianzas heterogéneas) [(t): datos transformados con $\ln(x + 1)$; *: test de Cochran significativo]

Fuente de var.	gl	Abundancia total (t*)			Abundancia red. (t*)			Riqueza		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	6,3048	2,61	0,0297	5,6130	5,03	0,0006	14,7219	0,84	0,5631
LOC	1	1,1968	0,50	0,4862	0,1733	0,16	0,6960	67,6875	3,86	0,0582
AÑO×LOC	7	0,9307	0,39	0,9037	0,9934	0,89	0,5249	31,9521	1,82	0,1171
SE(AÑO×LOC)	32	2,4117	2,54	0,0003	1,1148	1,93	0,0078	17,5370	1,81	0,0144
ZO(SE(AÑO×LOC))	96	0,9498	1,45	0,0096	0,5791	1,53	0,0038	9,6898	1,76	0,0002
Residual	288	0,6528			0,3777			5,5208		

Tabla 2.6 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre los valores de abundancia de las distintas categorías espaciales en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y en el litoral de Águilas (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$) [(t): datos transformados con $\ln(x + 1)$]

Fuente de var.	gl	CAT1 (t)			CAT2 (t)			CAT3 (t)			CAT4 (t)			CAT5 (t)			CAT6 (t)		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	31,7781	3,06	0,0138	25,8309	4,12	0,0025	4,9034	2,23	0,0573	2,2754	1,82	0,1170	5,0424	3,02	0,0150	14,1364	5,76	0,0002
LOC	1	56,1917	5,42	0,0264	47,4506	7,56	0,0097	21,5971	9,84	0,0036	29,7927	23,86	0,0000	31,2645	18,71	0,0001	86,3976	35,19	0,0000
AÑO×LOC	7	18,4308	1,78	0,1264	3,7620	0,60	0,7516	1,5381	0,70	0,6710	1,7190	1,38	0,2488	1,2338	0,74	0,6414	3,8637	1,57	0,1790
SE(AÑO×LOC)	32	10,3693	2,25	0,0013	6,2752	2,25	0,0013	2,1942	2,15	0,0022	1,2485	2,30	0,0010	1,6712	2,60	0,0002	2,4550	0,99	0,4936
ZO(SE(AÑO×LOC))	96	4,6120	1,03	0,4296	2,7875	1,36	0,0277	1,0194	1,48	0,0074	0,5437	1,31	0,0442	0,6420	2,59	0,0000	2,4781	1,91	0,0000
Residual	288	4,4986			2,0494			0,6903			0,4135			0,2481			1,2958		

Tabla 2.7 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre los valores de abundancia de los distintos grupos tróficos en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y en el litoral de Águilas (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$) [(t): datos transformados con $\ln(x + 1)$; *: test de Cochran significativo]

		DETRITÍVOROS (t)			HERBÍVOROS (t)			MESOFAGOS (t)			MICRÓFAGOS (t)		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	2,9726	1,89	0,1034	25,686	4,12	0,0025	0,733	1,08	0,4003	12,7298	7,23	0,0000
LOC	1	40,8917	26,06	0,0000	102,7604	16,49	0,0003	0,9902	1,46	0,2365	3,4141	1,94	0,1733
AÑO×LOC	7	0,6477	0,41	0,8872	6,6263	1,06	0,4089	1,2713	1,87	0,1080	1,7714	1,01	0,4450
SE(AÑO×LOC)	32	1,5694	2,38	0,0006	6,2313	2,21	0,0016	0,6804	1,21	0,2361	1,7598	2,51	0,0003
ZO(SE(AÑO×LOC))	96	0,6603	1,60	0,0017	2,8134	1,63	0,0011	0,5618	1,14	0,1990	0,7001	1,76	0,0002
Residual	288	0,4135			1,7304			0,4909			0,3985		
		OMNÍVOROS (t)			PISCÍVOROS (t*)			PLANCTÓFAGOS					
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P			
AÑO	7	1,8701	0,80	0,5969	4,1772	0,40	0,8955	8,8873	1,54	0,1897			
LOC	1	23,4701	9,98	0,0034	128,0892	12,25	0,0014	22,5725	3,91	0,0567			
AÑO×LOC	7	0,9934	0,42	0,8810	3,6074	0,34	0,9267	4,9532	0,86	0,5492			
SE(AÑO×LOC)	32	2,3517	1,61	0,0400	10,4580	5,85	0,0000	5,7727	3,13	0,0000			
ZO(SE(AÑO×LOC))	96	1,4610	2,47	0,0000	1,7891	1,53	0,0039	1,8450	1,62	0,0012			
Residual	288	0,5917			1,1691			1,1367					

Tabla 2.8 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre las especies de peces censados en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y en el litoral de Águilas (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$, y se subraya en azul los valores no significativos por ser las varianzas heterogéneas) [(t): datos transformados con $\ln(x + 1)$; *: test de Cochran significativo]

Fuente de var.	gl	<i>Anthias anthias t*</i>			<i>Mycteroperca costae t*</i>			<i>Mycteroperca marginatus t*</i>			<i>Serranus cabrilla t*</i>			<i>Serranus scriba t</i>		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	2,6020	0,23	0,9747	0,8778	1,06	0,4109	4,9785	1,25	0,3039	1,4250	0,75	0,6309	0,6016	0,42	0,8803
LOC	1	106,6968	9,47	0,0043	5,2946	6,39	0,0166	95,7093	24,10	0,0000	32,0221	16,89	0,0003	37,5489	26,44	0,0000
AÑOxLOC	7	6,7877	0,60	0,7495	0,5714	0,69	0,6796	3,5373	0,89	0,5252	0,6309	0,33	0,9331	1,7903	1,26	0,3006
SE(AÑOxLOC)	32	11,2722	3,27	0,0000	0,8280	2,80	0,0001	3,9712	8,55	0,0000	1,8960	2,55	0,0002	1,4203	4,78	0,0000
ZO(SE(AÑOxLOC))	96	3,4520	4,07	0,0000	0,2955	1,36	0,0286	0,4644	1,94	0,0000	0,7423	1,68	0,0005	0,2974	1,29	0,0579
Residual	288	0,8491			0,2178			0,2393			0,4415			0,2310		
Fuente de var.	gl	<i>Apogon imberbis t</i>			<i>Mullus surmuletus t</i>			<i>Dentex dentex t*</i>			<i>Diplodus annularis t*</i>			<i>Diplodus cervinus t</i>		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	21,6669	7,61	0,0000	2,6943	2,02	0,0831	1,6609	0,60	0,7508	0,8440	0,41	0,8915	1,6985	2,62	0,0293
LOC	1	195,9511	68,78	0,0000	44,8305	33,61	0,0000	49,1962	17,79	0,0002	169,1817	81,36	0,0000	10,4064	16,07	0,0003
AÑOxLOC	7	1,6368	0,57	0,7711	1,1000	0,82	0,5742	0,7503	0,27	0,9607	0,5712	0,27	0,9593	0,5103	0,79	0,6025
SE(AÑOxLOC)	32	2,8489	1,63	0,0368	1,3337	2,78	0,0001	2,7659	4,09	0,0000	2,0794	2,33	0,0008	0,6476	2,11	0,0029
ZO(SE(AÑOxLOC))	96	1,7515	1,38	0,0235	0,4801	1,22	0,1036	0,6759	1,71	0,0004	0,8935	2,36	0,0000	0,3072	1,96	0,0000
Residual	288	1,2733			0,3921			0,3963			0,3793			0,1568		

Tabla 2.8 (cont.)

		<i>Diplodus puntazzo t*</i>			<i>Diplodus sargus t</i>			<i>Diplodus vulgaris t</i>			<i>Oblada melanura t</i>			<i>Sarpa salpa t</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	1,4250	0,75	0,6309	7,3272	3,56	0,0061	4,3208	0,85	0,5547	13,7667	2,60	0,0307	25,9356	4,38	0,0017
LOC	1	32,0221	16,89	0,0003	6,1027	2,97	0,0946	75,4430	14,85	0,0005	45,6051	8,60	0,0062	116,7548	19,70	0,0001
AÑOxLOC	7	0,6309	0,33	0,9331	1,0348	0,50	0,8251	2,9653	0,58	0,7638	2,7582	0,52	0,8126	6,9689	1,18	0,3437
SE(AÑOxLOC)	32	1,8960	2,55	0,0002	2,0567	1,22	0,2302	5,0788	2,41	0,0005	5,3032	2,49	0,0003	5,9254	2,31	0,0009
ZO(SE(AÑOxLOC))	96	0,7423	1,68	0,0005	1,6891	2,27	0,0000	2,1111	1,80	0,0001	2,1280	1,38	0,0227	2,5661	1,43	0,0127
Residual	288	0,4415			0,7436			1,1706			1,5436			1,7937		
		<i>Sciaena umbra t</i>			<i>Chromis chromis</i>			<i>Coris julis t</i>			<i>Symphodus doderleini t*</i>			<i>Symphodus mediterraneus t</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	3,6381	1,64	0,1592	1116102,4114	3,10	0,0130	9,1948	2,80	0,0216	0,1338	0,96	0,4747	1,0953	2,32	0,0494
LOC	1	16,3486	7,38	0,0105	3114743,3426	8,65	0,0060	22,3778	6,82	0,0136	1,1443	8,23	0,0072	0,8299	1,76	0,1943
AÑOxLOC	7	1,3474	0,61	0,7445	232272,1151	0,65	0,7153	6,6959	2,04	0,0803	0,1391	1,00	0,4489	1,1642	2,47	0,0384
SE(AÑOxLOC)	32	2,2144	2,17	0,0020	359959,1736	2,90	0,0000	3,2833	2,13	0,0025	0,1390	1,43	0,0925	0,4722	1,39	0,1144
ZO(SE(AÑOxLOC))	96	1,0186	0,94	0,3613	124095,7847	1,16	0,1705	1,5396	2,24	0,0000	0,0970	0,79	0,0913	0,3407	1,14	0,1986
Residual	288	1,0862			106555,7500			0,6863			0,1222			0,2976		



Tabla 2.8 (cont.)

Fuente de var.	gl	<i>Symphodus ocellatus t</i>			<i>Symphodus roissali t</i>			<i>Symphodus rostratus t</i>			<i>Symphodus tinca t</i>			<i>Thalassoma pavo t</i>		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	7	1,1640	0,64	0,7182	0,2674	0,51	0,8214	0,5543	1,91	0,1000	5,1855	1,43	0,2293	30,1499	9,46	0,0000
LOC	1	1,3993	0,77	0,3864	0,1099	0,21	0,6507	6,9571	24,01	0,0000	36,3741	10,00	0,0034	31,2267	9,80	0,0037
AÑOxLOC	7	4,6156	2,54	0,0335	0,4643	0,88	0,5313	0,8246	2,85	0,0200	1,8522	0,51	0,8205	3,6418	1,14	0,3620
SE(AÑOxLOC)	32	1,8141	1,49	0,0716	0,5262	2,30	0,0010	0,2897	1,87	0,0104	3,6360	8,45	0,0000	3,1862	1,79	0,0162
ZO(SE(AÑOxLOC))	96	1,2185	1,45	0,0097	0,2288	1,52	0,0047	0,1549	1,02	0,4401	0,4304	1,36	0,0267	1,7827	1,90	0,0000
Residual	288	0,8379			0,1510			0,1517			0,3156			0,9394		



Tabla 2.9 Resultado del análisis multivariante de la varianza testado por permutaciones (PERMANOVA) sobre la matriz de disimilitud de Bray-Curtis de los valores de abundancia de las especies observadas en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y en el litoral de Águilas (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$)

Fuente de var.	gl	MC	Pseudo-F	P(perm)
AÑO	7	6802,6	2,0797	0,0010
LOC	1	56486	17,2690	0,0001
AÑO×LOC	7	3139,8	0,9599	0,5161
SE(AÑO×LOC)	32	3271	3,4565	0,0001
ZO(SE(AÑO×LOC))	96	946,34	1,5968	0,0001
Residual	288	592,64		

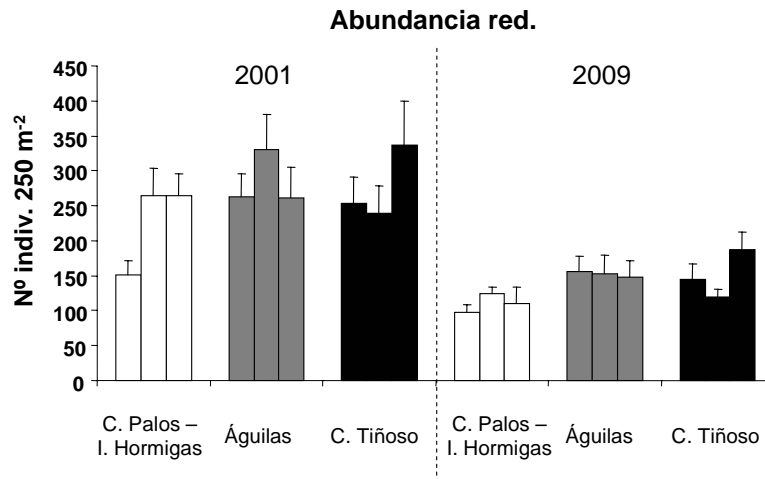
2.4.3 Comparación con Águilas y Cabo Tiñoso (2001 / 2009)

En el estudio conjunto de los censos realizados en la reserva marina y las localidades no protegidas de Águilas y Cabo Tiñoso en 2001 y 2009, se han observado 52 especies (19 familias), de las que únicamente el águila marina (*Myliobatis aquila*) ha sido exclusiva de la reserva, mientras que aligote (*Pagellus acarne*), caramel (*Spicara smaris*) y tordo verde (*Labrus viridis*) han aparecido únicamente en Cabo Tiñoso, y jurel (*Trachurus* sp.), burro listado (*Parapristipoma octolineatum*), pargo (*Pagrus pagrus*), vieja o pez loro (*Sparisoma cretense*), rascasa (*Scorpaena notata*) y pez ballesta (*Balistes capriscus*) sólo se han observado en el litoral aguileño (Tabla 2.11).

2.4.3.1 Comparación espacio-temporal de los parámetros descriptores del poblamiento

Tanto la abundancia total media, como la reducida tras excluir de su cómputo a las especies pelágicas y/o planctófagas, presentaron valores más reducidos en 2009 comparado con 2001 (Fig. 2.8). En el caso de la abundancia reducida, además, la interacción entre los factores Localidad y Año ha resultado significativa (Tabla 2.12), lo cual indica que las diferencias entre localidades ha sido de diferente naturaleza de un año a otro, con valores en 2009 significativamente más bajos en la reserva marina que en las otras dos localidades prospectadas, mientras que en 2001 no existían tales diferencias. Por otra parte, los valores de abundancia reducida fueron remarcablemente homogéneos entre sectores y zonas dentro de cada localidad. En cambio, la riqueza no mostró diferencias espacio-temporales más allá de una heterogeneidad espacial entre sectores (Tabla 2.12).

Figura 2.8 Valores medios (\pm error típico) de abundancia (red.) por sectores en las tres localidades prospectadas en 2001 y 2009



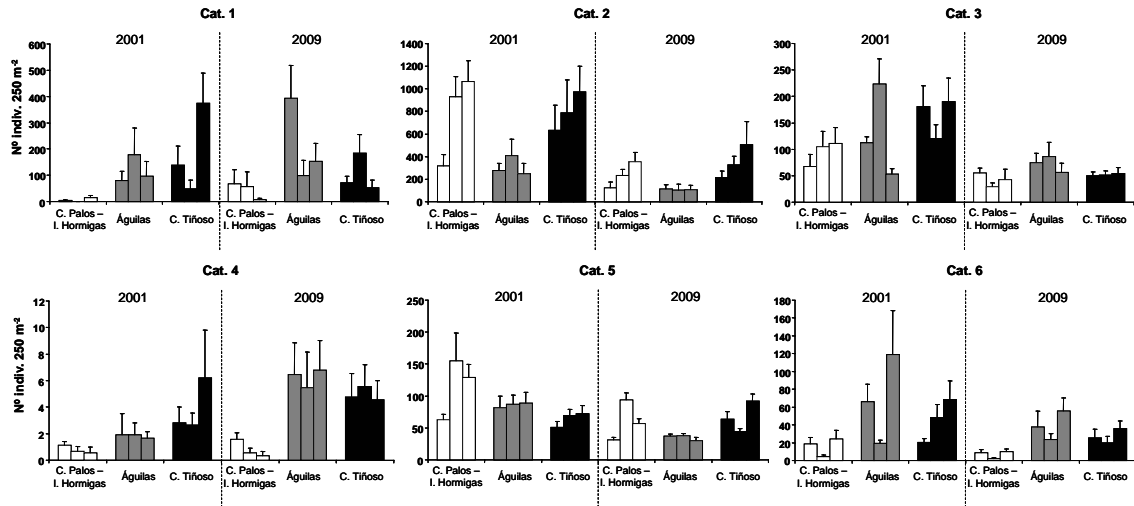
2.4.3.2 Comparación espacio-temporal de la abundancia de categorías espaciales

Las categorías espaciales 1, 2, 4 y 6 mostraron diferencias significativas entre localidades (Tabla 2.13, Fig. 2.9). Las especies móviles y erráticas que viven en bancos (Cat. 1), las especies necto-bentónicas que viven cerca del fondo y realizan desplazamientos horizontales muy amplios (Cat. 4) y aquéllas que son muy sedentarias (Cat. 6) fueron significativamente menos abundantes en la reserva marina. Por su parte, el grupo de las especies sedentarias que viven en bancos y ocupan la columna de agua (Cat. 2, que agrupa a castañuelas y trescolas) fueron menos abundantes en Águilas que en las otras dos localidades.

Por otra parte, las categorías espaciales 2, 3 y 5 mostraron una disminución significativa entre los dos años estudiados, y que fue consistente en las tres localidades (Tabla 2.13, Fig. 2.9). Finalmente, todas las categorías espaciales, excepto las que agrupan especies formadoras de bancos (1 y 2), han mostrado diferencias significativas entre sectores y/o zonas dentro de cada localidad.



Figura 2.9 Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sectores de las categorías de ocupación espacial en las tres localidades prospectadas en 2001 y 2009

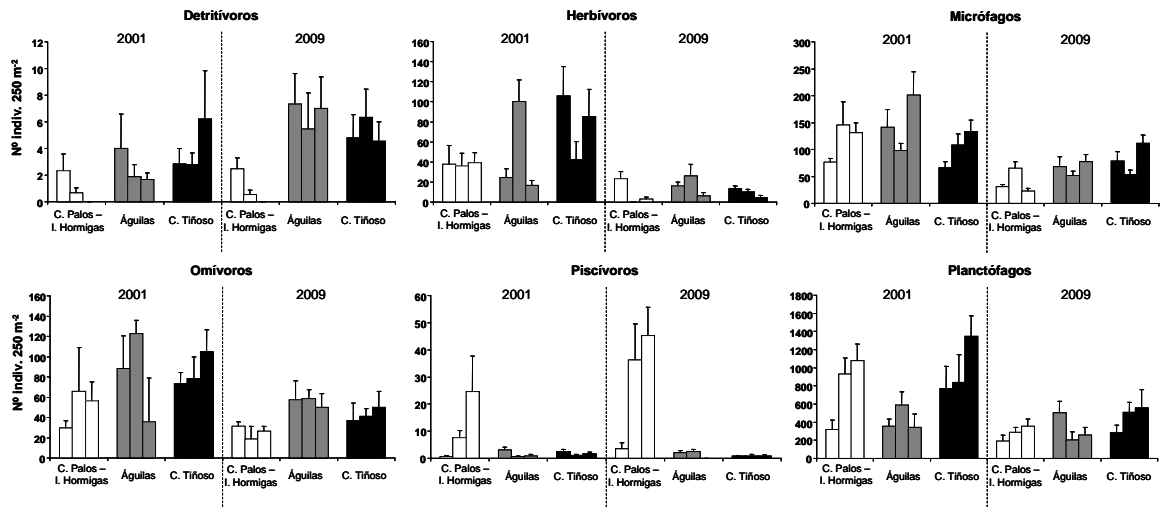


2.4.3.3 Comparación espacio-temporal de la abundancia de grupos tróficos

Las especies detritívoras y omnívoras fueron significativamente más abundantes en Águilas y Cabo Tiñoso que en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, mientras que para los piscívoros la pauta fue la contraria, con significativamente más individuos en la reserva marina que en las otras dos localidades prospectadas en ambos años (Tabla 2.14, Fig. 2.10); los demás grupos tróficos no mostraron diferencias significativas entre localidades.

Por su parte, herbívoros, micrófagos, omnívoros y planctófagos fueron significativamente más abundantes en 2001 que en 2009 (Tabla 2.14, Fig. 2.10). Además, todos grupos tróficos mostraron heterogeneidad espacial a escalas medias (entre sectores dentro de cada localidad) y/o finas (entre zonas dentro de cada localidad) (Tabla 2.14).

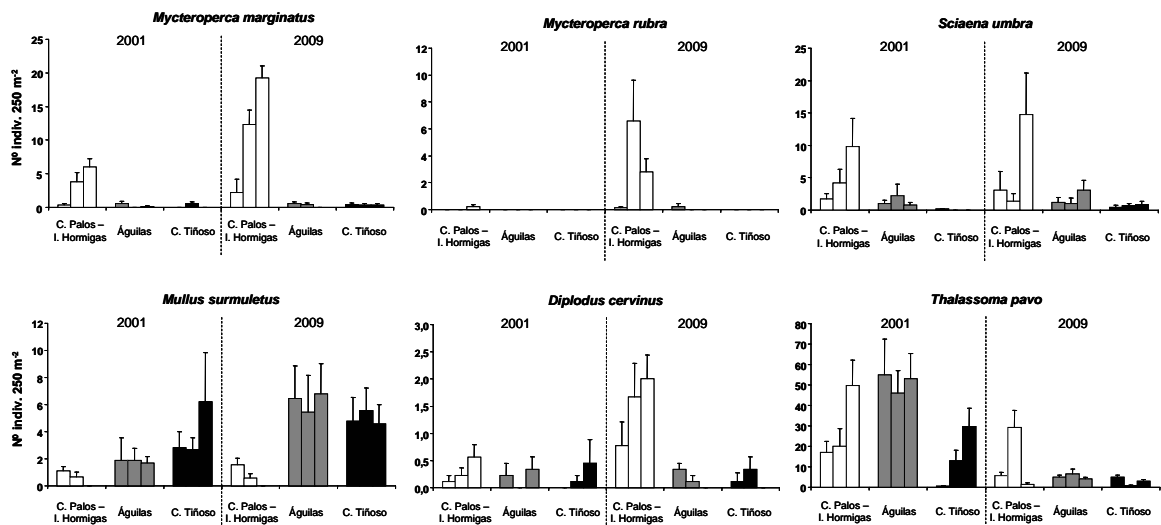
Figura 2.10 Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sectores de los grupos tróficos en las tres localidades prospectadas en 2001 y 2009



2.4.3.4 Comparación espacio-temporal de la abundancia de especies

Se han realizado ANOVAs sobre los valores de abundancia (transformados logarítmicamente) de 29 especies (aquellas cuya frecuencia sobrepasa el 10% de las observaciones). De éstas, 16 especies han mostrado diferencias significativas entre localidades (Tabla 2.15), aunque los tests de comparación post-hoc de medias únicamente han sido capaces de caracterizar dichas diferencias en 9 especies (Tabla 2.10).

Figura 2.11 Valores medios (\pm error típico) de abundancia por sectores de algunas de las especies censadas en las tres localidades prospectadas en 2001 y 2009





De este modo, meros (*M. marginatus*), corvas (*S. umbra*) han sido más abundantes en la reserva marina, mientras que sargos picudos (*D. puntazzo*), castañuelas (*C. chromis*) y doncellas (*C. julis*) eran más abundantes tanto en la reserva marina como en Cabo Tiñoso en comparación con Águilas. Por su parte, reyezuelos (*A. imberbis*), bogas (*B. boops*), raspallones (*D. annularis*) y salmonetes (*M. surmuletus*) han sido más abundantes en Águilas.

Tabla 2.10 Resumen de los resultados de los tests a posteriori de comparación de medias de SNK para las especies cuyas diferencias de abundancia entre localidades ha resultado significativas (CP: Cabo de Palos; AG: Águilas; CT: Cabo Tiñoso)

Especie	Diferencias entre localidades
<i>Mycteroperca marginatus</i>	CT = AG < CP
<i>Apogon imberbis</i>	CP < CT = AG
<i>Boops boops</i>	CP < CT < AG
<i>Diplodus annularis</i>	CP < CT = AG
<i>Diplodus puntazzo</i>	AG < CP = CT
<i>Mullus surmuletus</i>	CP < AG = CT
<i>Sciaena umbra</i>	CT = AG < CP
<i>Chromis chromis</i>	AG < CP = CT
<i>Coris julis</i>	AG < CP = CT

Por su parte, otras 8 especies han mostrado diferencias interanuales, consistentes normalmente en una menor abundancia en 2009 (Tabla 2.15, Fig. 2.11), salvo en el caso de las bogas (*B. boops*). El notable incremento de sargos reales (*D. cervinus*) en la reserva marina en 2009 (Fig. 2.11) ha provocado la significación estadística de la interacción entre los factores Año y Localidad (Tabla 2.15).

2.4.3.5 Análisis multivariante (PERMANOVA, MDS)

El PERMANOVA también ha mostrado una notable heterogeneidad espacial (entre localidades, pero también entre sectores y zonas) y temporal (entre años) en la estructura del poblamiento de peces (Tabla 2.16).

El MDS aplicado a la matriz de distancias de Bray-Curtis de las abundancias relativas de las especies en los distintos sectores y años muestra que todos los sectores de Águilas y Cabo Tiñoso se parecen más entre sí y con el sector 1 (punta del cabo) de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, que con los sectores 2 (bajos) y 3 (reserva integral) de la reserva marina, los cuales se diferencian claramente del resto, a la vez que los censos de 2009 se separan más del resto de los sectores (Fig. 2.12).

Figura 2.12 Diagrama de ordenación del MDS aplicado a los datos de abundancia de peces en los diferentes sectores (en cada localidad), localidades y años. Se superponen los grupos determinados por el CLUSTER (considerando valores de corte al 60% y 75% de similitud. Los códigos de los sectores son: localidad [CP: C. Palos – I. Hormigas; AG: Águilas; CT: Cabo Tiñoso], sector [1, 2 o 3] y año [01 o 09].

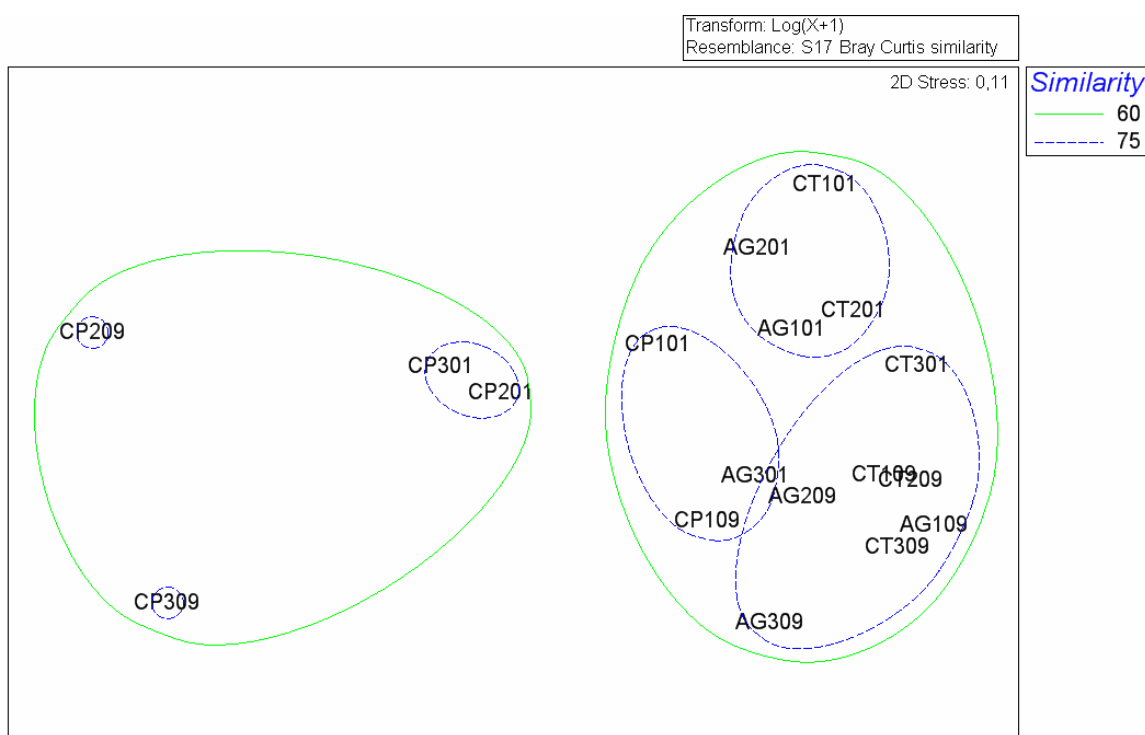




Tabla 2.11 Valores medios de las abundancias de las especies de peces censados en los sectores correspondientes a las tres localidades comparadas en los dos años considerados.

		2001									2009								
		C. Palos - I. Hormigas			Águilas			Cabo Tiñoso			C. Palos - I. Hormigas			Águilas			Cabo Tiñoso		
		S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>			0,6									0,3						
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>				35,2	149,7		107,0	4,3	15,8			55,6						
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,2	0,2	0,7	0,1	0,3	0,1			0,3			0,2	1,3	0,1	0,3		0,2	0,4
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>		0,1	0,3			0,0												
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>		30,0	36,4		10,7	0,7			0,9			8,4	17,6	0,3	6,4	10,3	0,1	1,1
	<i>Mycteroperca costae</i>		1,0	0,2	0,8			0,2			0,3	6,4	0,6		0,1		0,1		
	<i>Mycteroperca marginata</i>	0,3	3,8	6,0	0,6		0,1		0,6		2,2	12,3	19,2	0,6	0,4		0,4	0,3	0,3
	<i>Mycteroperca rubra</i>			0,2							0,1	6,6	2,8	0,2					
	<i>Serranus atricauda</i>			0,1											0,1				
	<i>Serranus cabrilla</i>	0,1	1,8	3,8	0,8	0,3	0,3	0,3	0,8	2,4	0,2	1,9	2,4	1,7	1,3	1,7	4,4	3,1	5,9
	<i>Serranus scriba</i>	3,0	2,7	0,6	2,7	4,7	4,3	3,7	6,7	4,8	3,2	2,4	2,3	3,6	7,1	3,6	5,1	4,9	9,0
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	18,6	4,1	22,8	66,0	18,2	118,3	20,2	47,8	67,8	8,9	1,7	8,4	37,7	23,2	55,2	25,2	19,4	35,4
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>				0,9					0,3			0,1						
	<i>Trachurus sp.</i>																0,2		
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>					4,2									0,3				
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	1,7	4,2	9,8	1,0	2,2	0,8	0,2			3,1	1,3	14,8	1,2	1,0	3,1	0,4	0,7	0,9
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	1,1	0,7		1,9	1,9	1,7	2,8	2,7	6,2	1,6	0,6		6,4	5,4	6,8	4,8	5,6	4,6
Sparidae	<i>Boops boops</i>				24,4	17,1	93,2	1,3	0,3	79,9	55,7			299,3	90,6	151,1	36,2	92,3	31,1
	<i>Dentex dentex</i>	0,1	1,8	15,4				1,8	0,3	0,6	0,4	9,8	13,1	0,9	1,4			0,3	
	<i>Diplodus annularis</i>	1,3	1,0		5,6	23,3	1,8	5,3	6,9	7,7	1,2			20,1	10,4	5,4	5,2	10,7	8,8
	<i>Diplodus cervinus</i>	0,1	0,2	0,6	0,2		0,3		0,1	0,4	0,8	1,7	2,0	0,3	0,1		0,1	0,3	
	<i>Diplodus puntazzo</i>	1,6	3,2	11,4	0,8	0,6	1,1	6,2	0,8	1,4	3,0	1,1	1,8	0,4	0,3	0,7	2,0	0,4	6,6
	<i>Diplodus sargus</i>	6,3	18,4	12,1	23,8	33,4	6,1	37,2	24,8	22,6	4,6	4,3	4,2	6,9	5,0	7,0	6,2	6,4	6,7
	<i>Diplodus vulgaris</i>	20,2	43,1	32,6	57,3	65,3	26,6	24,5	45,9	72,6	21,7	11,7	16,8	29,0	42,8	34,3	23,1	23,0	27,8
	<i>Oblada melanura</i>	2,2	0,6	14,2	15,8	10,3	3,2	28,5	36,3	13,2	9,6			23,8	7,6	1,0	4,1	15,8	1,0
	<i>Pagellus acarne</i>									0,1									
	<i>Pagrus pagrus</i>				0,1											0,9			

		2001									2009								
		C. Palos - I. Hormigas			Águilas			Cabo Tiñoso			C. Palos - I. Hormigas			Águilas			Cabo Tiñoso		
		S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3	S1	S2	S3
	<i>Sarpa salpa</i>	37,9	35,9	39,1	24,1	100,2	16,8	105,5	41,9	85,1	23,1		2,9	16,2	25,8	6,2	13,3	10,0	4,7
	<i>Sparus aurata</i>		0,7	0,2	0,7	0,2	0,4				0,4		0,6		0,1	0,0			
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>								0,1		0,1		1,3	0,8		1,3			
Centracanthidae	<i>Spicara flexuosa</i>								7,9	251,0				68,9	1,0		13,1	74,1	20,1
	<i>Spicara smaris</i>									13,9							17,8		
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	315,0	900,2	1028,9	276,7	399,0	244,9	631,7	788,2	971,1	123,3	222,9	336,0	112,6	96,4	96,7	211,8	324,0	506,2
Labridae	<i>Coris julis</i>	15,2	75,8	47,3	10,7	18,4	20,7	12,3	24,6	24,2	8,2	32,1	9,2	7,6	8,6	12,4	32,3	18,3	38,9
	<i>Labrus merula</i>	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3		2,2	0,9	0,3	0,2			0,1	0,6	0,2	0,3	0,3	0,2
	<i>Labrus viridis</i>							0,3	0,3									0,1	0,2
	<i>Symphodus doderleini</i>		0,3	0,3	0,2	0,2	0,1	1,5	0,7	0,2	0,1		0,3	1,1	0,1	0,3	0,3	0,4	0,1
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,3	1,3	1,9	0,6	0,9	0,9	1,0	2,2	1,8	1,0	0,8	0,6	3,2	2,0	0,9	2,1	2,9	12,3
	<i>Symphodus melanocercus</i>	1,3	0,7	0,0				0,8	0,2										0,2
	<i>Symphodus ocellatus</i>	2,7	33,7	4,7	0,3	0,8	0,7	4,0	5,3	3,4	0,9	0,3	2,3	8,1	4,4	2,3	4,0	3,8	11,7
	<i>Symphodus roissali</i>	2,1	0,3	0,9	0,2	0,9	0,1	1,3	2,6	1,1	1,0	0,1	0,1	0,3	1,1	0,2	0,8	0,1	1,1
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,3	0,8	0,1	1,2	0,4	0,6	1,0	1,0	0,6	0,8	0,1		0,9	0,8	0,0	1,1	1,2	1,7
	<i>Symphodus cinereus</i>															0,1	0,1		
	<i>Symphodus tinca</i>	18,7	8,0	3,3	7,0	7,3	6,2	21,2	9,7	4,0	4,1	0,1	0,3	3,9	4,0	1,6	7,4	6,7	6,2
	<i>Thalassoma pavo</i>	17,0	20,1	49,7	54,8	46,0	53,0	0,5	13,0	29,7	5,8	29,2	1,4	4,8	6,4	4,0	4,9	0,8	2,9
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>				0,4	0,3													
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>			0,9				0,5	0,1	0,2		0,9	7,1						
Mugilidae	Mugilidae	1,2			2,1				0,1		0,9			0,9		0,2		0,8	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>					0,3	0,1		0,1				0,2					0,1	0,1
	<i>Scorpaena scrofa</i>						0,2			0,1									
	<i>Scorpaena notata</i>																0,1		
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>												0,3						



Tabla 2.12 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre los parámetros descriptores del poblamiento (datos transformados con $\ln[x + 1]$) de peces censados en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y dos localidades control (litorales de Águilas y Cabo Tiñoso) (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$, y se subraya en azul los valores no significativos por ser las varianzas heterogéneas) [* : test de Cochran significativo]

Fuente de var.	gl	Abundancia total			Abundancia red.			Riqueza *		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	18,3749	13,30	0,0033	59,2760	204,81	0,0000	2,4691	0,17	0,6916
LOC	2	1,4791	1,07	0,3733	126,6775	437,70	0,0000	50,0185	3,35	0,0700
AÑO×LOC	2	0,7308	0,53	0,6023	139,9560	483,58	0,0000	35,4136	2,37	0,1357
SE(AÑO×LOC)	12	1,3813	2,86	0,0072	0,2894	1,77	0,0924	14,9444	2,22	0,0325
ZO(SE(AÑO×LOC))	36	0,4822	1,15	0,2900	0,1637	0,92	0,6033	6,7407	0,97	0,5303
Residual	108	0,4204			0,1781			6,9691		

Tabla 2.13 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre las abundancias de peces agrupados en categorías de ocupación del espacio (datos transformados con $\ln[x + 1]$) en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y dos localidades control (litorales de Águilas y Cabo Tiñoso) (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$, y se subraya en azul los valores no significativos por ser las varianzas heterogéneas) [*: test de Cochran significativo]

Fuente de var.	gl	CAT1			CAT2			CAT3			CAT4			CAT5 *			CAT6		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	7,8377	1,63	0,2254	41,0957	10,57	0,0069	16,2639	5,00	0,0452	5,3930	4,20	0,0628	4,9131	6,12	0,0293	8,2671	2,45	0,1432
LOC	2	87,7128	18,28	0,0002	21,9042	5,64	0,0188	3,2891	1,01	0,3929	7,5751	5,91	0,0164	2,3336	2,91	0,0935	32,5032	9,65	0,0032
AÑO×LOC	2	1,3830	0,29	0,7547	4,2654	1,10	0,3650	0,0944	0,03	0,9715	1,0625	0,83	0,4603	2,9939	3,73	0,0550	1,4486	0,43	0,6602
SE(AÑO×LOC)	12	4,7988	1,03	0,4459	3,8867	1,95	0,0605	3,2542	4,06	0,0005	1,2827	0,98	0,4870	0,8028	1,00	0,4707	3,3693	2,27	0,0284
ZO(SE(AÑO×LOC))	36	4,6707	1,19	0,2466	1,9925	0,72	0,8666	0,8013	1,05	0,4147	1,3115	2,80	0,0000	0,8050	3,50	0,0000	1,4814	0,97	0,5241
Residual	108	3,9309			2,7572			0,7650			0,4677			0,2298			1,5250		

Tabla 2.14 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre las abundancias de peces agrupados en grupos tróficos (datos transformados con $\ln[x + 1]$) en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y dos localidades control (litorales de Águilas y Cabo Tiñoso) (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$)

Fuente de var.	gl	DETR			HERB			MESO			MICRO			OMNI			PISC			PLAN		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	5,8582	3,21	0,0985	107,1160	16,74	0,0015	2,3573	2,14	0,1696	20,7477	18,68	0,0010	10,3064	5,80	0,0330	2,6695	0,41	0,5350	19,3117	4,83	0,0484
LOC	2	8,2599	4,52	0,0343	8,9623	1,40	0,2839	0,5672	0,51	0,6108	2,5270	2,27	0,1454	8,8826	5,00	0,0263	26,0503	3,98	0,0472	7,3843	1,85	0,2001
AÑO×LOC	2	0,9390	0,51	0,6105	0,9427	0,15	0,8645	0,8633	0,78	0,4794	3,0081	2,71	0,1070	0,5405	0,30	0,7432	4,9740	0,76	0,4889	0,9826	0,25	0,7861
SE(AÑO×LOC)	12	1,8255	1,22	0,3101	6,3971	3,12	0,0040	1,1039	4,12	0,0005	1,1110	1,88	0,0707	1,7768	1,39	0,2158	6,5445	5,48	0,0000	4,0012	2,83	0,0078
ZO(SE(AÑO×LOC))	36	1,5012	3,38	0,0000	2,0481	1,32	0,1373	0,2679	0,91	0,6125	0,5897	1,82	0,0098	1,2789	1,91	0,0058	1,1943	2,23	0,0008	1,4140	0,89	0,6471
Residual	108	0,4436			1,5481			0,2935			0,3244			0,6703			0,5350			1,5891		



Tabla 2.15 Resultados de los análisis de la varianza dando cuenta de la influencia de los factores Año, Localidad, Sector y Zona sobre las abundancias de (datos transformados con $\ln[x + 1]$) censados en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y dos localidades control (litorales de Águilas y Cabo Tiñoso) (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$, y se subraya en azul los valores no significativos por ser las varianzas heterogéneas) [*: test de Cochran significativo]

		<i>Muraena helena</i>			<i>Anthias anthias</i> *			<i>Mycteroperca costae</i> *			<i>Mycteroperca marginatus</i> *		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	0,0295	0,09	0,7693	0,2557	0,59	0,4559	0,2557	0,59	0,4559	5,5298	1,43	0,2542
LOC	2	0,4566	1,39	0,2853	2,3351	5,42	0,0210	2,3351	5,42	0,0210	33,0293	8,57	0,0049
AÑOxLOC	2	0,0281	0,09	0,9183	0,9777	2,27	0,1458	0,9777	2,27	0,1458	2,7278	0,71	0,5123
SE(AÑOxLOC)	12	0,3273	4,39	0,0003	0,4307	1,69	0,1117	0,4307	1,69	0,1117	3,8548	14,30	0,0000
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	0,0746	0,72	0,8696	0,2555	1,45	0,0737	0,2555	1,45	0,0737	0,2697	1,35	0,1214
Residual	108	0,1036			0,1761			0,1761			0,1999		
		<i>Serranus cabrilla</i>			<i>Serranus scriba</i>			<i>Apogon imberbis</i>			<i>Sciaena umbra</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	4,1254	2,66	0,1292	0,8512	0,75	0,4030	9,5880	2,72	0,1247	0,4028	0,21	0,6561
LOC	2	2,6062	1,68	0,2278	6,1647	5,44	0,0208	37,1097	10,54	0,0023	8,1362	4,21	0,0412
AÑOxLOC	2	3,4420	2,22	0,1517	0,3017	0,27	0,7706	1,6385	0,47	0,6386	0,4338	0,22	0,8022
SE(AÑOxLOC)	12	1,5536	3,13	0,0040	1,1328	2,98	0,0055	3,5192	2,28	0,0282	1,9320	2,51	0,0162
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	0,4967	1,62	0,0309	0,3800	1,47	0,0678	1,5455	0,96	0,5443	0,7684	1,02	0,4583
Residual	108	0,3073			0,2589			1,6133			0,7561		

Tabla 2.15 (cont.)

		<i>Mullus surmuletus</i>			<i>Boops boops</i>			<i>Dentex dentex</i> *			<i>Diplodus annularis</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	5,7325	3,84	0,0736	40,7499	7,74	0,0166	0,9893	0,47	0,5063	0,9019	0,38	0,5488
LOC	2	9,1893	6,16	0,0144	83,0878	15,78	0,0004	9,5052	4,51	0,0346	37,5348	15,84	0,0004
AÑOxLOC	2	0,9749	0,65	0,5377	5,6698	1,08	0,3715	3,2614	1,55	0,2525	1,5049	0,64	0,5468
SE(AÑOxLOC)	12	1,4913	1,16	0,3480	5,2663	1,70	0,1070	2,1080	3,02	0,0051	2,3697	2,25	0,0303
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	1,2876	2,95	0,0000	3,0902	0,92	0,5977	0,6987	1,59	0,0363	1,0548	1,77	0,0133
Residual	108	0,4369			3,3494			0,4404			0,5972		
		<i>Diplodus cervinus</i>			<i>Diplodus puntazzo</i>			<i>Diplodus sargus</i>			<i>Diplodus vulgaris</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	1,2840	5,38	0,0388	2,7553	1,38	0,2631	27,1937	11,90	0,0048	11,8004	3,24	0,0968
LOC	2	2,3865	10,00	0,0028	7,2602	3,63	0,0584	5,8963	2,58	0,1170	8,4910	2,33	0,1392
AÑOxLOC	2	1,2673	5,31	0,0223	1,0823	0,54	0,5954	1,6351	0,72	0,5088	2,5942	0,71	0,5097
SE(AÑOxLOC)	12	0,2387	1,17	0,3428	1,9983	3,00	0,0053	2,2861	1,23	0,3021	3,6371	2,81	0,0083
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	0,2047	1,88	0,0069	0,6655	1,32	0,1388	1,8604	2,27	0,0006	1,2961	0,89	0,6509
Residual	108	0,1091			0,5040			0,8197			1,4608		

Tabla 2.15 (cont.)

		<i>Oblada melanura</i>			<i>Sarpa salpa</i>			<i>Spicara flexuosa</i> *			<i>Chromis chromis</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	18,2197	6,62	0,0244	107,1160	16,74	0,0015	6,2616	0,71	0,4151	44,8661	12,03	0,0046
LOC	2	6,7781	2,46	0,1270	8,9623	1,40	0,2839	28,3225	3,22	0,0758	23,8841	6,40	0,0128
AÑOxLOC	2	1,6481	0,60	0,5651	0,9427	0,15	0,8645	1,7248	0,20	0,8244	4,8185	1,29	0,3103
SE(AÑOxLOC)	12	2,7526	1,24	0,2982	6,3971	3,12	0,0040	8,7883	2,99	0,0055	3,7292	1,72	0,1041
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	2,2282	1,34	0,1266	2,0481	1,32	0,1373	2,9408	3,11	0,0000	2,1729	0,78	0,8059
Residual	108	1,6625			1,5481			0,9466			2,8004		
		<i>Coris julis</i>			<i>Labrus merula</i>			<i>Symphodus doderleini</i> *			<i>Symphodus mediterraneus</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	3,9385	2,09	0,1743	0,8326	2,23	0,1613	0,1391	0,66	0,4307	4,5539	4,86	0,0478
LOC	2	8,8625	4,69	0,0312	1,7626	4,72	0,0308	0,4583	2,19	0,1544	5,7680	6,15	0,0145
AÑOxLOC	2	5,5886	2,96	0,0902	0,9369	2,51	0,1230	0,2762	1,32	0,3032	1,7865	1,90	0,1912
SE(AÑOxLOC)	12	1,8883	3,12	0,0041	0,3736	4,26	0,0003	0,2092	1,32	0,2482	0,9379	3,04	0,0048
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	0,6053	1,04	0,4209	0,0876	0,73	0,8579	0,1580	0,89	0,6524	0,3080	0,86	0,6897
Residual	108	0,5804			0,1199			0,1783			0,3577		

Tabla 2.15 (cont.)

		<i>Symphodus ocellatus</i> *			<i>Symphodus roissali</i>			<i>Symphodus rostratus</i>			<i>Symphodus tinca</i>		
Fuente de var.	gl	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
AÑO	1	0,0363	0,02	0,8836	2,6800	4,02	0,0679	0,0692	0,27	0,6148	23,0872	9,36	0,0099
LOC	2	2,4764	1,52	0,2570	1,6369	2,46	0,1274	2,0944	8,08	0,0060	5,1970	2,11	0,1644
AÑOxLOC	2	13,7534	8,47	0,0051	0,9365	1,41	0,2826	0,0330	0,13	0,8818	6,3303	2,57	0,1181
SE(AÑOxLOC)	12	1,6242	1,13	0,3687	0,6659	3,01	0,0052	0,2592	1,14	0,3595	2,4674	5,93	0,0000
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	1,4391	1,92	0,0053	0,2212	0,90	0,6259	0,2270	0,96	0,5389	0,4160	1,12	0,3163
Residual	108	0,7489			0,2447			0,2361			0,3700		
		<i>Thalassoma pavo</i>											
Fuente de var.	gl	MC	F	P									
AÑO	1	51,3326	11,45	0,0054									
LOC	2	17,1347	3,82	0,0519									
AÑOxLOC	2	5,0421	1,12	0,3566									
SE(AÑOxLOC)	12	4,4821	2,08	0,0449									
ZO(SE(AÑOxLOC))	36	2,1561	2,04	0,0026									
Residual	108	1,0566											



Tabla 2.16 Resultado del análisis multivariante de la varianza testado por permutaciones (PERMANOVA) sobre la matriz de disimilitud de Bray-Curtis de los valores de abundancia de las especies observadas en la reserva marina de Cabo de Palos – I. Hormigas y en los litorales de Águilas y Cabo Tiñoso en 2001 y 2009 (se indica con negrita y rojo los valores de $P < 0,05$)

Fuente de var.	gl	Abundancia total		
		MC	Pseudo-F	P (perm)
AÑO	1	10388	4,0307	0,0035
LOC	2	13584	5,2706	0,0011
AÑO×LOC	2	3233,4	1,2546	0,2448
SE(AÑO×LOC)	12	2577,3	2,8911	0,0001
ZO(SE(AÑO×LOC))	36	891,46	1,6057	0,0001
Residual	108	555,19		

2.5 Discusión

Las medidas de protección pesquera ejercidas en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas están teniendo como efecto principal la recuperación de especies de peces de interés comercial. Muchas de esas especies, además, ejercen un papel ecológico clave, pues se trata de depredadores apicales (piscívoros), tales como meros, dentones y corvas. Merece ser destacado 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). Esta tendencia confirma lo observado en otras áreas marinas protegidas (McClanahan *et al.*, 2007) y corroborado por estudios meta-analíticos (Claudet *et al.*, 2008), 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 10 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). En este sentido, la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas constituye un caso señero en el contexto mediterráneo, pues la larga base de datos ya existente proporciona una oportunidad única de estudiar la tendencia y los efectos a largo plazo de la protección pesquera. Tales estudios *in situ* (con la utilización de censos visuales como técnica de muestreo idónea en estos casos) deberían complementarse con encuestas a pescadores, con el fin de utilizar su memoria y sus conocimientos tradicionales para intentar tener una idea más precisa de la biomasa prístina a la que estaría tendiendo el poblamiento de peces de la reserva, análogamente a lo realizado, por ejemplo, por Sáenz-Arroyo *et al.* (2005) o Lozano-Montes *et al.* (2008) en aguas del golfo de California.

Otras especies, sin embargo, no han mostrado una respuesta a la protección. Tal ha sido el caso, por ejemplo, de salmonetes, raspallones, serranos o reyezuelos, que han resultado siempre más abundantes en las áreas utilizadas como controles espaciales, no sometidas a las medidas de regulación pesquera (litorales de Águilas y Cabo Tiñoso). Estas diferencias son debidas, con toda probabilidad, a la singularidad del hábitat rocoso en los bajos e islas que constituyen la mayor parte de la reserva marina, hábitat que es más vertical y complejo a una escala espacial más amplia, a la vez que no aparecen manchas de *Posidonia* y/o arena importantes, a diferencia de las zonas no protegidas. Prueba de la importancia de la estructura del hábitat en la estructura del poblamiento íctico es que las réplicas realizadas alrededor de la punta del cabo de Palos, aún estando dentro de la zona protegida, se parecen mucho más a las zonas no protegidas, tanto en la composición específica y abundancias relativas de las especies que en ellas aparecen, como en las características del hábitat.

Otro resultado a destacar del seguimiento realizado es la tendencia a la disminución en la abundancia de algunas especies a lo largo del tiempo (p. ej. *Serranus cabrilla*, *Thalassoma pavo*). También se ha evidenciado tal disminución para algunas categorías de ocupación espacial – caso de las categorías 2 (especies sedentarias planctófagas que ocupan toda la columna de agua) y 3 (especies necto-bentónicas con importantes desplazamientos horizontales y moderados en el eje vertical, y que incluye principalmente a espáridos), así como a algunos grupos tróficos (p. ej. herbívoros, principalmente *Sarpa salpa*). Las causas de estas disminuciones pueden ser distintas según la especie o grupo de que se trate: competencia entre grandes y pequeños serránidos, aumento de la depredación sobre determinadas especies de pequeño tamaño, cambios tróficos ligados al aumento de la abundancia de depredadores, etc. Para explorar dichas hipótesis, resultará interesante explorar los cambios observados en el poblamiento de peces en términos de biomasa y talla media de los individuos censados.

Por último, es destacable el hecho de que se cuenta ya con dos años (no consecutivos) de censos en la zona de Cabo Tiñoso, la cual ha sido designada por la Consejería de Agricultura y Agua de la CARM como la próxima reserva marina de interés pesquero en la Región de Murcia. La existencia de esta base de datos garantiza que, una vez instauradas las medidas de protección, se cuente con un esquema BACI (before/after – control/impact) idóneo para la caracterización rigurosa de los cambios que fueran a acaecer en el poblamiento de peces de la zona.

3 Seguimiento de la mortalidad de gorgonias blancas y rojas

3.1 Introducción

Las gorgonias blanca (*Eunicella singularis*) y roja (*Paramuricea clavata*) son abundantes y están ampliamente distribuidas en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (Fig. 3.1). En noviembre de 2007 se observaron en las poblaciones de gorgonias de la reserva marina signos de haber experimentado un episodio excepcional de mortalidad (Fig. 3.2) (Coma *et al.*, 2007; García-Charton *et al.*, 2007).

Figura 3.1 *Eunicella singularis* – Campo de gorgonia blanca en la reserva integral de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.



Figura 3.2 *Eunicella singularis* – Colonia afectada por mortalidad parcial en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas.



Por otra parte, las poblaciones de gorgonias y el coralígeno en general constituyen un enorme atractivo y reclamo para turistas y amantes del buceo deportivo. Las reservas marinas proporcionan bienes y servicios (p. ej. flora y fauna visualmente atractiva, hábitat estructural complejo y heterogéneo, paisaje submarino bien desarrollado) que contribuyen a crear un aumento significativo de la carga turística (Roncin *et al.*, 2008). Este fenómeno puede causar daño físico, o incluso la extinción local de una serie de especies, como consecuencia del pisoteo, el efecto de los submarinistas, la acción de las anclas, y otras causas de perturbación, pudiendo afectar no sólo a las poblaciones sino a las comunidades y con ello al paisaje submarino (García-Charton *et al.*, 2007).

Las gorgonias constituyen indicadores idóneos de la frágil y compleja comunidad coralígena. La naturaleza de las gorgonias, organismos longevos con una



lenta dinámica de población (bajo índice de crecimiento, madurez tardía, esfuerzo reproductor limitado) y sésiles con capacidad de dispersión limitada, las hace especialmente sensibles a perturbaciones. El conocimiento de las consecuencias de perturbaciones tales como episodios de mortalidad masiva es un aspecto clave para la conservación de la comunidad coralígena afectada (Ballesteros, 2006).

3.2 Objetivos

Mediante este trabajo, se pretende evaluar el efecto del episodio de mortalidad en masa ocurrido a finales de 2007 en las poblaciones de las gorgonias *Eunicella singularis* y *Paramuricea clavata* en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. El conocimiento de sus características demográficas (densidad, estructura de talla y mortalidad parcial y total de las poblaciones presentes en la reserva) permitirá evaluar el estado de las mismas y su capacidad de recuperación. Además, la comparación entre los distintos niveles de protección existentes en la reserva permitirá evaluar el posible efecto de las medidas de protección, y realizar un análisis del efecto que causa el submarinismo recreativo sobre las poblaciones estudiadas. Para ello, este estudio se centrará en determinar el alcance y la extensión del episodio de mortalidad en masa sobre las poblaciones de gorgonia blanca en la reserva, 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.

3.3 Material y métodos

3.3.1 Gorgonia blanca (*Eunicella singularis*)

3.3.1.1 Técnica de muestreo

Las consecuencias del episodio de mortalidad masiva que afectó a la población de la gorgonia blanca durante los meses de septiembre a noviembre de 2007 se estudiaron inmediatamente después de que ésta tuviera lugar y en los dos años siguientes (2008 y 2009), en comparación con dos años anteriores al mismo (2005 y 2006). Las inspecciones realizadas para estudiar el efecto del buceo en la población de gorgonia blanca en el 2005 y 2006 nos han permitido conocer el estado de la población antes del suceso. En el estudio se midieron la densidad de población, la altura de las colonias, el porcentaje de colonias que presentaba mortalidad parcial y la extensión de la mortalidad parcial en cada colonia.



Figura 3.3 *Eunicella singularis* – Buceador realizando medidas de densidad, morfometría y alcance de la necrosis en un quadrat de 1 m².

La densidad de gorgonia blanca fue estimada buceando con escafandra autónoma durante los meses de octubre y noviembre de los sucesivos años estudiados. Se seleccionaron al azar 8 quadrats de 1 m² de superficie, y en cada quadrat se registró el número de colonias presentes (Fig. 3.3). En 2008 se estudió además la distribución en profundidad de la población de gorgonia blanca. Para ello, se seleccionaron intervalos de 5 metros de profundidad, comenzando en el límite superior de distribución (15-20 m) y descendiendo verticalmente hasta 45 m, y se realizaron muestreos al azar en cada uno de los intervalos (8 quadrats de 1 m² de superficie).

La altura máxima se estudió midiendo con regla metálica (cuya precisión era de ± 1 mm) un total de 5 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 5 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 el estudio realizado en 2008 se incrementó el número de colonias medidas a 10 por quadrat.

Para medir la mortalidad de las poblaciones de gorgonia blanca 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, siguiendo la escala de Harmelin *et al.* (1999). De este modo, se estudiaron un total de 160 colonias (40 colonias en cada localidad). En 2008 fueron examinadas 1.117 colonias (250-300 colonias en cada localidad).

3.3.1.2 Diseño de muestreo

Para estudiar el efecto de la profundidad en la estructura y en la mortalidad parcial de la población de gorgonia blanca un año después del episodio de mortalidad masiva (2008), se planteó un diseño experimental que incorpora tres factores: profundidad (factor fijo y ortogonal con 4 niveles: >20-25 m, >25-30 m, >30-35 m, >35 m), protección (también fijo y ortogonal con el anterior, con 2 niveles: reserva integral y reserva parcial); y sitio anidado en la interacción entre los dos factores anteriores (y por tanto aleatorio, con dos niveles). La variación temporal de la estructura y la mortalidad parcial de la población de la gorgonia blanca, antes y después del episodio de mortalidad en masa, se estudió mediante un diseño experimental similar al anterior, que igualmente incorpora tres factores, dos de ellos fijos y ortogonales entre sí [tiempo (con cinco niveles: 2005, 2006, 2007, 2008 y 2009) y protección (con 2 niveles: reserva integral y reserva parcial)] y uno, el sitio, anidado en los anteriores, con dos niveles aleatorios.

3.3.1.3 Análisis de datos

Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) de triple vía para evaluar estadísticamente las posibles diferencias en los valores medios de los cuatro parámetros que estudian las características de la población de gorgonia blanca: densidad de colonias, altura máxima, proporción de colonias que mostraron mortalidad parcial y extensión de la mortalidad parcial en cada colonia de acuerdo a los factores profundidad, reserva y sitio. Para realizar comparaciones múltiples posteriores, se usó el test post hoc de 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 los programas GMAV5 (Universidad de Sydney) y SYSTAT 11.

3.3.2 Gorgonia roja (*Paramuricea clavata*)

3.3.2.1 Técnica de muestreo

En la Reserva Marina de Cabo Palos- Islas Hormigas la población de *Paramuricea clavata* se distribuye de manera irregular sobre fondos de roca, en paredes que presentan generalmente un alto grado de inclinación (Fig. 3.4).

Los muestreos se han realizado por un equipo de 4 personas mediante buceo con escafandra autónoma durante el mes de octubre del año 2009. La profundidad de todas

las poblaciones estudiadas ha oscilado entre los 35 y 42 metros. En cada población, se han realizado dos técnicas de muestreo diferentes, a saber:

- **Medida de la densidad de colonias presentes** mediante la utilización de quadrats de 1 m² de superficie. Además del número de colonias, se anotaron en cada uno de los quadrats una serie de parámetros ambientales: temperatura, profundidad, rugosidad y pendiente.

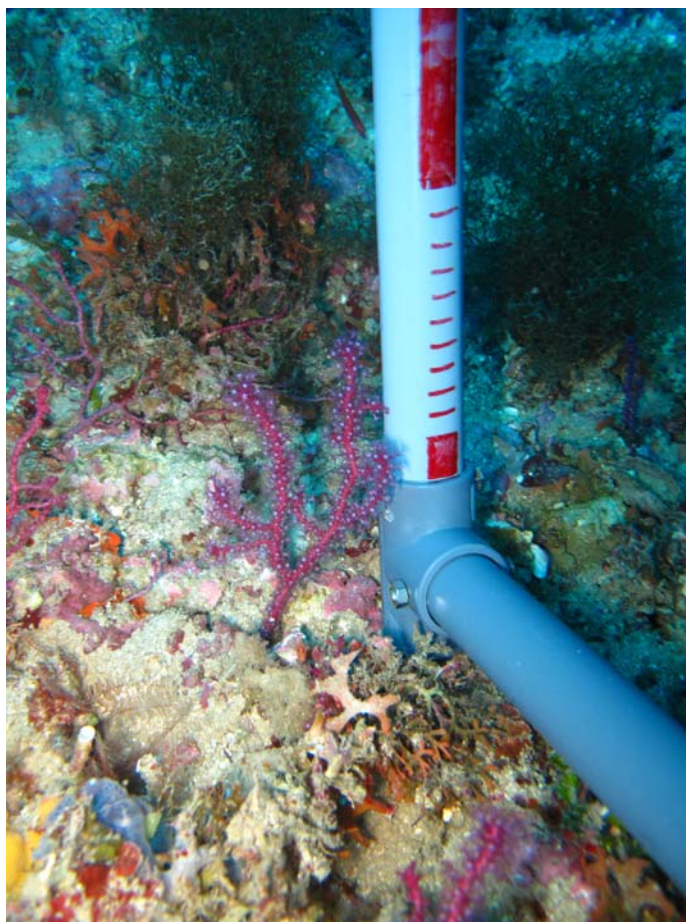
Figura 3.4 *Paramuricea clavata* – Varias colonias en una pared rocosa de la reserva integral.



- **Estudio fotográfico de las poblaciones** con la finalidad de estimar talla y necrosis tanto reciente como pasada (no epifitada y epifitada). Para poder calcular la altura máxima de las colonias durante el posterior análisis fotográfico, se diseñó un soporte rígido de PVC en forma de L que presenta un lado calibrado al centímetro, el cual es colocado por el fotógrafo al lado del ejemplar de gorgonia que se va a fotografiar (Fig. 3.5). El trabajo de gabinete para el análisis de las fotografías obtenidas en los muestreos se ha realizado con el programa de tratamiento de imágenes Adobe ImageReady 7.0. En cada una de las fotografías seleccionadas se anotó la altura máxima y se estimó el porcentaje de necrosis epifitada y reciente. Cabe destacar que la necrosis de las colonias se muestra por un progresivo

denudamiento de los ejes, los cuales en varias semanas son colonizados por organismos tales como briozoos y algas filamentosas.

Figura 3.5 *Paramuricea clavata* – Ejemplo de fotografía con el soporte de PVC utilizado como escala para las mediciones morfométricas, junto a una colonia de pequeño tamaño.



3.3.2.2 Diseño de muestreo

El estudio de las poblaciones de gorgonia roja se ha llevado a cabo en cuatro sitios diferentes, dos situados en la reserva integral y dos en la reserva parcial. Las poblaciones situadas en la reserva integral se localizaron en la cara noroeste del Hormigón y en la suroeste del bajo del Mosquito, mientras las existentes en la reserva parcial se encuentran en la cara sur del bajo de Fuera y en la noreste del bajo de Dentro.

En cada uno de los sitios se colocaron de forma aleatoria 6 quadrats (réplicas) de superficie 1 m², en los que se anotaron el número de colonias y los parámetros ambientales. Además, se realizaron un total de 60 fotografías al azar en cada zona de muestreo, de las cuales se descartaron las 10 con peor calidad de imagen. Sobre las 50

fotografías digitales seleccionadas en cada sitio se estimó la altura total de los ejemplares así como el porcentaje de necrosis epifitada y no epifitada.

3.3.2.3 Análisis de datos

Las diferencias de densidad, altura, necrosis reciente y necrosis epifitada se han testado entre niveles de protección [factor fijo con 2 niveles (reserva integral vs. reserva parcial)] y entre sitios (factor aleatorio con 2 niveles, anidado en el factor protección) 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. El número total de réplicas para el cálculo de la densidad ha sido de 20, mientras que en el cálculo de la altura, necrosis reciente y epifitada suman un total de 200. El valor crítico de α fue establecido en $P = 0,05$. Todos los análisis se han realizado con GMAV5 (Universidad de Sydney).

3.4 Resultados

3.4.1 Gorgonia blanca (*Eunicella singularis*)

3.4.1.1 Alcance y extensión batimétrica del episodio de mortalidad masiva (2008)

3.4.1.1.1. Distribución y densidad de colonias

La gorgonia blanca es una especie abundante en el litoral sumergido de las islas y bajos existentes en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Esta especie se encuentra en hábitats de substrato rocoso sobre paredes y acúmulos de bloques rocosos formando densos bosques o manchas en áreas expuestas. Tanto la distribución como la densidad de colonias difieren significativamente entre las islas Hormigas (reserva integral) y el bajo de Dentro (reserva parcial) y también entre los sitios estudiados (Tabla 3.1). El límite más somero de distribución está en 23 m en las islas Hormigas (reserva integral) y 18 en el bajo de Dentro (reserva parcial).

En general, la densidad de colonias varió con la profundidad. En la reserva integral, la abundancia de especies se incrementa con la profundidad hasta 30-35 m y luego disminuye notablemente (Fig. 3.6). En la reserva parcial, sin embargo, existe una tendencia a aumentar la abundancia de colonias con la profundidad, siendo significativamente menor a la profundidad de 35-40 m, en la que alcanza valores menores de 5 colonias m².

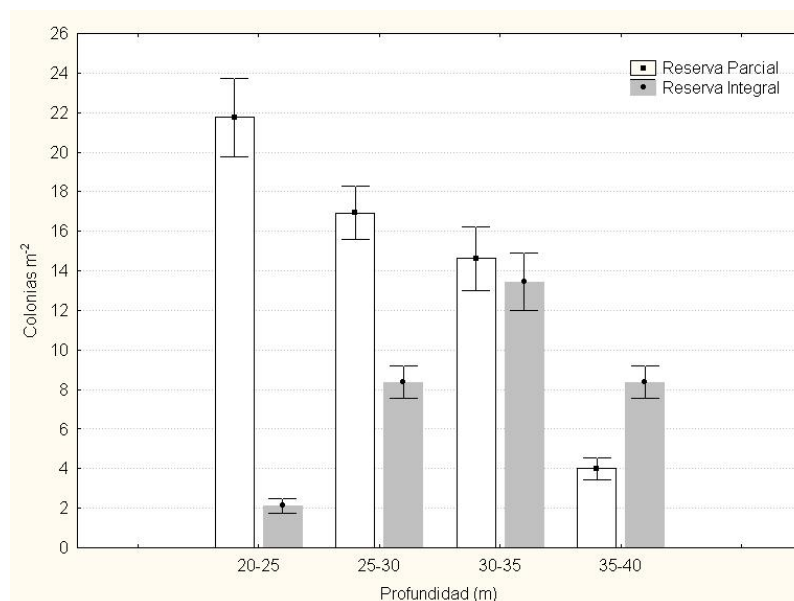


Figura 3.6 Densidad de colonias (\pm error típico) de las poblaciones de *Eunicella singularis* en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

Tabla 3.1 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Re: reserva, Pr: profundidad, Si: sitio) de los parámetros: densidad y proporción de colonias que presentan mortalidad parcial.

Fuentes de variación	Densidad de colonias				Mortalidad parcial			
	g.l.	C.M.	F		g.l.	C.M.	F	
Pr	1	9,96	17,19	**	1	0,046	0,00	
Re	3	4,74	8,18	**	3	438,93	0,89	
Pr*Re	3	11,38	19,64	***	3	295,19	0,60	
Si(Pr*Re)	8	0,579	3,57	**	8	830,97	1,68	
Residual	112	0,162			111	493,54		

g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; *= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$; si no existe homogeneidad en la varianza *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

3.4.1.1.2. Altura media de las colonias

El rango de tallas de las colonias muestreadas queda comprendido entre 2 y 55 cm. En general, la altura de las colonias es similar en los distintos intervalos de profundidad estudiados, oscilando entre 21 y 28 cm (Fig. 3.7).

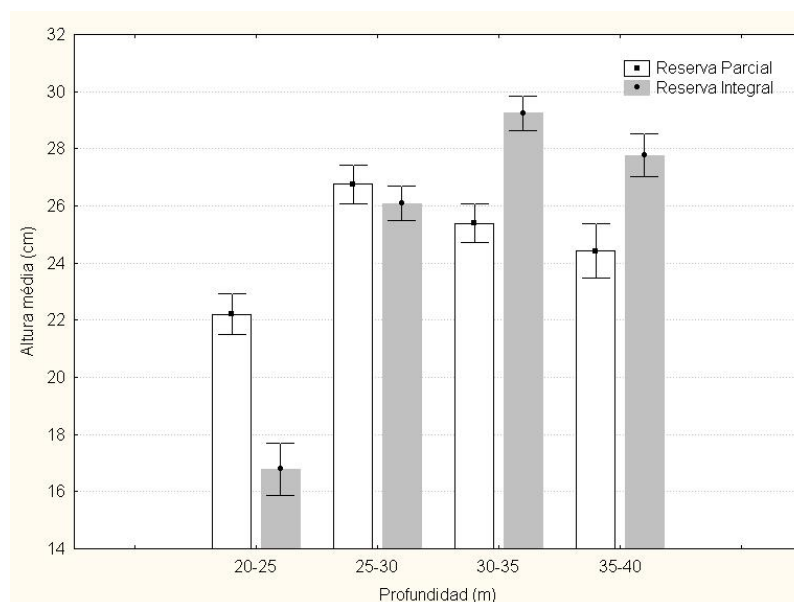


Figura 3.7 Altura de las colonias (\pm error típico) de las poblaciones de *Eunicella singularis* en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

Sin embargo, la altura varió significativamente en función de la localización a distintas escalas (p. ej., reserva integral o parcial, sitio 1 o sitio 2 dentro de cada nivel de protección y profundidad) (Tabla 3.2). En la reserva integral se observaron los valores medios más altos a las mayores profundidades, no siendo así en la reserva parcial, donde los valores más altos se encontraron entre 25 y 30 m.

Tabla 3.2 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Re: reserva, Pr: profundidad, Si: sitio) de los parámetros: altura media y superficie de tejido vivo de las colonias (%).

Fuentes de variación	Altura media				Tejido vivo			
	g.l.	C.M.	F		g.l.	C.M.	F	
Pr	1	10,03	0,02		1	12,48	0,02	
Re	3	2.531,06	4,11	*	3	756,99	0,96	
Pr*Re	3	1.139,46	1,85		3	303,29	0,38	
Si(Pr*Re)	8	615,55	8,30	***	8	791,95	3,63	**
Residual	1062	74,13			1062	218,11		

g.l.:grados de libertad; C.M.:cuadrados medios; F:F real; *= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$; si no existe homogeneidad en la varianza *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

3.4.1.1.3. Mortalidad

La mortalidad parcial afectó al $57,5 \pm 4,8\%$ de las colonias, permaneciendo más o menos constante en las distintas profundidades estudiadas (Fig. 3.8). Aunque no se encontraron diferencias significativas en cuanto a los factores reserva y profundidad en el análisis (Tabla 3.2), es de interés mencionar que en la reserva integral los valores más altos de afección se observan en las profundidades más someras.

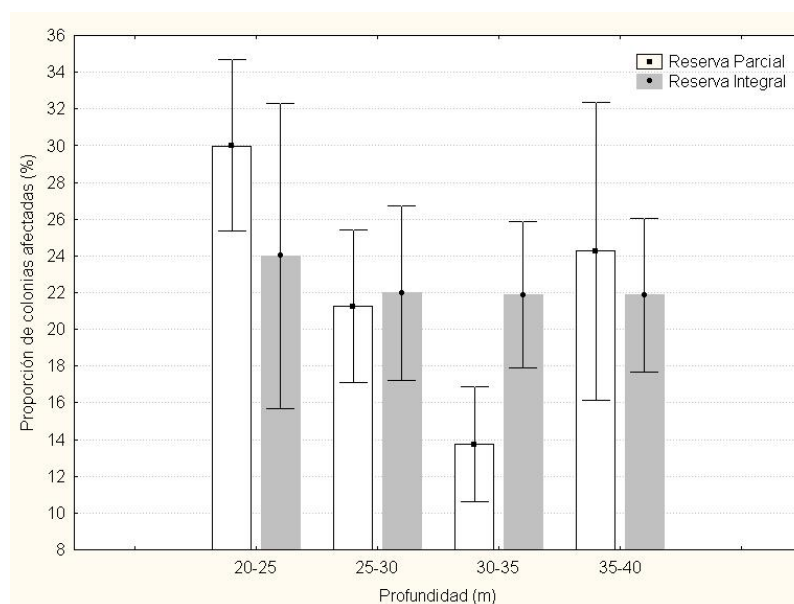


Figura 3.8 Proporción de colonias (\pm error típico) de *Eunicella singularis* que mostraron síntomas de afección en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

El grado de daño sufrido debido a la mortalidad parcial se presenta como la proporción de tejido vivo de las colonias porque abarca tanto la proporción de colonias afectadas por mortalidad parcial, como la extensión del daño de cada colonia como un único descriptor (Coma *et al.* 2004). Los valores de tejido vivo en las colonias de gorgonia blanca variaron significativamente entre sitios desde $88,1 \pm 4,5\%$ hasta $97 \pm 1,3\%$ (Tabla 3.2). El análisis no mostró diferencias significativas entre los valores de la reserva integral y la reserva parcial. Por término medio, para todos los sitios estudiados tanto en la reserva integral como en la reserva parcial la extensión de tejido vivo en las colonias de gorgonia blanca fue 95%. Tampoco se encontraron diferencias significativas en los valores de extensión de tejido vivo entre las distintas profundidades. Sin embargo, existe una tendencia (no significativa) a que ésta aumente a medida que aumenta la profundidad, excepto en la reserva integral a partir de 35 metros.

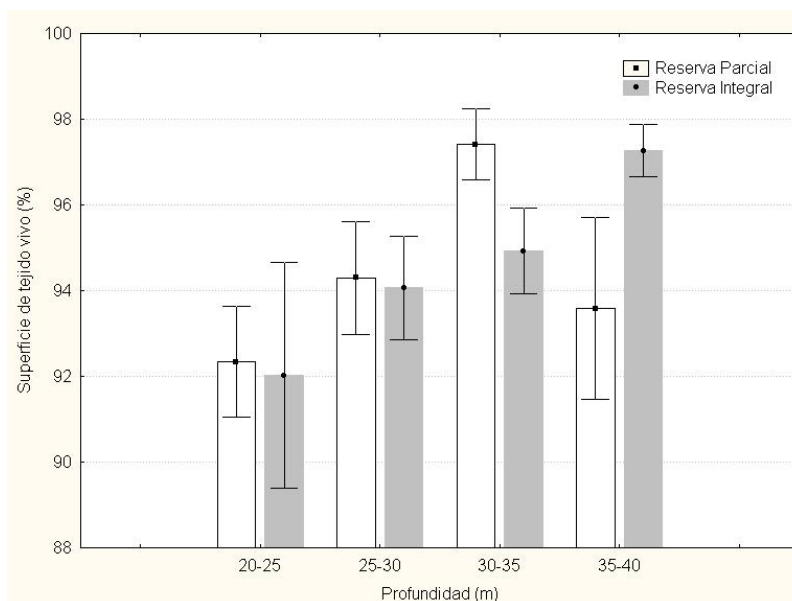


Figura 3.9 Porcentaje de superficie de tejido vivo (\pm error típico) en las colonias de *Eunicella singularis* examinadas en los distintos intervalos de profundidad estudiados en la reserva integral y en la reserva parcial.

3.4.1.2 Evaluación del estado de la población de gorgonia blanca antes y después del episodio de mortalidad masiva (2005-2009)

3.4.1.2.1. Densidad de colonias y estructura de la población

En 2007, inmediatamente después del episodio de mortalidad masiva, la densidad media de gorgonia blanca era de $12,8 \pm 1,3 \text{ m}^2$ en las Islas Hormigas y $20,4 \pm 1,5 \text{ m}^2$ en el Bajo de Dentro. En 2009, la densidad de colonias descendió ligeramente hasta $9,4 \pm 1,3 \text{ m}^2$ en las Islas Hormigas (Fig. 3.10).

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 mostró, no obstante, como significativo el factor reserva y el factor sitio (Tabla 3.3). En general, la altura media de las colonias no difiere significativamente entre antes y después del suceso de mortalidad masiva (Tabla 3.4), aunque existe una tendencia de aumento de los valores entre 2005 y 2006. A partir de 2007, sin embargo, la altura de las colonias desciende ligeramente en el Bajo de Dentro y posteriormente, en 2009, en las islas Hormigas (Fig. 3.11).

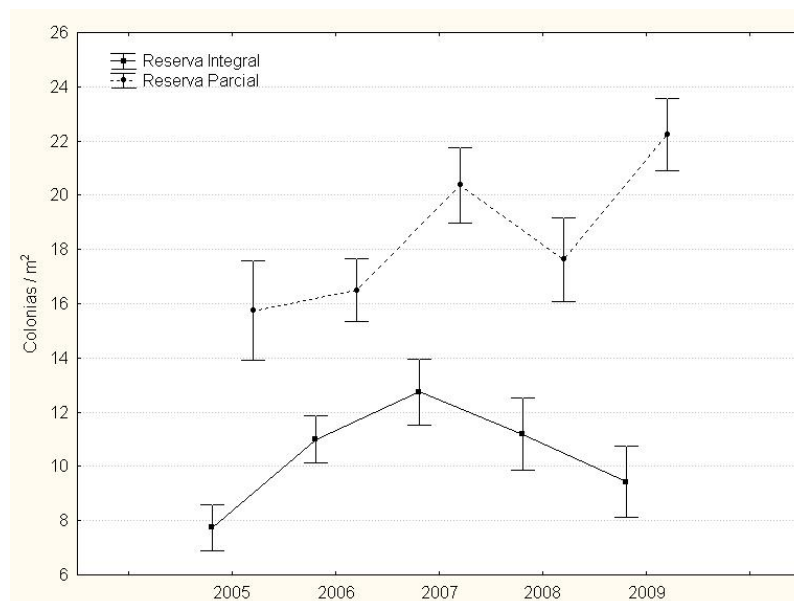


Figura 3.10 Variación de la densidad de colonias (\pm error típico) de las poblaciones de *Eunicella singularis* en la reserva integral y en la reserva parcial a lo largo del período estudiado.

Tabla 3.3 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, Re: reserva, Si: sitio) de los parámetros densidad y proporción de colonias que presentan mortalidad parcial.

Fuentes de variación	Densidad de colonias				Mortalidad parcial			
	g.l.	C.M.	F		g.l.	C.M.	F	
Ti	4	1.232,91	1,33		4	13.921,25	15,73	*
Re	1	26.650,56	28,67	***	1	1.440,00	1,63	
Ti*Re	4	641,03	0,69		4	1.158,75	1,31	
Si(Ti*Re)	10	929,69	3,50	***	10	885,00	2,29	
Residual	140	265,76			140	386,43		

g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real; *= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$; si no existe homogeneidad en la varianza *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

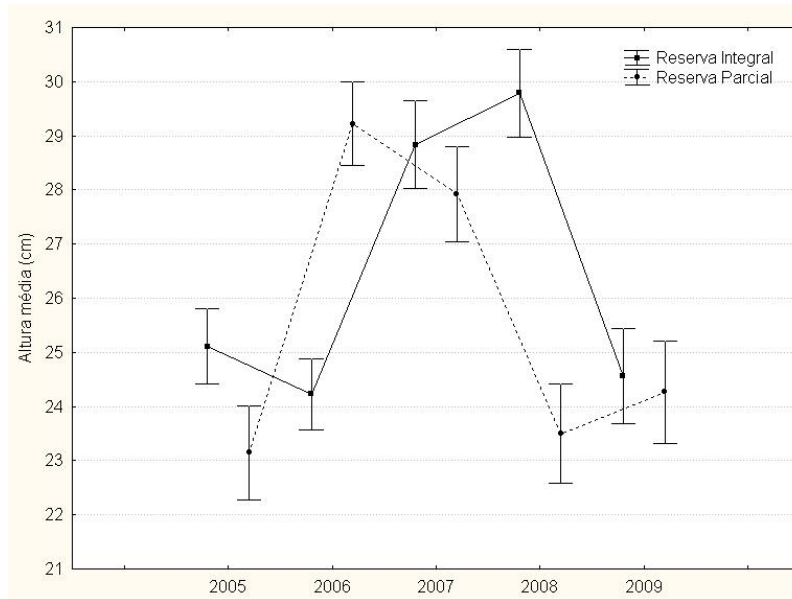


Figura 3.11 Variación del valor medio de altura de las colonias (\pm error típico) de *Eunicella singularis* durante el período estudiado.

3.4.1.2.2. Mortalidad

La Figura 14 muestra la proporción de colonias con mortalidad parcial durante el periodo estudiado (2005-2009) que va desde 0 hasta $75 \pm 5\%$ dependiendo de la localización (p. ej. reserva integral o parcial, sitio 1 o sitio 2 en cada nivel de protección y año).

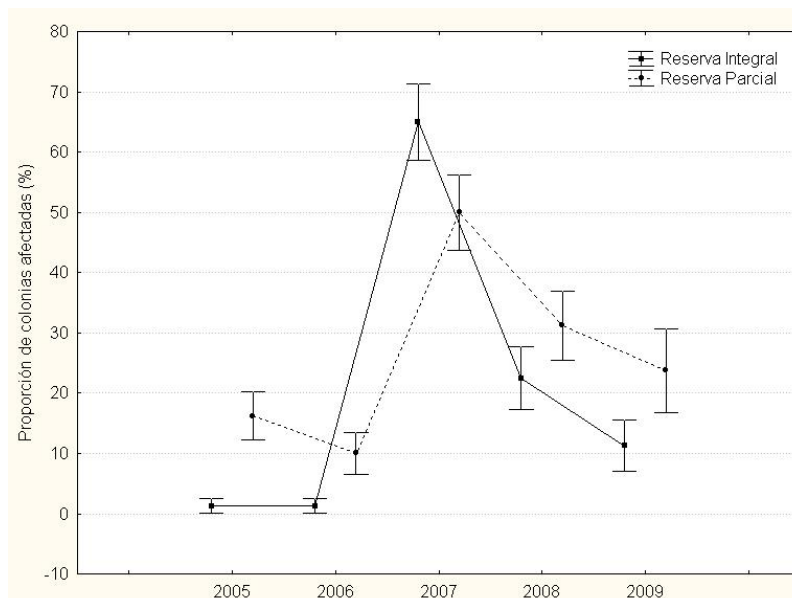


Figura 3.12 Proporción media (\pm error típico) de colonias de *Eunicella singularis* que mostraron síntomas de afección en la reserva integral y en la reserva parcial durante el período estudiado



Examinando los factores tiempo (2005-2009), nivel de protección y sitio en la variación de la proporción de colonias con mortalidad parcial (Tabla 3.3), se observa que la proporción de colonias con mortalidad parcial varió significativamente entre los años estudiados, siendo notablemente mayor en 2007. El análisis no mostró diferencias significativas entre el resto de años, pero a partir del 2007 existe una tendencia a disminuir el porcentaje de colonias afectadas con el tiempo sin llegar a alcanzar valores tan bajos como en el 2005 y 2006 (Fig. 3.12). Se observaron valores similares en la reserva integral y en la reserva parcial.

Sin embargo, las afecciones fueron significativamente diferentes en los distintos sitios de muestreo. En general, la extensión de tejido vivo fue significativamente mayor en los primeros años del periodo de tiempo estudiado ($99 \pm 0,2$) disminuyendo notablemente en el 2007 ($87,7 \pm 1,6$) y recuperándose levemente en el 2008 (Fig. 3.13). En 2009 la extensión de tejido vivo en las colonias continua siendo notablemente menor que en los años 2005 y 2006.

Las colonias que sufrieron mortalidad parcial en el 2007 en general no mostraron epibiosis. En 2008 y 2009 se observa un aumento en la frecuencia de colonias con sobrecrecimiento de epibiontes, siendo muy pocas las colonias que muestran necrosis reciente.

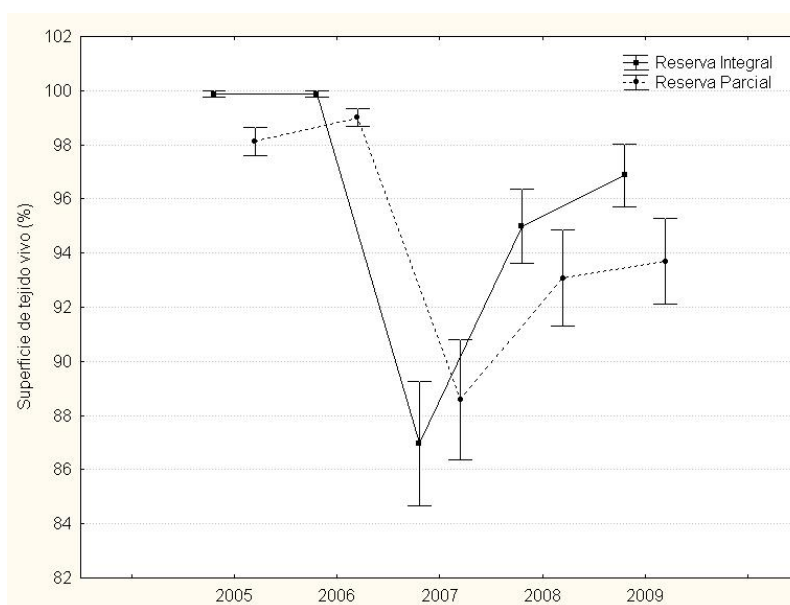


Figura 3.13 Porcentaje medio (\pm error típico) de superficie de tejido vivo en las colonias de *Eunicella singularis* examinadas durante el período estudiado en la reserva integral y en la reserva parcial

El análisis no muestra diferencias significativas en las dos zonas diferenciadas por el nivel de protección (reserva integral y reserva parcial) tampoco entre sitios (Tabla 3.4).

Tabla 3.4 Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (Ti: tiempo, Re: reserva, Si: sitio) de los parámetros altura media y superficie de tejido vivo en las colonias (%).

Fuentes de variación	Altura			Tejido vivo			
	g.l.	C.M.	F	g.l.	C.M.	F	
Ti	4	519,92	1,66	4	3.506,52	10,67	*
Re	1	28,64	0,77	1	152,25	0,46	
Ti*Re	4	447,84	5,29	4	128,09	0,39	
Si(Ti*Re)	10	3.136,45	1,43	10	328,60	1,9	
Residual	780	59,28		780	173,03		

g.l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F:F real; *=P<0.05; **=P<0.01;***= P<0.001; si no existe homogeneidad en la varianza P<0.01;***=P<0.001.

3.4.2 Gorgonia roja (*Paramuricea clavata*)

3.4.2.1 Estructura de la población de gorgonia roja

En todas las poblaciones de *Paramuricea clavata* estudiadas en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas se han seleccionado rangos similares de profundidad de muestreo (entre 33 y 40 metros), para eliminar el efecto de la profundidad sobre la densidad y talla de esta especie. La densidad de colonias encontrada en los quadrats de los distintos sitios varía entre un mínimo de 4 y un máximo de 28 colonias m⁻². Se observaron diferencias significativas entre sitios; sin embargo, no se detectaron diferencias significativas entre niveles de protección (reserva integral vs. reserva parcial) (Tabla 3.5, Fig. 3.14).

En referencia al rango de tallas de las colonias muestreadas en las cuatro localidades, los valores oscilaron entre un mínimo de 2 cm y un máximo de 60 cm con una altura promedio de 19,3 cm (Tabla 6), detectándose de nuevo diferencias significativas de altura de colonias entre sitios, pero no entre niveles de protección (Tablas 3.6 y 3.7, Fig. 3.15).

En el bajo del Mosquito, bajo de Fuera y bajo de Dentro las clases de talla en las que se agrupan en torno al 70% de las colonias son la clase 2 (11-20 cm) y 3 (21-30



cm), mientras que en el Hormigón, la clase 1 (0-10 cm) y 2 agrupan a más del 70% de las colonias (Fig. 3.16).

Tabla 3.5 Resumen del análisis de la varianza aplicado a los valores de densidad de colonias de gorgonia roja para los factores nivel de protección (Pr) y Sitio (Si) (gl: grados de libertad; MC: media cuadrática; *F*: *F* de Snédecor; *: $P < 0,05$).

Factores	gl	MC	<i>F</i>	<i>P</i>
Pr	1	108,3750	0,57	
Si(Pr)	2	190,0417	5,69	*
Residual	20	33,3750		

Figura 3.14 Diferencias en el número medio (\pm error típico) de colonias de *Paramuricea clavata* en los 4 sitios prospectados en el presente estudio.

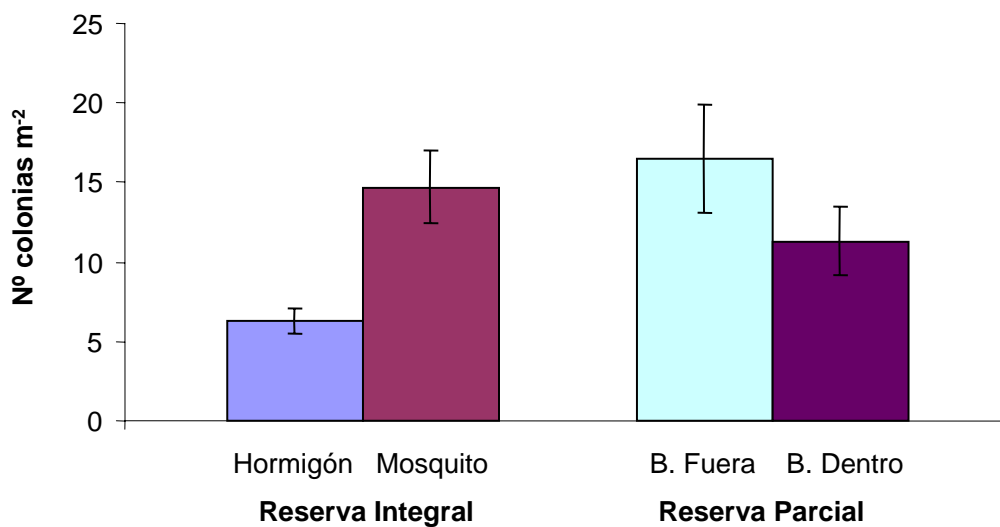


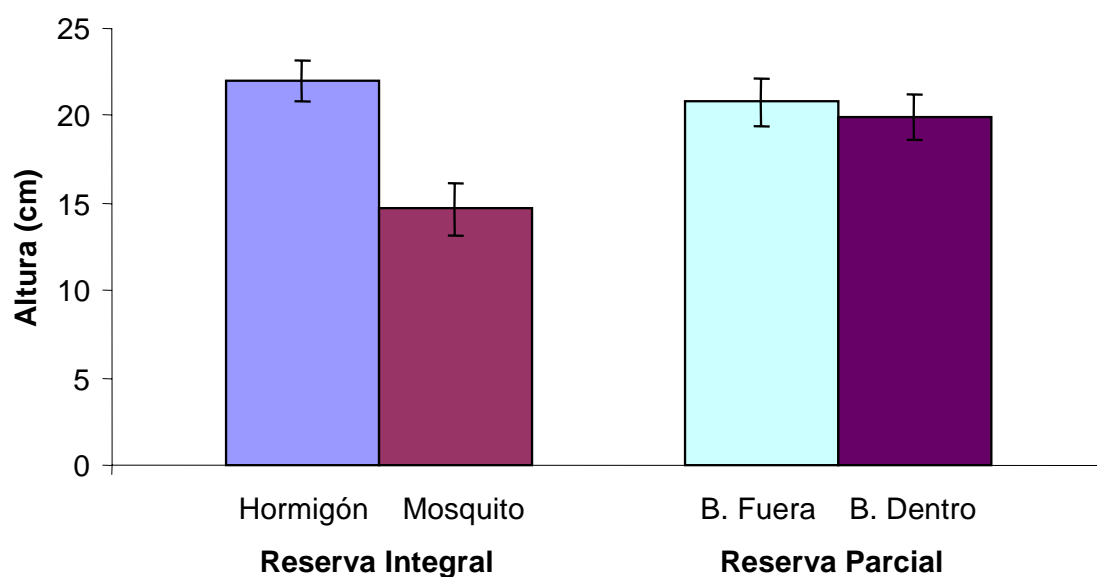
Tabla 3.6 Variación de los valores de altura (media, mínima y máxima) de las colonias de gorgonia roja muestreadas en la reserva marina Cabo de Palos – Islas Hormigas.

Sitio	N	Profundidad (m)		Altura (cm)			
		Mín.	Máx.	Media	ET	Mín.	Máx.
Hormigón	50	33,5	38,9	22,0	1,2	2	40
Mosquito	50	33,0	36,0	14,7	1,5	3	60
B. Fuera	50	33,8	39,5	20,8	1,4	4	47
B. Dentro	50	35,5	39,1	19,9	1,3	2	40

Tabla 3.5 Resumen del análisis de la varianza aplicado a los valores de altura de colonias de gorgonia roja para los factores nivel de protección (Pr) y Sitio (Si) (gl: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F de Snédecor; **: $P < 0,01$).

Factores	gl	MC	F	P
Pr	1	228,9800	0,36	
Si(Pr)	2	632,2900	6.75	**
Residual	196	93,6578		

Figura 3.15 Altura media (\pm error típico) de las colonias de *Paramuricea clavata* en los 4 sitios prospectados en el presente estudio



Al representarse la estructura de tallas de cada una de las poblaciones de gorgonia roja, se puede observar que en el islote del Hormigón, bajo de Fuera y bajo de Dentro las clases de talla en las que se agrupan en torno al 70% de las colonias son la clase 2 y 3, mientras que en el bajo del Mosquito la clase 1 y 2 agrupan a más del 70% de las colonias, siendo por lo tanto esta población la que presenta una mayor proporción de colonias no reproductoras (<10 cm, Coma *et al.* 1995) (Fig. 3.16).

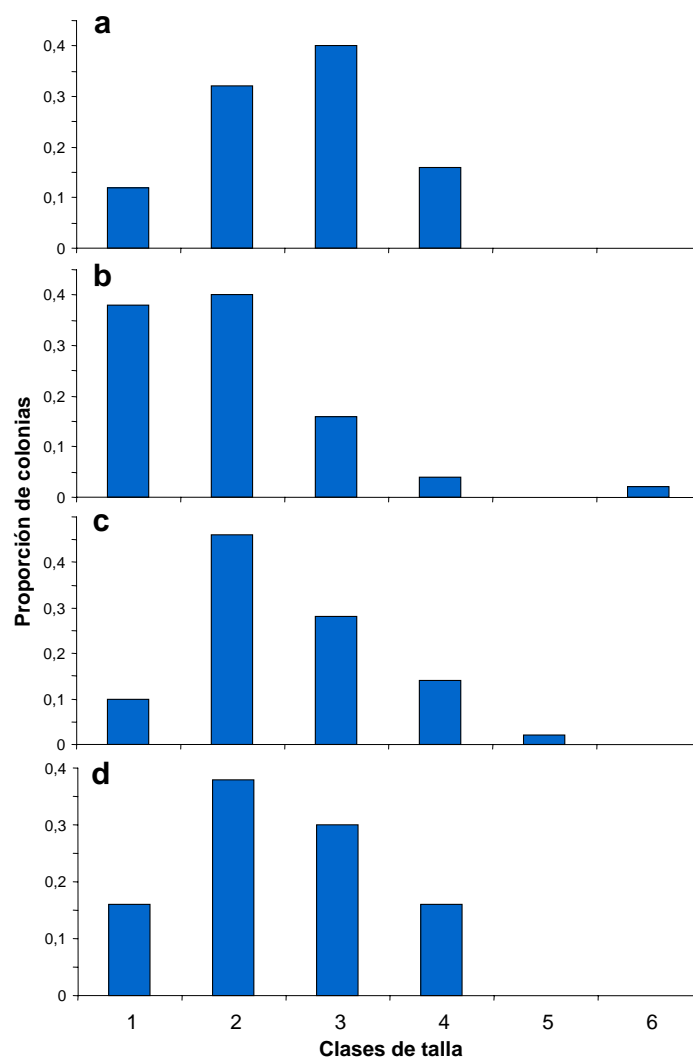


Figura 3.16 Estructura de tallas de la población de gorgonia roja en los diferentes sitios prospectados: a) Hormigón, b) Mosquito, c) bajo de Fuera, d) bajo de Dentro (Clases de talla: 1 = 0-10 cm; 2 = 11-20 cm; 3 = 21-30 cm.; 4 = 31-40cm; 5 = 41-50; 6 = 51-60cm).

3.4.2.2 Mortalidad

En el presente estudio, 88 de las 200 colonias estudiadas de gorgonia roja (44%) mostraron algún síntoma de necrosis. La necrosis que presentaban el 34,5% de las colonias estaba epifitada mientras que el 6,5% de las colonias mostraban necrosis reciente. Finalmente, el 3% de las colonias afectadas presentaban necrosis tanto reciente como epifitada (Fig. 3.17).

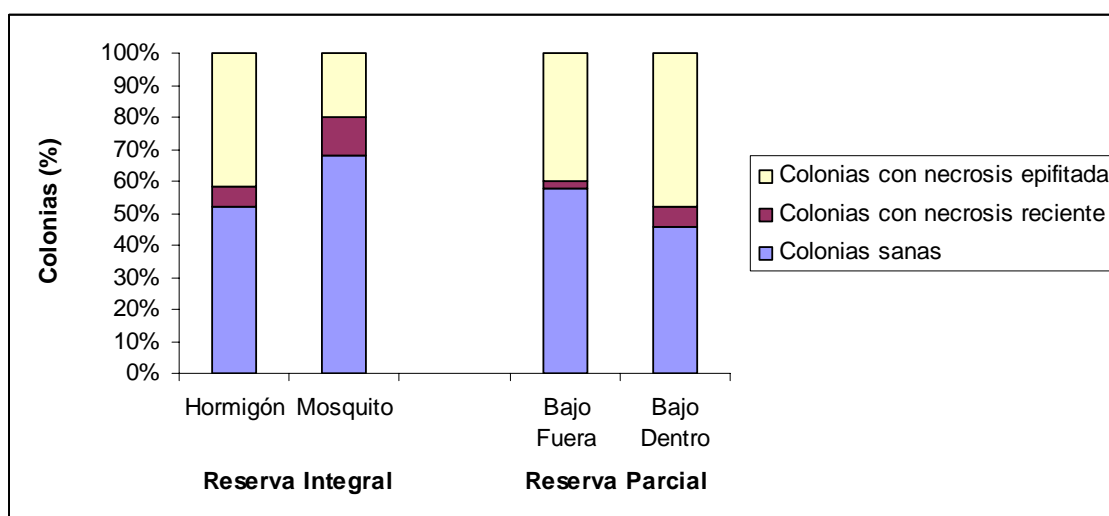


Figura 3.17 Proporción de colonias de *Paramuricea clavata* afectadas por necrosis en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en 2009.

Se observó que la gran mayoría de superficie necrosada que muestran las poblaciones de gorgonia roja presentaban epifitos. Los porcentajes de superficie necrosada de las poblaciones de la reserva integral muestran valores ligeramente inferiores a los presentes en la reserva parcial (6,3% y 10,6% respectivamente) (Fig. 3.18). No existen diferencias significativas entre niveles de protección (reserva integral vs. reserva parcial) ni entre sitios en cuanto a la superficie necrosada de las colonias. Estos análisis se han realizado tanto para la necrosis total (suma de necrosis reciente y epifitada), como distinguiendo entre necrosis epifitada y necrosis reciente (Tabla 3.6).

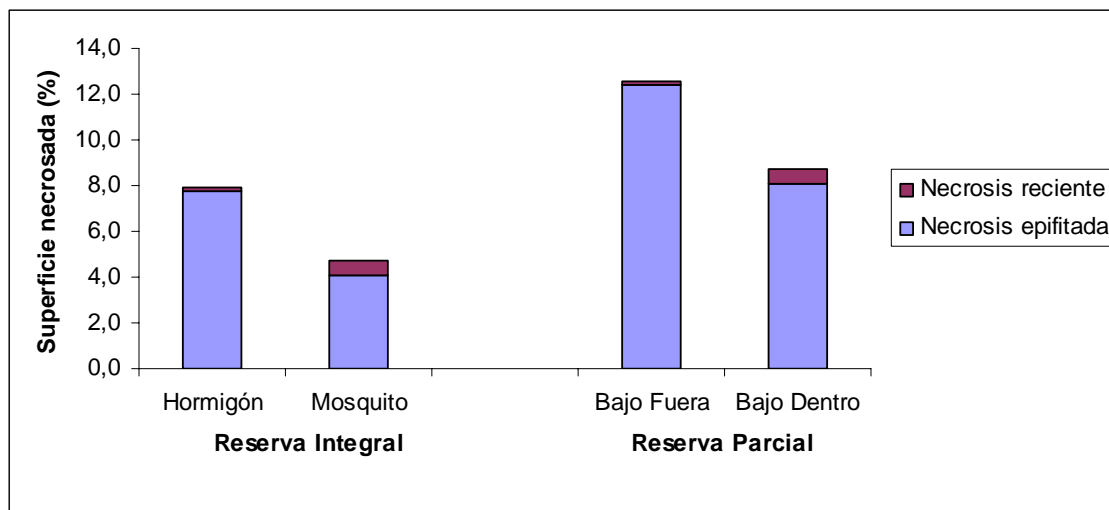


Figura 3.18 Porcentaje de superficie media necrosada en las colonias de *Paramuricea clavata* de la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en 2009.

Tabla 3.6 Resumen del análisis de la varianza aplicado a los valores de necrosis (total, epifitada y reciente) de las colonias de gorgonia roja (*Paramuricea clavata*) para los factores considerados (gl: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F de Snedecor; ns: no significativo)

Fuente de var.	gl	Necrosis total			Necrosis epifitada			Necrosis reciente		
		MC	F	P	MC	F	P	MC	F	P
Protección	1	920,2095	2,93	ns	0,0800	0,02	ns	937,4450	2,34	ns
Sitio (Protección)	2	314,2450	1,03	ns	5,3000	1,40	ns	401,0650	1,31	ns
Residual	196	305,5574			3,7924			305,7040		

Con la finalidad de obtener una aproximación a la distribución de esta necrosis se calculó el porcentaje de colonias que presentan una superficie de tejido afectado superior al 10% y al 50%, teniendo en cuenta que una colonia saludable puede ser considerada aquélla con menos de un 10% de necrosis (Linares *et al.*, 2008). El porcentaje de toda la población de colonias que presenta una superficie de tejido afectado superior al 10% fue del 22% (Fig. 3.19). En cuanto a las colonias con superficie necrosada mayor del 50%, tan sólo se presentan un 4% (Fig. 3.20).

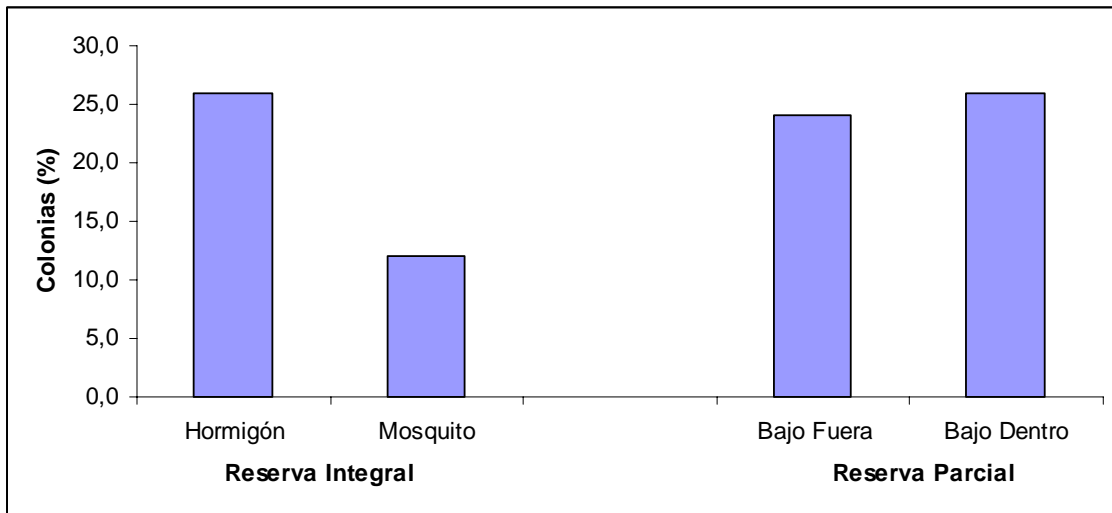


Figura 3.19 Porcentaje de colonias de *Paramuricea clavata* con más de un 10% de superficie necrosada en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en 2009.

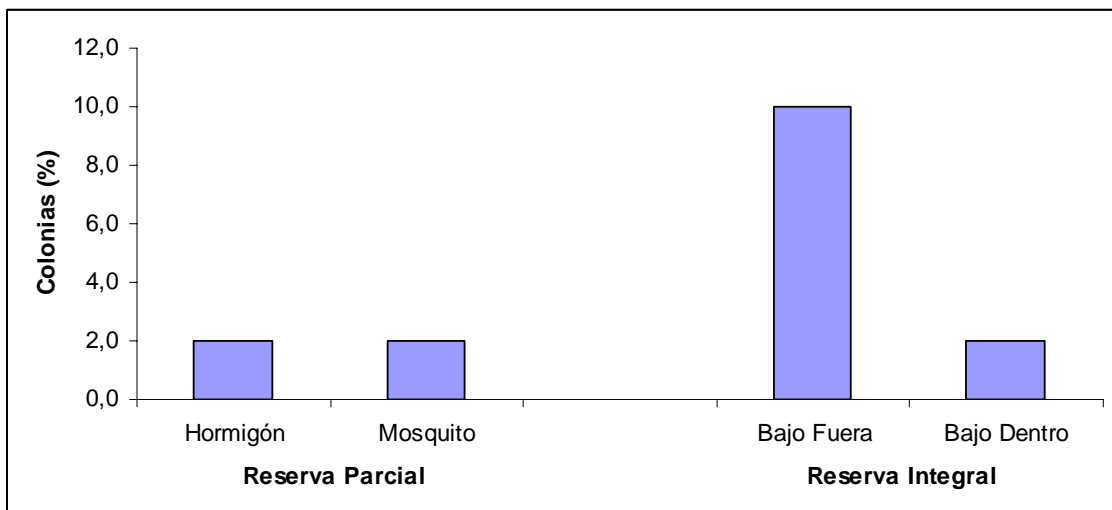


Figura 3.20 Porcentaje de colonias de *Paramuricea clavata* con más de un 50% de superficie necrosada en la Reserva Marina Cabo de Palos-Islas Hormigas en 2009.



3.5 Discusión

En la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, en 2007 una media del aproximadamente 58% de la población de la gorgonia blanca *Eunicella singularis* mostró mortalidad parcial. Las observaciones cualitativas y cuantitativas llevadas a cabo antes, inmediatamente después y durante los años posteriores a la mortalidad en masa de las colonias de gorgonia blanca nos han permitido identificar los meses de septiembre, octubre y noviembre de 2007, como el periodo durante el cual tuvo lugar el suceso. Análogamente, en la campaña que se realizó a finales de septiembre de 2007 se concluyó que las poblaciones de la gorgonia roja *Paramuricea clavata* estaban siendo afectadas por el inicio de un episodio de mortalidad en masa (Coma *et al.*, 2007). El 84% de las colonias de *Paramuricea clavata* examinadas en la reserva marina presentaron síntomas de afección, sin embargo, la proporción de la superficie de las colonias que mostraban signos de necrosis y/o denudamiento era pequeña; el 70% de las colonias afectadas presentaban una proporción de colonia necrosada inferior o igual al 5%. Solamente un 5% de las colonias presentó más de un 50% de superficie total de la colonia necrosada. En noviembre de 2007, en el muestreo no cuantitativo llevado a cabo, las poblaciones mostraron niveles muy elevados de necrosis. (Coma *et al.* 2007).

Al igual que en estudios previos que describieron sucesos de mortalidad masiva en 1999 y 2003 en las costas francesas e italianas (Cerrano *et al.*, 2000; Perez *et al.*, 2000), la mortalidad dio como resultado la progresiva necrosis del tejido vivo (cenénquima) quedando los ejes de la colonia desnudos. Estos ejes fueron rápidamente recubiertos por organismos epibiontes (algas y algunas especies de invertebrados), de modo que los epibiontes presentes en las colonias no fueron la causa de la muerte parcial o total de las colonias, sino que colonizaron el espacio que quedó libre después de la muerte del tejido cenénquima en la gorgonia (Cerrano *et al.*, 2000, Perez *et al.*, 2000). En 2007, las poblaciones de Cabo de Palos se caracterizaron por presentar gorgonias con una gran extensión de sus ejes desnudos y proporciones variables de epibiontes (>50%).

Sin embargo, la proporción de colonias que presentaban signos de mortalidad parcial observada fue algo menor que en otros episodios de mortalidad masiva [65-90% colonias de *Eunicella singularis*, 75-90% de *Paramuricea clavata* en Liguria en 1999 (Cerrano *et al.*, 2000); ≤90% de colonias de *E. singularis* y *P. clavata* en Provenza y Córcega en 1999 (Perez *et al.*, 2000); 76 ± 8% de *P. clavata* en Provenza en 2003 (Linares *et al.*, 2005)].

El análisis de la temperatura superficial del agua en 2007 confirma un excepcional calentamiento de las aguas de la Región de Murcia a finales del verano y

durante el otoño¹. La columna de agua mostró una alta estabilidad con valores superiores a 23° C en la capa de agua por encima de la termoclina, que se hundió hasta una profundidad de 30-40 m (Coma *et al.*, 2007). En general el rango de profundidad en el que se observó daños en los tejidos coincide con las profundidades donde se registraron altas temperaturas. Debido a que los signos de mortalidad se observaron justo después del periodo inusualmente cálido, las temperaturas anómalas parecen estar relacionadas con el periodo de mortalidad masiva.

La exposición a temperaturas anómalas altas puede provocar efectos severos causando disfunciones metabólicas (Torrents *et al.*, 2008) o estrés fisiológico debido a las limitaciones energéticas. Las altas temperaturas provocan un mayor esfuerzo respiratorio debido a la baja disponibilidad de alimento (Coma *et al.*, 2002) y un descenso de la eficacia de las defensas (Cossins & Bowler, 1987; Coma & Ribes, 2003), e indirectamente desencadenan el desarrollo de patógenos (Toren *et al.*, 1998; Banin *et al.*, 2001, 2003). La bacteria *Vibrio coralliilyticus* ha sido recientemente identificada como un patógeno termo-dependiente causante de la enfermedad de colonias de *Paramuricea clavata* estudiadas después del episodio de mortalidad masiva de 2003 (Bally & Garrabou, 2007). En el episodio de 1999, sin embargo, los organismos encontrados en las colonias parecen ser más oportunistas que causantes de la enfermedad.

Además de las condiciones de temperaturas anómalas, se han identificado como causantes del comienzo de la mortalidad en masa en el Mediterráneo (Vacelet *et al.*, 1994; Boudouresque y Verlaque, 2001) el descenso de la salinidad (Bavestrello *et al.*, 1994) y el desarrollo de algas filamentosas (Mistri y Ceccherelli, 1996; Schiaparelli *et al.*, 2007). Sin embargo, las altas temperaturas fueron la condición ambiental común en la mayoría de los episodios. El calentamiento global ha sido asociado al incremento de episodios de diferentes mortalidades en especies marinas, tales como fanerógamas, peces, corales y erizos de mar (Harvell *et al.*, 1999; Atrill *et al.*, 2004; Lesser *et al.*, 2007).

Durante el episodio de mortalidad masiva de 2003 se observaron diferentes intensidades de mortalidad entre la misma especie y entre diferentes especies a lo largo de una escala espacial que va desde metros hasta cientos de kilómetros. En episodios previos ocurrió algo parecido (Cerrano *et al.*, 2000; Perez *et al.*, 2000) en el Mediterráneo y en otros mares y océanos tales como en el caso del blanqueamiento de algunas especies de coral (Hughes *et al.*, 2003; McWilliams *et al.*, 2005) existiendo así, una evidencia clara y empírica de la existencia de varias causas para la mortalidad en masa de especies y poblaciones, que podría ser modulada por factores físicos y biológicos como la variabilidad en las condiciones hidrográficas locales (Nakamura y

1

http://www.puertos.es/export/download/oceanografía_aguas_profundas_informes/Cabo_de_Palos/infpalosHid07.pdf



van Woesik, 2001) o los mecanismos de adaptación que podrían tener un papel clave en la respuesta de la población al estrés térmico (Torrents *et al.*, 2008).

En la reserva marina de Cabo de Palos - islas Hormigas el episodio de mortalidad afectó a una parte importante de las poblaciones de *Eunicella singularis* a lo largo de todo el rango de profundidad estudiado (15-40 m). Coma *et al.* (2006) observaron también síntomas de afección en las colonias de *Eunicella singularis* en la isla de Menorca hasta los 40 metros de profundidad después del episodio de mortalidad ocurrido en 1999. Otros estudios anteriores, pusieron de manifiesto que la gorgonia blanca fue afectada por episodios de mortalidad masiva en otras áreas mediterráneas noroccidentales (desde el archipiélago Toscano hasta Marsella) pero en profundidades más someras (27 m: Cerrano *et al.*, 2000; 30 m: Perez *et al.*, 2000). En lo que se refiere al impacto del calentamiento en la región noroccidental mediterránea, Garrabou *et al.* (2009) aseguran que las poblaciones afectadas en las áreas más septentrionales pueden ser más vulnerables que las meridionales porque probablemente están mejor adaptadas a condiciones de menor temperatura y se encuentran a profundidades más someras. Esta puede ser la razón por la que las consecuencias del episodio de calentamiento excepcional han sido más leves en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas que en otras poblaciones del Mediterráneo.

No se observaron diferencias significativas en la mortalidad parcial entre reserva integral y parcial; no obstante, en la reserva parcial se observó la mayor afección (tanto en la proporción de colonias afectadas como en la extensión de la superficie de la colonia que mostraba mortalidad parcial) en las profundidades más someras, que son justamente las más frecuentadas por submarinistas (en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas se realizan sobre 25.000 buceos al año). El buceo deportivo puede ser el responsable de un incremento en la mortalidad total de las gorgonias. Coma *et al.* (2004) observaron frecuentemente colonias muertas de la *gorgonia Paramuricea clavata* por desprendimiento (p. ej. por golpes de aletas o rozamiento de manos y equipos) en las localidades con mayor carga turística del área marina protegida de las islas Medes. Sin embargo, la intensa actividad deportiva no resultó en un incremento en el grado de la mortalidad parcial en las colonias. No obstante, las colonias que sufren una carga turística elevada podrían resultar más vulnerables a otras perturbaciones que aquellas que no los están.

El impacto de la mortalidad en masa varió entre sitios en cada franja de profundidad y nivel de protección. Una importante fracción de esta variabilidad entre sitios podría estar asociada con la relación positiva entre grado de afección y densidad de colonias. Las diferencias en la densidad a menudo reflejan variaciones en las condiciones ambientales que afectan al desarrollo de la población. Entonces, bajas densidades de poblaciones deberían ser más susceptibles que las altas densidades a perturbaciones ambientales (Coma, 2006). En estudios sobre el blanqueamiento de coral

de 1998, por ejemplo, la diferente mortalidad se explicó, en parte, por la alta variabilidad en las condiciones hidrográficas (Nakamura & van Woesik, 2001).

En nuestro estudio se ha podido observar una recuperación con el tiempo de las poblaciones afectadas, que se traduce en el declive gradual del porcentaje de necrosis en las colonias. Dos años después del episodio de mortalidad en masa de 2007 las poblaciones de gorgonia blanca de la reserva parcial se han recuperado prácticamente, sin embargo en la reserva integral existe una tendencia a disminuir la densidad de colonias. En lo que respecta a la gorgonia roja, se determinó que el porcentaje de colonias con algún síntoma de afección es del 44%, valor muy inferior a los existentes de septiembre 2007. Además, el porcentaje de colonias afectadas con necrosis inferior o igual a 5% es de un 36,4%, frente al 70% obtenido en septiembre de 2007. En nuestro estudio, el 50% de las colonias afectadas pueden ser catalogadas como colonias no sanas (superficie de afección >10%; Linares *et al.*, 2008), y un 9,1% de las colonias afectadas presenta un porcentaje de afección superior al 50% (4% del total de las colonias muestreadas). Por consiguiente, aunque en el muestreo realizado en el 2009 se han detectado menos colonias con algún síntoma de afección que en el realizado en el 2007, el porcentaje de colonias que pueden ser catalogadas como no sanas (Linares *et al.* 2008) es superior, conformando un 22% del total de colonias examinadas y un 50% de las afectadas.

La recuperación observada es posiblemente el resultado de una cierta capacidad regenerativa de las gorgonias (Cerrano *et al.*, 2005) y de la fragmentación de las ramas necrosadas debido al peso de los epibiontes que ya han colonizado 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 y de la densidad en las poblaciones de gorgonias.

La mortalidad en masa se ha estudiado especialmente en áreas tropicales donde los episodios de blanqueamiento son más comunes. 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). En las gorgonias y los corales duros, la regeneración del tejido muerto tiene que ser rápida para evitar la epibiosis (Kinzie, 1970, 1974; Wahle, 1983) y el proceso regenerativo puede afectar negativamente al crecimiento (Bak, 1983), la reproducción (Van Veghel & Bak, 1994), la resistencia a enfermedades y la habilidad competitiva (Bak & Criens, 1981) de las colonias. Oren *et al.* (1997) sugieren que en corales las características regenerativas parecen ser específicas de cada especie.

Datos experimentales obtenidos de trasplantes de colonias de *Paramuricea clavata* y *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 mas altos (0,03 mm / día, *Eunicella verrucosa* ; 0,1 mm / día, *Eunicella singularis*) (Cerrano & Bavestrello, 2008). Estos valores son de uno o dos



órdenes de magnitud menores (0,15 - 0,2 cm / día en *Paramuricea clavata*) 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).

Datos del impacto y la recuperación de otras poblaciones de gorgonias estudiadas desde los episodios de mortalidad masiva de 1999 y 2003 mostraron un dramático declive en la biomasa de las poblaciones y una muy lenta recuperación durante los cuatro años siguientes al episodio (Cerrano *et al.*, 2005; Linares *et al.*, 2005; Coma *et al.*, 2006; Garrabou *et al.*, 2009; Cigliano & Gambi, 2007).

La tendencia actual de calentamiento global puede incrementar en el futuro la frecuencia de episodios de mortalidad similares (Cerrano *et al.*, 2000; Coma *et al.*, 2000; Perez *et al.*, 2000; Garrabou *et al.*, 2001; Coma & Ribes, 2003). Cortos periodos entre episodios de mortalidad en masa podrían tener severas consecuencias para la viabilidad de las poblaciones afectadas (Linares *et al.*, 2007).

Se hace necesaria la instauración de redes de seguimiento periódico del estado de salud de las poblaciones de gorgonias mediterráneas, como indicadores tempranos de los efectos perniciosos del calentamiento de las aguas costeras. Las áreas marinas protegidas son los lugares idóneos para la realización de dichos seguimientos, y sus estructuras de gestión las más adecuadas para llevar a cabo los necesarios esfuerzos de coordinación y financiación.



4 Impacto del submarinismo en la reserva marina

4.1 Introducción

El número de AMPs implementadas en todo el mundo se ha incrementado enormemente en los últimos años (Agardy, 2003), constituyendo un gran atractivo turístico, principalmente para el submarinismo recreativo autónomo, y un importante motor socioeconómico para estas áreas (Parsons & Thur, 2008). Los principales atractivos que los buceadores valoran en una AMP son el valor estético de los fondos bien conservados, la variedad de flora y fauna y la abundancia de animales confiados y de gran tamaño (Dearden *et al.*, 2006). Los avances técnicos en el equipamiento y el creciente interés por la naturaleza y la conservación son las principales causas del gran auge que ha tenido en los últimos años el submarinismo recreativo a nivel mundial (Barker & Roberts, 2004). Por otro lado, numerosos estudios han evidenciado diversos impactos negativos del submarinismo sobre los fondos marinos (Tissot & Hallacher, 2000; Tratalos & Austin, 2001). En algunos casos esta actividad ha llegado a ser considerada como insostenible (Zakai & Chadwick-Furman, 2002). Los efectos del buceo afectan principalmente a las especies bentónicas, sobre todo a aquellas sésiles y con formas de crecimiento arborescente. En la mayoría de los casos los daños se originan por contacto directo del buceador con el fondo, frecuentemente con manos y aletas, pero también por roce de las burbujas de aire en la superficie de las paredes verticales y en el techo de cuevas (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2003). Los efectos producidos por este tipo de contacto son normalmente la rotura, el desprendimiento o la muerte del organismo. También se producen impactos indirectos sobre la fauna y flora como son la resuspensión de sedimentos, la erosión y la concentración de nutrientes en el agua que afectan a la biología de algunas especies. Las especies móviles se ven afectadas por la presencia de los buceadores, que pueden provocar cambios en su comportamiento (Milazzo *et al.*, 2006).

El buceo deportivo es una actividad de marcada estacionalidad en todo el Mediterráneo, concentrándose sobre todo en los meses de verano. La presión ejercida por los buceadores deportivos en este mar se ha incrementado considerablemente en la última década. Estudios recientes han estudiado el comportamiento de los buceadores y su impacto sobre la biota en distintas AMPs del Mediterráneo. Distintos autores han establecido que la magnitud del impacto depende de factores físicos y ecológicos del medio, de la morfología de las especies y de factores personales propios de cada buceador (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2003; Coma *et al.*, 2004; Ballesteros, 2006; Lloret

et al., 2006; Di Franco *et al.* 2009; Luna *et al.*, 2009). Los hábitats más frecuentados por los buceadores suelen ser fondos horizontales de sustrato rocoso, más que las paredes verticales o sustratos arenosos, sin embargo, el mayor impacto se da en cuevas y paredes verticales donde habitan organismos sésiles frágiles de lento crecimiento, como gorgonias y briozoos. La magnitud del impacto parece estar relacionada también con otros factores propios del buceador como la titulación o el sexo. Curiosamente, los buceadores de niveles de titulación superiores provocaron las tasas de contacto más elevadas en espacios estrechos como cuevas, posiblemente debido a un exceso de confianza, mientras que los buceadores menos experimentados atienden más a su flotabilidad. Los fotógrafos o las personas que llevan linternas provocan una elevada tasa de impacto por apoyo, contacto directo o anclaje sobre la superficie del sustrato (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002, 2003).

En la RMCPIH la actividad del buceo deportivo ha aumentando con los años desde su declaración en 1995, pasando de 8.142 buceadores en 1998 a 26.183 en 2009 (Fig. 4.1). En la RMCPIH se ha estudiado el impacto del buceo sobre las comunidades bentónicas desde 2002 (Pérez Ruzafa *et al.*, 2002, 2003, 2004; García-Charton *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008), para lo cual se han empleado diferentes metodologías: observaciones directas de buceadores para clasificar y cuantificar el daño causado sobre los organismos bentónicos (Barker & Roberts, 2004; Di Franco *et al.*, 2009); experimentos de estima del impacto individual, que proporcionan una valoración más exhaustiva de las especies más afectadas, así como la escala a la que deben realizarse los seguimientos para detectar dichos impactos; censos visuales de organismos bentónicos indicadores, especialmente sensibles a esta actividad; y más recientemente censos visuales con fotografía digital, comparando zonas impactadas con zonas no impactadas. Con estos últimos se amplía el número de réplicas y el rango de profundidad y además permiten guardar el registro histórico estudiado, de modo que posibilitan la calibración inter-muestreadores, permitiendo la comparación entre estudios. De esta manera se ha podido comprobar en años anteriores que el submarinismo deportivo en la RMCPIH ejerce cierto impacto sobre algunas especies de animales y sobre la cobertura algal. Entre las evidencias observadas, los principales cambios tuvieron lugar en 2007 cuando se detectó una disminución de la cobertura vegetal y un aumento del sustrato desprovisto de vegetación. Al mismo tiempo aumentó la densidad de erizos (*Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*) en detrimento de la densidad del briozoo *Myriapora truncata* (falso coral). Entre los organismos más afectados se encontraron varias especies de esponjas (*Dysidea fragilis* e *Hymeniacidon sanguinea*) y la ascidia *Clavelina dellavallei*, todas ellas importantes creadoras de la complejidad del hábitat (Jennings, 1999). Estas respuestas registradas en los últimos años son consideradas todavía leves y podrían representar las primeras señales de los subsecuentes cambios drásticos que tendrían lugar si el número de buceadores sigue aumentando.

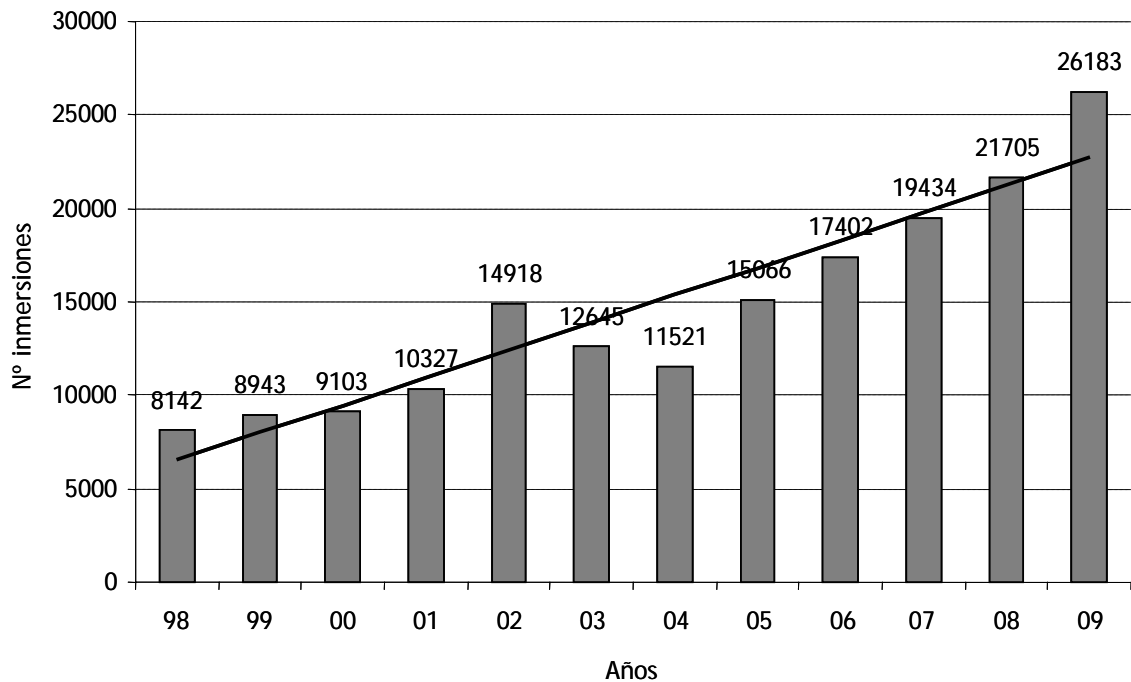


Figura 4.1 Evolución temporal en el número total de inmersiones registradas en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas en el período comprendido entre 1998 y 2009 (incluyendo aguas exteriores); se muestra el ajuste lineal a la tendencia temporal.

4.2 Objetivos

El objetivo de este estudio es evaluar el efecto que el buceo deportivo está ejerciendo sobre las comunidades bentónicas, dado que éstas son las más afectadas por esta actividad en la zona parcialmente protegida de la RMCPIH, la cual recibe numerosas visitas a lo largo del año, principalmente durante la temporada estival. Emplearemos fotografías digitales para analizar la cobertura y composición algal y la abundancia y diversidad de las especies de animales bentónicos. Los resultados serán comparados con los obtenidos en la reserva integral, donde el buceo recreativo no está permitido.

4.3 Material y métodos

4.3.1 Técnica de muestreo

Se ha llevado a cabo una comparación espacial de la cobertura o densidad de organismos bentónicos (macroalgas y macrofauna) mediante la utilización de una técnica de fotografía digital (García-Charton *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008). La cámara se colocó sobre un soporte de PVC a una altura fija de 75 cm sobre el sustrato, encuadrando la imagen en un marco del mismo material de 0,35 m² (Fig. 4.2). Las imágenes fueron analizadas en el laboratorio. La técnica de muestreo con fotografía digital se emplea habitualmente en el estudio de comunidades de arrecife de coral (Vago *et al.*, 1994) y la estima del porcentaje de cobertura algal (Dayton *et al.*, 1992).

Figura 4.2 Buceadora realizando el muestreo fotográfico de bentos rocoso.



4.3.2 Diseño de muestreo

El estudio de las comunidades bentónicas de la RMCPIH ha sido llevado a cabo después de la temporada de verano, entre los meses de septiembre y octubre. Con el fin de testar el posible impacto del buceo sobre las comunidades bentónicas, se contemplaron 2 zonas con diferente nivel de protección y usos: reserva integral (ausencia de buceo) y zona parcialmente protegida (gran afluencia de buceadores). En la

reserva integral se seleccionaron 2 sitios de muestreo en los islotes de la Hormiga (Sh) y el Hormigón (Sg). En el área parcialmente protegida los muestreos se realizaron en 4 sitios en los que se practica habitualmente el buceo recreativo: Piles I (Sd), Piles II (Se), Bajo de Dentro (Sf) y Bajo de Fuera (Sj) (Fig. 4.3). En cada punto de muestreo se realizaron 2 transectos de 100 metros de longitud situados a 10 metros de profundidad. A lo largo de los transectos se realizaron 40 fotografías al azar, con las que se analizó la composición y abundancia de las especies bentónicas, así como el porcentaje de cobertura algal. En 2 sitios (Se y Sf) no se pudieron realizar las 40 fotografías debido a que la superficie del bajo a los 10 m de profundidad fue insuficiente.

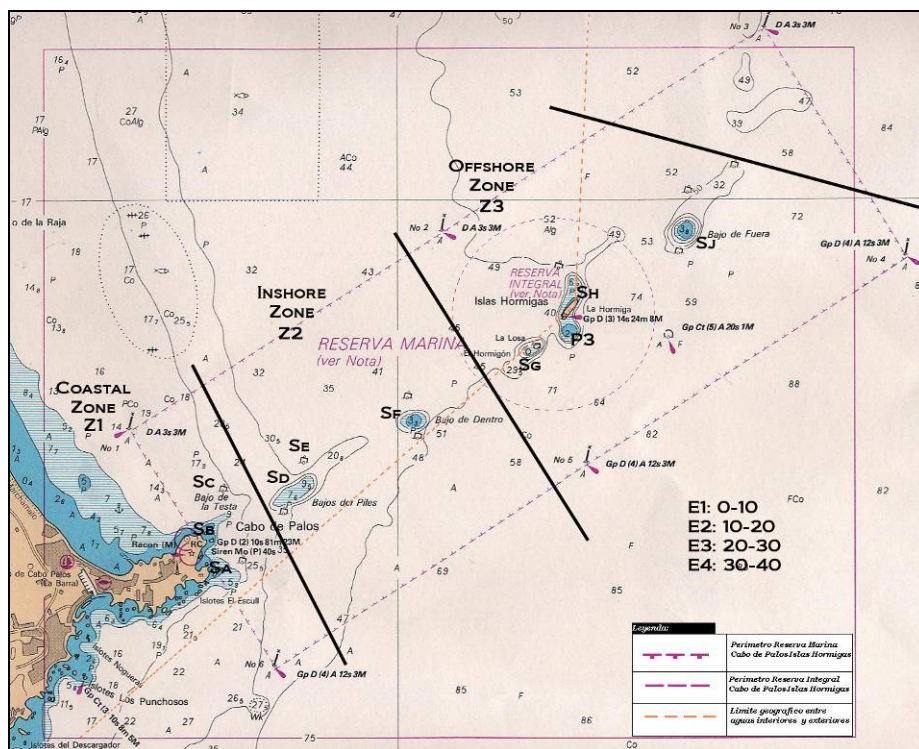
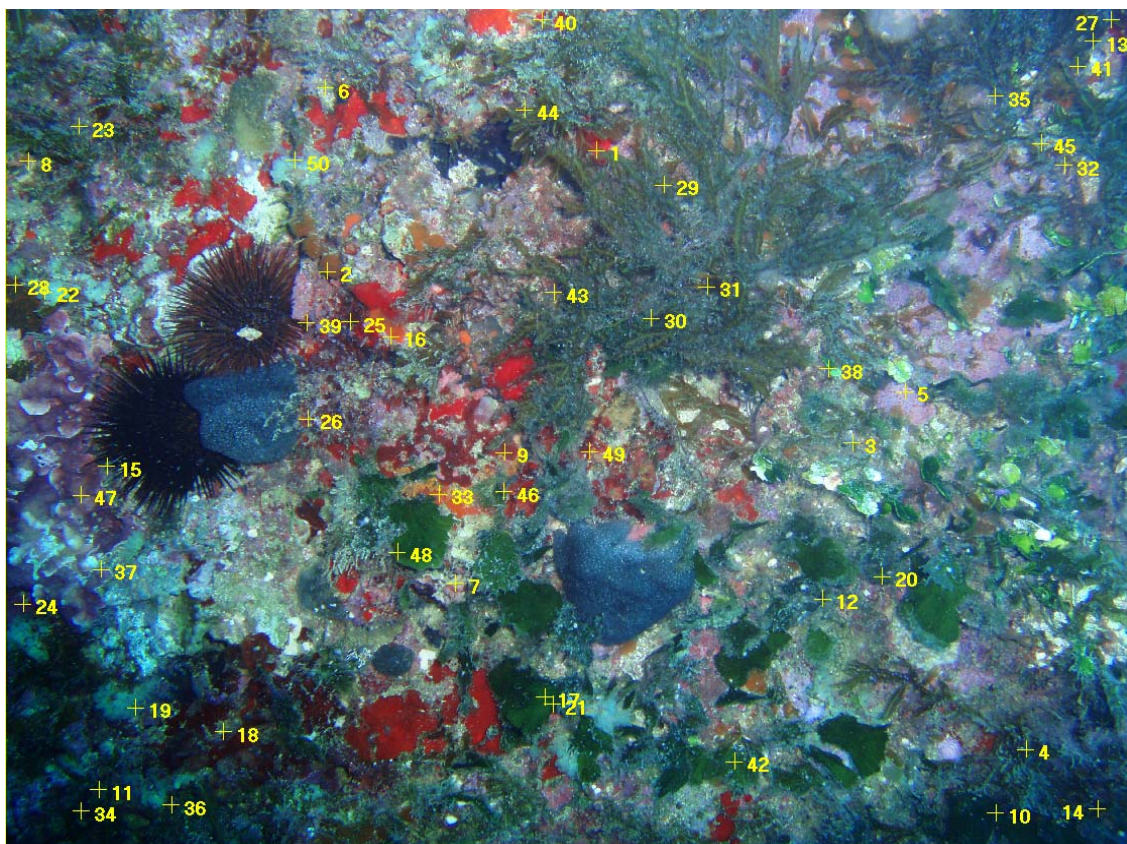


Figura 4.3 Mapa del área de estudio, en el que se señalan los sitios de muestreo, de izquierda a derecha: Piles I (Sd), Piles II (Se), Bajo de Dentro (Sf), Hormiga (Sh), Hormigón y Bajo de Fuera (Sj).

4.3.3 Análisis de datos

Para el análisis de las imágenes se utilizó el software CPCe – *Coral Point Count with Excel extensions* (Kohler & Gill, 2006) –, que permite colocar puntos aleatorios sobre la imagen (en este caso 50 puntos en cada una). El análisis de imagen consistió en la identificación de las especies que coinciden debajo de cada punto. De esta manera el programa calcula el porcentaje de cobertura de las diferentes especies y el índice de diversidad de Shannon-Weaver de las zonas estudiadas (Fig. 4.4).

Figura 4.4 Ejemplo de fotografía tomada mediante cámara digital, manipulada y con 50 puntos situados al azar para la estima de cobertura bentónica.



El nivel de complejidad de las macroalgas se ha empleado en muchas ocasiones como predictor de la abundancia de fauna (Sala, 1997). Las macroalgas, además de proporcionar alimento y refugio para muchas especies, constituyen en muchos casos un sustrato susceptible de ser ocupado por otros organismos, ya sea formas libres o fijas. Por este motivo, la complejidad estructural que proporcionan las macroalgas constituye un elemento importante del hábitat y ésta complejidad difiere entre los distintos grupos funcionales. Hay que tener en cuenta que la biomasa y estructura de las macroalgas varía estacionalmente, alcanzando el máximo en primavera-verano (Ballesteros, 1992), periodo en el cual se desarrollo este estudio.

Para describir las comunidades de macroalgas de manera sencilla, con el objetivo de comprender su estructura y funcionalidad (Steneck & Dethier, 1994), se han agrupado las especies por grupos funcionales siguiendo a Littler & Littler (1980). Estos autores categorizaron las especies en función de su morfología, de la relación superficie vs. tamaño corporal, de su comportamiento o estrategia evolutiva. Las comunidades de algas, cuando son examinadas a nivel de grupo funcional, son temporalmente mucho más estables y predecibles que cuando se examinan a nivel de especie. Steneck & Dethier (1994) sugieren para definir la estructura de las comunidades de macroalgas marinas son pocos los atributos de las especies que son verdaderamente importantes y



estos suelen ser caracteres que comparten distintas especies, incluso, taxonómicamente distantes que hacen que se comporten ecológicamente de manera similar. De los 7 grupos definidos por Littler & Littler (1980) y utilizados con éxito por Littler & Arnold (1982), Littler & Littler (1984) y Phillips *et al.* (1997), hemos considerado en este estudio los siguientes: algas filamentosas, algas incrustantes, algas articuladas coralinas, algas ramificadas de mediano porte y algas ramificadas de gran porte (Fig. 4.5). Debido a las dificultades para asignar la especie *Halimeda tuna* a alguno de los 5 grupos definidos por su particular morfología ésta ha sido considerada como un grupo funcional en sí.

La composición y estructura de las comunidades bentónicas fue analizada por medio de técnicas no paramétricas multivariantes, como describe Field *et al.* (1982), mediante el uso del paquete estadístico PRIMER v.6 (Clarke & Warwick, 1994). Mediante el análisis de dos vías PERMANOVA se testaron posibles diferencias en la composición de especies entre zonas en función de los factores protección y sitio (anidado en protección). Cuando se detectaron diferencias significativas, se llevó a cabo el test PAIR-WISE que compara dos a dos los distintos niveles de cada factor para identificar entre qué niveles existen diferencias.

El análisis SIMPER permite reconocer las especies que contribuyen en mayor medida a la disimilaridad entre las zonas con distinto nivel de protección o entre sitios. Para estos análisis sólo se tuvieron en cuenta aquellas especies que aparecieron en más del 15% de las imágenes analizadas (ya que las especies que sólo aparecieron ocasionalmente pueden enmascarar los resultados).

La diversidad de especies de organismos sedentarios se ha calculado mediante el índice de Shannon-Weaver y mediante la construcción de curvas de acumulación de especies. El índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') define la heterogeneidad de una comunidad en base al número de especies pero teniendo en cuenta también su abundancia relativa, de manera que aumenta al aumentar la complejidad, y la diversidad máxima $H'_{\max} = \ln(S)$ (siendo S el número total de especies) se alcanzaría si todas las especies estuvieran igualmente presentes.

Las curvas de acumulación de especies representan el número acumulado de especies frente al esfuerzo de muestreo (Colwell & Coddington, 1994; Gotelli & Colwell, 2001; Ugland *et al.*, 2003). Para realizar las curvas de acumulación de especies se ha utilizado el programa Estimates (Colwell, 2006) que calcula la media de un determinado número de reordenamientos aleatorios de las muestras (en este caso 50) para conseguir una curva suavizada.

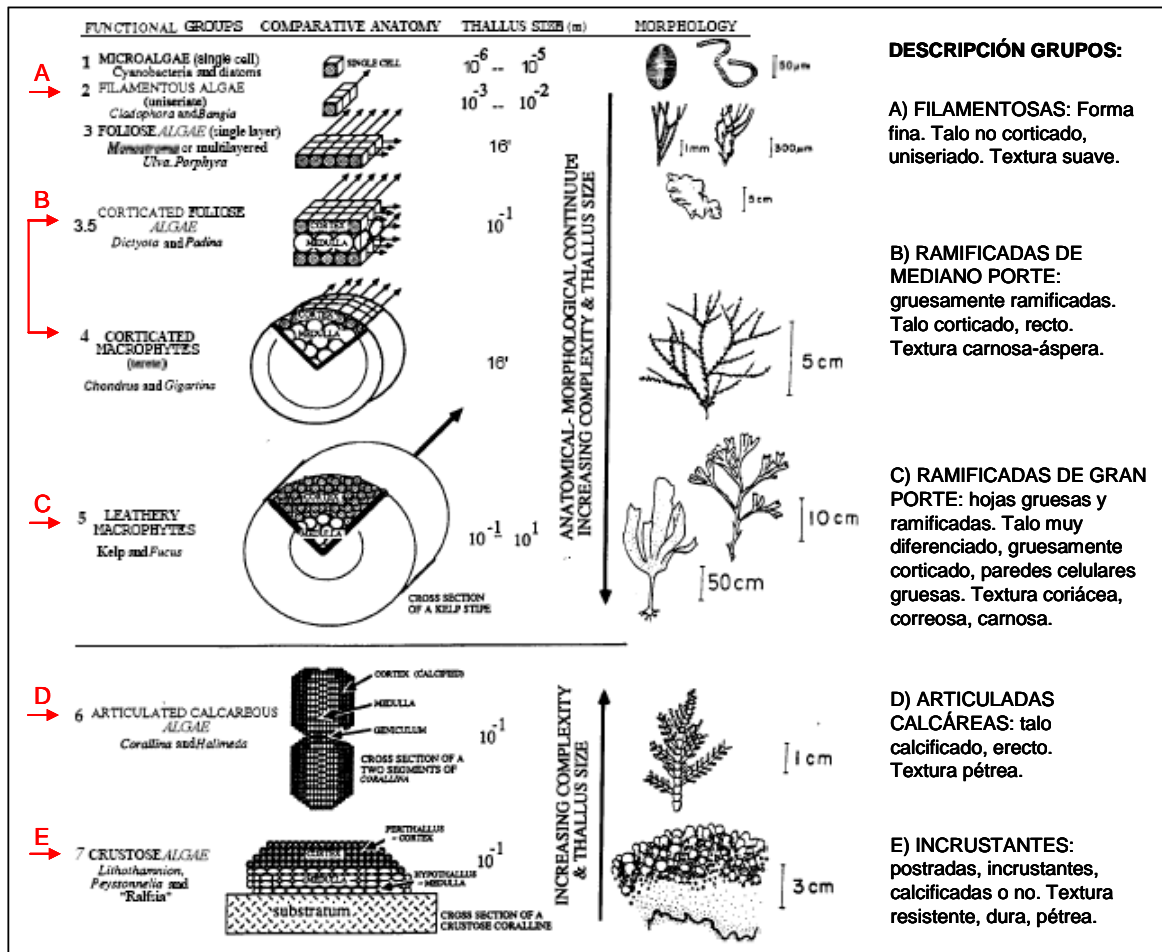


Figura 4.5 Grupos funcionales de macroalgas: A: Filamentosas, B: Ramificadas de mediano porte, C: Ramificadas de gran porte, D: Articulas calcáreas, E: Incrustantes. Imagen modificada del original Steneck & Dethier (1994).



La riqueza estimada fue calculada por medio de la ecuación de Clench, siendo éste una adaptación de la ecuación de Michaelis-Menten y el modelo más utilizado, estando indicada para estudios en los que el área de muestreo es extensa y para protocolos en los que, cuanto más experiencia tiene el muestreador mayor es la probabilidad de añadir nuevas especies al inventario:

$$S_n = a_n / (1 + b_n)$$

donde S_n es número medio de especies (calculados para n réplicas), a es la tasa de incremento de nuevas especies, b es la pendiente de la recta tangente a la curva en ese punto, y n es el número de réplicas (esfuerzo de muestreo realizado).

La calidad de nuestro inventario biológico la calculamos a través de la pendiente al final de la curva calculada como (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003):

$$a / (1 + b_n)^2$$

Una pendiente menor de 0,1 nos indicaría un inventario bastante completo y fiable.

Se ha calculado también la proporción de fauna registrada respecto a la fauna total esperada como medida de la calidad del inventario (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003):

$$S_{obs} / (a / b)$$

donde S_{obs} es el número total de especies observadas.

El esfuerzo de muestreo necesario para registrar el 95% de la fauna esperada ha sido estimado mediante la fórmula (Jiménez-Valverde & Hortal, 2003):

$$N_{(0,95)} = 0,95 / [b(1 - 0,95)]$$

donde $N_{(0,95)}$ es la proporción de fauna (95%).

De este modo, conocido el esfuerzo de muestreo realizado se puede calcular el esfuerzo necesario para completar el inventario.

4.4 Resultados

Para el estudio de la fauna y flora epibentónicas de la reserva marina han sido analizadas un total de 222 fotografías, 80 en la reserva integral y 142 en la reserva parcialmente protegida. De un total de 11.100 puntos aleatorios (50 por imagen), 197 puntos no han podido ser identificados por problemas de calidad de la imagen (sombras y puntos desenfocados).

4.4.1 Diversidad y abundancia de especies epibentónicas

4.4.1.1 Fauna

En 2009 se han cuantificado un total de 21 especies de megafauna epibentónica en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, 20 de ellas en la reserva parcial y 13 en la reserva integral. A pesar de tener menor número de especies, el índice de diversidad de Shannon-Weaver resultó superior en la reserva integral (1,90) que en la reserva parcial (1,77). Este índice tiene en cuenta tanto el número de especies como su abundancia, otorgando menor peso a las especies raras o que aparecen de manera ocasional, y su valor aumenta al aumentar la complejidad de la comunidad (Tablas 4.1 y 4.2).

Las especies identificadas pertenecen a 14 grupos zoológicos. Los equinodermos fueron el grupo con mayor número de especies (7), de las cuales las más abundantes fueron los erizos (*Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*). En los casos en los que no se pudo distinguir ambas especies de erizos en base a la fotografía se asignaron los individuos a la clase Equinoidea. No existieron diferencias significativas en cuanto al número de erizos entre la zona protegida del buceo recreativo y la zona no protegida. Este resultado difiere los obtenidos en estudios realizados en años anteriores que mostraban una abundancia de erizos superior en las zonas frecuentadas por los buceadores.

Después de los equinodermos el grupo más abundante tanto en la reserva parcial como en la reserva integral fueron los poríferos, los cuales constituyen un grupo muy diverso. En la mayoría de los casos los ejemplares encontrados no se pudieron identificar a nivel de especie, ya que ello requiere necesariamente la recogida de muestras (impacto que se quiere evitar por tratarse de un área marina protegida). Se ha identificado a nivel de género *Ircinia* spp., pues su morfología externa así lo permite. En general hemos diferenciado las esponjas en dos grandes grupos en base a su morfología externa: incrustantes y masivas. Ambas son estructuralmente importantes por aumentar la complejidad del hábitat en beneficio de muchos invertebrados bentónicos que pueden vivir en su superficie, ya sea de forma libre o fija, o en su interior excavando conductos o aprovechando los canales acuíferos de la esponja. Las esponjas incrustantes, de forma aplanada, se sitúan recubriendo la superficie del sustrato, y son significativamente más



abundantes en la reserva integral. Entre estas esponjas se encuentran las especies *Hymeniacidon sanguinea* y *Dysidea fragilis*, mientras que las esponjas masivas resultaron más abundantes en la reserva parcial, aunque no fue una diferencia estadísticamente significativa.

Otro invertebrado abundante fue el cnidario *Cladocora caespitosa*, de la cual, a diferencia de años anteriores, se ha detectado una mayor abundancia dentro reserva parcial, aunque no se trata de diferencias estadísticamente significativas (Fig. 4.6).

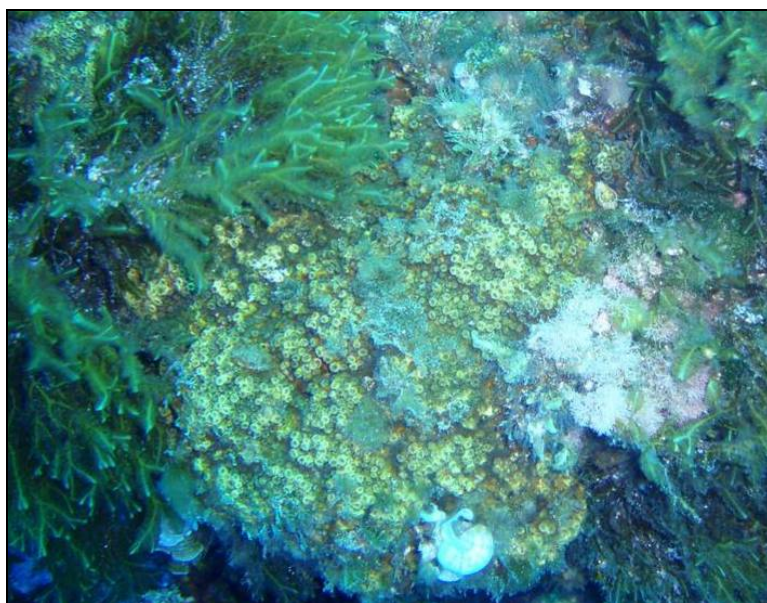


Figura 4.6 *Cladocora caespitosa*.

Igual que en años anteriores, el falso coral *Myriapora truncata* (Fig. 4.7), la ascidia solitaria *Clavellina dellavallei* (Fig. 4.8) y la ascidia colonial *Pseudodistoma crucigaster* (Fig. 4.9) resultaron más abundantes en la reserva integral, aunque no de manera significativa respecto a la reserva parcial. Dentro de la reserva integral su distribución se limitó prácticamente al Hormigón, apareciendo en la Hormiga únicamente un ejemplar de *P. crucigaster*.



Figura 4.7 *Myriapora truncata*.



Figura 4.8 *Clavelina dellavallei*.

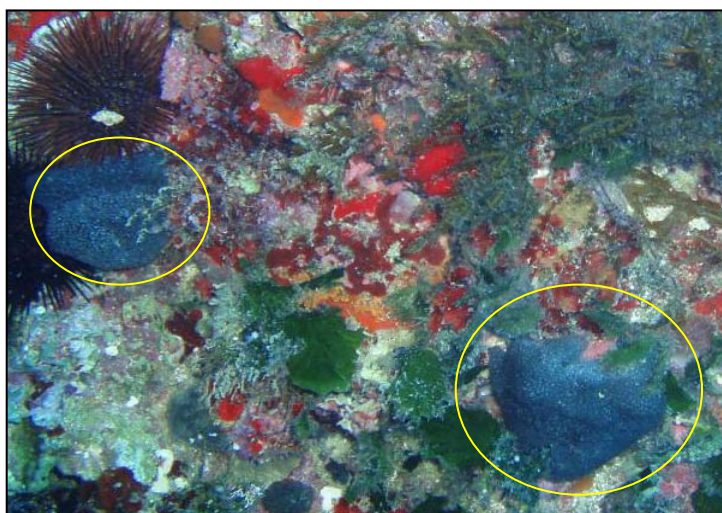


Figura 4.9 *Pseudodistoma crucigaster*

4.4.1.2 Macroalgas

Han sido cuantificados un total de 6 grupos funcionales de algas, presentes en todos los sitios estudiados aunque en distintas proporciones. Encontramos diferencias significativas en cuanto a la cobertura de algas de alguno de los grupos funcionales entre la zona protegida y la zona parcialmente protegida. Las algas filamentosas resultaron más abundantes en la reserva parcialmente protegida. El alga *Halimeda tuna* (Fig. 4.10), que por su particularidad morfológica la hemos definido como un grupo funcional en sí, resultó significativamente más abundante en la reserva integral que en la reserva parcial (sobre todo en el Hormigón), al igual que las algas articuladas coralinas.

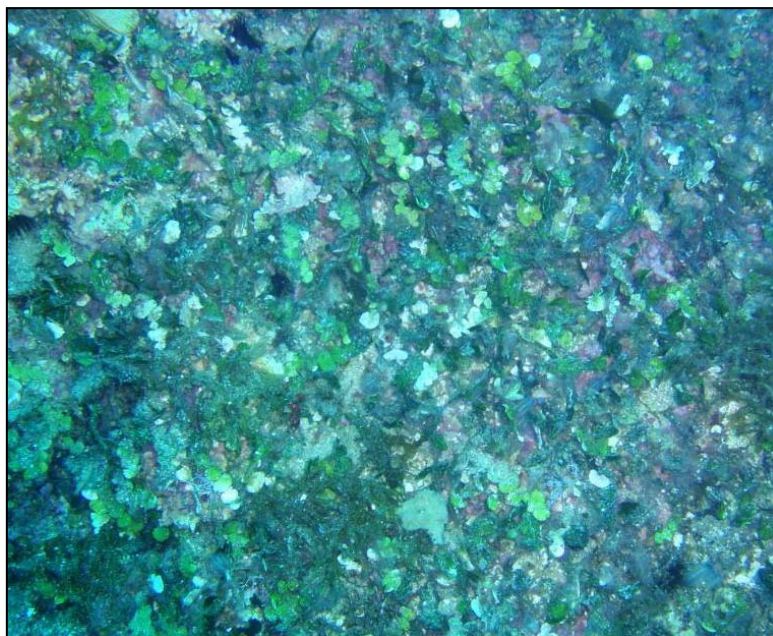


Figura 4.10 *Halimeda tuna*

Como detectamos en estudios de años anteriores, la proporción de fondos desprovistos de vegetación es mayor en la reserva parcialmente protegida aunque no existen diferencias significativas. El resto de grupos funcionales no presentaron diferencias significativas en su abundancia entre la zona donde se practica buceo deportivo y la zona protegida.

4.4.2 Estructura de las comunidades epibentónicas

El análisis PERMANOVA reveló que no existen diferencias significativas en cuanto a la composición de especies entre las comunidades de la reserva integral y las de la reserva parcial (Tabla 4.3). En cuanto a la fauna, en ambas zonas dominan los equinodermos y las esponjas. Respecto a las algas, las especies que predominan independientemente del nivel de protección son las pertenecientes al grupo de algas ramificadas de gran porte. En concreto *Dictyopteris* sp., el alga de mayor porte encontrada en toda la reserva a esta profundidad, algas filamentosas (sin identificar) y algas incrustantes (*Lithophyllum* sp. y *Peyssonellia* sp.), cuya abundancia es mayor en aquellas zonas con mayor densidad de erizos. En el diagrama de ordenación del MDS (Fig. 4.13 y 4.14) se representan bidimensionalmente estos resultados, poniendo de manifiesto que tanto las unidades muestrales de la reserva integral como las de la zona parcialmente protegida no forman grupos diferenciados, sino que se sitúan próximos entre sí, lo cual refleja una composición similar de especies.

Tabla 4.3 Resultados del análisis PERMANOVA. Varianza: varianza explicada; gl: grados de libertad; SC: suma de cuadrados; MC: media cuadrática; Pseudo-F: cociente $SC_A/(a-1)/SC_{Res}/(N-a)$ (donde: a=niveles del factor; N=muestras); P(perm): p-valor; perms: permutaciones.

	Varianza	gl	SC	MC	Pseudo-F	P(perm)	perms
Animales	Protección	1	18096	18096	0.73925	0.6184	720
	Sitio(Protección)	4	93142	23285	12.065	0.0001	9930
	Residual	171	3.30E+05	1929.9			
	Total	176	4.41E+05				
Algas	Protección	1	5847.8	5847.8	0.97812	0.3851	180
	Sitio(Protección)	4	22682	5670.4	11.268	0.0001	9931
	Residual	216	1.09E+05	503.23			
	Total	221	1.37E+05				

Figura 4.11 Porcentaje de grupos funcionales de algas y animales agrupados por los niveles del factor protección (reserva parcial y reserva integral).

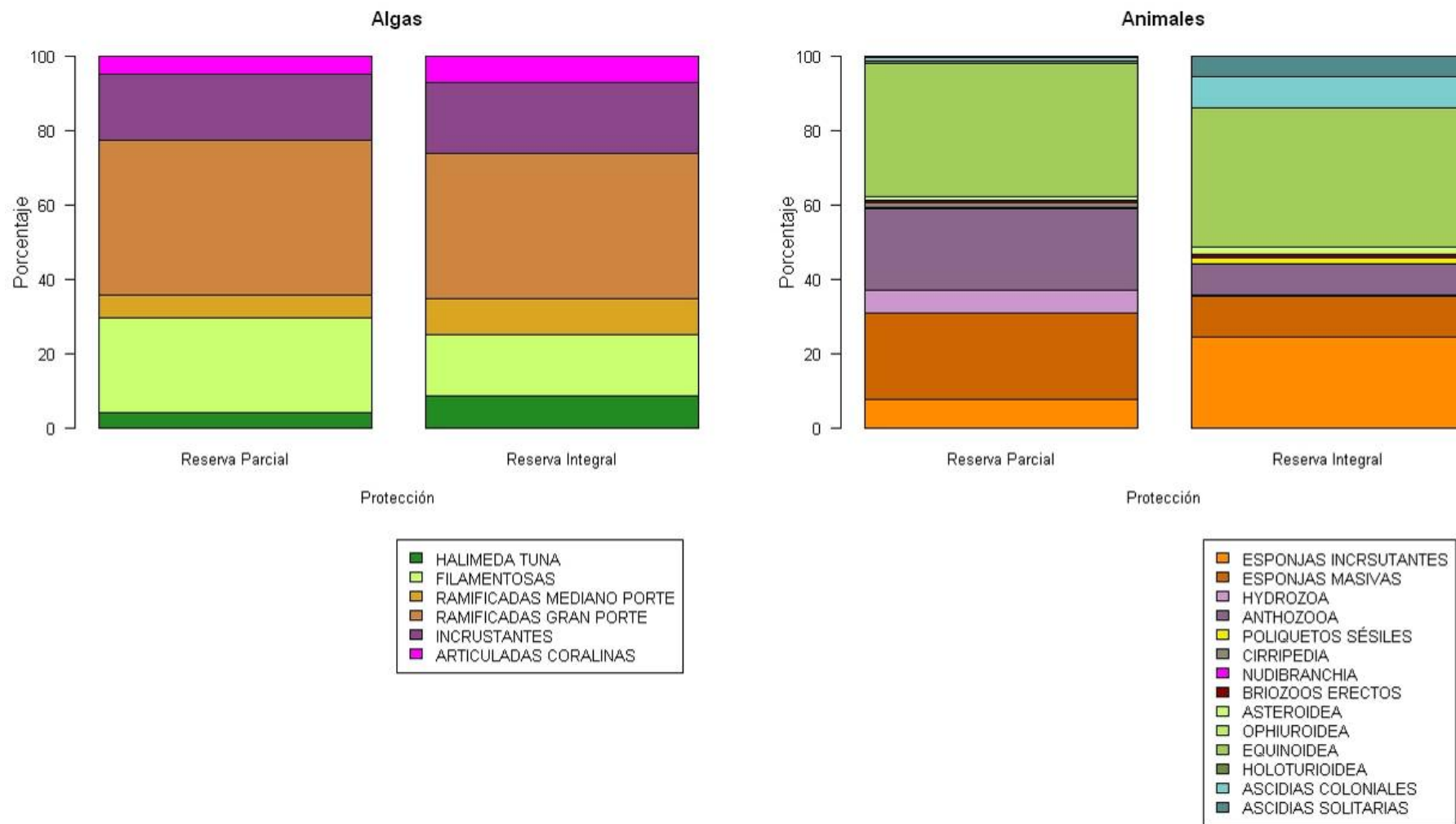


Tabla 4.1 Abundancia de grupos funcionales de algas y grupos zoológicos de animales. (A: abundancia, M: media; DS: desviación estándar) y subtotal por zona de protección (reserva parcial, reserva integral).

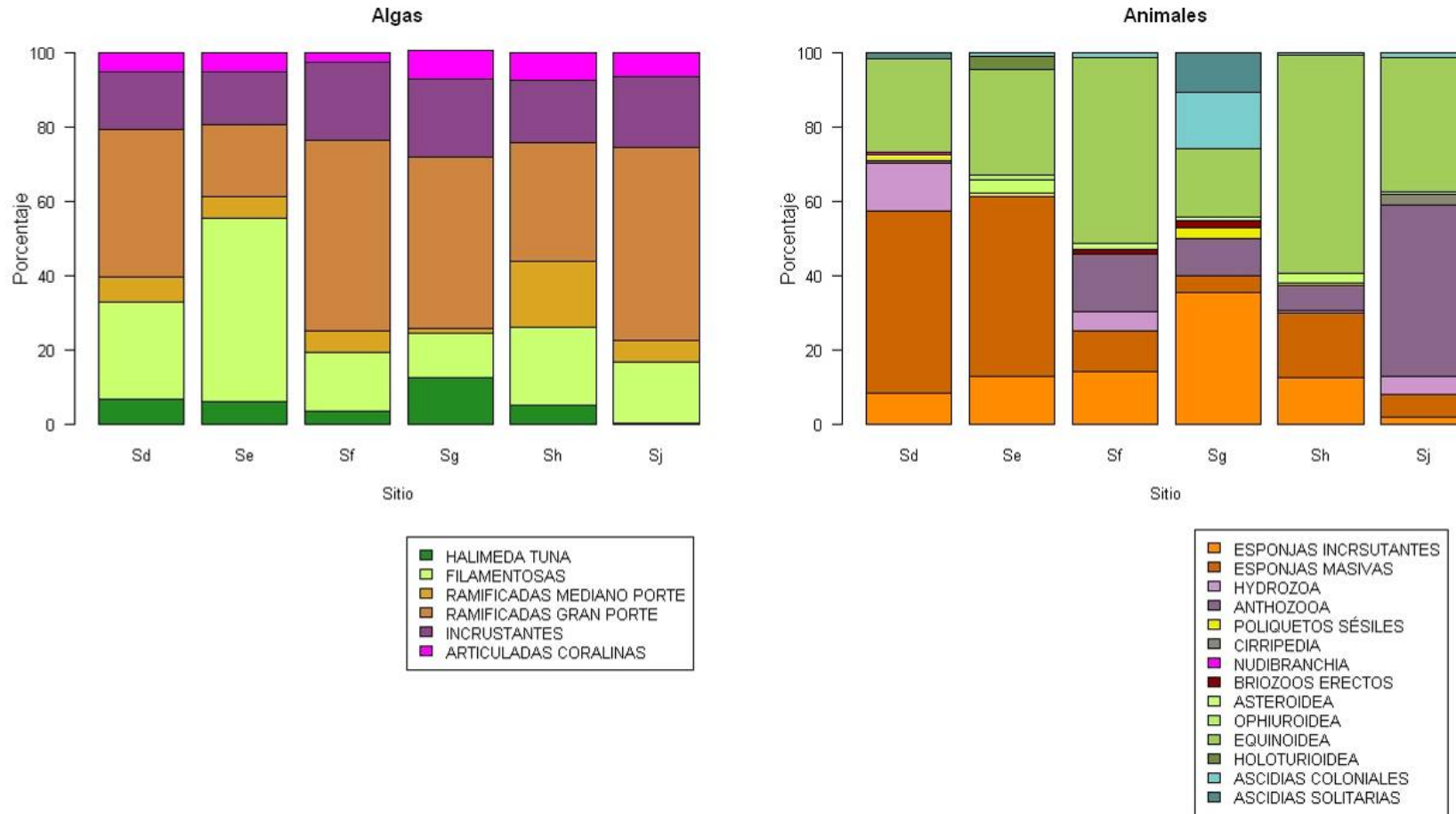
Protección Sitio	RESERVA PARCIAL												RESERVA INTEGRAL											
	Sd			Se			Sf			Sj			SUBTOTAL			Sg			Sh			SUBTOTAL		
Num. imágenes	40			28			34			40			142			40			40			80		
Total puntos identificados	2000			1400			1700			2000			7100			2000			2000			4000		
Índice de Shannon-Weaver	1.77			1.71			1.66			1.67			1.77			1.78			1.90			1.90		
Superficie total (m ²)	14			9.8			11.9			14			49.7			14			14			28		
ALGAS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS
HALIMEDA TUNA	122	3.05	3.79	76	2.71	2.57	54	1.59	3.69	3	0.08	0.35	255	1.80	3.15	222	5.55	4.80	89	2.23	1.72	311	3.89	3.96
FILAMENTOSAS	473	11.83	7.74	608	21.71	8.29	234	6.88	6.11	276	6.90	6.17	1591	11.20	8.99	213	5.33	3.42	379	9.48	5.91	592	7.40	5.24
RAMIFICADAS MEDIANAS	120	3.00	2.58	73	2.61	2.36	89	2.62	2.89	94	2.35	2.05	376	2.65	2.47	23	0.58	1.08	322	8.05	5.81	345	4.31	5.60
RAMIFICADAS GRANDES	720	18.00	11.55	240	8.57	6.27	770	22.65	12.49	864	21.60	16.35	2594	18.27	13.47	823	20.58	9.33	579	14.48	7.85	1402	17.53	9.10
INCRUSTANTES	276	6.90	4.31	175	6.25	4.49	314	9.24	6.78	321	8.03	8.26	1086	7.65	6.31	379	9.48	7.17	302	7.55	4.75	681	8.51	6.12
ARTICULADAS CORALINAS	97	2.43	3.45	65	2.32	3.35	42	1.24	1.65	107	2.68	3.04	311	2.19	2.99	126	3.15	2.60	136	3.40	3.14	262	3.28	2.87
ANIMALES																								
ESPONJAS INCRUSTANTES	11	0.28	0.96	11	0.39	0.69	19	0.56	1.08	4	0.10	0.30	45	0.32	0.82	60	1.50	1.80	19	0.48	1.09	79	0.99	1.56
ESPONJAS MASIVAS	64	1.60	1.61	41	1.46	1.69	15	0.44	1.33	14	0.35	1.08	134	0.94	1.53	8	0.20	0.56	27	0.68	1.37	35	0.44	1.07
HYDROZOA	17	0.43	1.36				7	0.21	0.48	11	0.28	0.91	35	0.25	0.90				1	0.03	0.16	1	0.01	0.11
ANTHOZOA	1	0.03	0.16				21	0.62	1.33	104	2.60	4.39	126	0.89	2.64	17	0.43	1.71	10	0.25	0.78	27	0.34	1.32
POLIQUETOS SÉSILES					0.04	0.19								0.02	0.14	5	0.13	0.40	1	0.03	0.16	6	0.08	0.31
CIRRIPIEDIA										7	0.18	0.96	7	0.05	0.51									
NUDIBRANCHIA	1	0.03	0.16										1	0.01	0.08									
BRIOZOOS ERECTOS							2	0.06	0.34				2	0.01	0.17	3	0.08	0.35				3	0.04	0.25
ASTEROIDEA				3	0.11	0.57	2	0.06	0.24	1	0.03	0.16	6	0.04	0.29	2	0.05	0.32	4	0.10	0.63	6	0.08	0.50
OFIUROIDEA				1	0.04	0.19							1	0.01	0.08									
ECHINOIDEA	33	0.83	1.20	24	0.86	1.78	68	2.00	1.94	82	2.05	2.31	207	1.46	1.93	31	0.78	1.14	90	2.25	2.30	121	1.51	1.95
HOLOTURIOIDEA				3	0.11	0.42							3	0.02	0.19									
ASCIDIAS COLONIALES				1	0.04	0.19	2	0.06	0.24	3	0.08	0.35	6	0.04	0.01	26	0.65	1.27	1	0.03	0.16	27	0.34	0.95
ASCIDIAS SOLITARIAS	2	0.05	0.22										2	0.23	0.12	18	0.45	0.78				18	0.23	0.59
SUSTRATO																								
Arena				2	0.07	0.26							2	0.01	0.12									
Grieta				5	0.18	0.61				2	0.05	0.22	7	0.05	0.30									
Roca	12	0.30	0.65	19	0.68	1.63	34	1.00	1.95	92	2.30	5.44	157	1.11	3.22	15	0.38	0.84	15	0.38	0.59	30	0.38	0.72
OTROS																								
Sombra	46	1.15	1.29	41	1.46	1.62	21	0.62	0.92	15	0.38	0.84	123	0.87	1.24	25	0.63	1.15	20	0.50	1.01	45	0.56	1.08
No identificado	3	0.08	0.27	11	0.39	0.74	6	0.18	0.46				20	0.14	0.44	4	0.10	0.50	5	0.13	0.33	9	0.11	0.42



Tabla 4.2 Abundancia de especies de algas y animales por sitio (A: abundancia, M: media; DS: desviación estándar) y subtotal por zona de protección (reserva parcial, reserva integral).

Especie	Protección	RESERVA PARCIAL												RESERVA INTEGRAL											
		Sd			Se			Sf			Sj			SUBTOTAL			Sg			Sh			SUBTOTAL		
Grupo	Sitio	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS	A	M	DS
	Num. imágenes	40			28			34			40			142			40			40			80		
	Total puntos identificados	2000			1400			1700			2000			7100			2000			2000			4000		
	Índice de Shannon-Weaver	1.77			1.71			1.66			1.67			2.21			1.78			1.90			2.28		
	Superficie total (m ²)	14			9.8			11.9			14			49.7			14			14			28		
ALGAS																									
<i>Halimeda tuna</i>	HALIMEDA TUNA	122	3.05	3.79	76	2.71	2.57	54	1.59	3.69	3	0.08	0.35	255	1.80	3.15	222	5.55	4.80	89	2.23	1.72	311	3.89	3.96
Filamentosa indet.	FILAMENTOSAS	473	11.83	7.74	608	21.71	8.29	234	6.88	6.11	276	6.90	6.17	1591	11.20	8.99	213	5.33	3.42	379	9.48	5.91	592	7.40	5.24
Ramificada mediana indet.	RAMIFICADAS MEDIANAS	115	2.88	2.64	69	2.46	2.22	67	1.97	2.26	84	2.10	1.96	335	2.36	2.30	16	0.40	0.90	287	7.18	5.79	303	3.79	5.35
<i>Dictyota</i> sp.	RAMIFICADAS MEDIANAS	5	0.13	0.40	4	0.14	0.45	11	0.32	0.98	6	0.15	0.58	26	0.18	0.64	6	0.15	0.48	32	0.80	1.30	38	0.48	1.03
<i>Falkenbergia rufolanosa</i>	RAMIFICADAS MEDIANAS							11	0.32	0.91	4	0.10	0.44	15	0.11	0.52	1	0.03	0.16	3	0.08	0.47	4	0.05	0.35
<i>Dictyopteris</i> sp.	RAMIFICADAS GRANDES	203	5.08	7.26	24	0.86	1.46	157	4.62	5.02	302	7.55	10.58	686	4.83	7.55	117	2.93	3.02	22	0.55	1.20	139	1.74	2.58
<i>Padina pavonica</i>	RAMIFICADAS GRANDES	28	0.70	1.40	46	1.64	1.89	91	2.68	4.73	147	3.68	4.76	312	2.20	3.76	18	0.45	1.77	149	3.73	5.14	167	2.09	4.16
Ramificada grande indet.	RAMIFICADAS GRANDES	489	12.23	8.05	170	6.07	6.08	516	15.18	11.48	414	10.35	12.92	1589	11.19	10.56	615	15.38	9.00	407	10.18	8.87	1022	12.78	9.26
<i>Udotea petiolata</i>	RAMIFICADAS GRANDES							6	0.18	0.58	1	0.03	0.16	7	0.05	0.30	73	1.83	2.33	1	0.03	0.16	74	0.93	1.87
Incrustante indet.	INCRUSTANTES	198	4.95	3.42	152	5.43	4.37	253	7.44	6.51	315	7.88	8.30	918	6.46	6.13	332	8.30	5.77	300	7.50	4.72	632	7.90	5.25
<i>Lithophyllum</i> sp.	INCRUSTANTES																12	0.30	1.90				12	0.15	1.34
<i>Mesophyllum</i> sp.	INCRUSTANTES										1	0.03	0.16	1	0.01	0.08	4	0.10	0.50				4	0.05	0.35
<i>Peyssonnelia</i> sp.	INCRUSTANTES	78	1.95	2.39	23	0.82	1.47	61	1.79	2.98	5	0.13	0.40	167	1.18	2.17	31	0.78	1.46	2	0.05	0.22	33	0.41	1.10
Articulada indet.	ARTICULADAS CORALINAS	97	2.43	3.45	65	2.32	3.35	42	1.24	1.65	107	2.68	3.04	311	2.19	2.99	126	3.15	2.60	136	3.40	3.14	262	3.28	2.87
ANIMALES																									
Esponja incrustante indet.	ESPONJAS INCRUSTANTES	11	0.28	0.96	11	0.39	0.69	19	0.56	1.08	4	0.10	0.30	45	0.32	0.82	60	1.50	1.80	19	0.48	1.09	79	0.99	1.56
<i>Ircinia</i> spp.	ESPONJAS MASIVAS	39	0.98	1.46	18	0.64	1.39	5	0.15	0.86	2	0.05	0.32	64	0.45	1.15				21	0.53	1.32	21	0.26	0.96
Esponja masiva indet.	ESPONJAS MASIVAS	25	0.63	1.00	23	0.82	1.31	10	0.29	0.72	12	0.30	1.04	70	0.49	1.04	8	0.20	0.56	6	0.15	0.43	14	0.18	0.50
<i>Hydrozoa</i>	HYDROZOA	17	0.43	1.36				7	0.21	0.48	11	0.28	0.91	35	0.25	0.90				1	0.03	0.16	1	0.01	0.11
<i>Aiptasia mutabilis</i>	ANTHOZOA	1	0.03	0.16										1	0.01	0.08									
<i>Cladocora caespitosa</i>	ANTHOZOA							21	0.62	1.33	104	2.60	4.39	125	0.88	2.64	17	0.43	1.71	10	0.25	0.78	27	0.34	1.32
Poliqueto tubicola indet.	POLIQUETOS SÉSILES	2	0.05	0.22	1	0.04	0.19							3	0.02	0.14	5	0.13	0.40	1	0.03	0.16	6	0.08	0.31
<i>Cirripedia</i>	CIRRIPIEDIA										7	0.18	0.96	7	0.05	0.51									
<i>Cratena peregrina</i>	NUDIBRANCHIA	1	0.03	0.16										1	0.01	0.08									
<i>Myriapora truncata</i>	BRIOZOOS ERECTOS							2	0.06	0.34				2	0.01	0.17	3	0.08	0.35				3	0.04	0.25
<i>Echinaster sepositus</i>	ASTEROIDEA							1	0.03	0.17	1	0.03	0.16	2	0.01	0.12									
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	ASTEROIDEA				3	0.11	0.57	1	0.03	0.17				4	0.03	0.26	2	0.05	0.32	4	0.10	0.63	6	0.08	0.50
<i>Ophiuroidea</i>	OPHIUROIDEA				1	0.04	0.19	0						1	0.01	0.08									
<i>Arbacia lixula</i>	EQUINOIDEA	3	0.08	0.27				4	0.12	0.48	5	0.13	0.65	12	0.08	0.44				2	0.05	0.22	2	0.03	0.16
<i>Echinus acutus</i>	EQUINOIDEA										1	0.03	0.16	1	0.01	0.08									
<i>Paracentrotus lividus</i>	EQUINOIDEA	15	0.38	0.81	16	0.57	1.75	37	1.09	1.29	34	0.85	1.73	102	0.72	1.44	11	0.28	0.72	54	1.35	2.03	65	0.81	1.61
<i>Echinoidea</i>	EQUINOIDEA	15	0.38	0.77	8	0.29	0.60	27	0.79	1.39	42	1.05	1.52	92	0.65	1.19	20	0.50	0.99	34	0.85	1.39	54	0.68	1.21
<i>Holoturioidea</i>	HOLOTURIOIDEA				3	0.11	0.42							3	0.02	0.19									
<i>Pseudodistoma crucigaster</i>	ASCIDIAS COLONIALES				1	0.04	0.19	2	0.06	0.24	3	0.08	0.35	6	0.04	0.23	26	0.65	1.27	1	0.03	0.16	27	0.34	0.95
Ascidia solitaria indet.	ASCIDIAS SOLITARIAS	1	0.03	0.16										1	0.01	0.08									
<i>Clavelina dellavallei</i>	ASCIDIAS SOLITARIAS	1	0.03	0.16										1	0.01	0.08	5	0.13	0.40				5	0.06	0.29
<i>Clavelina nana</i>	ASCIDIAS SOLITARIAS																11	0.28	0.72				11	0.14	0.52
<i>Clavelina</i> spp.	ASCIDIAS SOLITARIAS																2	0.05	0.22				2	0.03	0.16

Figura 4.12 Porcentaje de grupos funcionales de algas y animales agrupados por los niveles del factor Sitio (Sd: Piles I; Se: Piles II; Sf: Bajo de Dentro; Sh: la Hormiga; Sg: el Hormigón; Sj: Bajo de Fuera).



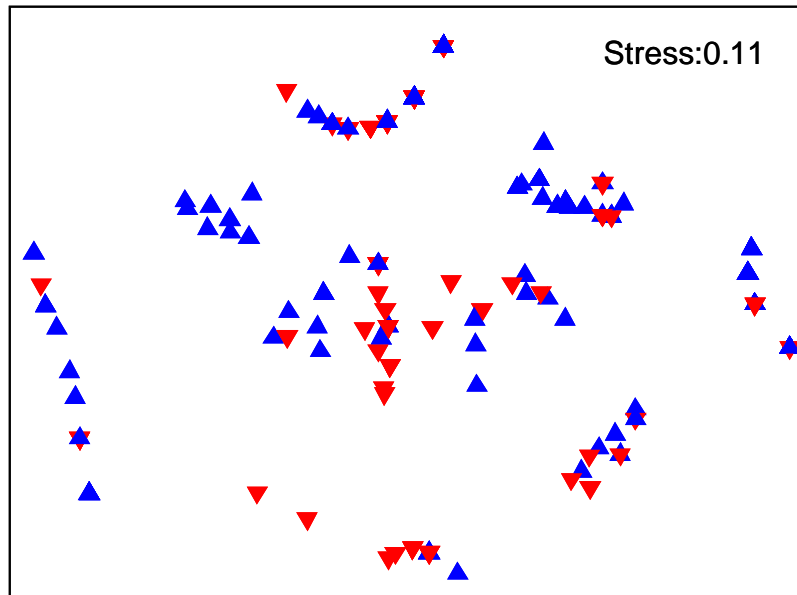


Figura 4.13 Diagrama de ordenación del MDS realizado sobre los datos de abundancia de fauna por réplicas (rojo: reserva integral; azul: reserva parcial).

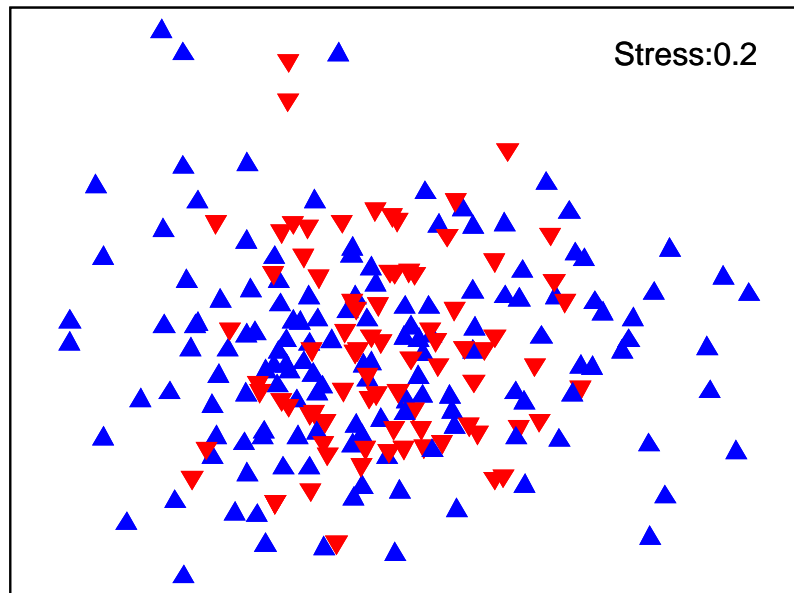


Figura 4.14 Diagrama de ordenación del MDS realizado sobre los datos de abundancia de macroalgas por réplicas (rojo: reserva integral; azul: reserva parcial).

Sin embargo, el análisis PERMANOVA encontró diferencias significativas en cuanto a la composición de especies entre los distintos sitios dentro de un mismo nivel de protección (Tabla 4.3). En el MDS (Fig. 4.15 y 4.16) se representan bidimensionalmente estos resultados, situándose los puntos de algunos de los sitios más próximos entre sí y diferenciándose del resto. El test PAIR-WISE, que compara dos a dos los niveles del factor Sitio, muestra cuáles son los niveles entre los cuáles existen diferencias en base a la composición de especies epibentónicas (Tabla 4.4).

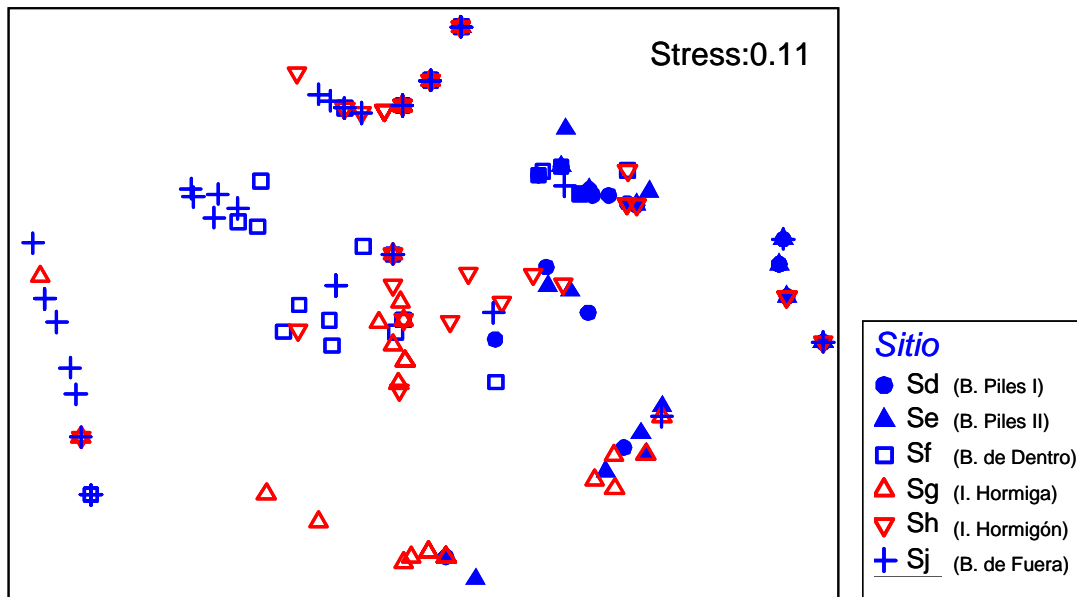


Figura 4.15 Diagrama de ordenación del MDS realizado sobre los datos de abundancia de fauna por réplicas, distinguiéndose entre sitios (rojo: reserva integral; azul: reserva parcial).

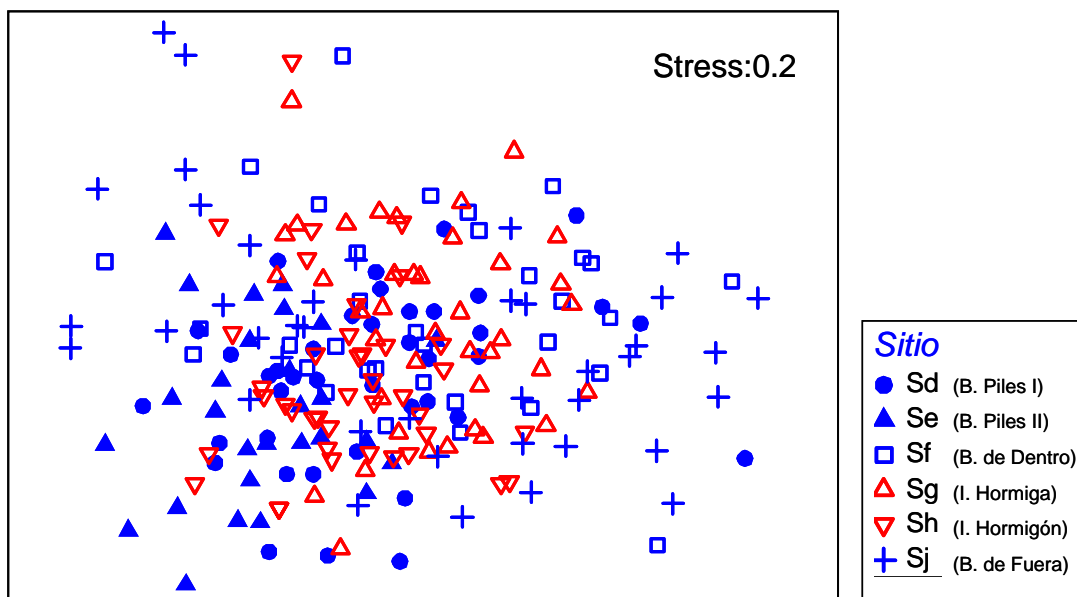


Figura 4.16 Diagrama de ordenación del MDS realizado sobre los datos de abundancia de macroalgas por réplicas, distinguiéndose entre sitios (rojo: reserva integral; azul: reserva parcial).



Tabla 4.4 Resultados del test PAIR-WISE. Comparación dos a dos de los distintos niveles del factor Sitio, donde t: estadístico de contraste; P(perm): p-valor; perms: permutaciones. En rojo se muestran las diferencias estadísticamente significativas.

	Sitio	t	P(perm)	perms
Animales	Sd, Se	1.1212	0.2934	9960
	Sd, Sf	4.6999	0.0001	9968
	Sd, Sj	4.5198	0.0001	9951
	Se, Sf	3.6368	0.0001	9959
	Se, Sj	3.7751	0.0001	9961
	Sf, Sj	1.6271	0.0704	9955
	Sg, Sh	3.3595	0.0002	9972
Algas	Sd, Se	2.8823	0.0001	9962
	Sd, Sf	2.228	0.0036	9953
	Sd, Sj	2.4651	0.0021	9954
	Se, Sf	4.4436	0.0001	9961
	Se, Sj	4.0795	0.0001	9951
	Sf, Sj	1.2853	0.1866	9965
	Sg, Sh	4.6337	0.0001	9944

Se empleó el análisis SIMPER para conocer el grado de diferencia entre los sitios e identificar cuáles son las especies que contribuyen en mayor medida a generar esta disimilitud (Tabla 4.5). Las mayores diferencias en cuanto a la composición de la comunidad epibentónica se encontraron entre los bajos de Piles I y Piles II con el bajo de Fuera, con más de un 85% de disimilitud en los dos casos. Las principales diferencias fueron debidas a que en los bajos de Piles I y II hubo mayor abundancia de esponjas, tanto masivas como incrustantes, mientras que en el bajo de Fuera se encontró el coral *C. caespitosa*, ausente en los anteriores, y una mayor abundancia de erizos. El bajo de Dentro se diferenció, aunque en menor medida, de los bajos de Piles I y II (en torno a un 67%) debido a que presentó valores más elevados de esponjas incrustantes y antozoos. Dentro de la reserva integral, Hormiga y Hormigón cuentan con un valor de disimilitud bastante elevado (76.88%). La diferencia más notable entre estos dos sitios es que en el Hormigón fueron más abundantes las esponjas incrustantes y *C. caespitosa*, mientras que en la Hormiga dominaron las esponjas masivas y los erizos (Figura 4.12).

Respecto a la composición de grupos funcionales de algas, los sitios son más homogéneos, de manera que no se encontraron diferencias tan elevadas como en las comunidades animales, siendo todas inferiores al 41%. La diferencia más notable se encontró entre el bajo Piles II y el bajo de Fuera, con un 40.27% de disimilitud. Esta diferencia fue debida principalmente a que en el bajo de Fuera la comunidad presenta una mayor abundancia de algas ramificadas de gran porte, algas incrustantes y algas articuladas coralinas, mientras que en el bajo de Piles II las algas filamentosas y el alga

Halimeda tuna presentan valores más elevados de cobertura. Entre el resto de sitios de la reserva parcial las diferencias fueron menores. Cabe destacar que en el bajo de Dentro domina una comunidad de algas de gran porte y algas incrustantes, mientras que en los bajos de Piles (I y II) abundan las algas filamentosas, algas ramificadas de mediano porte y coralinas. Dentro de la reserva integral no se encontraron diferencias en la comunidad vegetal, en ambos sitios dominan las algas ramificadas de gran porte, seguidas de las algas filamentosas y las incrustantes (Tabla 4.6, Figura 4.12).

Tabla 4.5 Resultados del análisis SIMPER. Se representa la abundancia media de los taxones de fauna epibentónica por sitio y el porcentaje de disimilitud (rojo: porcentaje total de disimilitud entre sitios; negro la contribución individual de cada uno de los grupos).

Especies	Abundancia Media		% Disimil.
	Sd	Sf	
			66.98
Massive sponge	1.29	0.34	36.48
<i>Echinoidea</i>	1.75	1.49	32.70
Incrusted sponge	0.21	0.51	15.92
Anthozoa	0.03	0.52	14.91
	Sd	Sj	85.84
<i>Cladocora caespitosa</i>	0.00	1.10	22.74
Massive sponge	0.70	0.19	18.69
<i>Echinoidea</i>	0.36	0.72	17.52
<i>Ircinia spp.</i>	0.75	0.04	17.36
<i>Paracentrotus lividus</i>	0.44	0.55	16.75
	Se	Sf	67.54
<i>Echinoidea</i>	0.66	1.49	35.12
Massive sponge	1.09	0.34	31.50
Incrusted sponge	0.40	0.51	18.36
Anthozoa	0.00	0.52	15.01
	Se	Sj	85.71
<i>Cladocora caespitosa</i>	0.00	1.10	25.15
<i>Echinoidea</i>	0.32	0.72	19.83
Massive sponge	0.56	0.19	17.25
<i>Paracentrotus lividus</i>	0.24	0.55	16.49
Incrusted sponge	0.42	0.11	12.03
	Sg	Sh	76.88
Incrusted sponge	1.14	0.40	27.86
<i>Paracentrotus lividus</i>	0.27	0.97	23.96
<i>Echinoidea</i>	0.46	0.66	20.72
<i>Ircinia spp.</i>	0.00	0.39	9.83
<i>Cladocora caespitosa</i>	0.25	0.19	9.53



Tabla 4.6 Resultados del análisis SIMPER. Se representa la abundancia media de los grupos funcionales de algas por sitio y el porcentaje de disimilitud (rojo: porcentaje total de disimilitud entre sitios; negro la contribución de cada uno de los grupos).

Especies	Abundancia Media		% Disimil.
	Sd	Se	
			29.76
Thin Tubular Sheet-like	3.99	2.74	22.94
Filamentous algae	3.18	4.58	21.60
Articulated coralline	1.03	1.12	15.08
Encrusting algae	2.42	2.31	14.30
<i>Halimeda tuna</i>	1.38	1.35	14.24
Coarsely branched	1.53	1.38	11.84
	Sd	Sf	32.54
Thin Tubular Sheet-like	3.99	4.49	21.50
Filamentous algae	3.18	2.22	21.24
<i>Halimeda tuna</i>	1.38	0.66	15.62
Encrusting algae	2.42	2.82	15.16
Coarsely branched	1.53	1.23	13.45
Articulated coralline	1.03	0.81	13.04
	Sd	Sj	36.88
Coarsely branched	0.40	2.57	27.03
Thin Tubular Sheet-like	4.41	3.66	16.31
<i>Halimeda tuna</i>	2.03	1.29	15.46
Filamentous algae	2.15	2.91	14.63
Encrusting algae	2.87	2.59	14.14
Articulated coralline	1.54	1.59	12.42
	Se	Sf	36.71
Filamentous algae	4.58	2.22	26.82
Thin Tubular Sheet-like	2.74	4.49	23.88
Encrusting algae	2.31	2.82	13.51
<i>Halimeda tuna</i>	1.35	0.66	13.50
Coarsely branched	1.38	1.23	11.72
Articulated coralline	1.12	0.81	10.58
	Se	Sj	40.27
Filamentous algae	4.58	2.26	25.16
Thin Tubular Sheet-like	2.74	4.08	25.00
Encrusting algae	2.31	2.38	15.20
<i>Halimeda tuna</i>	1.35	0.06	13.18
Articulated coralline	1.12	1.24	11.79

4.4.3 Curvas de acumulación de especies

La pendiente de las curvas de acumulación de especies aumenta de una manera proporcional al tamaño muestral. Al principio se recolectan sobre todo especies comunes por lo que la adición de especies al inventario se produce rápidamente y la pendiente de la curva comienza siendo elevada. A medida que aumenta el número de muestras son las especies raras las que hacen crecer el inventario, por lo que la pendiente de la curva desciende. El momento en el que la pendiente desciende a cero se corresponde, teóricamente, con el número total de especies que podemos encontrar en la zona estudiada (Fig. 4.17).

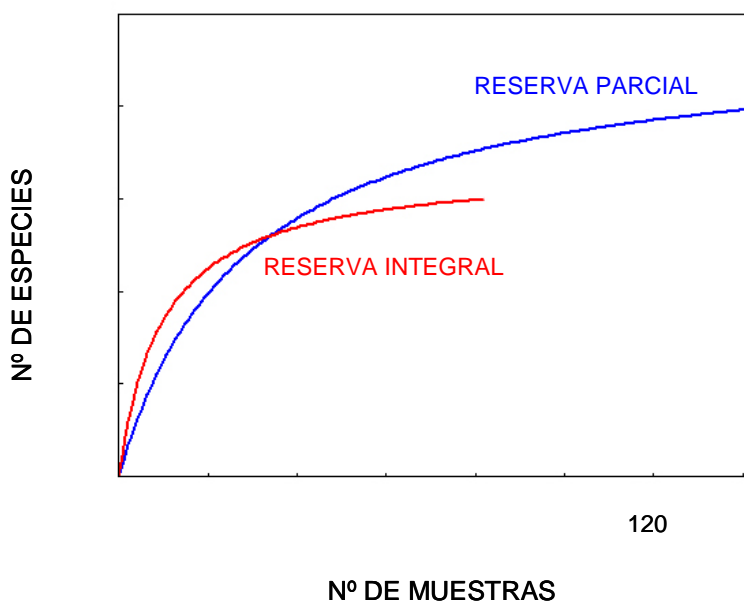


Figura 4.17 Curvas de acumulación de especies de fauna.

En base a los resultados obtenidos con las curvas de acumulación de especies cabe esperar mayor número de especies en la reserva parcial que en la reserva integral. Aunque en ninguna de las zonas estudiadas se llegó a alcanzar la asíntota, el valor de pendiente de la curva es menor en la reserva integral (Tabla 4.7). Este valor de pendiente parece indicar que, con el esfuerzo de muestreo realizado, el inventario es más completo en la reserva integral que en la reserva parcial. Por lo tanto, sería necesario realizar un mayor esfuerzo de muestreo en la reserva parcial, donde posiblemente, debido a su mayor extensión y moderado grado de perturbación, exista una mayor diversidad de ambientes y especies. Estos resultados sugieren que el esfuerzo de muestreo está relacionado con la heterogeneidad del hábitat, lo cual indica que el diseño del muestreo fue adecuado, proporcional al tamaño de las zonas, con 142 imágenes en la reserva parcial y 80 en la reserva integral.



Tabla 4.7 Valor de la pendiente al final de la curva de acumulación de especies por área. Donde a: es la tasa de incremento de nuevas especies; b: es la pendiente de la recta tangente a la curva en ese punto; R^2 : ajuste a la función; n: el número de unidades de esfuerzo de muestreo realizado (en este caso imágenes).

Área	a	b	R^2	n	Pendiente
RP	0.847640	0.035650	0.980040	142	0.289
RI	1.710395	0.101915	0.998790	80	0.185

Se ha registrado en promedio un 88.8%, de la fauna esperada, un 89.4% en la reserva integral y un 88.3% en la reserva parcial. Si nos planteásemos como objetivo registrar el 95% de la fauna esperada en cada una de las zonas, sería necesario realizar 106 imágenes más en la reserva integral y 391 en la reserva parcial (Tabla 4.8).

Tabla 4.8 Esfuerzo de muestreo necesario para obtener un inventario biológico que registre el 95% de especies esperadas para cada área. Se presentan también el porcentaje de especies observado y esperado para cada zona. Donde b: es la pendiente de la recta tangente a la curva en ese punto; n: es el número de unidades de esfuerzo de muestreo realizado; $N(0.95)$: unidades de muestreo necesarias para conseguir un inventario del 95% de fauna. $N(0.95)-n$: unidades de muestreo que faltan para completar el inventario.

Área	b	% Observado	% Esperado	n	$N(0.95)$	$N(0.95)-n$
RP	0.035650	88.32	0.95	142	532.96	390.96
RI	0.101915	89.38	0.95	80	186.43	106.43

4.5 Discusión

A lo largo de los 8 años que se lleva estudiando el impacto del buceo recreativo sobre las especies epibentónicas de los fondos de la reserva parcial hemos encontrado evidencias débiles de dicho impacto. Entre los cambios detectados en estudios anteriores destacan en 2007 la disminución de la cobertura vegetal y el aumento de la proporción de fondo desprovisto de vegetación en la reserva parcial en comparación con la reserva integral. Durante este último año de estudio se han mantenido en general las evidencias observadas en años anteriores.

De este modo, se ha observado una mayor abundancia de esponjas incrustantes (p. ej. *Hymeniacidon sanguinea*, *Dysidea fragilis*) en la reserva integral, lo cual coincide con observaciones anteriores y está en consonancia con su morfología más frágil y vulnerable, mientras que las esponjas masivas (más compactas, carnosas y probablemente resistentes al rozamiento de los buceadores) resultaron más abundantes en la reserva parcial (aunque esta diferencia no fuera estadísticamente significativa). Igualmente se ha observado una mayor abundancia de falso coral *Myriapora truncata* (Fig. 4.7), la ascidia solitaria *Clavellina dellavallei* (Fig. 4.8) y la ascidia colonial *Pseudodistoma crucigaster* en la reserva integral. Estas especies constituyen indicadores ideales de alerta temprana que podrían emplearse para monitorizar el posible efecto a largo plazo del buceo recreativo.

Por otra parte, y a diferencia de otros años, este año no se observaron diferencias significativas en la densidad de erizos entre la reserva parcial y la integral. Esto ha podido ser debido a que, efectivamente, la densidad de erizos ha disminuido en la reserva parcial debido a factores ambientales no controlados, o bien al hecho de que las estimas fotográficas difieran de las realizadas mediante censos visuales. Se hace necesario corroborar la densidad de erizos en ambas zonas de la reserva marina, a la vez que hay que intercalibrar de modo exhaustivo ambas técnicas, y con ello asegurar la comparabilidad de ambas aproximaciones metodológicas

En lo que respecta a las algas, las de porte filamentoso resultaron más abundantes en la reserva parcialmente protegida, lo cual podría ser indicador de un menor grado de complejidad estructural en los sitios donde se realiza el buceo deportivo. Creemos que esta diferencia en la abundancia de algas filamentosas es más bien un sesgo del muestreo fotográfico realizado, pues por observaciones directas se ha comprobado que dichas algas se encuentran tapizando el sustrato rocoso de manera más o menos uniforme en ambas zonas. Lo que podría ocurrir es que la existencia de algas de gran porte ocultan la presencia de las del sustrato inferior, impidiendo que se vean en la imagen. Las algas articuladas coralinas fueron significativamente más abundantes en la reserva integral, a diferencia de lo que se ocurrió en años anteriores y al contrario de lo que cabe esperar en un área marina protegida, ya que al cesar el efecto de la pesca y producirse un incremento en las poblaciones de peces depredadores, es esperable un descenso en la densidad de erizos y por lo tanto un aumento en la densidad de algas



(Sala *et al.*, 1998), mientras que cuando abundan los erizos el sustrato ve reducida su complejidad estructural, desapareciendo las grandes algas y predominando las algas calcáreas incrustantes y las algas coralinas, al mismo tiempo que aumenta el sustrato desprovisto de vegetación (Jackson, 2001). Por tanto, la señal proporcionada por este grupo funcional no es demasiado fuerte, y habrá de ser corroborada en sucesivos estudios.

Se constata que la reserva integral, a pesar de tener un menor número de especies, cuenta con una comunidad faunística epibentónica más heterogénea y diversa que la reserva parcial y con comunidades algales de mayor complejidad estructural. Estas evidencias podrían ser síntoma de que la reserva integral, gracias a su protección total, sigue evolucionando hacia un estado de mayor madurez sucesional, diferenciándose cada vez más del resto de la reserva. Otra posible explicación podría ser que la reserva integral se mantenga estable y sean los ecosistemas de la reserva parcial los que se sigan degradando debido al impacto que pueda ejercer sobre ellos alguna de las actividades que allí se desarrollan como el buceo recreativo o la pesca artesanal. En lo que respecta a la estructura de las comunidades faunísticas y algales, éstas no han resultado diferentes entre ambos niveles de protección, aunque los análisis multivariantes sí han evidenciado diferencias espaciales significativas a escala fina (entre sitios), poniendo de manifiesto nuevamente la heterogeneidad espacial de los ecosistemas marinos, la cual dificulta el encontrar diferencias espaciales.

Por último, las curvas de riqueza acumulada dan idea de que se espera un mayor número de especies bentónicas en la reserva parcial, quizás precisamente como un efecto de la perturbación debida al buceo, como una consecuencia de la hipótesis de la perturbación media (Connell 1978), cuestión que habría que resolver mediante las correspondientes aproximaciones experimentales.

Resulta necesario evaluar los efectos derivados de las visitas de buceadores en la reserva para establecer planes de gestión de esta actividad y tomar las medidas necesarias para minimizar o evitar dichos impactos. Numerosos investigadores apuestan por un cambio en el enfoque de la regulación de esta actividad recreativa. En lugar de controlar simplemente el número de buceadores, sería más efectivo reducir los niveles de daño sobre los organismos más afectados (Hawkins & Roberts, 1997; Zakai & Chadwick-Furman, 2002; Barker & Roberts, 2004). Di Franco *et al.* (2009) propone que todas las inmersiones comiencen en sitios de baja vulnerabilidad hasta que los buceadores alcancen la flotabilidad adecuada y un comportamiento correcto, dado que es en los primeros minutos cuando se detecta la mayor tasa de impactos y que la habilidad o capacidad del buceador muchas veces no se relaciona con su titulación o su número de inmersiones. Luna *et al.* (2009) comprobaron que los programas educativos realizados previamente a las inmersiones influyen positivamente en el comportamiento de los buceadores, reduciendo el número medio de impactos. Estos programas deben tratar aspectos como el valor ambiental del lugar, la fragilidad de las diferentes especies

que allí habitan, el daño potencial que puede causar un buceador y la manera de minimizarlo. La presencia de un guía de grupo resulta igualmente decisiva en la disminución del número de contactos, ya que su función consiste en supervisar a aquellos buceadores que tengan un comportamiento inadecuado. Por este motivo Barker & Roberts (2004) recomiendan que las inmersiones se realicen en pequeños grupos y siempre con un guía. Los programas de monitorización resultan eficaces para detectar cambios ambientales en los lugares donde se practica el submarinismo deportivo, antes de que los niveles de impacto sean irreversibles (Luna *et al.*, 2009).



5 La pesca en la reserva marina

5.1 Introducción

La flota pesquera artesanal es la flota mayoritaria en cuanto al número de embarcaciones censadas en la Región de Murcia, 171 barcos censados en 2008 (el 72,4%) con unas capturas desembarcadas declaradas de 543 toneladas (el 18%) y unos ingresos brutos de casi 3,5 millones de euros (30,6%). Al igual que en la mayoría de puertos pesqueros mediterráneos, la diversidad de embarcaciones, métodos de pesca, dinámica temporal, toma de decisiones a corto plazo, así como el conocimiento tradicional que tienen los pescadores de su actividad y las especies, hacen de ésta una flota heterogénea y compleja (Silva *et al.*, 2002; Fernández & Esteban, 2003; García-Rodríguez & Fernández, 2004; García-Rodríguez & Fernández, 2006; Piniella *et al.*, 2007) que es necesario conocer e integrar activamente en procesos participativos de gestión y ordenación de los recursos vivos marinos, ya que a pesar de los estudios que describen la pesca artesanal en el Mediterráneo, son escasos aún los que se centran en aquellas pesquerías artesanales que faenan en el entorno de un área marina protegida, donde las medidas de protección van a afectar a su actividad (Goñi *et al.*, 2006, 2008; Stelzenmüller *et al.*, 2007, 2008; Higgins *et al.*, 2008).

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 (García-Rodríguez & Fernández, 2006; García-Charton *et al.*, 2008), concomitantemente se ha demostrado la eficacia de las AMPs sobre las especies de interés pesquero, aumentado las tallas, abundancia, capturas e ingresos (García-Charton *et al.*, 2005, 2006, 2007, 2008) además de repercutir sobre la estructura de la comunidad de peces e invertebrados, restableciendo una estructura poblacional más natural.

5.2 Objetivos

En el presente informe, continuando el trabajo realizado en los años anteriores, se propone cuantificar el efecto de la protección sobre la actividad pesquera, analizando la evolución temporal de las capturas, capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) e ingresos por unidad de esfuerzo (€PUE), antes y después de la creación de la reserva marina, así como describir la distribución espacio-temporal del esfuerzo de pesca de la flota artesanal de Cabo de Palos, con el fin de mejorar la gestión de esta y futuras AMPs.

5.3 Material y métodos

5.3.1 Técnica de muestreo

Se ha realizado un trabajo de recopilación bibliográfica y obtención de datos oficiales, a partir de los registros en lonja para las embarcaciones de pesca artesanal que forman la flota de Cabo de Palos. Además, se han registrado, mediante encuestas a los patrones de las embarcaciones de Cabo de Palos, las posiciones de los artes calados, fecha, tipo de fondo, tiempo de calado y abundancia y biomasa de las especies capturadas por cada tipo de arte.

El estudio de los patrones de distribución espacial de la flota artesanal y los datos de capturas obtenidos, se han integrado en un SIG, uniendo espacialmente cada posición con un caladero, biocenosis, composición específica de la captura, esfuerzo realizado, distancia al borde de la reserva integral y al puerto, etc.

Figura 5.1 Pescador de Cabo de Palos levantando un trasmallo





5.3.2 Análisis de datos

Como en años anteriores, el efecto de la protección se ha analizado mediante regresiones lineales y análisis de la varianza, habiéndose considerado como variables dependientes el valor medio anual de la captura declarada en lonja por el conjunto de embarcaciones de Cabo de Palos, el valor medio anual de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) (siendo la unidad de esfuerzo el número máximo de embarcaciones censadas con puerto base en Cabo de Palos), y los ingresos brutos medios por unidad de esfuerzo (€PUE) a precios constantes teniendo en cuenta la inflación interanual en la Región de Murcia (datos del Instituto Nacional de Estadística). Se han excluido los registros de aquellas especies capturadas con artes de pesca no artesanales (atún, *Thunnus thynnus* Linnaeus, 1758; emperador, *Xiphias gladius* Linnaeus, 1758; gamba roja, *Aristeus antennatus* Risso, 1816; langostino, *Penaeus kerathurus* Forsskal, 1775; sardina, *Sardina pilchardus* Walbaum, 1792; alacha, *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 y moluscos con concha).

Se ha analizado la evolución espacio-temporal de las capturas dentro de la zona de reserva desde el año 2004 y se ha realizado un análisis espacial de la superficie ocupada por la flota artesanal, tanto dentro como fuera de la zona de protección, mediante SIG para determinar si ha habido variaciones en cuanto a las capturas y en el uso de los caladeros descritos en los trabajos previos.

5.4 Resultados

Si bien a lo largo del seguimiento de la actividad pesquera (realizado desde 2005), se han descrito hasta 11 métodos de pesca distintos, son 4 los que representan más de tres cuartas partes del esfuerzo total realizado (77,9%) por esta flota en el entorno de la reserva marina. Ordenados de mayor a menor esfuerzo de pesca anual medio, son: i) el trasmallo claro de roca, donde la gallineta (*Scorpaena scrofa*) y el dentón (*Dentex dentex*) componen el 11,1% y 6,7% de la captura registrada en los muestreos, respectivamente; ii) el trasmallo fino para la captura del salmonete (*Mullus surmuletus* y *Mullus barbatus*), el cual representa el 43,7% del total capturado; iii) el palangre de fondo, el dentón es la especie con valor comercial más capturada (8,4% de la captura) por este arte; y iv) la red de nailon, donde la lecha (*Seriola dumerili*) aporta el 46,3% de la biomasa descargada.

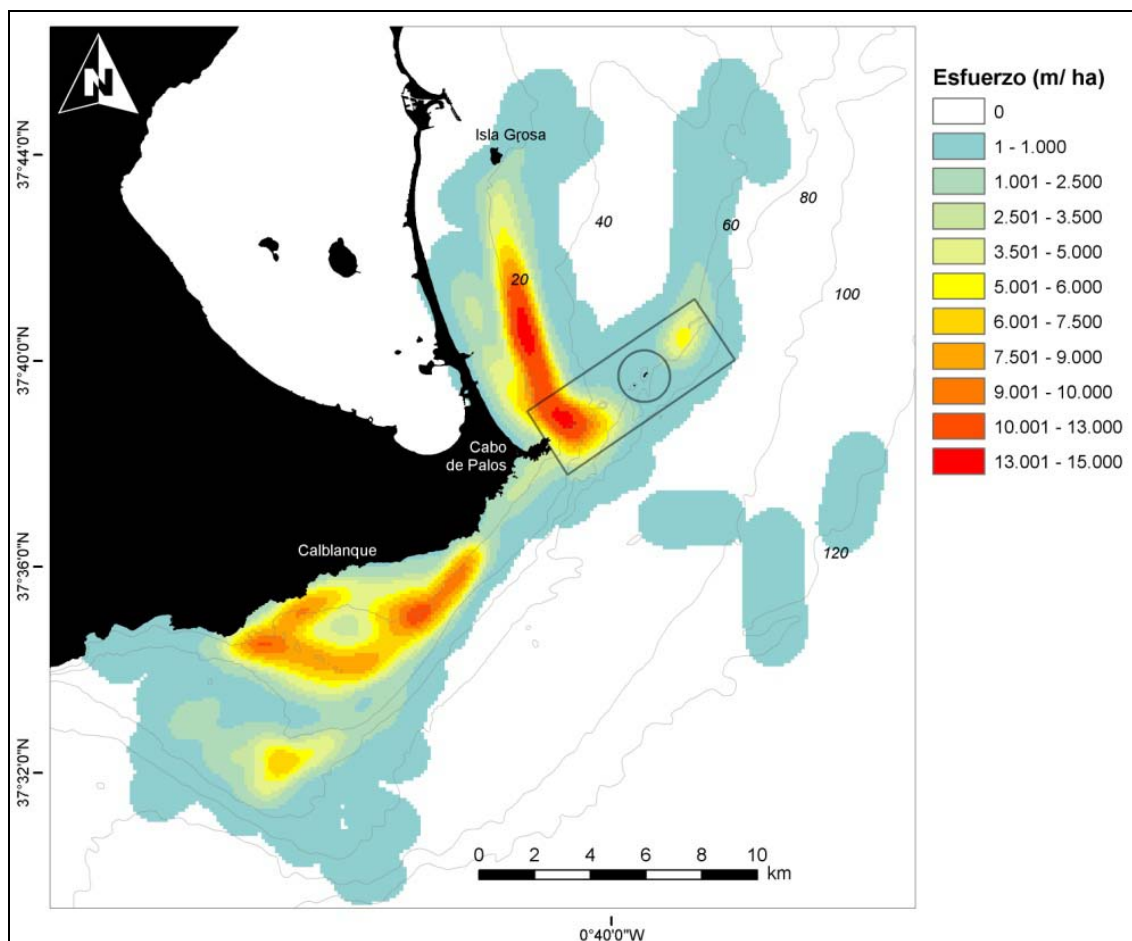


Figura 5.2 Distribución espacial del esfuerzo medio anual muestreado en la zona de estudio por el conjunto de artes mayoritarios empleados por la flota artesanal de Cabo de Palos. Se representa la densidad de metros de arte calados por hectárea.

La densidad de estos 4 artes de pesca sobre el fondo marino de la zona de estudio se superpone a una variedad de biocenosis, siendo especialmente intenso en aquellas localizadas en el tercio sur de la reserva marina (Fig. 5.2).

En esta zona se encuentran los bajos de Piles, Pajares y la Testa, junto a una comunidad circalitoral, y se interna la pradera de *Posidonia oceanica*, ocupando una pequeña superficie, pero en buen estado de salud. Exceptuando la zona de bajos, esta comunidad se extiende hacia el norte, formando mayor extensión de *Posidonia oceanica* de la Región de Murcia. El esfuerzo de pesca disminuye gradualmente al alejarse de esta área. Las otras zonas de agregación de esfuerzo son las áreas de arrecifes antiarrastre situadas enfrente de Calblanque y que rodean a la *Posidonia oceanica*.

Hemos agrupado las biocenosis en 11 tipos dominantes, que incluyen la zona de arrecifes artificiales: 1) algas fotófilas infralitorales, 2) arrecifes artificiales + algas fotófilas, 3) arrecifes artificiales + fondos detríticos, 4) arrecifes artificiales + *Posidonia oceanica*, 5) fondos blandos muy contaminados, 6) fondos de arenas finas, 7) fondos detríticos, 8) fondos rocosos, 9) pradera de *Cymodocea nodosa*, 10) pradera de *Posidonia oceanica* y 11) zona no estudiada (profundidades superiores a 50 metros). Se



ha realizado un análisis canónico para comprobar si existe una relación estadísticamente significativa entre el esfuerzo realizado por los distintos artes principales y una matriz de variables ambientales: biocenosis dominantes, profundidad media, profundidad máxima, factor protección, índice de diversidad de Shannon, distancia al centro de la reserva marina y distancia al puerto.

Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,409	0,062	0,015	0,003	1,00
Correlaciones variables pesqueras-variables ambientales	0,796	0,556	0,352	0,315	
% acumulado de la varianza de los datos de variables pesqueras	40,90	47,20	48,60	49,0	
% acumulado de la varianza de los datos de variables pesqueras-variables ambientales	83,60	96,30	99,30	100,00	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,490

Tabla 5.1 Resumen de la ordenación por análisis de redundancia (RDA) de los factores ambientales y el esfuerzo de pesca realizado por los artes principales (trasmallo claro de roca, trasmallo fino, palangre de fondo y red de nailon) de la flota artesanal de Cabo de Palos en la zona de estudio.

Al realizar el análisis de redundancias (RDA) sobre la matriz de esfuerzo pesquero, empleando la matriz de variables ambientales como explicativas, quedan definidos 4 ejes que explican el 100% de la variabilidad. Los ejes I, II y III absorben respectivamente el 83,6%, el 96,3% y el 99,3% acumulado de la relación esfuerzo-ambiente (Tabla 5.1). La suma de los valores propios canónicos explica un 49% de la variabilidad del esfuerzo de pesca realizado sobre los fondos marinos de la zona de estudio.

La ordenación de las muestras sobre los ejes canónicos (Fig. 5.3) indica que el mayor esfuerzo de pesca total (m de red calados) se asocia con un aumento de la diversidad de los fondos (H' , índice de diversidad de Shannon), donde hay una mayor proporción de fondos rocosos, arrecifes artificiales y algas fotófilas infralitorales. También presenta una correlación negativa con la distancia al puerto y a la reserva integral.

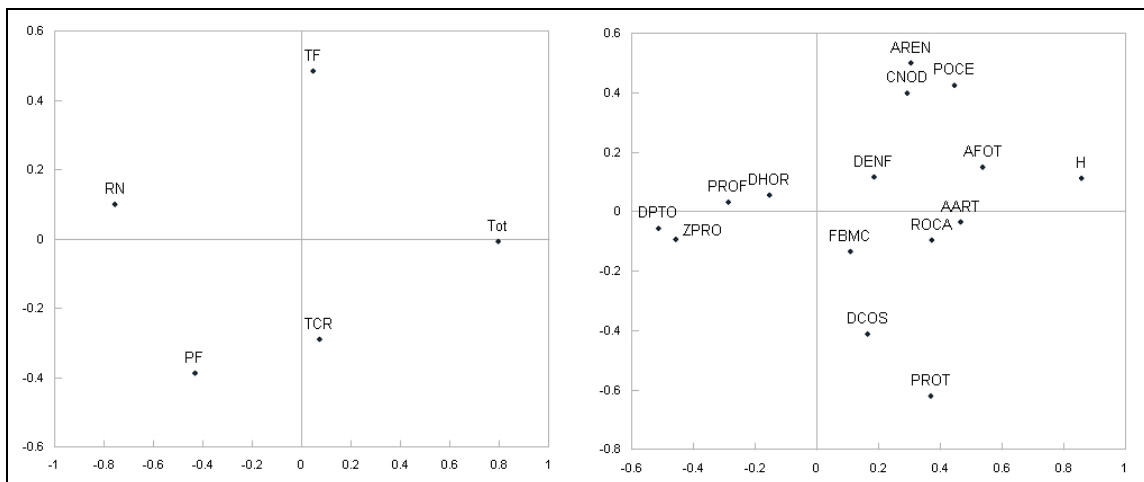


Figura 5.3 Diagrama del análisis de redundancia. Descriptores del esfuerzo de pesca artesanal: total (Tot) y para los 4 artes principales: TF, trasmallo fino; TCR, trasmallo claro de roca; PF, palangre de fondo; RN, red de nailon. Descriptores ambientales algas fotófilas infralitorales (AFOT), arrecifes artificiales (AART), Pradera de *Posidonia oceanica* (POCE), Fondos arenosos (ARE), Pradera de *Cymodocea nodosa* (CNOD), fondos detríticos costeros (DCOS) y detríticos enfangados (DENF), fondos blandos muy contaminados, (FBMC), fondos rocosos (ROCA), zona de profundidades superiores a 50 metros (ZPRO), profundidad media (PROF); profundidad máxima (PMAX), factor protección (PROT); índice de diversidad de Shannon (H), distancia al centro de la reserva marina (DHOR) y distancia al puerto (DPTO).

Las especies capturadas por estos artes e identificadas taxonómicamente se las ha clasificado en función de:

- a) La composición de su dieta:

DDG	Descripción
MCAR	Macrocarnívoros, peces que se alimentan de organismos móviles bentónicos y peces
PISC	Piscívoros estrictos. Peces que comen sólo peces.
MINV	Peces que se alimentan principalmente cangrejos, moluscos y otros invertebrados bentónicos móviles
SAND	Peces que comen principalmente invertebrados bentónicos en zonas arenoso-fangosas
DPLA	Peces que comen principalmente macro y micro-zooplancton durante el día
NPLA	Peces que comen principalmente macro y micro-zooplancton durante la noche
OMNI	Peces omnívoros que se alimentan de una variedad de organismos, incluidos los animales y material vegetal en cantidades similares
MALG	Peces herbívoros que tienden a morder algas dejando intacta la porción basal



b) Su categoría de ocupación espacial:

SO	Descripción
1	Especies pelágicas erráticas, muy móviles y gregarias
2	Especies pelágicas relativamente sedentarias
3	Especies demersales, con movimientos verticales medios
4	Especies demersales, con movimientos verticales cortos
5	Especies demersales sedentarias
6	Especies crípticas muy sedentarias

c) La longitud máxima de los individuos:

LG	Descripción
S	0 – 10 cm
MS	10 – 25cm
M	25 – 50 cm
L	>50 cm

d) El rango de profundidad en el que se distribuyen:

DG	Descripción
VS	0 – 10 m
S	10 – 25 m
M	25 – 50 m
D	50 – 100 m
VD	>100 m

e) Su categoría comercial:

Categoría	Descripción
Especies objetivo	Son objeto de una búsqueda activa por parte de los pescadores, varían entre artes y épocas; además, puede tratarse de especies capturadas en pequeñas cantidades pero con un elevado valor de mercado, o bien especies que no tienen un valor económico importante pero, que debido al volumen de las capturas, producen un beneficio.
Especies acompañantes	Especies capturadas que no son objeto de una búsqueda activa por los pescadores. A pesar de que pueden no ser muy representativas por su número o biomasa, se venden aparte debido a su alto valor económico.
Morralla	Grupo multiespecífico constituido básicamente por especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña o poco abundantes (García-Charton <i>et al.</i> , 2005, 2006,

Categoría	Descripción
	2007). Su composición fundamental está formada por rascasas (<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758; <i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810 y <i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758) de pequeño tamaño, pequeños espáridos como brecas y pageles [<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758), <i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768), <i>Pagrus Pagrus</i> (Linnaeus, 1758)], sargos [<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy St. Hilaire, 1817), <i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758), <i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)] y serránidos (<i>Serranus scriba</i> (Linnaeus, 1758), <i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)] entre otros, siendo mayor su talla en el caso del roqueo.
Descarte	Especies capturadas que se devuelven al mar. Suelen ser especies de bajo valor comercial y/o especies de cierto valor comercial pero de talla pequeña y/o inferior a la legal, poco abundantes o dañados durante el proceso de pesca. Esta fracción es poco importante en el caso de la pesca artesanal, consecuencia de la selectividad de los artes.

Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales (PCA, con PRIMER v.4) donde se agruparon a las especies en 8 grupos funcionales. En este análisis el primer eje explica 57,4% del total de la varianza y se corresponde principalmente con la composición de la dieta de los peces capturados (Halpern & Floeter, 2008), con el segundo eje se explica el 79,3% acumulado de los datos y se corresponde con la categoría de ocupación espacial (Harmelin, 1987). El resultado de los grupos se resume a continuación y se muestran las especies de cada uno de ellos en la Tabla 5.2.

- G1: Macrocarnívoros sedentarios de gran tamaño (>50 cm), que viven en áreas profundas asociadas a zonas rocosas y cuevas, presentan un comportamiento territorial y preferiblemente solitario.
- G2: Macrocarnívoros demersales, que pueden alcanzar grandes tallas, se encuentran en profundidades medias y grandes, son capturados normalmente en fondos detríticos, no son especies objetivo para estos artes, pero son apreciadas por su elevado valor económico.
- G3: Macrocarnívoros pelágicos costeros, de gran tamaño, cubren un amplio rango de profundidades, comportamiento gregario y de elevada movilidad. Tienen un gran interés comercial.
- G4: Especies de hábitos sedentarios y tamaño medio que se alimentan de invertebrados bentónicos móviles (principalmente cangrejos, moluscos, etc.) con 2 excepciones piscívoras (*Synodus saurus* y *Uranoscopus scaber*). Se encuentran en un gran rango de profundidades.



- G5: Especies demersales de tamaño mediano, con pequeños desplazamientos verticales en la columna de agua, cuya alimentación se compone principalmente de invertebrados bentónicos móviles en áreas adyacentes a zonas arenosas. Incluye a los salmonetes (*Mullus* spp.) que poseen un importante valor comercial.
- G6: Especies demersales de tamaño medio a grande, con movimientos verticales medios en la columna de agua, que se capturan en un amplio rango de profundidades, se alimentan principalmente de invertebrados. Son muy apreciadas comercialmente aunque no constituyen un grupo objetivo por sí mismas.
- G7: Formado por espáridos, de hábitos alimenticios omnívoros y carnívoros, constituido por especies demersales de tamaño medio a grande, con movimientos verticales cortos en la columna de agua, generalmente asociados a formaciones rocosas, incluyen especies de alto valor comercial.
- Además hemos incluido un último grupo que engloba al resto de especies, que aportan un 0,034% al total de la biomasa capturada con los artes principales (GR).

Los resultados del RDA para la biomasa total (valores medios anuales) capturada por unidad de esfuerzo en metros (CPUE) por el conjunto de artes mayoritarios y los grupos funcionales de especies en relación a las variables ambientales, muestran que la suma de los valores propios canónicos explica un 48% de la variabilidad de los datos y que los 3 ejes principales explican el 98,4% de la relación CPUE-ambiente, absorbiendo los 2 primeros ejes el 97% de la misma (Tabla 5.4).

Los factores ambientales más importantes, que tienen una correlación positiva sobre las CPUE totales son la diversidad de los fondos (H) y las biocenosis asociadas a fondos rocosos (AFOT, ROCA, AART), mientras que se aprecia una relación negativa con la profundidad y la distancia al puerto (Fig. 5.4).

Los fondos detríticos costeros (DCOS) y el factor de la protección (PROT) están correlacionados positivamente con el incremento de las CPUE para los grupos G1 (macrocarnívoros sedentarios) y G2 (macrocarnívoros demersales), y negativamente con la distancia a la reserva integral, y los fondos de arena y Posidonia oceanica. Por otro lado los grupos G3 y G5, presentan una respuesta contraria a los grupos G1 y G2, aumentando las CPUE en fondos donde predominan los fondos arenosos y la comunidad de fanerógamas marinas, alejados de la zona de protección. Los factores ambientales más importantes para las CPUE del grupo 4 (especies sedentarias que se alimentan de invertebrados) son los fondos donde dominan las biocenosis rocosas, también con elevados valores de diversidad. El aumento de la profundidad y la distancia al puerto junto a una disminución de la superficie de fondos arenosos y de fanerógamas está correlacionado con el aumento de CPUE del grupo funcional G6. Una disminución de la diversidad las biocenosis está relacionado con el aumento de los grupos G7 y GR.

GF	Especies		
G1	<i>Mycteroperca costae</i> <i>Mycteroperca marginatus</i>	<i>Helicolenus dactylopterus</i> <i>Muraena helena</i>	<i>Trachinus draco</i>
G2	<i>Conger conger</i> <i>Lophius piscatorius</i> <i>Merluccius merluccius</i> <i>Mustelus mustelus</i> <i>Myliobatis aquila</i>	<i>Phycis blennoides</i> <i>Phycis phycis</i> <i>Psetta maxima</i> <i>Raja spp.</i> <i>Rhinobatos rhinobatos</i>	<i>Sciaena umbra</i> <i>Scyliorhinus canícula</i> <i>Torpedo torpedo</i>
G3	<i>Auxis rochei</i> <i>Belone belone</i> <i>Coryphaena hippurus</i> <i>Euthynnus alleteratus</i> <i>Gadus pollachius</i>	<i>Lichia amia</i> <i>Polyprion americanum</i> <i>Pomatomus saltator</i> <i>Sarda sarda</i> <i>Seriola dumerili</i>	<i>Sphyraena sphyraena</i> <i>Thunnus thynnus</i> <i>Trachurus trachurus</i> <i>Trachurus mediterraneus</i>
G4	<i>Labrus merula</i> <i>Labrus viridis</i> <i>Scorpaena notata</i> <i>Scorpaena porcus</i> <i>Scorpaena scrofa</i>	<i>Serranus cabrilla</i> <i>Serranus scriba</i> <i>Solea solea</i> <i>Symphodus cinereus</i> <i>Symphodus mediterraneus</i>	<i>Symphodus ocellatus</i> <i>Symphodus tinca</i> <i>Synodus saurus</i> <i>Uranoscopus scaber</i>
G5	<i>Atherina boyeri</i> <i>Dactylopterus volitans</i>	<i>Mullus barbatus</i> <i>Mullus surmuletus</i>	<i>Trigla lastoviza</i> <i>Xyrichtys novacula</i>
G6	<i>Balistes carolinensis</i> <i>Citharus linguatula</i> <i>Dasyatis pastinaca</i> <i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Pagellus acarne</i> <i>Pagellus bogaraveo</i> <i>Pagellus erythrinus</i> <i>Pagrus pagrus</i>	<i>Umbrina cirrosa</i> <i>Trachinotus ovatus</i> <i>Zeus faber</i>
G7	<i>Dentex dentex</i> <i>Dentex gibbosus</i> <i>Dentex macrophthalmus</i> <i>Dentex maroccanus</i>	<i>Diplodus annularis</i> <i>Diplodus cervinus</i> <i>Diplodus puntazzo</i>	<i>Diplodus sargus sargus</i> <i>Diplodus vulgaris</i> <i>Sparus aurata</i>
GR	<i>Aphia minuta</i> <i>Apogon imberbis</i> <i>Boops boops</i> <i>Cheilopogon heterurus</i>	<i>Chelon labrosus</i> <i>Lithognathus mormyrus</i> <i>Oblada melanura</i> <i>Pseudocaranx dentex</i>	<i>Sarpa salpa</i> <i>Scomber scombrus</i> <i>Spicara maena</i> <i>Spicara smaris</i>

Tabla 5.2 Clasificación de los grupos funcionales resultantes del PCA.



Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Valores propios:	0,45	0,01	0,01	0,01	1,00
Correlaciones variables biológicas-variables ambientales	0,79	0,40	0,32	0,35	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas	45,20	46,60	47,20	47,70	
% acumulado de la varianza de los datos de variables biológicas-variables ambientales	94,20	97,00	98,40	99,40	
Suma de dos valores propios no restringidos					1,00
Suma de todos los valores propios canónicos					0,48

Tabla 5.3 Resumen de la ordenación por análisis de redundancias (RDA) de los factores ambientales y las CPUE, realizado por los artes principales (trasmallo claro de roca, trasmallo fino, palangre de fondo y red de nailon) de la flota pesquera artesanal de Cabo de Palos en la zona de estudio.

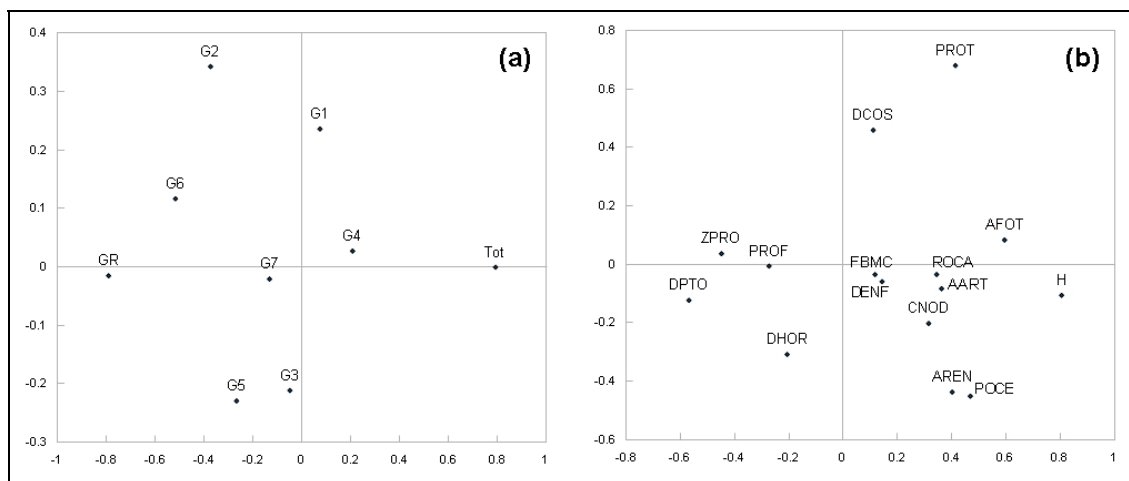


Figura 5.4 Diagrama del análisis de redundancias. Realizado sobre la matriz de variables de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) para: los totales. Descriptores biológicos: G1, grupo funcional 1; G2, grupo funcional 2; G3, grupo funcional 3; G4, grupo funcional 4; G5, grupo funcional 5; G6, grupo funcional 6; G7, grupo funcional 7; GR, grupo funcional R. Descriptores ambientales algas fotófilas infralitorales (AFOT), arrecifes artificiales (AART), Pradera de Posidonia oceanica (POCE), Fondos arenosos (ARE), Pradera de Cymodocea nodosa (CNOD), fondos detriticos costeros (DCOS) y detriticos enfangados (DENF), fondos blandos muy contaminados, (FBMC), fondos rocosos (ROCA), zona de profundidades superiores a 50 metros (ZPRO), profundidad media (PROF); profundidad máxima (PMAX), factor protección (PROT); índice de diversidad de Shannon (H), distancia al centro de la reserva marina (DHOR) y distancia al puerto (DPTO).

Por último, en base a los resultados conseguidos en los años anteriores hemos analizado la dinámica temporal del esfuerzo medio anual muestreado para estos artes (Fig. 5.5). Los análisis de la varianza (ANOVA) realizados para comprobar la posible relación existente entre la estacionalidad y las variables de estudio [esfuerzo (metros de arte), capturas (kg) y CPUE (kg/ m) (valores medios anuales)] registradas para los artes mayoritarios (trasmallo claro, trasmallo fino, palangre de fondo y red de nailon), sólo muestran diferencias estadísticamente significativas para las CPUE ($P < 0,001$), siendo durante los meses de invierno cuando los rendimientos de biomasa capturada por esfuerzo de pesca son mayores (0,44 kg/ m de arte calado) y mínimos durante el verano (0,16 kg/ m). El esfuerzo y las capturas no presentan diferencias significativas para el mismo factor ($P = 0,33$ y $0,35$ respectivamente); los valores máximos de esfuerzo pesquero se dan durante la estación estival, alcanzando unos valores medios anuales de 364, 853 km de artes calados, mientras que durante el invierno el esfuerzo se reduce hasta los 33,130 km de arte calados. Las capturas presentan los máximos valores medios anuales durante la primavera (de marzo a junio), con valores de hasta 5328 kg, y mínimos en invierno (1488 kg).

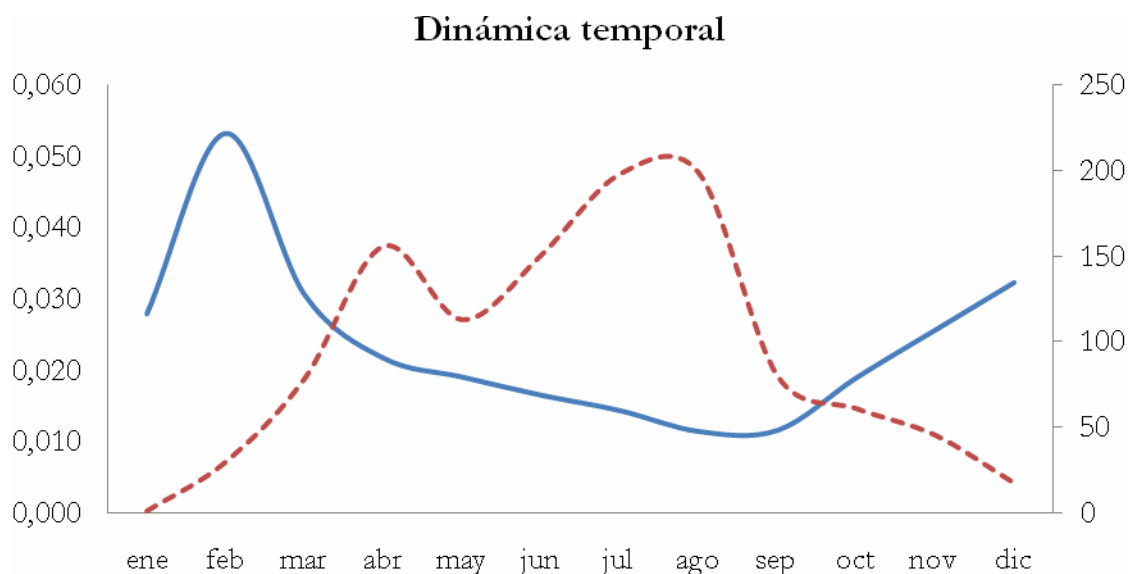


Figura 5.4 Dinámica temporal del esfuerzo mensual de la flota artesanal de Cabo de Palos, para los siguientes artes: bonitoleras, palangre de fondo, red alta, red de nailon, trasmallo claro de roca y langosta y trasmallo fino. Valores anuales medios de CPUE (kg/ m), línea continua, y esfuerzo (metros de arte calados), línea punteada.



5.5 Discusión

La distribución del esfuerzo tiene un fuerte componente tradicional, ya que la densidad del esfuerzo realizado en los años de seguimiento se superpone, año a año, en las mismas zonas. Lo que confirma la importancia de preservar estas áreas, debido a su valor ecológico y como recurso pesquero.

Las zonas que concentran dicho esfuerzo son áreas con una elevada diversidad relativa, con un mayor peso de áreas rocosas, naturales o artificiales. La intensidad de pesca disminuye de forma gradual siguiendo, principalmente, los márgenes de la pradera de *Posidonia oceanica*.

La estrategia desarrollada por la flota artesanal para cada uno de los artes mayoritarios muestra que el esfuerzo ejercido con el trasmallo fino se asocia a fondos donde predominan sustratos arenosos y praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa*.

El esfuerzo de pesca ejercido con el trasmallo claro de roca está correlacionado positivamente con un aumento de la superficie de fondos detríticos costeros; el factor de la protección también está asociado al empleo de este arte, aumentando éste en las zonas protegidas.

El incremento del esfuerzo de pesca realizado con el palangre de fondo se asocia a biocenosis donde predominan los fondos detríticos costeros, con baja proporción de fondos arenosos o de fanerógamas marinas. Mientras que el uso de la red de nailon está asociado, principalmente, a fondos caracterizados por su poca diversidad y poca superficie rocosa.

Los grupos funcionales que muestran una relación de sus capturas por unidad de esfuerzo con la protección se caracterizan por ser macrocarnívoros de tamaño grande, principalmente sedentarios y con valor comercial, por lo que están sometidos a una mayor presión pesquera.

La actividad extractiva se desarrolla principalmente de abril a octubre, la mayor intensidad de esfuerzo realizada por la flota coincide con los meses en los que se levanta la moratoria para calar redes en la reserva parcial. La dinámica temporal de la intensidad del esfuerzo de pesca y el rendimiento en CPUE muestran un comportamiento inverso.



6 Bibliografía

- Abdulla A, Gomei M, Maison E, Piante 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.
- Agardy T, Bridgewater P, Crosby MP, Day J, Dayton PK, Kenchington R, Laffolley D, McConney P, Murray PA, Parks JE, Peau L (2003) Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 353-367.
- Badalamenti F, Ramos AA, Voultziadou E, Sánchez-Lizaso JL, D'Anna G, Pipitone C, Mas J, Ruiz-Fernández JA, Whitmarsh D, Riggio S (2000) Cultural and socio-economic impacts of Mediterranean marine protected areas. *Environm Conserv* 27: 110-125.
- Ballesteros E (1992) *Els vegetals i la zonació litoral: espècies, comunitats i factors que influeixen la seva distribució*. Arxius de la Secció de Ciències CI, Institut d'Estudis Catalans, Barcelona, Spain, 616 pp.
- Ballesteros E (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 44: 123-195.
- Barker NHL, Roberts C (2004) Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120: 481-489.
- Bell JD, Craik GJS, Pollard DA, Russell BC (1985) Estimating length frequency distributions of large reef fish under water. *Coral Reefs* 4:41-44.
- Browman HI, Stergiou KI (2004) Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. *Mar Ecol Prog Ser* 274: 269-303.
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Clarke KR, Gorley RN (2006) PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke KR, Warwick RM (2001) *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory.
- 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 Diréach L, Sánchez-Jerez P, Somerfield PJ, Planes S (en prensa) Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecol Appl*.
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London* 345: 101-118.
- Colwell RK (2006) *Estimates 8.0 User's Guide*.
- Coma R, Pola E, Ribes M, Zabala M (2004) Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications* 14: 1466-1478.
- Coma R, Serrano E, Linares C, Ribes M, Calvin JC (2007) *Informe sobre el estado de las poblaciones de gorgonias de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas (septiembre – noviembre 2007)*. Informe inédito.
- Dayton PK, Tegner MJ, Parnell PE, Edwards PB (1992) Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community. *Ecological Monograph*, 62: 421-445.
- Dearden P, Bennett M, Rollins R (2006) Implications for coral reef conservation of diver specialization. *Environmental Conservation* 33: 353-363.
- Di Franco A, Milazzo M, Baiata P, Tomasello A, Chemello R (2009) Scuba diver behaviour and its effects on the biota of a Mediterranean marine protected area. *Environmental Conservation* 36 (1): 32-40.
- Fernández AM, Esteban A (2003) La pesquería artesanal de Santa Pola (SE de la Península Ibérica). Descripción y actividad en el periodo 1992–2000. *Informe Técnico. Inst. Esp. Oceanogr.* 181: 49.
- Field J G, Clarke KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* 8: 37-52.
- Francour P, Harmelin JG, Pollard D, Sartoretto S (2001) A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management. *Aquatic 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 Environ Res* 59: 309-332.
- Fromentin JM (2009) Lessons from the past: investigating historical data from bluefin tuna fisheries. *Fish Fish* 10: 197-216.
- García-Charton JA, Esparza-Alaminos O, Segovia-Viadero M, Treviño-Otón J, Herrero-Pérez A, Cenci E, Pérez-Ruzafa A, Marcos-Diego C (2008a) *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, 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, 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 of a SW Mediterranean reef fish assemblage. *Mar Biol* 138: 917-934.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa Á, Marcos C, Claudet J, Badalamenti F, Benedetti-Cecchi L, Falcón JM, Meelazo M, Schembri PJ, Stobart B, Vandepierre F, Brito A, Chemello R, Dimech M, Dimech P, Guala I, Le Diréach L, Maggi E, Planes S (2008b) 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, Pérez-Ruzafa Á, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar Biol* 144: 161-182.
- García-Charton JA, Williams 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 (2004) The small-scale fisheries of the Alicante Gulf: the case of Santa Pola port (SE Spain) as a preliminary approach. *Rapp. Commun. Inter. Mer Medit.* 37: 361.
- García-Rodríguez M, Fernández AM, Esteban A (2006) Characterisation, analysis and catch rates of the small-scale fisheries of the Alicante Gulf (SE Spain) over a 10 years time series. *Fisheries Research* 77: 226-238.
- Garrabou J, Coma R, Benssoussan N, Chevaldonné P y otros (2009) Mass mortality in NW Mediterranean rocky benthic communities: effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology* 15:1090–1103.
- Gilliland PM, Laffoley D (2008) Key elements and steps in the process of developing ecosystem-based marine spatial planning. *Mar Pol* 32: 787-796
- Goñi R, Adlerstein S, Alvarez-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. *Marine Ecology Progress Series* 366: 159-174.

- Goñi R, Quetglas A, Reñones O (2006) Spillover of lobster *Palinurus elephas* (Fabricius 1787) from a Western Mediterranean marine reserve. *Marine Ecology Progress Series* 308: 207–219.
- Gotelli JN, Colwel RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Halpern BS, Floeter SR (2008) Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 364: 147–156.
- Hardt MJ (2009) Lessons from the past: the collapse of Jamaican coral reefs. *Fish Fish.* 10: 143-158.
- 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, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, García-Charton JA, 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 J-G, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejeune P, Barnabé G, Blanc F, Chevalier R, Duclerc J, Lasserre G (1985) Evaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev Ecol (Terre Vie)* 40: 467-539.
- Hawkins JP, Roberts CM (1997) Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. En: Lessios HA, Macintyre IG (Ed.) *Proceedings 8th International Coral Reef Symposium*, Vol. 2. Panama: 8th International Coral Reef Symposium Executive Committee, Smithsonian Tropical Research Institute: 1923-1926.
- 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.
- Higgins RM, Vandeperr F, Pérez-Ruzafa A, Santos RS (2008) Priorities for fisheries in marine protected area design and management: Implications for artisanal-type fisheries as found in southern Europe. *Journal for Nature Conservation* 16: 222-233.
- Jackson JBC (2001) What was natural in the coastal oceans? *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 98: 5411-5418.
- Jackson JBC (2008) Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *PNAS* 105: 11458-11465.
- Jennings S, Alvsvåg J, Cotter AJ, Ehrich S, Greenstreet SPR, Jarre-Teichmann A, Mergardt N, Rijnsdorp AD, Smedstad O (1999) Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. III. International fishing effort in the North Sea: an analysis of temporal and spatial trends. *Fisheries Research* 40: 125-134.



- Jiménez-Valverde A, Hortal J (2003) Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8: 151-161.
- Knowlton N, Jackson JBC (2008) Shifting baselines, local impacts, and global change on coral reefs. *PLoS Biol* 6: 215-220.
- Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences* 32: 1259–1269.
- Lepš J, Šmilauer P (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press. 282 pp.
- Littler MM, Arnold KE (1982) Primary productivity of marine macroalgal functional-form groups from south-western north America. *J. Phycol.* 18: 307–311.
- Littler MM, Littler DS (1980) The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory test of a functional form model. *The American Naturalist* 116: 1.
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 74: 13-34.
- Llobet I, Gili JM, Barangé M (1986). Estudio de una población de hidropólipos epibiontes de *Halimeda tuna*. *Miscellanea Zoologica* 10: 33-43.
- Lloret J, Marín A, Marín-Guirao L, Carreño MF (2006) An alternative approach for managing scuba diving in small marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 579-591.
- Lozano-Montes HM, Pitcher TJ, Haggan N (2008) Shifting environmental and cognitive baselines in the upper Gulf of California. *Front Ecol Environ* 6, doi: 10.1890/070056.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andleman S (2003) Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol Appl* 13 (Suppl): S3-S7.
- Luna B, Valle-Pérez C, Sánchez-Lizaso JL (2009) Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science* 66: 517-523.
- 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.
- McClenachan L (2009) Documenting loss of large trophy fish from the Florida Keys with historical photographs. *Conserv Biol* 23: 636-643.
- Milazzo M, Anastasi I, Willis TJ (2006) Recreational fish feeding affects coastal fish behaviour and increases frequency of predation on damselfish (*Chromis chromis*) nests. *Marine Ecology Progress Series* 310: 165-172.
- 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. *Environmental and Resource Economics* 40: 593-608.

- Pauly D (1995) Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends Ecol Evol* 10: 430.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R & Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.
- Pauly D, Watson R, Alder J (2005) Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Phil Trans R Soc B* 360: 5-12
- Pérez T, Garrabou J, Sartoretto S, Harmelin J-G, Francour P, Vacelet J (2000) Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes rendus de la Académie des Sciences, Paris* 323: 853–865
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (1995) *Estudios de seguimiento de arrecifes artificiales y de establecimiento de la situación biológica inicial en la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (1996) *Seguimiento de arrecifes artificiales y Reservas Marinas de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia y Consejería de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A (Coord) (2001) *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) (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.
- Phillips JC, Kendrick GA, Lavery PS (1997) A test of a functional group approach to detecting shifts in macroalgal communities along a disturbance gradient. *Marine Ecology Progress Series* 153: 125-138.
- Piniella F, Soriguer MC, Fernández-Engo MA (2007) Artisanal fishing in Andalucía: A statistical study of the fleet. *Marine Policy* 31: 573-581.
- Pinnegar JK, Engelhard GH (2008) The 'shifting baseline' phenomenon: a global perspective. *Rev Fish Biol Fisheries* 18: 1-16.
- 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.
- Roncin N, Alban F, Charbonnel E, Crec'hriou R, de la Cruz Modino R, Culioli J-M, Dimech M, Goñi R, Guala I, Higgins R, Lavisse E, Le Diréac'h L, Luna B,



- Marcos C, Maynou F, Pascual J, Person J, Smith P, Stobart B, Szeliensky 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. *Journal for Nature Conservation* 16: 256-270.
- Sáenz-Arroyo A, Roberts CM, Cariño-Olvera M, Hawkins JP (2006) The value of evidence about past abundance : marine fauna of the Gulf of California through the eyes of 16th to 19th century travellers. *Fish Fish* 7: 128-146.
- Sáenz-Arroyo A, Roberts CM, Torre J, Cariño-Olvera M, Enríquez-Andrade RR (2005) Rapidly shifting baselines among fishers of the Gulf of California. *Proc R Soc B* 272: 1957-1962.
- Sala E (1997) The role of fishes in the organization of a Mediterranean sublittoral community: II: Epifaunal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 212: 45-60
- Sala E, Ribes M, Hereu B, Zabala M, Alvà V, Coma R, Garrabou J (1998) Temporal variability in abundance of the sea urchins *Paracentrotus lividus* and *Arbacia lixula* in the northwestern Mediterranean: comparison between a marine reserve and an unprotected area. *Marine Ecology Progress Series* 168: 135-145.
- 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.
- Schiller C (1993) Ecology of the symbiotic coral *Cladocora caespitosa* (L.) (Faviidae, Scleractinia) in the Bay of Piran (Adriatic Sea): I. Distribution and biometry. *PSZN I: Marine Ecology* 14: 205-219.
- Silva L, Gil J, Sobrino I (2002) Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cádiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research* 59: 117-128.
- Sissenwine M, Murawski S (2004) Moving beyond 'intelligent tinkering': advancing an Ecosystem Approach to Fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 274: 291-295
- Stelzenmüller V, Maynou F, Bernard G, Cadiou G, Camilleri M, Crec'hriou R, Criquet G, Dimech M, Esparza-Alaminos O, Higgins R, Lenfant P, Pérez-Ruzafa A (2008) Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: Implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin* 56: 2018-2026.
- Stelzenmüller V, Maynou F, Martín P (2007) Spatial assessment of benefits of a coastal Mediterranean marine protected area. *Biological Conservation* 136: 571-583.
- Steneck RS, Dethier MN (1994) A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.

- Tissot BN, Hallacher LE (2000) Diver Impacts on coral reefs at Kealakekua Bay, Hawai'i.
- Tratalos JA, Austin TJ (2001) Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of Grand Cayman. *Biological Conservation* 102: 67-75.
- 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.
- Zakai D, Chadwick-Furman NE (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105: 179-187.
- Ugland KI, Gray JS, Ellingsen KE (2003) The species-accumulation and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology* 72: 888-897
- Vago R, Vago E, Achituv Y, Ben-Zion M, Dubinsky Z (1994) A non-destructive method for monitoring coral growth affected by anthropogenic and natural long term changes. *Bulletin of Marine Science*, 55: 126-132.



7 Plan de trabajo 2010

1. Efecto de la protección sobre el poblamiento de peces litorales de fondos rocosos (con especial incidencia en los serránidos)

Justificación y objetivos:

La mejor manera de estimar el grado de éxito de las medidas de protección consiste en realizar un seguimiento de las poblaciones-diana de la pesca artesanal con técnicas de muestreo no destructivas e independientes de la actividad pesquera, siendo los censos visuales el método idóneo para ello. Este seguimiento se viene realizando de modo prácticamente ininterrumpido desde antes de la creación de la reserva marina, constituyendo de este modo una de las bases de datos más largas existentes en el ámbito mediterráneo e incluso mundial. Con esta base de datos se pretende dar respuesta a los interrogantes que se plantean en relación al plazo temporal de las medidas de protección. Se hará especial hincapié en las poblaciones de meros y otros serránidos, que, por su comportamiento, longevidad y madurez tardía, son especialmente susceptibles a la explotación, a la vez que constituyen un importante atractivo de buceadores y amantes de la naturaleza submarina, lo cual demuestra su importancia tanto económica como turística. Por otra parte, en función de las perspectivas de protección de otras áreas marinas en el litoral murciano (Cabo Cope y Cabo Tiñoso), se impone la necesidad de realizar en dichos lugares el seguimiento de estos importantes indicadores, siguiendo un esquema de muestreo que permita comparaciones con áreas no protegidas y a lo largo del tiempo.

Métodos:

- Censos visuales de peces con escafandra autónoma, y medida de parámetros estructurales del hábitat rocoso (complejidad, heterogeneidad), mediante un diseño de muestreo espacialmente jerarquizado: localidades (protegida y no protegida), zonas y sitios espacialmente anidados en las localidades, y réplicas (transectos de 50 × 5 m), incluyendo un planteamiento 'beyond-BACI' (varios controles y una zona de impacto, en varias ocasiones antes y después de que éste ocurra) en las localidades potencialmente protegidas (Cabo Cope y Cabo Tiñoso).
- Selección de hábitat en meros (*Myxeroperca marginata*, *M. costae*, *M. rubra*) en los distintos bajos y zonas rocosas dentro de la reserva marina.
- Análisis de datos: análisis de la varianza univariantes y multivariantes paramétricos y no paramétricos, análisis de ordenación (MDS) y clasificación (clúster), para probar estadísticamente las respuestas numéricas y funcionales del poblamiento de peces en el espacio y el tiempo.

2. Impacto de la actividad turística subacuática sobre los fondos de la reserva marina (incluido el estado de salud de las poblaciones de gorgonias)

Justificación y objetivos:

En la reserva marina se está desarrollando una actividad turística recreativa muy intensa, concentrada sobre todo en la práctica del buceo deportivo en calas y bajos rocosos. Dado el efecto potencialmente pernicioso de dicha actividad para la protección de biocenosis de alto valor ecológico (fondos de algas fotófilas, pre-coralígeno, coralígeno), se impone la necesidad de realizar un seguimiento riguroso de dichos impactos, mediante un diseño experimental de muestreo que permita distinguirlos de la enorme variabilidad natural de las comunidades bentónicas. Por otra parte, las valiosas poblaciones de las gorgonias blanca (*Eunicella singularis*) y roja (*Paramuricea clavata*) existentes en la zona se han visto afectadas en 2007 por el inicio de un episodio de mortalidad en masa, achacable a aumentos inusuales de la temperatura del agua. Este fenómeno está siendo objeto de un seguimiento continuado, con el fin de estimar su magnitud e importancia, así como la capacidad de recuperación de las poblaciones estudiadas.

Métodos:

- Seguimiento fotogramétrico de especies indicadoras (algas, esponjas, cnidarios, briozoos, ascidias) en los fondos infralitorales.
- Medida *in situ* de la distribución espacial, densidad, parámetros morfométricos y grado de afección (mortalidad y/o necrosis, epibiosis, roturas) de las colonias de gorgonias (*Eunicella singularis* y *Paramuricea clavata*).
- Análisis de datos: Análisis de la varianza univariantes y multivariantes

3. Instalación de post-larvas de peces

Justificación y objetivos:

Se ha destacado en fechas recientes la importancia de considerar la conectividad entre poblaciones como un elemento clave de su protección. El alcance de la dispersión dependerá de las características de cada especie, e influirá no sólo en su rango de distribución geográfica sino en la dinámica de sus poblaciones, y con ello, es de interés máximo para el correcto diseño e implementación de AMPs. Para ello resulta asimismo imprescindible comprender la relación entre intensidad de la instalación reclutamiento, su variabilidad según las características oceanográficas y las dimensiones de la reserva, y por fin su reflejo en el poblamiento adulto. En este apartado se pretende poner a prueba una nueva técnica de seguimiento de la instalación de post-larvas de peces (trampas de luz), para su posterior aplicación en estudios de reclutamiento y dispersión larvaria desde la reserva marina a fondos adyacentes.

Métodos:

- Instalación y seguimiento bi-semanal de baterías de trampas de luz para la captura de post-larvas de peces



- Estima de la variación espacio-temporal de la riqueza específica e intensidad (abundancia) de post-larvas capturadas
- Análisis de datos: Análisis de la varianza univariantes y multivariantes

4. Seguimiento de la pesca artesanal en Cabo de Palos y Cabo Tiñoso

Justificación y objetivos:

Para poder valorar el efecto de la reserva marina sobre la actividad pesquera y entender la distribución espacio-temporal del esfuerzo pesquero es necesario disponer de un seguimiento espacio-temporal que abarque varios años, ya que la información anterior a 2004 se ha obtenido de diversas fuentes bibliográficas y no está validada por muestreos periódicos. Al seguimiento continuado que se está realizando en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, habría que sumar un estudio preliminar en la zona de Cabo Tiñoso (propuesta como nueva reserva marina de interés pesquero en el litoral murciano), para caracterizar la flota en términos de características técnicas de las embarcaciones, tipos y rotación de artes de pesca artesanal, caladeros y especies de interés

Métodos:

- Encuestas a los pescadores, recogiendo la información en estadillos en los que los propios pescadores, siguiendo la metodología de años anteriores, registrarán las características de las embarcaciones (eslora total, potencia de los motores, GRT, número de tripulantes), de los artes de pesca (descripción, longitud del arte, luz de malla, número y características de los anzuelos, tiempo calado y duración del lance) y posición GPS del lance. Además de en Cabo de Palos, se iniciará el estudio cualitativo y cuantitativo en base a encuestas en el entorno de Cabo Tiñoso (puertos de Cartagena y Mazarrón).
- Los descriptores del poblamiento de peces a tener en cuenta serán la composición, biomasa, talla y abundancia taxonómica capturada para cada tipo de arte. Los datos de venta de las capturas desembarcadas y declaradas en lonja para las embarcaciones de interés podrán obtenerse del Servicio de Pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, así como el precio medio mensual de las especies capturadas. Asimismo para cada toma de muestras se deberán incluir parámetros ambientales.
- Estos parámetros se integrarán y analizarán en un SIG, el cual permitirá detectar patrones espaciales y temporales en las dinámicas ecológicas y pesqueras.