

Estudios de seguimiento de las reservas marinas de Cabo de Palos – Islas Hormigas y Cabo Tiñoso 2018



**GARCÍA CHARTON, J.A. (COORD.), BARCALA BELLOD, E. *, CUADROS CASADO, A.,
ORENES SALAZAR, V., PEREÑÍGUEZ LÓPEZ, J.M., ROJO MORENO, I., SANDOVAL
CÁNOVAS, V., TRUJILLO ALARCÓN, M.**

*Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia*

** Instituto Español de Oceanografía
Centro Oceanográfico de Murcia*



**Informe producido para el Servicio de Pesca y Acuicultura – Comunidad Autónoma
de la Región de Murcia**

MURCIA, MARZO DE 2019



Tabla de contenidos

1	Introducción general	1
2	El poblamiento de peces de fondos rocosos.....	5
2.1.	Introducción.....	5
2.2.	Material y métodos	6
2.2.1.	Programa de muestreo	6
2.2.1.1.	Técnicas de muestreo	6
2.2.1.2.	Diseño de muestreo.....	7
2.2.2.	Análisis de datos.....	8
2.2.2.1.	Transectos convencionales.....	8
2.2.2.2.	Transectos TRT+DS.....	10
2.3.	Resultados.....	11
2.3.1.	Transectos convencionales	11
2.3.1.1.	Resultados obtenidos en 2018	11
2.3.1.2.	Reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (1996-2018)	13
2.3.1.3.	Comparación espacial (C. Palos, C. Tiñoso y Águilas).....	26
2.3.2.	Transectos TRT+DS	35
2.4.	Discusión.....	36
3	La pesca artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.....	41
3.1.	Introducción.....	41
3.2.	Material y métodos	42
3.2.1.	Área de estudio.....	42
3.2.2.	Fuentes de información.....	43
3.3.	Resultados.....	46
3.3.1.	Evolución de los rendimientos de las flotas artesanales	46
3.3.2.	Evaluación del efecto reserva sobre los rendimientos de la flota artesanal de Cabo de Palos	51
3.3.2.1.	Influencia de la distancia a la reserva y del área de pesca sobre los rendimientos de la flota artesanal de Cabo de Palos	53
3.3.2.2.	Influencia de la protección sobre los rendimientos pesqueros y el tamaño de los ejemplares	54
3.4.	Discusión.....	55
4	La pesca recreativa en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.....	57
4.1.	Introducción.....	57
4.2.	Material y métodos	59
4.2.1.	Área de estudio.....	59
4.2.2.	Programa de muestreo	61





4.2.3.	Análisis de datos.....	63
4.2.3.1.	Distribución espacial del esfuerzo pesquero	63
4.2.3.2.	Factores susceptibles de determinar el esfuerzo pesquero recreativo	64
4.3.	Resultados.....	64
4.4.	Discusión.....	71
5	Mortandad de gorgonias en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.....	73
5.1.	Introducción.....	73
5.2.	Material y métodos	75
5.2.1.	Área de estudio	75
5.2.2.	Programa de muestreo	75
5.2.2.1.	Diseño y técnica de muestreo	75
5.2.2.2.	Análisis de datos.....	76
5.3.	Resultados.....	77
5.3.1.	Evolución temporal de las poblaciones de <i>E. singularis</i>	77
5.3.2.	Análisis de los parámetros morfométricos y del evento de mortandad masiva de 2018.....	78
5.4.	Discusión.....	78
6	Búsqueda de indicadores de impacto del buceo recreativo	85
6.1.	Introducción.....	85
6.2.	Material y métodos	87
6.2.1.	Área de estudio.....	87
6.2.2.	Programa de muestreo	87
6.2.2.1.	Diseño y técnica de muestreo	87
6.2.2.2.	Análisis de datos.....	88
6.3.	Resultados.....	88
6.4.	Discusión.....	92
7	Censos visuales de macroinvertebrados y peces crípticos de interés comercial	95
7.1.	Introducción.....	95
7.2.	Material y métodos	96
7.2.1.	Área de estudio.....	96
7.2.2.	Programa de muestreo	97
7.2.3.	Análisis de datos.....	98
7.3.	Resultados.....	99
7.4.	Discusión.....	101
8	Conclusiones.....	105
9	Bibliografía	111

Introducción general

1

En un estudio elaborado por la ONU (UN Environment 2019) y presentado en Nairobi el 13 de marzo de 2019¹, se afirma que los océanos del planeta están gravemente amenazados por las actividades humanas, en particular el cambio climático, la contaminación y la sobrepesca. Las principales repercusiones de esos factores impulsores son la degradación y la pérdida de ecosistemas marinos. Este informe concluye que "se precisan, entre otros, instrumentos de cumplimiento, aplicación y gobernanza más eficaces, porque los esfuerzos que se despliegan actualmente no son suficientes para alcanzar las metas [internacionales a las que nos hemos comprometido]".

Las reservas marinas (o áreas marinas protegidas AMPs) están siendo implementadas en todo el mundo (Lubchenco & Grorud-Colvert 2015, Sala *et al.* 2018) y también en Europa (Fenberg *et al.* 2012, EEA 2015, Batista & Cabral 2016) como un medio para proteger la biodiversidad marina y conservar los recursos pesqueros (Giakoumi *et al.* 2017, Pérez-Ruzafa *et al.* 2017).

Aunque las proyecciones actuales (UNEP-WCMC & IUCN 2018) indican que se han protegido el 7,3% de los océanos mundiales, Sala *et al.* (2018) estima que tales proyecciones están sobreestimadas (por incluirse en ese cómputo áreas marinas protegidas en proceso de designación o en fase de propuesta), calculando que la cobertura actual de las AMPs no sobrepasa el 3,6% (de las cuales solo el 2% se encuentra totalmente protegido), por lo que son necesarios esfuerzos adicionales para cumplir con los objetivos internacionales. En España se ha pasado de proteger el 1% de los mares bajo su jurisdicción en 2009 a más del 13% actual (Aznar 2018), con el fin de alcanzar tales compromisos internacionales, pero en la mayor de los casos no pasan de ser "reservas de papel" al no tener plan de gestión, entre otros problemas (Aznar 2018, Rodríguez-Rodríguez 2018, Rodríguez-Rodríguez *et al.* 2019).

El monitoreo de las AMPs establecidas resulta esencial para comprender y evaluar los efectos de la protección sobre la biodiversidad y los recursos marinos (Edgar *et al.* 2014).

¹ <https://www.unenvironment.org/resources/global-environment-outlook-6>

La reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas fue declarada en 1995, y su gestión es compartida entre la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la administración estatal (MAPA). La gestión de la reserva marina ha ido refinándose mediante sucesivas normas de ambas administraciones. Esta reserva marina ocupa una superficie de 1.931 ha, y en su interior se ha definido un área de reserva integral que comprende el entorno de las isla Hormigas, el bajo del Mosquito y los islotes de El Hormigón y La Losa (Fig. 1.1). Esta reserva marina ha sido objeto de seguimiento científico por parte del equipo firmante del presente informe desde su creación, merced a un convenio de colaboración entre la Universidad de Murcia y la consejería competente de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

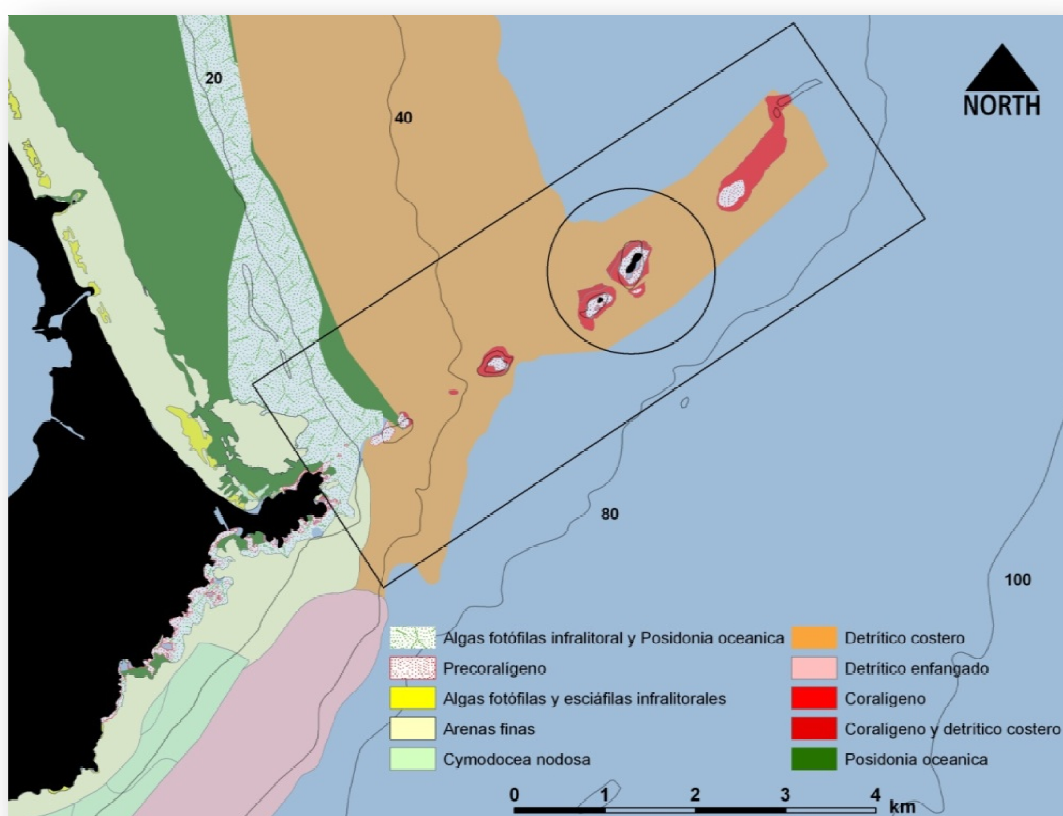


Figura 1.1 Límites de la reserva marina de Cabo de Palos –Islas Hormigas, y de las principales biocenosis bentónicas presentes.

Por su parte, la reserva marina de interés pesquero de Cabo Tiñoso fue declarada en 2016. En conjunto, esta reserva marina se establece en las aguas interiores comprendidas entre la línea de costa y la isóbata de 50 metros de profundidad del entorno de Cabo Tiñoso hasta Isla Plana, así como el área marina delimitada por la franja de 500 metros alrededor de la costa de la Isla de Las Palomas. La parte de aguas exteriores abarca el área comprendida entre las líneas de base rectas y la isóbata de los 50 metros de profundidad (Fig. 1.2). La reserva está zonificada en 4 niveles de protección (células A, B, C y D) con diferentes actividades prohibidas o reguladas según la zona (Fig. 1.2), estando la parte de aguas exteriores integrada en la célula B. En total, la reserva marina de Cabo Tiñoso, considerando tanto las aguas interiores como las exteriores, tiene una superficie de 1.173,79 hectáreas.

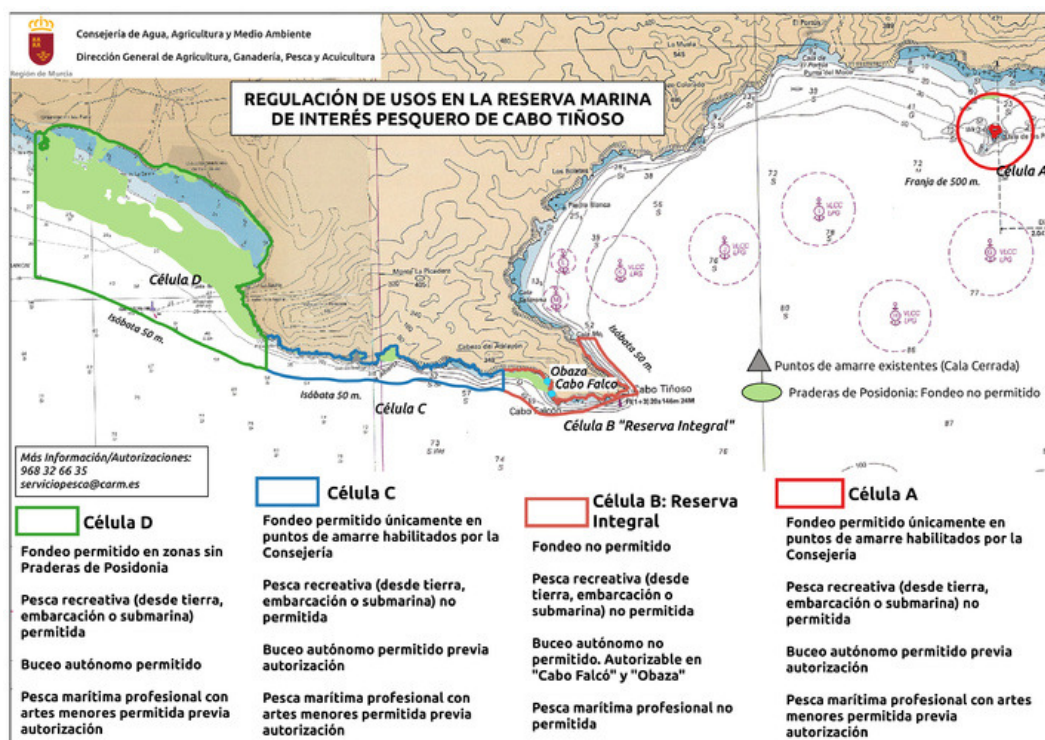


Figura 1.2 Usos regulados en la reserva marina de interés pesquero de Cabo Tiñoso (Fuente: CARM).

El grupo de investigación "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia, y el Instituto Español de Oceanografía son beneficiarias de una subvención² para desarrollar el seguimiento de los efectos ecológicos y pesqueros de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, proyecto en el que se integran también algunos trabajos en la reserva marina de Cabo Tiñoso. Con estos trabajos se pretende contribuir a la mejor gestión de estos espacios, mediante la aportación de datos científicos y su interpretación, siendo este uno de los casos de seguimiento más continuado y extendido en el tiempo en el contexto mediterráneo.

Los objetivos concretos de los estudios realizados a lo largo de 2018 han sido los siguientes:

1. Continuar con el seguimiento de la estructura y dinámica del poblamiento de peces de fondos rocosos en las reservas marinas de Cabo de Palos - Islas Hormigas y Cabo Tiñoso.
2. Caracterizar la distribución del esfuerzo pesquero artesanal y sus capturas en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.
3. Estudiar la distribución espacial del esfuerzo pesquero recreativo, tanto desde costa como desde embarcación, en el entorno de Cabo de Palos - Islas Hormigas, y explorar posibles factores determinantes de dicha distribución.
4. Caracterizar un episodio de mortandad masiva de las gorgonias blancas (*Eunicella singularis*) acaecido en el otoño de 2018 en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, y cuantificar la magnitud del daño causado.
5. Determinar la idoneidad de distintas especies bentónicas como indicadoras del impacto del buceo y evaluar la calidad de la información y el coste/beneficio de dos métodos de muestreo.
6. Desarrollar una metodología de muestreo que permita el seguimiento de la criptofauna bentónica de interés comercial y/o patrimonial en la reserva marina de Cabo Palos - Islas Hormigas.

² Decreto n.º 20/2018, de 14 de marzo, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban las normas especiales reguladoras de una subvención a otorgar mediante concesión directa por la Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería y Pesca a la Universidad de Murcia y al Instituto Español de Oceanografía para continuar con el desarrollo de un proyecto de investigación sobre los efectos de la declaración como reservas marinas de las zonas de Cabo de Palos-Islas Hormigas y de Cabo Tiñoso (B.O.R.M. n.º 64, de 17 de marzo de 2018); modificado por el Decreto n.º 219/2018, de 14 de noviembre (B.O.R.M. n.º 272, de 24 de noviembre de 2018)

2 | El poblamiento de peces de fondos rocosos

2.1. Introducción

Las áreas marinas protegidas (AMPs) son herramientas de gestión espacial para la regulación pesquera y la conservación de la biodiversidad (Pérez-Ruzafa *et al.* 2017). Con la prohibición y/o regulación de la actividad pesquera se espera la recuperación de la abundancia y biomasa de especies objeto de la pesca en su interior (Guidetti & Sala 2007, Giakoumi *et al.* 2017). Sin embargo, no todas las especies se benefician del mismo modo de la protección; mientras que algunos estudios sugieren que todos los grupos tróficos salen beneficiados por igual (Halpern 2003), en general se ha mostrado que son las especies de niveles tróficos superiores y/o de alto valor comercial las que más se benefician de las medidas de protección (Côté *et al.* 2001, Micheli *et al.* 2004, Guidetti & Sala 2007, Guidetti *et al.* 2008, 2014, Claudet *et al.* 2010, Sciberras *et al.* 2013, Giakoumi *et al.* 2017).

Para establecer el estatus de conservación de un ecosistema marino dado es necesario estimar, aunque sea indirectamente, cuáles fueron los niveles de abundancia previos a la explotación pesquera con los cuales comparar las abundancias actuales (Fenner 2014, MacNeil *et al.* 2015, Ferretti *et al.* 2018). Se espera que las AMPs (adecuadamente implantadas y bien gestionadas) se parezcan paulatinamente al estado prístino de los ecosistemas (McClanahan *et al.* 2007), con alrededor del 50% de los peces representados por especies depredadoras apicales (Friedlander & DeMartini 2002, Bradley *et al.* 2017). Sin embargo, recientes contribuciones han destacado que las AMPs podrían no ser capaces de albergar las mismas biomásas de peces que áreas remotas (D'Agata *et al.* 2016, McClanahan *et al.* 2019). En esta situación, aunque las comparaciones espaciales (dentro-fuera de las AMPs) son importantes estimar los efectos de la protección de áreas marinas, los seguimientos a largo plazo temporal resultan cruciales para comprender el alcance de dichos efectos.

Existen numerosos ejemplos en los que se ha puesto de manifiesto que es necesario un cierto tiempo (> 10 -20 años) para conseguir una recuperación completa de las poblaciones explotadas (Guidetti & Sala 2007, Claudet *et al.* 2008, 2010, Giakoumi *et al.* 2017, Edgar *et al.* 2014). Sin embargo, a largo plazo las medidas de protección son susceptibles de sufrir recortes presupuestarios en algún momento, y con ello un incremento del furtivismo (Hogg *et al.* 2017). De hecho, se ha comprobado en repetidas ocasiones (Guidetti *et al.* 2008, Edgar *et al.* 2014, Giakoumi *et al.* 2017) que un alto nivel de vigilancia es crucial para el correcto funcionamiento de las áreas marinas protegidas en términos de recuperación de las poblaciones, y se ha encontrado que es un factor crítico a la hora de determinar la efectividad de las reservas marinas a nivel mundial (Gill *et al.* 2017).

En el presente estudio se analizan los efectos de la protección a largo plazo (desde 1995, es decir 23 años) sobre los peces de fondos rocosos de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, y los primeros años de la protección en la recientemente creada reserva marina de Cabo Tiñoso (en 2016), en comparación con un área de control, no protegida (litoral de Águilas).

2.2. Material y métodos

2.2.1. Programa de muestreo

2.2.1.1. Técnicas de muestreo

El poblamiento de peces fue estimado mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma utilizándose dos técnicas complementarias: transectos de 50 m de largo por 5 m de ancho, y transectos TRT+DS (Irigoyen *et al.* 2018).

En el caso de transectos de $50 \times 5 \text{ m}^2$, 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 $\sim -15 \text{ m}$, y, tras depositar sobre el fondo el extremo de una cinta métrica atada a un plomo, avanzaba lentamente siguiendo la isóbata y censando peces a la vez que iba desenrollando la cinta métrica. Se ha contado el número de individuos observados dentro del área muestreada adscribiendo cada observación a una de las siguientes clases de abundancia, cuyos límites (a, b) de clase coinciden con los términos de una serie geométrica de base aproximadamente 2 (1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >500). La talla de cada individuo se estimó aproximándola a clases de 2 cm. Para evitar la variabilidad debida al comportamiento nictímero del poblamiento y a las condiciones de iluminación, los censos se llevaron a cabo entre las 10 y las 15 h y siempre cuando las condiciones del mar fueran favorables. Las especies de pequeño tamaño que se caracterizan por su crípsis (Gobiidae, Callyonimidae, Bleniidae, Gobioesocidae y

Tripterygiidae), se ignoraron debido a que requieren diferentes tamaños de la unidad muestral para su muestreo.

Los censos visuales mediante el método DS+TRT (Irigoyen *et al.* 2018) son transectos de largo variable ('*tracked roaming transect*': TRT) realizados mediante la teoría de muestreos basados en distancia ('*Distance Sampling*': DS). Esta metodología se aplicó al estudio de peces depredadores (meros *Epinephelus marginatus*, abadejos *E. costae*, gitanos *Mycteroperca rubra*, espetones *Sphyrna* spp., corvinas *Sciaenops ocellatus*, y dentones *Dentex dentex*). Los censos se realizaron siguiendo una línea imaginaria a una profundidad de entre 16 y 18 m, y entre 6 y 8 minutos de duración (tiempo estimado para recorrer 120 m aproximadamente). Los censos fueron realizados en parejas, y en ellos dos buceadores se posicionaron a ambos lados de una línea imaginaria y comenzaron a nadar simultáneamente, a una velocidad constante, cada uno de ellos censando en un lado de la línea. Se anotó el número de individuos de cada especie, su talla y la distancia perpendicular a la línea imaginaria desde el punto de primer avistamiento, estimada visualmente, en intervalos de 1 m, y hasta un máximo de 20 m, que es la distancia máxima que permite la visibilidad en la zona. Cuando los animales se encontraron en grupos se estimó la distancia del animal más cercano a la línea imaginaria. En el caso de que el individuo o grupo de individuos pasaran hacia el otro lado de la línea imaginaria, se anotó y al final del censo se comprobó con el compañero para evitar tener registros duplicados. Durante el censo, uno de los buceadores fue desplazando una tabla de *body-board* provista de un carrete y un plomo, de forma que la tabla quedaba en la misma vertical que el buceador, la cual llevaba un GPS situado en superficie. Se sincronizó el la hora del GPS con la de una cámara GoPro Hero 3+ Silver. De esta forma, al tomar una foto al inicio y al final de cada transecto se pudo obtener el *track* exacto del recorrido y la distancia cubierta.

2.2.1.2. Diseño de muestreo

El estudio se llevó a cabo entre los meses de julio y octubre de 2018 en la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas, en la reserva marina de Cabo Tiñoso, y en zonas no protegidas del litoral de Águilas. Se seleccionaron 3 sectores por localidad, en cada uno de los cuales se situaron al azar 3 sitios, y en cada uno de ellos se realizaron 3 transectos por el método CST y otros 3 por el método TRT+DS (dando por tanto un total de 27 réplicas por localidad con cada método). En el caso de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, los sectores considerados fueron SECTOR 1: costa y bajo de la Testa; SECTOR 2: bajos de Piles y de Dentro; SECTOR 3: reserva integral; y bajo de Fuera. En Cabo Tiñoso, los sectores fueron SECTOR 1: de Peñas Negras la Garita; SECTOR 2: de Cala Cerrada al Muellecico (ambos sectores, en la célula C de la reserva marina); SECTOR 3: reserva integral (Punta Falcón, Los Valientes y Vuelta del Cabo Tiñoso), célula B de la reserva marina. Para el caso de Cabo Cope, se consideraron el SECTOR 1: La Aguilica e Isla del Fraile; SECTOR 2: Cabo Cope occidental; SECTOR 3: Cabo Cope oriental.

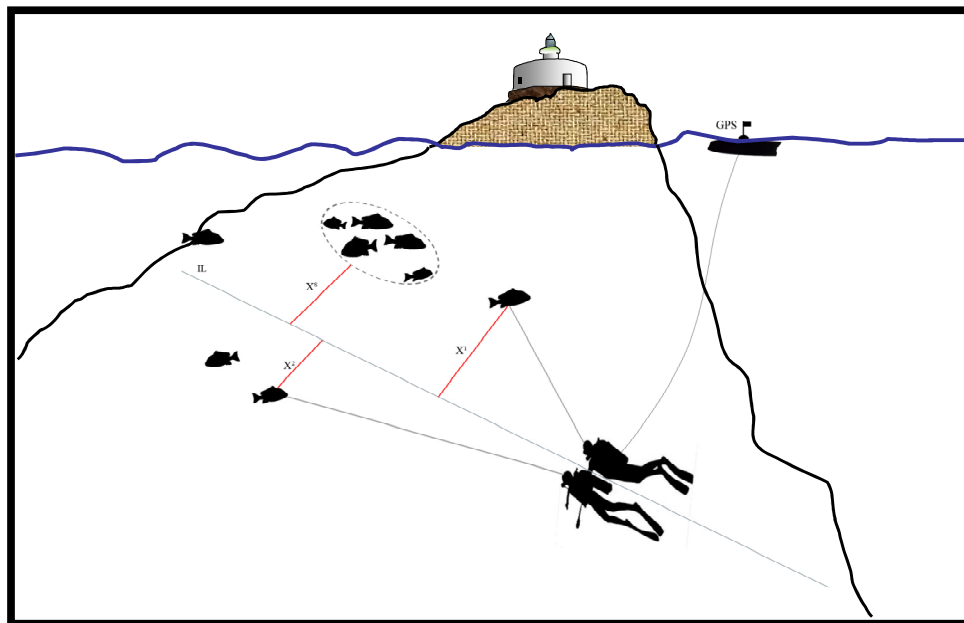


Figura 2.1 Representación gráfica de la técnica TRT+DS de censo visual con escafandra autónoma de peces de gran tamaño.

2.2.2. Análisis de datos

2.2.2.1. Transectos convencionales

Para los cálculos y análisis de datos se utilizaron como marcas de clase los números enteros más próximos a las respectivas medias geométricas ($\sqrt[n]{ab}$) de las clases de abundancia consideradas, por coherencia con la métrica geométrica utilizada. El protocolo ha permitido contar con los siguientes datos para cada unidad muestral: composición específica, número de especies (riqueza), y abundancia total, por especies, y por especies agrupadas en categorías de ocupación espacial (siguiendo a Harmelin 1987, Tabla 2.1) y en grupos tróficos (siguiendo a Bell & Harmelin-Vivien 1983, Tabla 2.2). Las diferencias observadas de abundancia entre AÑOS en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas de las variables biológicas consideradas, teniendo en cuenta la estructura espacial jerarquizada (SECTORES, ZONAS y TRANSECTOS) fueron testadas mediante análisis de la varianza. También se ha realizado un análisis conjunto con los datos de Cabo Tiñoso y litoral de Águilas, considerándose el factor LOCALIDAD, adicional a los anteriores, para los años 2001, 2009, 2016, 2017 y 2018, que son en los que se tomaron datos en las tres localidades conjuntamente. Para los análisis de la varianza se utilizó el programa GAD del paquete R (Sandrini-Neto & Camargo 2011). 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.

Además, con el fin de explorar si las variaciones observadas de densidad y biomasa (total y de las especies de interés comercial) han alcanzado un máximo (capacidad de carga), se han ajustado las variaciones temporales de densidad y biomasa de las especies depredadoras apicales (meros, dentones, corvas, etc.), así como las de diferentes especies de sargos (*Diplodus* sp.) a distintas funciones lineales y no lineales; para ello, se han considerado únicamente los censos realizados en bajos e islas (es decir, excluyendo las zonas más costeras de la reserva, donde la abundancia de las especies depredadoras es mucho menor). Las funciones ajustadas han sido el modelo lineal y los modelos exponencial, von Bertalanffy, logístico, asintótico, Gompertz y Ricker (Rojo *et al.*, en prep.).

Tabla 2.1 Categorías espaciales para la agrupación de las especies (Harmelin 1987)

Categoría espacial	Definición
CAT. 1	Especies muy móviles, erráticas, generalmente diurnas, pelágicas y viviendo en bancos (incluidas especies planctófagas, omnívoras y carnívoras)
CAT. 2	Especies sedentarias, viviendo en bancos que ocupan la columna de agua (generalmente planctófagas) - <i>Chromis chromis</i> y <i>Anthias anthias</i>
CAT. 3	Especies necto-bentónicas, mesófagas, con importantes desplazamientos horizontales y movimientos moderados a lo largo del eje vertical (incluye espáridos y hemúlidos)
CAT. 4	Especies necto-bentónicas que viven cerca del fondo y realizan desplazamientos horizontales muy amplios (incluye únicamente a <i>Mullus surmuletus</i>)
CAT. 5	Especies necto-bentónicas, mesófagas y relativamente sedentarias (sobre todo serránidos y lábridos)
CAT. 6	Especies necto-bentónicas, muy sedentarias (incluidas especies de hábitos tanto diurnos como nocturnos)

Tabla 2.2 Categorías tróficas para la agrupación de las especies (Bell & Harmelin-Vivien 1983)

Categoría trófica	Definición
HERBIVOROS	Especies con dieta estrictamente herbívora (incluye únicamente a <i>Sarpa salpa</i>)
PLANCTÓFAGOS	Especies con dieta predominantemente planctófaga
PISCÍVOROS	Especies con dieta predominantemente piscívora, también incluyen especies que se alimenten de cefalópodos, macroinvertebrados y las especies carroñeras (se indica con PISC2 la misma categoría sin <i>Sphyraena</i> sp., que por su abundancia pudiera distorsionar los análisis)
OMNÍVOROS	Especies con dieta omnívora (sobre varios niveles tróficos, normalmente incluyendo plantas)
MICRÓFAGOS	Especies micrófagas, con dieta basada principalmente en pequeños invertebrados
MESÓFAGOS	Especies mesófagas, con dieta basada principalmente en invertebrados de talla media
DETRITÍVOROS	Especies que se alimentan principalmente de materia orgánica acumulada en el sedimento

2.2.2.2. Transectos TRT+DS

Para el análisis de los datos de distancia se empleó el software libre Distance 6.2 (Thomas *et al.* 2010). El programa estima la probabilidad de que un individuo tomado al azar en el área de estudio sea detectado (P_a), a partir de una función de detección $f(x)$, siendo $0 \leq x \leq 1$, y asumiendo que $f(0)=1$. Se realizó un análisis por cada nivel de protección para cuatro familias de modelos que son los más robustos para el cálculo de la función de detectabilidad (Burnham *et al.* 1980, Buckland *et al.* 2001): seminormal, uniforme, tasa de riesgo y exponencial negativo, con tres expansiones cada uno de ellos (coseno, polinomial simple, polinomial de Hermite). De esta forma se obtuvo un valor de densidad para las 6 especies más abundantes agregadas (*E. marginatus*, *E. costae*, *M. rubra*, *D. dentex*, *Sphyraena* sp., *S. umbra*) en cada uno de las zonas estudiadas. Para poder conocer la abundancia referida a un área (y poder calcular la densidad) el programa requiere conocer la distancia recorrida en cada transecto. Para ello se utilizó la información de los *tracks* grabados por el GPS durante el recorrido.

2.3. Resultados

2.3.1. Transectos convencionales

2.3.1.1. Resultados obtenidos en 2018

11

En los 81 transectos de 50x5 m² realizados durante el verano de 2018 en las tres localidades prospectadas (reservas marinas de Cabo de Palos - Islas Hormigas y Cabo Tiñoso, y litoral de Águilas) se han contabilizado 48 especies de peces pertenecientes a 17 familias (Tabla 2.3). De éstas, la más rica en especies fue la de los espáridos (con 15 especies), seguida de lábridos (11 especies), serránidos (6 especies), carángidos (2 especies) y hemúlidos (2 especies), estando el resto de las familias representadas por una única especie (Tabla 2.3). De esas especies, 39 han sido censadas en Cabo de Palos, 37 en Cabo Tiñoso y 37 en Águilas, habiendo sido 4 especies exclusivamente observadas durante los censos en Cabo de Palos (águila, lecha, jurel dentón y gallineta), mientras que boquerones y aligotes solamente se han observado en Cabo Tiñoso, y roncadores, chucas y tordos de cola negra solamente han sido avistados en Águilas (Tabla 2.3).



Figura 2.2 Pez luna (Mola mola) [Wikimedia Commons, the free media repository - visitada por última vez el 28 de junio de 2019]

Tabla 2.3 Abundancia media (n° indiv. 250 m⁻²) ± error típico de las especies de peces censadas en el presente estudio en 2018 en las tres localidades prospectadas.

Familia	Nombre científico	nombre común	C. Palos		C. Tiñoso		Aguilas	
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	águila	0,3	± 0,10				
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	boquerón			23,5	± 16,28		
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	morena	0,2	± 0,08	0,5	± 0,14	0,1	± 0,07
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	trescolas	13,7	± 5,17	2,6	± 2,63		
	<i>Epinephelus costae</i>	falso abadejo	2,4	± 0,85	0,2	± 0,15	0,7	± 0,29
	<i>Epinephelus marginatus</i>	mero	8,1	± 1,83	0,3	± 0,11	1,0	± 0,23
	<i>Mycteroperca rubra</i>	cherna	1,7	± 0,80			0,2	± 0,13
	<i>Serranus cabrilla</i>	cabrilla	1,0	± 0,24	1,4	± 0,34	0,4	± 0,22
	<i>Serranus scriba</i>	serrano	2,0	± 0,41	5,0	± 0,56	4,3	± 0,32
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	lubina						
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	reyezuelo	4,4	± 1,76	12,6	± 2,30	21,6	± 5,20
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	lecha, pez limón	3,3	± 2,69				
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	jurel dentón	0,1	± 0,15				
Molidae	<i>Mola mola</i>	pez luna	0,1	± 0,05				
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	burro listado			0,6	± 0,56	0,04	± 0,04
	<i>Pomadasys incisus</i>	roncador					0,1	± 0,15
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	corva	10,2	± 4,31	2,1	± 1,38	0,6	± 0,36
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	salmonete	0,1	± 0,05	1,0	± 0,45	2,5	± 1,12
Sparidae	<i>Boops boops</i>	boga	24,9	± 17,67	76,9	± 31,29	71,1	± 24,12
	<i>Dentex dentex</i>	dentón	3,7	± 1,89	2,6	± 1,48	0,1	± 0,12
	<i>Diplodus annularis</i>	raspallón	0,3	± 0,15	2,6	± 0,60	2,4	± 0,53
	<i>Diplodus cervinus</i>	sargo real	1,0	± 0,24	0,1	± 0,05	0,8	± 0,21
	<i>Diplodus puntazzo</i>	sargo picudo	2,6	± 1,07	0,6	± 0,19	0,3	± 0,12
	<i>Diplodus sargus</i>	sargo	5,3	± 2,22	7,5	± 1,48	6,6	± 1,93
	<i>Diplodus vulgaris</i>	mojarra	22,7	± 14,10	59,7	± 31,41	28,3	± 5,74
	<i>Oblada melanura</i>	oblada	5,4	± 2,99	0,4	± 0,30	6,7	± 2,55
	<i>Pagellus acarne</i>	aligote			1,4	± 1,44		
	<i>Pagrus pagrus</i>	pargo	0,04	± 0,04	0,1	± 0,05		
	<i>Sarpa salpa</i>	salpa	3,8	± 2,35	10,3	± 4,78	21,9	± 6,51
	<i>Sparus aurata</i>	dorada	0,3	± 0,20	0,04	± 0,04	0,1	± 0,11
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	chopa	14,3	± 6,42	0,8	± 0,37	0,1	± 0,05
	<i>Spicara maena</i>	chucla					0,1	± 0,11
	<i>Spicara smaris</i>	caramel	1,5	± 1,48			0,04	± 0,04
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	castañuela	361,7	± 61,48	289,4	± 43,19	215,8	± 36,06
Labridae	<i>Coris julis</i>	doncella	22,3	± 6,49	7,0	± 0,78	8,3	± 1,43
	<i>Labrus merula</i>	merlo	0,1	± 0,07	0,6	± 0,14	0,1	± 0,07
	<i>Labrus viridis</i>	tordo verde			0,1	± 0,08	0,1	± 0,12
	<i>Symphodus doderleini</i>	tordo de doderlein	0,2	± 0,08	0,6	± 0,20	0,1	± 0,06
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	tordo mediterráneo	1,5	± 0,35	1,3	± 0,32	0,7	± 0,16
	<i>Symphodus melanocercus</i>	tordo de cola negra					0,1	± 0,09
	<i>Symphodus ocellatus</i>	tordo ocelado	1,2	± 0,41	3,0	± 0,83	1,6	± 0,33

Familia	Nombre científico	nombre común	C. Palos		C. Tiñoso		Aguilas	
	<i>Symphodus roissali</i>	tordo de Roissal	0,1	± 0,06	0,2	± 0,08	0,4	± 0,15
	<i>Symphodus rostratus</i>	tordo picudo	0,1	± 0,07	0,4	± 0,13	0,04	± 0,04
	<i>Symphodus tinca</i>	tordo, peto	3,4	± 1,13	6,8	± 0,77	5,5	± 0,75
	<i>Thalassoma pavo</i>	pez verde, frede	15,9	± 3,99	2,9	± 0,95	9,6	± 2,05
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	espetón	24,1	± 8,08	0,1	± 0,05		
Mugilidae	<i>Mugilidae</i>	mújol			0,3	± 0,16	0,04	± 0,04
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	gallineta, cabracho	0,04	± 0,04				
	Abundancia		564,1	± 73,99	525,4	± 68,16	412,9	± 46,57
	Abundancia red.		129,2	± 20,75	132,3	± 34,60	119,1	± 11,06
	Riqueza específica		13,6	± 0,59	15,0	± 0,53	14,3	± 0,44
	Riqueza total		39		37		37	

2.3.1.2. Reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (1996-2018)

A lo largo del seguimiento del poblamiento de peces, realizado a partir de 1996, se han contabilizado en la reserva marina un total de 61 especies pertenecientes a 23 familias (Tabla 2.4), habiéndose registrado como novedad en la base de datos de censo visual este año un ejemplar de pez luna (*Mola mola*) (Fig. 2.2) en la isla Hormiga. La Tabla 2.5 muestra las variaciones interanuales de abundancia de las especies agrupadas en categorías espaciales y tróficas.

El análisis de la varianza mixto aplicado a las variables descriptoras del poblamiento íctico (abundancia total y reducida - tras extraer del cómputo las especies formadoras de cardúmenes, riqueza específica) rinde resultados prácticamente idénticos a los de años anteriores: todas las variables analizadas - parámetros descriptores del poblamiento, abundancia de las 31 especies más frecuentes (por haberse observado en más del 15% de las 486 unidades muestrales) y abundancia de los grupos de especies (categorías espaciales y grupos tróficos) muestran un efecto significativo de alguno de los factores principales investigados (Año y/o Sector) y/o de su interacción (Tabla 2.6). Además, la mayor parte de esas variables de respuesta mostraron una heterogeneidad espacial significativa entre zonas separadas entre sí cientos de metros dentro de cada sector.

Tabla 2.4 Abundancia media ($\pm$ error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m²) de las especies aparecidas en los censos entre 1996 y 2018 en la reserva marina de C. Palos - I. Hormigas.

Familia	Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>			0,2 $\pm$ 0,2		0,04 $\pm$ 0,04	0,4 $\pm$ 0,2
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>						
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>Epinephelus costae</i>	0,1 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,3	0,4 $\pm$ 0,2	1,0 $\pm$ 0,6	0,9 $\pm$ 0,3	0,7 $\pm$ 0,2
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2 $\pm$ 0,1	0,9 $\pm$ 0,2	3,4 $\pm$ 0,7	4,0 $\pm$ 1,0	3,9 $\pm$ 0,8	2,6 $\pm$ 0,8
	<i>Epinephelus caninus</i>				0,1 $\pm$ 0,1		
	<i>Mycteroperca rubra</i>			0,1 $\pm$ 0,1		0,3 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,3
	<i>Serranus atricauda</i>	0,0 $\pm$ 0,0	0,1 $\pm$ 0,1	0,04 $\pm$ 0,04		0,04 $\pm$ 0,04	
	<i>Serranus cabrilla</i>	2,3 $\pm$ 0,3	1,3 $\pm$ 0,3	1,9 $\pm$ 0,4	1,4 $\pm$ 0,3	1,6 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,1
	<i>Serranus scriba</i>	1,2 $\pm$ 0,2	1,4 $\pm$ 0,2	2,1 $\pm$ 0,4	2,5 $\pm$ 0,5	2,2 $\pm$ 0,3	1,4 $\pm$ 0,3
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>						
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</i> spp.	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
	<i>Diplodus vulgaris</i>	25,0 $\pm$ 4,7	32,0 $\pm$ 7,0	32,0 $\pm$ 9,5	15,1 $\pm$ 3,3	12,2 $\pm$ 3,0	18,4 $\pm$ 4,6
	<i>Oblada melanura</i>	33,3 $\pm$ 13,5	10,5 $\pm$ 3,5	5,7 $\pm$ 2,7	4,7 $\pm$ 2,0	0,9 $\pm$ 0,8	11,4 $\pm$ 7,5

Familia	Especie	1996		1998		2001		2002		2003		2004	
	<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
	<i>Spicara smaris</i>			37,0	± 37,0			18,4	± 17,0				
	<i>Spicara maena</i>												
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 cinereus</i>												
	<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>Thalasoma 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 sp.</i>	37,0	± 25,7										
Molidae	<i>Mola mola</i>												
	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 2.4 (cont.)

Familia	Especie	2005		2006		2007		2008		2009		2010	
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,4	± 0,2	0,2	± 0,1	0,04	± 0,04	0,04	± 0,04	0,1	± 0,11	0,2	± 0,12
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>												
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>							18,5	± 18,5	18,5	± 18,5		
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,1	± 0,1	0,4	± 0,1	0,4	± 0,1	0,4	± 0,2	0,5	± 0,2	0,4	± 0,2
Belonidae	<i>Belone belone</i>												
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>					0,04	± 0,04						
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	25,3	± 9,0	1,7	± 0,8	6,8	± 2,9	14,3	± 7,8	8,7	± 3,3	19,5	± 11,8
	<i>Epinephelus costae</i>	1,6	± 0,8	1,8	± 0,8	0,9	± 0,2	1,7	± 0,5	2,4	± 1,2	0,3	± 0,2
	<i>Epinephelus marginatus</i>	5,6	± 0,9	8,2	± 1,4	4,7	± 0,8	6,7	± 1,3	11,3	± 1,8	7,7	± 1,8
	<i>Epinephelus caninus</i>												
	<i>Mycteroperca rubra</i>	1,9	± 0,8	1,8	± 0,5	0,6	± 0,3	2,0	± 0,6	3,1	± 1,2	0,9	± 0,4
	<i>Serranus atricauda</i>												
	<i>Serranus cabrilla</i>	0,5	± 0,2	1,0	± 0,2	0,9	± 0,2	1,4	± 0,3	1,5	± 0,3	1,1	± 0,4
	<i>Serranus scriba</i>	1,4	± 0,3	1,9	± 0,3	3,1	± 0,4	7,3	± 4,7	2,7	± 0,4	2,5	± 0,7
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>												
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	1,6	± 0,7	1,0	± 0,5	1,6	± 0,5	6,2	± 1,7	6,3	± 1,7	4,2	± 1,4
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	0,2	± 0,1					0,1	± 0,1	0,04	± 0,0		
	<i>Trachurus spp.</i>												
	<i>Pseudocaranx dentex</i>			0,8	± 0,5			0,04	± 0,04				
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>							0,8	± 0,8			4,8	± 3,0
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>												
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>												
	<i>Parapristipoma octolineatum</i>					0,04	± 0,04						
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	12,8	± 4,5	5,9	± 3,2	7,6	± 3,0	8,5	± 4,0	6,4	± 2,6	10,9	± 5,8
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,3	± 0,1	0,4	± 0,2	0,5	± 0,2	0,7	± 0,3	0,7	± 0,23	0,4	± 0,25
Sparidae	<i>Boops boops</i>	101,9	± 46,7	443,8	± 78,0	139,0	± 44,0	101,8	± 43,3	18,6	± 18,5	96,8	± 57,2
	<i>Dentex dentex</i>	2,3	± 0,5	7,4	± 2,8	5,3	± 1,7	11,1	± 3,6	7,8	± 2,8	7,8	± 6,1
	<i>Diplodus annularis</i>	0,9	± 0,3	0,9	± 0,7	0,7	± 0,3	0,2	± 0,1	0,4	± 0,2	0,2	± 0,1
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,3	± 0,3	1,7	± 0,3	1,0	± 0,2	1,2	± 0,5	1,5	± 0,3	0,4	± 0,2
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2,5	± 0,8	3,6	± 0,6	2,9	± 0,5	4,6	± 1,1	2,0	± 0,6	1,3	± 0,6
	<i>Diplodus sargus</i>	5,0	± 1,0	10,3	± 2,1	7,0	± 1,2	13,0	± 5,1	4,4	± 1,1	3,7	± 1,2
	<i>Diplodus vulgaris</i>	38,4	± 13,8	24,7	± 9,0	24,3	± 8,3	21,5	± 8,1	16,7	± 5,4	14,4	± 5,4
	<i>Oblada melanura</i>	4,1	± 2,2	2,1	± 0,8	11,8	± 5,8	11,6	± 9,1	3,2	± 2,5	16,2	± 10,8
	<i>Pagrus pagrus</i>					0,04	± 0,04	0,04	± 0,04				

Familia	Especie	2005		2006		2007		2008		2009		2010	
	<i>Pagrus auriga</i>												
	<i>Sarpa salpa</i>	8,3	± 3,4	5,9	± 2,6	2,2	± 1,0	9,1	± 5,6	8,7	± 3,2		
	<i>Sparus aurata</i>	0,7	± 0,4	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,8	± 0,4	0,3	± 0,18	0,1	± 0,08
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	3,1	± 1,7	3,6	± 3,3	3,5	± 1,9	0,5	± 0,3	0,5	± 0,3	12,8	± 6,0
	<i>Spicara smaris</i>					0,9	± 0,4	0,04	± 0,04			17,6	± 17,6
	<i>Spicara maena</i>												
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	441,1	± 70,3	323,0	± 61,6	290,8	± 55,3	508,7	± 95,5	227,4	± 39,8	331,7	± 75,5
Labridae	<i>Coris julis</i>	88,6	± 31,1	19,5	± 4,8	28,2	± 9,6	34,4	± 10,8	16,5	± 3,4	39,3	± 10,9
	<i>Labrus merula</i>	0,1	± 0,1	0,4	± 0,3	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,1	± 0,05		
	<i>Labrus viridis</i>	0,1	± 0,1	0,04	± 0,04	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1				
	<i>Symphodus dordeleini</i>	0,1	± 0,1	0,2	± 0,1	0,04	± 0,04	0,3	± 0,1	0,1	± 0,07	0,2	± 0,09
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,4	± 0,3	1,4	± 0,2	1,9	± 0,4	1,3	± 0,3	0,8	± 0,2	1,5	± 0,5
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,7	± 0,4	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1					0,1	± 0,1
	<i>Symphodus ocellatus</i>	4,0	± 1,0	6,2	± 2,3	10,6	± 5,2	10,3	± 5,0	1,2	± 0,5	2,3	± 0,7
	<i>Symphodus roissali</i>	0,2	± 0,1	0,2	± 0,1	0,3	± 0,1	0,3	± 0,2	0,4	± 0,15	0,4	± 0,17
	<i>Symphodus cinereus</i>												
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,3	± 0,1	0,2	± 0,1	1,0	± 0,6	0,4	± 0,1	0,3	± 0,13	0,3	± 0,23
	<i>Symphodus tinca</i>	3,6	± 1,0	3,0	± 0,7	2,5	± 0,6	1,4	± 0,4	1,5	± 0,5	2,4	± 0,8
	<i>Thalasoma pavo</i>	16,5	± 4,3	12,4	± 4,1	4,8	± 1,3	7,8	± 2,7	12,1	± 3,6	5,2	± 2,0
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	21,3	± 12,7	30,2	± 15,0	9,8	± 5,0	14,0	± 4,3	2,7	± 1,6	16,7	± 7,4
Mugilidae	Mugilidae spp.									0,3	± 0,30		
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	0,1	± 0,04										
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1	± 0,1	0,04	± 0,04	0,04	± 0,04	0,1	± 0,1	0,1	± 0,07	0,1	± 0,08
	<i>Scorpaena porcus</i>												
	<i>Scorpaena notata</i>												
Atherinidae	<i>Atherina sp.</i>												
Molidae	<i>Mola mola</i>												
	Abundancia	798,5	± 91,0	926,3	± 99,8	576,4	± 75,6	822,4	± 129,5	389,8	± 40,5	564,6	± 80,7
	Abundancia reducida	204,3	± 33,0	124,4	± 15,0	124,9	± 14,6	153,4	± 17,6	110,4	± 9,2	126,5	± 14,3
	Riqueza media	15,4	± 0,7	16,4	± 0,4	16,7	± 0,5	16,2	± 0,5	14,4	± 0,6	14,3	± 0,5
	Riqueza total	38		37		40		41		37		35	

Tabla 2.4 (cont.)

Familia	Especie	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,5 ± 0,20		0,04 ± 0,04			0,3 ± 0,10
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>		30,3 ± 30,26				
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>		103,1 ± 36,17				
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,5 ± 0,16	0,5 ± 0,15	0,3 ± 0,11	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,07	0,2 ± 0,08
Belonidae	<i>Belone belone</i>						
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>						
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	7,8 ± 2,51	12,5 ± 4,58	11,7 ± 5,45	36,4 ± 13,90	16,7 ± 5,37	13,7 ± 5,17
	<i>Epinephelus costae</i>	0,9 ± 0,34	1,9 ± 0,60	0,6 ± 0,18	0,8 ± 0,28	1,6 ± 0,51	2,4 ± 0,85
	<i>Epinephelus marginatus</i>	8,9 ± 1,80	4,9 ± 0,96	3,7 ± 0,60	4,2 ± 0,65	5,8 ± 1,20	8,1 ± 1,83
	<i>Epinephelus caninus</i>						
	<i>Mycteroperca rubra</i>	1,7 ± 0,53	1,7 ± 1,05	0,3 ± 0,12	1,2 ± 0,64	1,2 ± 0,37	1,7 ± 0,80
	<i>Serranus atricauda</i>						
	<i>Serranus cabrilla</i>	0,6 ± 0,19	1,5 ± 0,28	1,9 ± 0,45	2,4 ± 0,68	0,9 ± 0,23	1,0 ± 0,24
	<i>Serranus scriba</i>	0,9 ± 0,23	2,1 ± 0,43	2,0 ± 0,48	1,3 ± 0,31	2,7 ± 0,41	2,0 ± 0,41
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>			0,0 ± 0,00			
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	0,9 ± 0,54	3,4 ± 1,48	1,7 ± 0,78	12,7 ± 3,60	7,0 ± 2,38	4,4 ± 1,76
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		2,2 ± 1,08		2,1 ± 1,57	0,3 ± 0,30	3,3 ± 2,69
	<i>Trachurus spp.</i>						
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,3 ± 0,26			0,1 ± 0,06	0,3 ± 0,30	0,1 ± 0,15
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>		2,3 ± 1,19	0,04 ± 0,04	1,0 ± 0,56		
Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>						
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>						
	<i>Parapristipoma octolineatum</i>				0,1 ± 0,06		
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	4,1 ± 2,03	3,9 ± 1,79	4,0 ± 2,09	2,6 ± 1,43	10,2 ± 4,06	10,2 ± 4,31
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,1 ± 0,05	0,3 ± 0,21	0,4 ± 0,18	0,1 ± 0,07	0,5 ± 0,21	0,1 ± 0,05
Sparidae	<i>Boops boops</i>	20,0 ± 18,52	170,3 ± 52,56	87,5 ± 32,66	129,8 ± 46,15	68,7 ± 48,03	24,9 ± 17,67
	<i>Dentex dentex</i>	7,7 ± 2,76	4,8 ± 1,57	2,7 ± 1,05	6,0 ± 3,00	2,4 ± 0,81	3,7 ± 1,89
	<i>Diplodus annularis</i>	0,4 ± 0,14	0,4 ± 0,17	0,2 ± 0,11	0,3 ± 0,23	0,8 ± 0,26	0,3 ± 0,15
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,2 ± 0,29	0,8 ± 0,32	0,5 ± 0,24	0,9 ± 0,25	0,3 ± 0,09	1,0 ± 0,24
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2,0 ± 0,67	4,6 ± 1,22	1,8 ± 0,62	2,2 ± 0,47	1,4 ± 0,40	2,6 ± 1,07
	<i>Diplodus sargus</i>	4,6 ± 1,85	5,7 ± 2,26	2,5 ± 0,69	5,0 ± 1,15	4,7 ± 1,34	5,3 ± 2,22
	<i>Diplodus vulgaris</i>	11,5 ± 2,73	32,5 ± 22,01	11,9 ± 5,80	6,8 ± 3,11	13,3 ± 3,43	22,7 ± 14,10
	<i>Oblada melanura</i>	1,8 ± 0,98	13,3 ± 8,32	0,0 ± 0,04	4,8 ± 2,79	1,0 ± 0,49	5,4 ± 2,99
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,1 ± 0,05				0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04

Familia	Especie	2013	2014	2015	2016	2017	2018
	<i>Pagrus auriga</i>						
	<i>Sarpa salpa</i>	6,0 ± 3,84	4,9 ± 2,70	7,6 ± 3,19	4,9 ± 2,59	4,9 ± 1,44	3,8 ± 2,35
	<i>Sparus aurata</i>	0,3 ± 0,11	0,1 ± 0,07	0,04 ± 0,04	0,5 ± 0,25	0,6 ± 0,33	0,3 ± 0,20
	<i>Spondylusoma cantharus</i>	10,2 ± 4,60	1,5 ± 0,95	5,3 ± 3,50	2,4 ± 1,09	6,9 ± 5,40	14,3 ± 6,42
	<i>Spicara smaris</i>		70,3 ± 40,24	121,3 ± 41,36	55,6 ± 38,16		1,5 ± 1,48
	<i>Spicara maena</i>			0,9 ± 0,73			
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	140,2 ± 28,21	217,6 ± 43,40	343,3 ± 54,10	217,8 ± 35,02	275,8 ± 59,38	361,7 ± 61,48
Labridae	<i>Coris julis</i>	35,6 ± 8,37	11,9 ± 2,10	36,8 ± 7,33	8,6 ± 1,50	17,7 ± 4,97	22,3 ± 6,49
	<i>Labrus merula</i>		0,1 ± 0,07	0,2 ± 0,09	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,05	0,1 ± 0,07
	<i>Labrus viridis</i>				0,1 ± 0,04		
	<i>Symphodus dordeleini</i>	0,1 ± 0,05	0,5 ± 0,15	1,3 ± 0,66	1,3 ± 0,39	0,4 ± 0,14	0,2 ± 0,08
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,6 ± 0,14	1,8 ± 0,38	3,6 ± 0,80	2,0 ± 0,58	0,8 ± 0,17	1,5 ± 0,35
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,09	0,7 ± 0,27	0,4 ± 0,12		
	<i>Symphodus ocellatus</i>	0,7 ± 0,18	1,0 ± 0,43	3,9 ± 1,82	1,9 ± 1,44	1,3 ± 0,51	1,2 ± 0,41
	<i>Symphodus roissali</i>	0,2 ± 0,09	0,1 ± 0,09	0,1 ± 0,09	0,3 ± 0,14		0,1 ± 0,06
	<i>Symphodus cinereus</i>					0,04 ± 0,04	
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04	0,0 ± 0,04	0,2 ± 0,09	0,3 ± 0,20	0,1 ± 0,07
	<i>Symphodus tinca</i>	1,6 ± 0,56	0,9 ± 0,39	0,8 ± 0,24	2,7 ± 0,72	1,6 ± 0,37	3,4 ± 1,13
	<i>Thalasoma pavo</i>	3,4 ± 1,27	4,9 ± 1,08	9,9 ± 2,38	9,9 ± 1,54	8,9 ± 1,61	15,9 ± 3,99
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	9,1 ± 4,77	28,7 ± 14,60	51,5 ± 27,86	7,3 ± 4,65	17,8 ± 16,98	24,1 ± 8,08
Mugilidae	Mugilidae spp.						
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>						
	<i>Scorpaena scrofa</i>				0,1 ± 0,05	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04
	<i>Scorpaena porcus</i>						
	<i>Scorpaena notata</i>						
Atherinidae	<i>Atherina sp.</i>						
Molidae	<i>Mola mola</i>						0,1 ± 0,05
	Abundancia	284,5 ± 44,7	747,6 ± 136,2	689,8 ± 88,8	536,8 ± 86,29	477,2 ± 89,22	564,1 ± 73,99
	Abundancia reducida	105,3 ± 12,8	127,296 ± 39,2	103,0 ± 13,9	82,6 ± 8,12	96,5 ± 10,24	129,2 ± 20,75
	Riqueza media	12,7 ± 0,7	15,7 ± 0,7	14,3 ± 0,5	15,3 ± 0,79	14,7 ± 0,54	13,6 ± 0,59
	Riqueza total	35	38	38	40	36	39

Tabla 2.5 Abundancia media ($\pm$ error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m²) de las especies aparecidas en los censos entre 1996 y 2017 en la reserva marina de Cabo de Palos - I Hormigas, agrupadas en categorías espaciales y tróficas.

Categoría o grupo trófico	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
CAT. 1	125,0 $\pm$ 35,3	127,0 $\pm$ 82,1	6,4 $\pm$ 2,8	273,9 $\pm$ 88,7	22,1 $\pm$ 6,6	26,1 $\pm$ 9,8	127,5 $\pm$ 56,0	476,9 $\pm$ 83,0	161,5 $\pm$ 43,1
CAT. 2	592,8 $\pm$ 94,0	674,6 $\pm$ 84,3	770,2 $\pm$ 109,8	583,1 $\pm$ 73,6	515,1 $\pm$ 117,3	463,9 $\pm$ 64,2	466,4 $\pm$ 74,0	324,8 $\pm$ 61,4	297,6 $\pm$ 55,6
CAT. 3	80,4 $\pm$ 12,8	95,2 $\pm$ 11,4	94,4 $\pm$ 15,6	79,1 $\pm$ 12,0	39,1 $\pm$ 6,3	68,5 $\pm$ 0,8	62,4 $\pm$ 17,2	58,2 $\pm$ 11,8	47,1 $\pm$ 9,0
CAT. 4	0,5 $\pm$ 0,2	0,6 $\pm$ 0,2	0,8 $\pm$ 0,2	0,6 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,1	0,6 $\pm$ 0,2	0,7 $\pm$ 0,2	0,7 $\pm$ 0,2	0,6 $\pm$ 0,2
CAT. 5	142,9 $\pm$ 30,2	59,9 $\pm$ 6,8	115,5 $\pm$ 17,4	89,3 $\pm$ 17,8	129,0 $\pm$ 17,4	211,0 $\pm$ 50,9	139,6 $\pm$ 31,4	64,4 $\pm$ 8,0	67,4 $\pm$ 10,9
CAT. 6	9,8 $\pm$ 2,8	3,7 $\pm$ 0,9	15,7 $\pm$ 4,4	8,5 $\pm$ 1,5	7,4 $\pm$ 1,2	3,5 $\pm$ 1,0	2,0 $\pm$ 0,7	1,5 $\pm$ 0,6	2,1 $\pm$ 0,6
Herbívoros	37,7 $\pm$ 11,1	46,0 $\pm$ 7,9	37,6 $\pm$ 7,8	43,4 $\pm$ 10,5	11,3 $\pm$ 3,8	14,9 $\pm$ 5,5	8,3 $\pm$ 3,4	5,9 $\pm$ 2,6	2,2 $\pm$ 1,0
Plantonófagos	639,6 $\pm$ 96,1	773,2 $\pm$ 132,7	775,9 $\pm$ 109,7	833,9 $\pm$ 134,1	516,0 $\pm$ 117,2	475,3 $\pm$ 65,2	572,4 $\pm$ 70,9	770,6 $\pm$ 93,3	449,4 $\pm$ 71,7
Piscívoros	44,4 $\pm$ 21,8	30,2 $\pm$ 14,7	10,9 $\pm$ 4,7	31,0 $\pm$ 10,4	30,5 $\pm$ 7,3	25,3 $\pm$ 8,6	34,3 $\pm$ 14,1	50,3 $\pm$ 15,3	22,0 $\pm$ 6,0
Piscívoros 2	4,1 $\pm$ 1,8	3,8 $\pm$ 1,5	10,6 $\pm$ 4,7	15,0 $\pm$ 5,3	9,5 $\pm$ 1,7	10,6 $\pm$ 3,2	13,0 $\pm$ 2,1	20,0 $\pm$ 4,1	12,1 $\pm$ 2,0
Omnívoros	39,7 $\pm$ 6,0	48,6 $\pm$ 9,1	50,7 $\pm$ 11,6	33,6 $\pm$ 4,7	25,8 $\pm$ 3,5	47,9 $\pm$ 9,6	51,2 $\pm$ 14,5	44,8 $\pm$ 11,4	39,5 $\pm$ 9,0
Micrófagos	146,3 $\pm$ 30,1	57,2 $\pm$ 7,0	117,6 $\pm$ 16,3	83,8 $\pm$ 16,3	119,7 $\pm$ 15,8	200,1 $\pm$ 50,0	117,4 $\pm$ 31,4	45,7 $\pm$ 7,6	51,3 $\pm$ 11,0
Mesófagos	5,2 $\pm$ 1,2	4,6 $\pm$ 1,0	9,2 $\pm$ 1,8	8,3 $\pm$ 1,7	9,4 $\pm$ 1,7	10,0 $\pm$ 3,1	14,7 $\pm$ 4,5	8,7 $\pm$ 3,1	11,6 $\pm$ 3,0
Detritívoros	1,4 $\pm$ 0,7	1,0 $\pm$ 0,4	1,0 $\pm$ 0,5	0,6 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,2

Categoría o grupo trófico	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016	2017	2018
CAT. 1	146,9 $\pm$ 46,6	43,3 $\pm$ 25,5	128,4 $\pm$ 42,2	31,1 $\pm$ 18,7	390,2 $\pm$ 95,9	233,7 $\pm$ 66,0	200,7 $\pm$ 79,15	88,2 $\pm$ 50,33	59,4 $\pm$ 18,30
CAT. 2	523,0 $\pm$ 95,6	236,1 $\pm$ 41,1	309,7 $\pm$ 58,2	148,0 $\pm$ 28,3	230,1 $\pm$ 43,7	362,1 $\pm$ 54,9	254,2 $\pm$ 41,00	292,5 $\pm$ 60,04	375,5 $\pm$ 63,55
CAT. 3	61,9 $\pm$ 13,8	42,2 $\pm$ 7,8	38,4 $\pm$ 7,7	43,9 $\pm$ 8,7	55,4 $\pm$ 24,5	31,7 $\pm$ 7,1	28,9 $\pm$ 5,76	35,2 $\pm$ 6,31	54,0 $\pm$ 17,21
CAT. 4	0,8 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,2	0,4 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,07	0,5 $\pm$ 0,21	0,1 $\pm$ 0,05
CAT. 5	84,0 $\pm$ 13,1	60,5 $\pm$ 6,8	83,6 $\pm$ 11,2	59,5 $\pm$ 9,2	37,5 $\pm$ 3,9	67,8 $\pm$ 9,4	39,9 $\pm$ 3,62	53,6 $\pm$ 8,26	70,2 $\pm$ 10,20
CAT. 6	6,7 $\pm$ 1,6	6,9 $\pm$ 1,7	4,0 $\pm$ 1,0	1,4 $\pm$ 0,5	3,9 $\pm$ 1,5	1,9 $\pm$ 0,7	13,0 $\pm$ 3,63	7,2 $\pm$ 2,39	4,6 $\pm$ 1,81
Herbívoros	9,1 $\pm$ 5,6	8,7 $\pm$ 3,2	0,0 $\pm$ 0,0	6,0 $\pm$ 3,8	4,9 $\pm$ 2,7	7,3 $\pm$ 3,0	4,9 $\pm$ 2,59	4,9 $\pm$ 1,44	3,8 $\pm$ 2,35
Plantonófagos	654,9 $\pm$ 121,3	276,3 $\pm$ 41,9	423,0 $\pm$ 72,1	169,8 $\pm$ 39,5	587,0 $\pm$ 120,9	549,5 $\pm$ 75,5	444,4 $\pm$ 83,23	362,3 $\pm$ 82,83	407,3 $\pm$ 62,38
Piscívoros	37,7 $\pm$ 8,9	28,4 $\pm$ 6,5	29,5 $\pm$ 10,0	29,6 $\pm$ 7,7	47,2 $\pm$ 17,0	53,7 $\pm$ 25,9	23,5 $\pm$ 7,11	29,8 $\pm$ 16,86	44,3 $\pm$ 10,37
Piscívoros 2	23,6 $\pm$ 5,6	25,7 $\pm$ 5,5	17,7 $\pm$ 5,7	20,4 $\pm$ 4,8	18,5 $\pm$ 4,7	7,4 $\pm$ 1,2	16,2 $\pm$ 4,36	12,0 $\pm$ 2,69	20,1 $\pm$ 4,50
Omnívoros	40,9 $\pm$ 12,7	25,4 $\pm$ 5,8	32,3 $\pm$ 7,4	30,0 $\pm$ 6,7	45,6 $\pm$ 24,7	21,7 $\pm$ 6,3	17,5 $\pm$ 4,28	27,4 $\pm$ 5,82	46,2 $\pm$ 15,36
Micrófagos	62,7 $\pm$ 12,7	39,4 $\pm$ 5,8	67,0 $\pm$ 10,6	43,5 $\pm$ 8,5	24,8 $\pm$ 2,6	57,6 $\pm$ 8,4	40,2 $\pm$ 4,80	38,5 $\pm$ 5,42	49,3 $\pm$ 8,51
Mesófagos	17,2 $\pm$ 6,8	10,6 $\pm$ 2,6	12,4 $\pm$ 4,0	5,6 $\pm$ 2,1	7,6 $\pm$ 1,8	7,4 $\pm$ 2,1	6,3 $\pm$ 1,49	13,8 $\pm$ 4,15	13,2 $\pm$ 4,29
Detritívoros	0,7 $\pm$ 0,3	1,0 $\pm$ 0,4	0,4 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,2	0,4 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,07	0,5 $\pm$ 0,21	0,1 $\pm$ 0,05

Tabla 2.6 Resumen de los análisis mixtos de la varianza aplicados a los parámetros descriptores del poblamiento de peces (abundancia y riqueza), y a la abundancia de las especies más frecuentes ($f > 15\%$ de las réplicas) y de las especies agrupadas en categorías espaciales y grupos tróficos, para los datos recogidos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas durante el periodo 1996-2017.

Variable	Test Cochran	Año A	Sector S	AxS	Zona Z(AxS)
Abundancia	*	***	***		***
Abundancia red.	***	***	***		(*)
Riqueza específica	**	***	***	*	***
<i>M. helena</i>		***	***	**	(*)
<i>A. anthias</i>			***		***
<i>E. costae</i>	*	**	***	(*)	**
<i>E. marginatus</i>		***	***	***	***
<i>M. rubra</i>	**	***	***	**	
<i>S. cabrilla</i>		***	***	*	***
<i>S. scriba</i>	***	**	***		***
<i>A. imberbis</i>		***	***		**
<i>S. umbra</i>		***	***	*	
<i>M. surmuletus</i>	*		***		*
<i>B. boops</i>		***	***	**	**
<i>D. dentex</i>	*	***	***	***	(*)
<i>D. annularis</i>	***	(*)	***		**
<i>D. cervinus</i>	*	***	***		***
<i>D. puntazzo</i>		(*)	***	**	***
<i>D. sargus</i>	*	**	***		***
<i>D. vulgaris</i>		***	***	**	
<i>O. melanura</i>		**	***	***	*
<i>S. salpa</i>		***	***	**	
<i>S. aurata</i>	***				**
<i>S. cantharus</i>	***	***	***	***	*
<i>C. chromis</i>	*	***	***		**
<i>C. julis</i>	*	***	***	(*)	***
<i>S. dodgerleini</i>	***	***			***
<i>S. mediterraneus</i>		***	***	*	(*)
<i>S. ocellatus</i>	*	***	***	(*)	*
<i>S. roissali</i>	*	**	***		***
<i>S. rostratus</i>	***	*	***	***	
<i>S. tinca</i>	*	***	***	***	*
<i>T. pavo</i>		***	***	***	*
<i>S. viridensis</i>		(*)	***	*	**
Cat. 1		***	***	*	**
Cat. 2	*	***	***		**
Cat. 3		***	***	(*)	
Cat. 4		(*)	***	(*)	*
Cat. 5	**	***	***		***
Cat. 6		***	***		**
Herbívoros		***	***	**	
Planctófagos	***	***	***		***
Piscívoros	**	**	***	*	***
Piscívoros 2	*	***	***	**	***
Omnívoros		**	**		*
Micrófagos	***	***	***	**	***
Mesófagos		***	***		
Detritívoros	***	*	***		(*)

Un efecto en cierto modo sorprendente de la protección es la aparente disminución de la abundancia total de peces (sin contar a especies pelágicas formadoras de bancos), aunque los datos de 2018 suponen un pequeño repunte respecto a la tendencia interanual de años anteriores (Fig. 2.3).

22

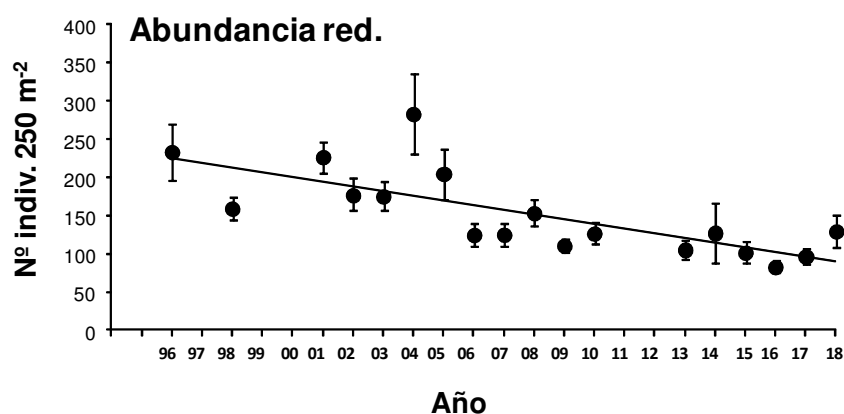


Figura 2.3 Valores medios ($\pm$ E.T.) de la abundancia total reducida de peces por censo a lo largo del período de estudio (1996-2018) (se indica la línea de ajuste lineal de tendencia de variación interanual).

La respuesta temporal de los peces a la protección pesquera se mantiene como otros años, a saber: unas cuantas especies (meros, chernas, falsos abadejos, dentones, sargos reales y corvas, entre otras, todas ellas especies de depredadores apicales) han aumentado claramente sus abundancias a lo largo de los años (Fig. 2.4). En algunos casos (falsos abadejos, sargos reales...), al efecto temporal se le suman diferencias entre sectores, aunque ambos efectos son independientes (indicado por el hecho de que la interacción estadística no haya sido significativa), de modo que son consistentemente más abundantes en la reserva integral y los bajos que en el sector más costero, siendo siempre más abundantes en uno de los sectores más externos que en el otro. En otros casos (meros, chernas y dentones) la interacción estadística sí es significativa, lo cual indica que hay una tendencia significativa al aumento temporal, pero las máximas abundancias se encuentran en uno u otro sector externo, indistintamente, de modo que variaciones espaciales y temporales no son independientes entre sí. Otras especies (trescolas, salmonetes) están claramente asociados a uno u otro sector (p. ej., *A. anthias* a los bajos, y *M. surmuletus* a la zona más costera), pauta explicable por la diferente distribución de sus hábitats preferidos (arrecifes profundos y hábitats heterogéneos con importante presencia de praderas de *Posidonia oceanica* y fondos blandos, respectivamente).

Pero la observación más interesante es que esas especies que muestran una mejor respuesta a la protección, tras mostrar una acusada disminución de sus abundancias a partir de 2011 (achacable a una disminución de la efectividad de las labores de vigilancia, ver García-Charton *et al.* 2014), a partir de 2015 trocaron esa tendencia descendente en un claro ascenso de las abundancias, habiéndose recuperado en algunos casos (sobre todo en las diferentes especies de meros) valores similares a los censados antes de la "crisis de vigilancia" acaecida en 2011 (Fig. 2.4).

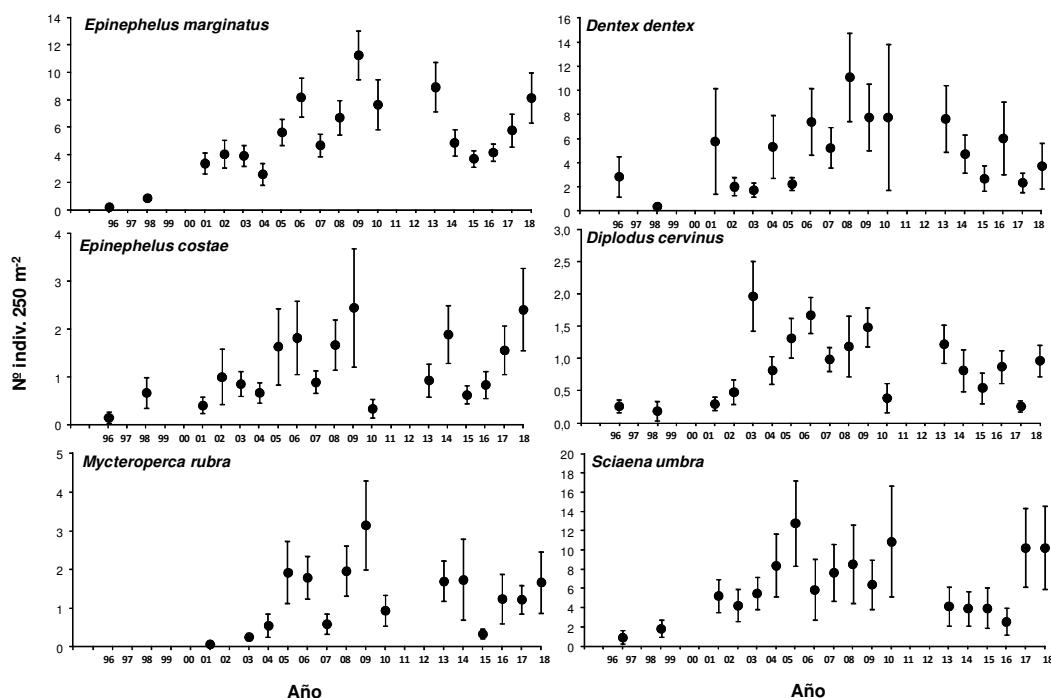


Figura 2.4 Valores medios ($\pm$ E.T.) de abundancia por censo de algunas especies de peces a lo largo del periodo de estudio (1996-2018).

Esta recuperación de especies piscívoras es asimismo notable cuando se consideran todas las especies juntas (Fig. 2.5).

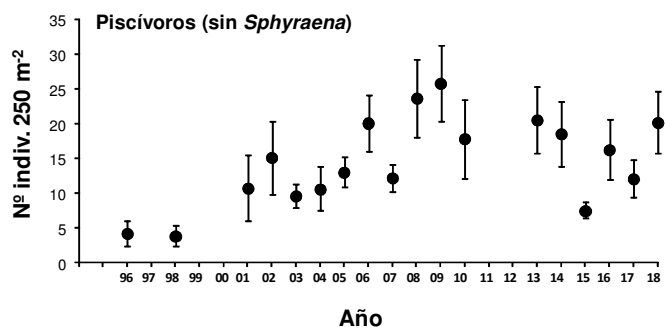


Figura 2.5 Valores medios ($\pm$ E.T.) de abundancia por censo de las especies de peces agrupadas en el grupo trófico de piscívoros (exceptuando los espetones, cuyas abundancias distorsionan el cómputo total de este grupo) a lo largo del periodo de estudio (1996-2018).

Si ajustamos todos los datos de densidad y biomasa de la serie 1996-2018 a los diferentes modelos lineales y no lineales probados sobre los datos (en este último caso, buscando una posible capacidad de carga de las poblaciones estudiadas, considerando únicamente los datos de los bajos y la reserva integral), comprobamos que, mientras que la biomasa total, así como la reducida tras restar la debida a las especies pelágicas, sí muestran que se ha alcanzado una capacidad de carga en la reserva, los valores de densidad disminuyen paulatinamente con el tiempo; sin embargo, si se diferencia entre períodos (anterior y posterior a la disminución de las labores de vigilancia), los ajustes muestran que esa capacidad de carga aún tiene margen para aumentar (Fig. 2.6).

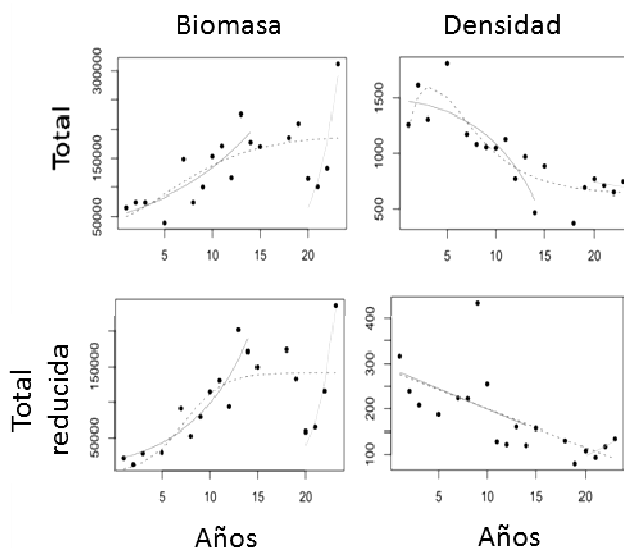


Figura 2.6 Trayectorias temporales de los valores de biomasa y densidad (total y reducida) del poblamiento de peces en los bajos e islas de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (la línea punteada indica el modelo ajustado para todo el periodo de estudio; la línea continua oscura indica la trayectorias cuando la vigilancia era intensa y constante; y la línea continua gris indica la trayectoria a partir de que se restableciera un alto nivel de vigilancia).

En cuanto a las especies comerciales, en general se observa el mismo comportamiento de la abundancia - tanto para su biomasa como para su densidad: si se considera todo el período de estudio las trayectorias muestran una capacidad de carga, sugiriendo que se habría llegado a un máximo de abundancia en la reserva marina; sin embargo, si se diferencian los períodos anterior y posterior a la época de disfunciones en la vigilancia, vemos que aún hay mucho margen para que las abundancias sigan aumentando (Fig. 2.7). Por ello, la trayectoria temporal de la densidad y abundancia de especies piscívoras muestra una clara pauta en el mismo sentido de que pueden aumentar aún más en los próximos años (Fig. 2.8). Las excepciones a estas trayectorias son las de las corvas (cuya biomasa aumenta exponencialmente a lo largo de todo el período protegido, aunque su densidad muestra una pauta de cambio más acorde con las tres especies de meros y los sargos reales), y sargos y mojarras, cuya tendencia ha sido a la disminución más o menos continua de su abundancia desde el momento de la declaración de la reserva marina (Fig. 2.7).

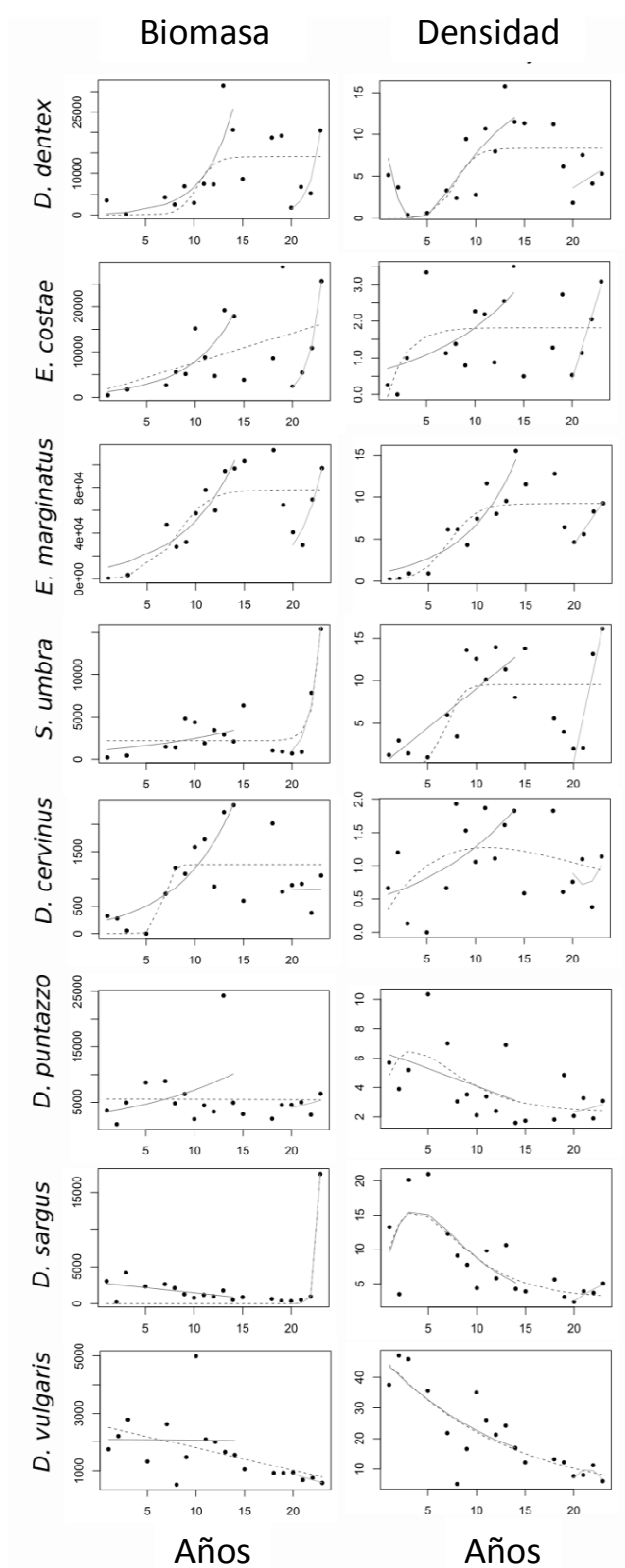


Figura 2.7 Trayectorias temporales de los valores de biomasa y densidad (total y reducida) de varias especies comerciales de peces en los bajos e islas de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (ajustes como en la Fig. 2.6).

2.3.1.3. Comparación espacial (C. Palos, C. Tiñoso y Águilas)

26

En las 5 ocasiones en que se han realizado censos en las tres localidades conjuntamente (2001, 2009, 2016, 2017 y 2018) se han observado 60 especies de peces pertenecientes a 23 familias (Tabla 2.7). Algunas especies no han sido observadas en Cabo de Palos, tales como boquerones (*E. encrasicolus*), chirretes (*Atherina* sp.), bacoretas (*E. alleteratus*), jureles (*Trachurus* sp.), burros listados (*P. octolineatum*), roncadores (*P. incisus*), aligotes (*P. acarne*), viejas (*S. cretense*), ballesas (*B. capricus*) y torpedos (*Torpedo* sp.), aunque, obviamente, se trata más de un problema de muestreo de especies raras que una total ausencia de esta localidad. La Tabla 2.8 da cuenta de los valores medios de abundancia de las categorías espaciales y grupos tróficos considerados.

De nuevo se confirman las pautas observadas en año anterior, en el sentido de que una serie de especies siempre han resultado más abundantes en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (trescolas, meros, falsos abadejos, dentones, sargos picudos, y especies piscívoras), mientras que otras especies por lo general son más abundantes en las otras dos localidades (p. ej. serranos, raspallones, merlos y tordos picudos). Por otra parte, no hay aún pautas claras en la reserva marina de Cabo Tiñoso, aunque, a pesar del poco tiempo transcurrido (2 años) desde la declaración de la reserva marina de Cabo Tiñoso, la abundancia de peces muestra claros indicios de aumento, sobre todo en términos de biomasa de especies piscívoras (Fig. 2.8).

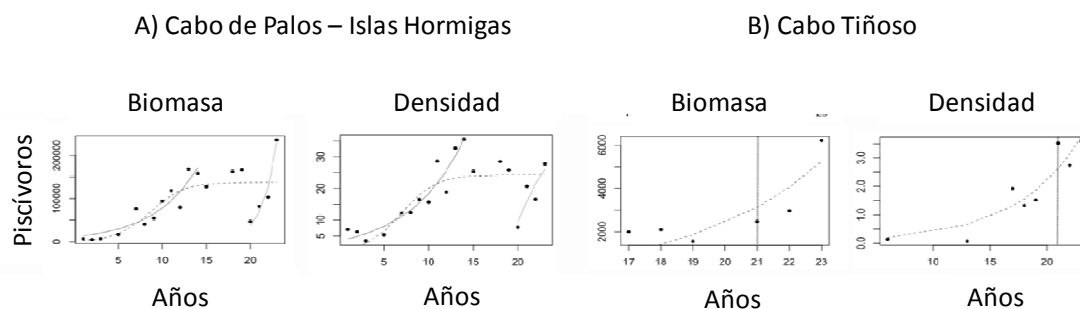


Figura 2.8 Trayectorias temporales de los valores de biomasa y densidad (total y reducida) de las especies de peces piscívoros en los bajos e islas de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (la línea punteada indica el modelo ajustado para todo el periodo de estudio; la línea continua oscura indica la trayectorias cuando la vigilancia era intensa y constante; y la línea continua gris indica la trayectoria a partir de que se restableciera un alto nivel de vigilancia) y en la reserva marina de Cabo Tiñoso (la línea vertical marca la declaración de la reserva marina).

Tabla 2.7 Abundancia media ($\pm$ error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m⁻²) de las especies, así como valores medios de abundancia y riqueza específica de los peces aparecidos en los censos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, en la reserva marina de C. Tiñoso y en el litoral de Águilas en los cinco años en los que se tienen datos conjuntos de estas tres localidades.

		2001			2009		
		C. Palos	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,2 $\pm$ 0,15			0,1 $\pm$ 0,11		
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>		42,4 $\pm$ 26,38	61,6 $\pm$ 35,43	18,5 $\pm$ 18,52		
Atherinidae	<i>Atherina</i> sp.						
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>						
	<i>Euthynnus alleteratus</i>						
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,4 $\pm$ 0,12	0,1 $\pm$ 0,06	0,2 $\pm$ 0,09	0,5 $\pm$ 0,19	0,2 $\pm$ 0,12	0,1 $\pm$ 0,09
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>	0,1 $\pm$ 0,09					
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	22,1 $\pm$ 7,03	0,3 $\pm$ 0,30	3,8 $\pm$ 3,55	8,7 $\pm$ 3,30	0,4 $\pm$ 0,37	5,7 $\pm$ 3,08
	<i>Epinephelus costae</i>	0,4 $\pm$ 0,17	0,1 $\pm$ 0,04	0,3 $\pm$ 0,18	2,4 $\pm$ 1,23	0,04 $\pm$ 0,04	0,04 $\pm$ 0,04
	<i>Epinephelus marginatus</i>	3,4 $\pm$ 0,75	0,2 $\pm$ 0,11	0,2 $\pm$ 0,12	11,3 $\pm$ 1,76	0,4 $\pm$ 0,12	0,3 $\pm$ 0,11
	<i>Mycteroperca rubra</i>	0,1 $\pm$ 0,05			3,1 $\pm$ 1,15		0,1 $\pm$ 0,07
	<i>Serranus atricauda</i>	0,04 $\pm$ 0,04					0,04 $\pm$ 0,04
	<i>Serranus cabrilla</i>	1,9 $\pm$ 0,38	1,2 $\pm$ 0,36	0,5 $\pm$ 0,14	1,5 $\pm$ 0,34	4,5 $\pm$ 0,64	1,6 $\pm$ 0,33
	<i>Serranus scriba</i>	2,1 $\pm$ 0,37	5,0 $\pm$ 0,43	3,9 $\pm$ 0,48	2,7 $\pm$ 0,39	6,3 $\pm$ 0,64	4,7 $\pm$ 0,63
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>						
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	15,1 $\pm$ 4,32	45,2 $\pm$ 9,26	67,5 $\pm$ 18,75	6,3 $\pm$ 1,70	26,7 $\pm$ 5,05	38,7 $\pm$ 8,04
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		0,1 $\pm$ 0,08	0,3 $\pm$ 0,30	0,04 $\pm$ 0,04		
	<i>Trachurus</i> sp.					0,1 $\pm$ 0,07	
	<i>Pseudocaranx dentex</i>						
Molidae	<i>Mola mola</i>						
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>			1,4 $\pm$ 1,37			0,1 $\pm$ 0,11
	<i>Pomadasys incisus</i>						
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	5,2 $\pm$ 1,70	0,1 $\pm$ 0,04	1,3 $\pm$ 0,61	6,4 $\pm$ 2,56	0,7 $\pm$ 0,22	1,8 $\pm$ 0,62
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,6 $\pm$ 0,18	3,9 $\pm$ 1,29	1,8 $\pm$ 0,62	0,7 $\pm$ 0,23	5,0 $\pm$ 0,90	6,2 $\pm$ 1,37
Sparidae	<i>Boops boops</i>		27,2 $\pm$ 15,30	44,9 $\pm$ 20,38	18,6 $\pm$ 18,52	53,2 $\pm$ 20,33	180,3 $\pm$ 45,55
	<i>Dentex dentex</i>	5,8 $\pm$ 4,38	0,9 $\pm$ 0,25		7,8 $\pm$ 2,76	0,1 $\pm$ 0,11	0,8 $\pm$ 0,29
	<i>Diplodus annularis</i>	0,8 $\pm$ 0,23	6,6 $\pm$ 1,58	10,2 $\pm$ 4,34	0,4 $\pm$ 0,18	8,2 $\pm$ 2,25	12,0 $\pm$ 2,42
	<i>Diplodus cervinus</i>	0,3 $\pm$ 0,10	0,2 $\pm$ 0,15	0,2 $\pm$ 0,11	1,5 $\pm$ 0,30	0,1 $\pm$ 0,09	0,1 $\pm$ 0,07
	<i>Diplodus puntazzo</i>	5,4 $\pm$ 1,89	2,8 $\pm$ 0,71	0,8 $\pm$ 0,21	2,0 $\pm$ 0,61	3,0 $\pm$ 0,75	0,5 $\pm$ 0,19
	<i>Diplodus sargus</i>	12,3 $\pm$ 3,71	28,2 $\pm$ 5,90	21,1 $\pm$ 4,52	4,4 $\pm$ 1,11	6,4 $\pm$ 0,77	6,3 $\pm$ 1,65
	<i>Diplodus vulgaris</i>	32,0 $\pm$ 9,52	47,6 $\pm$ 11,11	49,7 $\pm$ 8,02	16,7 $\pm$ 5,39	24,6 $\pm$ 3,67	35,4 $\pm$ 7,36

		2001			2009		
		C. Palos	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
	<i>Oblada melanura</i>	5,7 ± 2,70	26,0 ± 11,90	9,8 ± 2,59	3,2 ± 2,46	7,0 ± 3,55	10,8 ± 7,96
	<i>Pagellus acarne</i>		0,04 ± 0,04				
	<i>Pagrus pagrus</i>			0,04 ± 0,04			0,3 ± 0,30
	<i>Sarpa salpa</i>	37,6 ± 7,82	77,5 ± 15,07	47,0 ± 10,64	8,7 ± 3,18	9,3 ± 1,51	16,1 ± 4,48
	<i>Sparus aurata</i>	0,3 ± 0,23		0,4 ± 0,21	0,3 ± 0,18		0,04 ± 0,04
	<i>Spondylus cantharus</i>		0,04 ± 0,04		0,5 ± 0,33		0,7 ± 0,43
	<i>Spicara maena</i>		86,3 ± 47,00			35,8 ± 11,70	23,3 ± 21,09
	<i>Spicara smaris</i>		4,6 ± 3,13			5,9 ± 3,67	
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	748,0 ± 108,61	797,0 ± 140,88	306,9 ± 57,94	227,4 ± 39,75	347,3 ± 75,97	101,9 ± 22,74
Labridae	<i>Coris julis</i>	46,1 ± 10,29	20,4 ± 2,47	16,6 ± 2,82	16,5 ± 3,37	29,9 ± 3,74	9,5 ± 1,46
	<i>Labrus merula</i>	0,1 ± 0,06	1,1 ± 0,26	0,2 ± 0,08	0,1 ± 0,05	0,3 ± 0,10	0,3 ± 0,10
	<i>Labrus viridis</i>		0,2 ± 0,08			0,1 ± 0,06	
	<i>Symphodus doderleini</i>	0,2 ± 0,10	0,8 ± 0,33	0,2 ± 0,08	0,1 ± 0,07	0,3 ± 0,10	0,5 ± 0,34
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,2 ± 0,32	1,7 ± 0,37	0,8 ± 0,19	0,8 ± 0,15	5,8 ± 1,26	2,0 ± 0,36
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,7 ± 0,33	0,4 ± 0,14			0,1 ± 0,07	
	<i>Symphodus ocellatus</i>	13,7 ± 7,52	4,3 ± 1,26	0,6 ± 0,22	1,2 ± 0,50	6,5 ± 1,52	5,0 ± 1,21
	<i>Symphodus roissali</i>	1,1 ± 0,26	1,7 ± 0,38	0,4 ± 0,12	0,4 ± 0,15	0,7 ± 0,18	0,6 ± 0,22
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,4 ± 0,12	0,9 ± 0,19	0,7 ± 0,21	0,3 ± 0,13	1,3 ± 0,24	0,6 ± 0,13
	<i>Symphodus cinereus</i>					0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04
	<i>Symphodus tinca</i>	10,0 ± 1,65	11,6 ± 3,50	6,9 ± 0,55	1,5 ± 0,45	6,8 ± 0,70	3,1 ± 0,43
	<i>Thalassoma pavo</i>	28,9 ± 5,91	14,4 ± 4,07	51,3 ± 7,83	12,1 ± 3,61	2,9 ± 0,57	5,1 ± 0,94
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>			0,3 ± 0,18			
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	0,3 ± 0,30	0,3 ± 0,14		2,7 ± 1,64		
Mugilidae	<i>Mugilidae</i>	0,4 ± 0,41	0,04 ± 0,04	0,7 ± 0,70	0,3 ± 0,30	0,3 ± 0,22	0,4 ± 0,30
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>		0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,09	0,1 ± 0,07	0,1 ± 0,05	
	<i>Scorpaena scrofa</i>		0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,05			
	<i>Scorpaena notata</i>					0,04 ± 0,04	
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>						0,1 ± 0,08
Torpedidae	<i>Torpedo sp.</i>						
	Abundancia	1002,9 ± 119,93	1261,3 ± 163,10	712,8 ± 85,46	389,8 ± 40,53	600,3 ± 88,51	475,1 ± 61,14
	Abundancia red.	226,4 ± 20,73	277,1 ± 27,78	284,8 ± 24,56	110,4 ± 9,24	150,3 ± 12,86	152,6 ± 13,12
	Riqueza específica	16,8 ± 0,51	18,2 ± 0,54	15,7 ± 0,46	14,4 ± 0,59	17,7 ± 0,48	16,8 ± 0,41
	Riqueza total	35	40	36	37	37	38

Tabla 2.7 (cont.)

		2016			2017		
		C. Palos	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>			0,1 ± 0,04			
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>						5,3 ± 5,26
Atherinidae	<i>Atherina</i> sp.					21,1 ± 21,15	
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	1,0 ± 0,56	1,7 ± 1,44			1,0 ± 0,73	
	<i>Euthynnus alleteratus</i>						0,4 ± 0,44
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,2 ± 0,09	0,7 ± 0,16	0,2 ± 0,10	0,1 ± 0,07	0,4 ± 0,12	0,1 ± 0,09
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>						
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	36,4 ± 13,90		0,3 ± 0,30	16,7 ± 5,37		
	<i>Epinephelus costae</i>	0,8 ± 0,28	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,07	1,6 ± 0,51	0,1 ± 0,06	1,0 ± 0,25
	<i>Epinephelus marginatus</i>	4,2 ± 0,65	0,4 ± 0,14	0,3 ± 0,10	5,8 ± 1,20	0,7 ± 0,17	0,7 ± 0,21
	<i>Mycteroperca rubra</i>	1,2 ± 0,64			1,2 ± 0,37		0,2 ± 0,11
	<i>Serranus atricauda</i>						
	<i>Serranus cabrilla</i>	2,4 ± 0,68	1,2 ± 0,39	0,6 ± 0,24	0,9 ± 0,23	1,3 ± 0,20	0,3 ± 0,17
	<i>Serranus scriba</i>	1,4 ± 0,31	5,1 ± 0,65	5,6 ± 0,79	2,7 ± 0,41	5,8 ± 0,52	5,1 ± 0,63
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>						
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	12,9 ± 3,58	26,5 ± 5,90	18,8 ± 7,93	7,0 ± 2,38	30,8 ± 5,69	32,5 ± 8,34
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	2,1 ± 1,57			0,3 ± 0,30	0,8 ± 0,67	0,3 ± 0,30
	<i>Trachurus</i> sp.					35,5 ± 35,52	
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,1 ± 0,06			0,3 ± 0,30		
Molidae	<i>Mola mola</i>						
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>	0,1 ± 0,06					
	<i>Pomadasys incisus</i>			0,1 ± 0,04			0,04 ± 0,04
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	2,6 ± 1,43	2,6 ± 1,18	0,8 ± 0,31	10,2 ± 4,06	3,3 ± 1,32	0,7 ± 0,32
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,1 ± 0,07	1,8 ± 0,81	1,2 ± 0,52	0,5 ± 0,21	1,2 ± 0,58	4,6 ± 2,53
Sparidae	<i>Boops boops</i>	129,8 ± 46,15	93,1 ± 26,52	49,7 ± 20,03	68,7 ± 48,03	63,0 ± 25,90	115,9 ± 31,86
	<i>Dentex dentex</i>	6,1 ± 2,99	0,7 ± 0,41	0,1 ± 0,05	2,4 ± 0,81	0,1 ± 0,08	0,7 ± 0,28
	<i>Diplodus annularis</i>	0,3 ± 0,23	2,1 ± 0,48	4,4 ± 0,82	0,8 ± 0,26	4,9 ± 1,87	6,4 ± 2,25
	<i>Diplodus cervinus</i>	0,9 ± 0,25		0,2 ± 0,09	0,3 ± 0,09	0,1 ± 0,04	0,1 ± 0,05
	<i>Diplodus puntazzo</i>	3,0 ± 0,86	0,8 ± 0,23	1,1 ± 0,36	1,4 ± 0,40	1,0 ± 0,26	0,6 ± 0,25
	<i>Diplodus sargus</i>	5,3 ± 1,15	8,4 ± 2,64	11,3 ± 2,02	4,7 ± 1,34	10,8 ± 1,69	8,2 ± 1,57
	<i>Diplodus vulgaris</i>	9,3 ± 3,83	24,7 ± 8,37	19,7 ± 3,72	13,3 ± 3,43	27,6 ± 5,00	19,4 ± 4,02

		2016			2017		
		C. Palos	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
	<i>Oblada melanura</i>	4,8 ± 2,79	10,5 ± 7,29	11,3 ± 4,09	1,0 ± 0,49	5,4 ± 2,61	18,3 ± 6,17
	<i>Pagellus acarne</i>						
	<i>Pagrus pagrus</i>		0,04 ± 0,04		0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,11
	<i>Sarpa salpa</i>	4,9 ± 2,59	5,3 ± 2,44	16,2 ± 4,47	4,9 ± 1,44	9,0 ± 3,04	29,7 ± 5,10
	<i>Sparus aurata</i>	0,5 ± 0,25		0,04 ± 0,04	0,6 ± 0,33		
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	2,4 ± 1,09	1,5 ± 0,92	0,1 ± 0,06	6,9 ± 5,40	0,3 ± 0,14	1,3 ± 0,78
	<i>Spicara maena</i>		16,0 ± 9,70	6,3 ± 5,27		0,7 ± 0,49	10,4 ± 8,26
	<i>Spicara smaris</i>	55,6 ± 38,16	43,3 ± 21,73			0,7 ± 0,67	1,7 ± 1,45
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	217,8 ± 35,01	353,6 ± 51,56	303,7 ± 56,68	275,8 ± 59,38	242,3 ± 46,30	213,9 ± 31,23
Labridae	<i>Coris julis</i>	8,7 ± 1,48	10,0 ± 1,13	10,6 ± 1,60	17,7 ± 4,97	7,8 ± 0,99	6,4 ± 1,05
	<i>Labrus merula</i>	0,04 ± 0,04	0,4 ± 0,10	0,1 ± 0,06	0,1 ± 0,05	0,2 ± 0,08	
	<i>Labrus viridis</i>	0,1 ± 0,04	0,04 ± 0,04				0,04 ± 0,04
	<i>Symphodus doderleini</i>	1,3 ± 0,39	5,7 ± 1,49	3,3 ± 0,76	0,4 ± 0,14	0,9 ± 0,21	0,1 ± 0,05
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	2,1 ± 0,58	3,2 ± 0,63	2,4 ± 0,48	0,8 ± 0,17	2,6 ± 0,38	0,9 ± 0,19
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,4 ± 0,12	0,3 ± 0,17	0,1 ± 0,11	±	0,04 ± 0,04	0,04 ± 0,04
	<i>Symphodus ocellatus</i>	1,9 ± 1,44	2,2 ± 1,12	0,5 ± 0,18	1,3 ± 0,51	7,6 ± 1,82	1,7 ± 0,81
	<i>Symphodus roissali</i>	0,3 ± 0,14	1,0 ± 0,43	0,4 ± 0,17		0,1 ± 0,08	0,1 ± 0,09
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,2 ± 0,09	1,1 ± 0,40	0,7 ± 0,28	0,3 ± 0,20	0,9 ± 0,26	0,7 ± 0,18
	<i>Symphodus cinereus</i>		1,2 ± 0,72	0,3 ± 0,15	0,04 ± 0,04		
	<i>Symphodus tinca</i>	2,9 ± 0,71	6,0 ± 1,03	5,0 ± 1,28	1,6 ± 0,37	4,0 ± 0,59	4,3 ± 0,82
	<i>Thalassoma pavo</i>	9,9 ± 1,53	3,4 ± 0,71	6,7 ± 1,17	8,9 ± 1,61	7,7 ± 2,37	6,1 ± 0,97
Scaridae	<i>Sparisoma cretense</i>						
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	7,3 ± 4,65	0,1 ± 0,07	1,1 ± 1,07	17,8 ± 16,98	0,04 ± 0,04	0,4 ± 0,30
Mugilidae	<i>Mugilidae</i>					0,3 ± 0,30	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>						
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1 ± 0,05			0,04 ± 0,04		
	<i>Scorpaena notata</i>						
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>						
Torpedidae	<i>Torpedo sp.</i>			0,1 ± 0,04			
	Abundancia	541,3 ± 85,33	635,0 ± 76,71	483,5 ± 69,35	477,2 ± 89,22	500,1 ± 77,20	498,7 ± 52,87
	Abundancia red.	86,4 ± 7,52	116,7 ± 10,36	111,1 ± 10,55	96,5 ± 10,24	129,3 ± 9,06	132,2 ± 12,35
	Riqueza específica	15,8 ± 0,57	15,9 ± 0,42	15,0 ± 0,70	14,7 ± 0,54	16,0 ± 0,41	14,7 ± 0,57
	Riqueza total	40	35	37	36	37	38

Tabla 2.7 (cont.)

		2018		
		C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,3 ± 0,10		
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>		23,5 ± 16,28	
Atherinidae	<i>Atherina</i> sp.			
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>			
	<i>Euthynnus alleteratus</i>			
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,2 ± 0,08	0,5 ± 0,14	0,1 ± 0,07
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>			
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	13,7 ± 5,17	2,6 ± 2,63	
	<i>Epinephelus costae</i>	2,4 ± 0,85	0,2 ± 0,15	0,7 ± 0,29
	<i>Epinephelus marginatus</i>	8,1 ± 1,83	0,3 ± 0,11	1,0 ± 0,23
	<i>Mycteroperca rubra</i>	1,7 ± 0,80		0,2 ± 0,13
	<i>Serranus atricauda</i>			
	<i>Serranus cabrilla</i>	1,0 ± 0,24	1,4 ± 0,34	0,4 ± 0,22
	<i>Serranus scriba</i>	2,0 ± 0,41	5,0 ± 0,56	4,3 ± 0,32
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>			
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	4,4 ± 1,76	12,6 ± 2,30	21,6 ± 5,20
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	3,3 ± 2,69		
	<i>Trachurus</i> sp.			
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,1 ± 0,15		
Molidae	<i>Mola mola</i>	0,1 ± 0,05		
Haemulidae	<i>Parapristipoma octolineatum</i>		0,6 ± 0,56	0,04 ± 0,04
	<i>Pomadasys incisus</i>			0,1 ± 0,15
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	10,2 ± 4,31	2,1 ± 1,38	0,6 ± 0,36
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,1 ± 0,05	1,0 ± 0,45	2,5 ± 1,12
Sparidae	<i>Boops boops</i>	24,9 ± 17,67	76,9 ± 31,29	71,1 ± 24,12
	<i>Dentex dentex</i>	3,7 ± 1,89	2,6 ± 1,48	0,1 ± 0,12
	<i>Diplodus annularis</i>	0,3 ± 0,15	2,6 ± 0,60	2,4 ± 0,53
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,0 ± 0,24	0,1 ± 0,05	0,8 ± 0,21
	<i>Diplodus puntazzo</i>	2,6 ± 1,07	0,6 ± 0,19	0,3 ± 0,12
	<i>Diplodus sargus</i>	5,3 ± 2,22	7,5 ± 1,48	6,6 ± 1,93
	<i>Diplodus vulgaris</i>	22,7 ± 14,10	59,7 ± 31,41	28,3 ± 5,74

		2018		
		C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Pomacentridae Labridae	<i>Oblada melanura</i>	5,4 ± 2,99	0,4 ± 0,30	6,7 ± 2,55
	<i>Pagellus acarne</i>		1,4 ± 1,44	
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,05	
	<i>Sarpa salpa</i>	3,8 ± 2,35	10,3 ± 4,78	21,9 ± 6,51
	<i>Sparus aurata</i>	0,3 ± 0,20	0,04 ± 0,04	0,1 ± 0,11
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	14,3 ± 6,42	0,8 ± 0,37	0,1 ± 0,05
	<i>Spicara maena</i>			0,1 ± 0,11
	<i>Spicara smaris</i>	1,5 ± 1,48		0,04 ± 0,04
	<i>Chromis chromis</i>	361,7 ± 61,48	289,4 ± 43,19	215,8 ± 36,06
	<i>Coris julis</i>	22,3 ± 6,49	7,0 ± 0,78	8,3 ± 1,43
	<i>Labrus merula</i>	0,1 ± 0,07	0,6 ± 0,14	0,1 ± 0,07
	<i>Labrus viridis</i>		0,1 ± 0,08	0,1 ± 0,12
	<i>Symphodus doderleini</i>	0,2 ± 0,08	0,6 ± 0,20	0,1 ± 0,06
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,5 ± 0,35	1,3 ± 0,32	0,7 ± 0,16
	<i>Symphodus melanocercus</i>			0,1 ± 0,09
	<i>Symphodus ocellatus</i>	1,2 ± 0,41	3,0 ± 0,83	1,6 ± 0,33
	<i>Symphodus roissali</i>	0,1 ± 0,06	0,2 ± 0,08	0,4 ± 0,15
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,1 ± 0,07	0,4 ± 0,13	0,04 ± 0,04
	<i>Symphodus cinereus</i>			
Scaridae	<i>Symphodus tinca</i>	3,4 ± 1,13	6,8 ± 0,77	5,5 ± 0,75
	<i>Thalassoma pavo</i>	15,9 ± 3,99	2,9 ± 0,95	9,6 ± 2,05
Sphyraenidae	<i>Sparisoma cretense</i>			
Mugilidae	<i>Sphyræna viridensis</i>	24,1 ± 8,08	0,1 ± 0,05	
	<i>Mugilidae</i>		0,3 ± 0,16	0,04 ± 0,04
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>			
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,04 ± 0,04		
	<i>Scorpaena notata</i>			
Balistidae	<i>Balistes capricus</i>			
Torpedidae	<i>Torpedo sp.</i>			
Abundancia		564,1 ± 73,99	525,4 ± 68,16	412,9 ± 46,57
Abundancia red.		129,2 ± 20,75	132,3 ± 34,60	119,1 ± 11,06
Riqueza específica		13,6 ± 0,59	15,0 ± 0,53	14,3 ± 0,44
Riqueza total		39	37	37

Tabla 2.8 Abundancia media ($\pm$ error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m²) de las especies de peces aparecidos en los censos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, en la reserva marina de C. Tiñoso y en el litoral de Águilas, agrupadas en categorías espaciales y tróficas, en los cinco años en los que se tienen datos conjuntos de estas tres localidades.

	2001			2009		
	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Categoría 1	6,4 $\pm$ 2,82	186,9 $\pm$ 52,33	117,3 $\pm$ 40,26	43,3 $\pm$ 25,49	102,2 $\pm$ 28,59	214,9 $\pm$ 55,39
Categoría 2	770,2 $\pm$ 109,79	797,3 $\pm$ 140,94	310,6 $\pm$ 60,10	236,1 $\pm$ 41,13	347,7 $\pm$ 75,92	107,6 $\pm$ 23,87
Categoría 3	94,4 $\pm$ 15,62	163,9 $\pm$ 21,62	131,0 $\pm$ 21,79	42,2 $\pm$ 7,76	51,9 $\pm$ 4,83	72,3 $\pm$ 11,93
Categoría 4	0,8 $\pm$ 0,22	3,9 $\pm$ 1,29	1,8 $\pm$ 0,62	0,8 $\pm$ 0,24	5,0 $\pm$ 0,90	6,2 $\pm$ 1,37
Categoría 5	115,5 $\pm$ 17,39	63,8 $\pm$ 6,29	84,1 $\pm$ 9,14	60,5 $\pm$ 6,81	66,4 $\pm$ 6,60	35,3 $\pm$ 2,30
Categoría 6	15,7 $\pm$ 4,37	45,4 $\pm$ 9,26	67,9 $\pm$ 18,78	6,9 $\pm$ 1,71	27,0 $\pm$ 5,04	38,9 $\pm$ 8,03
Herbívoros	37,6 $\pm$ 7,82	77,5 $\pm$ 15,07	47,3 $\pm$ 10,68	8,7 $\pm$ 3,18	9,3 $\pm$ 1,51	16,1 $\pm$ 4,48
Planctófagos	775,9 $\pm$ 109,74	983,8 $\pm$ 154,03	427,0 $\pm$ 74,89	276,3 $\pm$ 41,86	449,7 $\pm$ 81,61	322,0 $\pm$ 62,18
Piscívoros	16,1 $\pm$ 5,03	1,7 $\pm$ 0,36	2,8 $\pm$ 0,85	34,7 $\pm$ 7,38	1,4 $\pm$ 0,31	3,3 $\pm$ 0,69
Omnívoros	50,7 $\pm$ 11,59	85,5 $\pm$ 13,56	82,1 $\pm$ 13,31	25,4 $\pm$ 5,79	42,4 $\pm$ 4,50	55,3 $\pm$ 8,92
Micrófagos	117,6 $\pm$ 16,27	102,6 $\pm$ 11,63	146,6 $\pm$ 19,64	39,4 $\pm$ 5,77	81,3 $\pm$ 9,20	65,5 $\pm$ 8,16
Mesófagos	4,0 $\pm$ 0,40	6,3 $\pm$ 0,50	4,5 $\pm$ 0,50	4,3 $\pm$ 0,48	10,9 $\pm$ 0,95	6,3 $\pm$ 0,55
Detritívoros	1,0 $\pm$ 0,46	3,9 $\pm$ 1,28	2,5 $\pm$ 0,92	1,0 $\pm$ 0,35	5,2 $\pm$ 1,01	6,6 $\pm$ 1,37

	2016			2017		
	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Categoría 1	200,7 $\pm$ 79,15	164,7 $\pm$ 36,79	68,4 $\pm$ 20,47	200,7 $\pm$ 79,15	164,7 $\pm$ 36,79	68,4 $\pm$ 20,47
Categoría 2	254,2 $\pm$ 40,99	353,6 $\pm$ 51,56	304,0 $\pm$ 56,81	254,2 $\pm$ 40,99	353,6 $\pm$ 51,56	304,0 $\pm$ 56,81
Categoría 3	32,7 $\pm$ 6,28	43,5 $\pm$ 9,41	53,2 $\pm$ 7,44	32,7 $\pm$ 6,28	43,5 $\pm$ 9,41	53,2 $\pm$ 7,44
Categoría 4	0,1 $\pm$ 0,07	1,8 $\pm$ 0,81	1,3 $\pm$ 0,51	0,1 $\pm$ 0,07	1,8 $\pm$ 0,81	1,3 $\pm$ 0,51
Categoría 5	40,3 $\pm$ 3,46	44,2 $\pm$ 3,58	37,4 $\pm$ 3,39	40,3 $\pm$ 3,46	44,2 $\pm$ 3,58	37,4 $\pm$ 3,39
Categoría 6	13,2 $\pm$ 3,61	27,2 $\pm$ 5,93	19,1 $\pm$ 7,93	13,2 $\pm$ 3,61	27,2 $\pm$ 5,93	19,1 $\pm$ 7,93
Herbívoros	4,9 $\pm$ 2,59	5,3 $\pm$ 2,44	16,2 $\pm$ 4,47	4,9 $\pm$ 2,59	5,3 $\pm$ 2,44	16,2 $\pm$ 4,47
Planctófagos	444,4 $\pm$ 83,22	516,6 $\pm$ 74,50	371,4 $\pm$ 68,60	444,4 $\pm$ 83,22	516,6 $\pm$ 74,50	371,4 $\pm$ 68,60
Piscívoros	26,1 $\pm$ 7,06	6,2 $\pm$ 1,97	2,6 $\pm$ 1,11	26,1 $\pm$ 7,06	6,2 $\pm$ 1,97	2,6 $\pm$ 1,11
Omnívoros	21,2 $\pm$ 5,23	37,5 $\pm$ 8,74	36,8 $\pm$ 5,59	21,2 $\pm$ 5,23	37,5 $\pm$ 8,74	36,8 $\pm$ 5,59
Micrófagos	40,8 $\pm$ 4,64	61,3 $\pm$ 6,07	49,0 $\pm$ 8,77	40,8 $\pm$ 4,64	61,3 $\pm$ 6,07	49,0 $\pm$ 8,77
Mesófagos	3,8 $\pm$ 0,66	6,3 $\pm$ 0,70	6,2 $\pm$ 0,81	3,8 $\pm$ 0,66	6,3 $\pm$ 0,70	6,2 $\pm$ 0,81
Detritívoros	0,1 $\pm$ 0,07	1,8 $\pm$ 0,81	1,2 $\pm$ 0,52	0,1 $\pm$ 0,07	1,8 $\pm$ 0,81	1,2 $\pm$ 0,52

Tabla 2.8 (cont.)

	2018		
	C. Palos	C. Tiñoso	Águilas
Categoría 1	59,4 ± 18,30	101,0 ± 35,18	78,1 ± 24,98
Categoría 2	375,5 ± 63,55	292,1 ± 43,85	215,8 ± 36,06
Categoría 3	54,0 ± 17,21	86,2 ± 33,41	60,8 ± 9,03
Categoría 4	0,3 ± 0,11	1,0 ± 0,45	2,5 ± 1,12
Categoría 5	70,2 ± 10,20	32,0 ± 2,48	34,0 ± 2,70
Categoría 6	4,6 ± 1,81	13,0 ± 2,30	21,8 ± 5,23
Herbívoros	3,8 ± 2,35	10,3 ± 4,78	21,9 ± 6,51
Planctófagos	407,3 ± 62,38	392,8 ± 63,45	293,8 ± 45,45
Piscívoros	54,5 ± 11,33	5,8 ± 1,97	2,9 ± 0,62
Omnívoros	46,2 ± 15,36	72,7 ± 31,60	38,4 ± 6,08
Micrófagos	49,3 ± 8,51	36,1 ± 2,81	48,6 ± 5,56
Mesófagos	3,0 ± 0,42	6,4 ± 0,57	4,8 ± 0,41
Detritívoros	0,1 ± 0,05	1,3 ± 0,46	2,5 ± 1,12

2.3.2. Transectos TRT+DS

Los resultados de los censos realizados mediante la metodología DS+TRT muestran una densidad mucho mayor de especies depredadoras (de alto interés ecológico y comercial) en la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas que en Cabo Tiñoso (Fig. 2.9). Sin embargo, dentro de la reserva de Cabo de Palos la abundancia fue similar en los dos niveles de protección (reserva integral y reserva parcial) y relativamente constante a lo largo del periodo de estudio para cada especie.

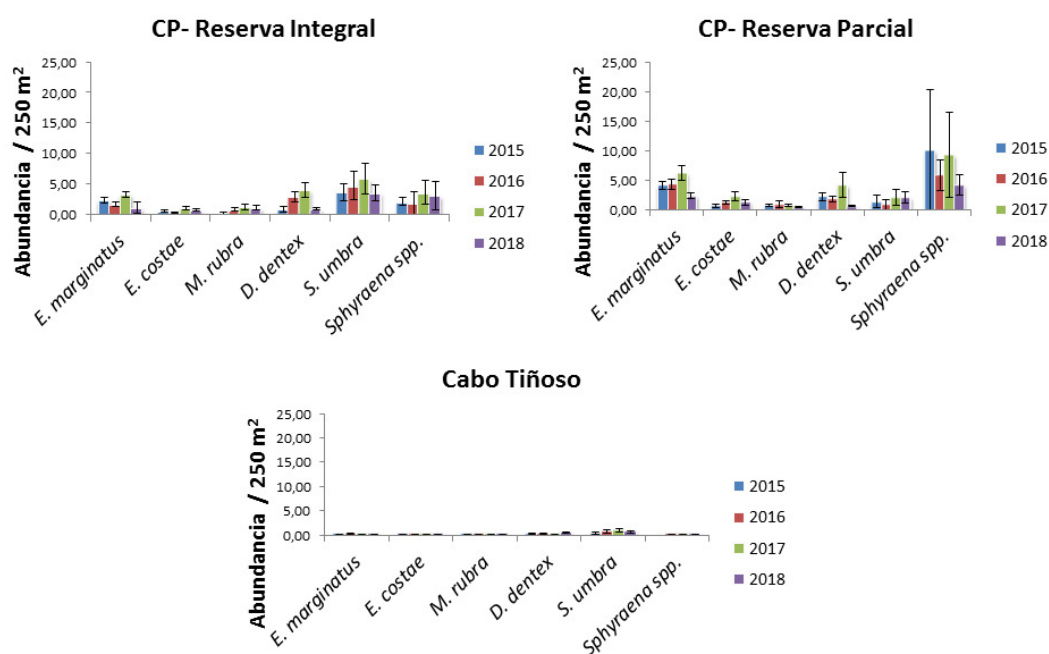


Figura 2.9 Abundancia de peces depredadores por 250 m² en la reserva de Cabo de Palos (CP) y en la reserva de Cabo Tiñoso para el periodo 2015-2018, medida mediante el método TRT+DS. Las barras de error se refieren al error típico.

En Cabo Tiñoso se observa un aumento en la abundancia de especies depredadoras después de la instauración de la reserva marina en 2016, más evidente para algunas especies como *D. dentex* y *S. umbra*. (Fig. 2.10). Sin embargo, no se observan diferencias entre los niveles de protección (reserva integral y reserva parcial).

36

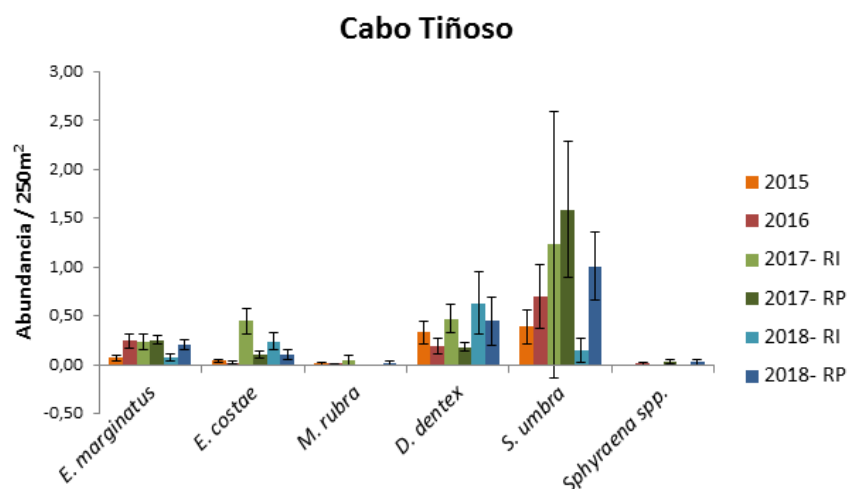


Figura 2.10 Abundancia de peces depredadores por 250 m² en la reserva de Cabo Tiñoso para el periodo 2015-2018, medida mediante el método TRT+DS. Las barras de error se refieren al error típico.

2.4. Discusión

La evaluación de los efectos a largo plazo de la protección es esencial para comprender los mecanismos que operan en una reserva marina (Babcock *et al.* 2009), ya que sus beneficios completos suelen ocurrir tras un buen número de años (Gill *et al.* 2017). Nuestros resultados muestran que, en general, la biomasa total de peces (es decir, considerando todas las especies juntas) aumenta mientras que la densidad ha ido disminuyendo con el tiempo, siendo el aumento de biomasa más acusado para unas pocas especies comerciales que ocupan una posición trófica elevada (depredadores).

El aumento en biomasa de esas especies depredadoras es una pauta común a la mayoría de los estudios que dan cuenta de los cambios acaecidos en las áreas marinas protegidas (p. ej., Mosquera *et al.* 2000, Côté *et al.* 2001, Micheli *et al.* 2004, Guidetti and Sala 2007, Guidetti *et al.* 2008, Claudet *et al.* 2010, Guidetti *et al.* 2014, Giakoumi *et al.* 2017). Un estudio reciente realizado por el equipo redactor del presente informe, realizado mediante técnicas metaanalíticas (Rojo *et al.* 2019), demuestra que

este patrón es generalizado a nivel global; además, en este estudio se muestra que reservas marinas de relativamente pequeño tamaño, pero bien vigiladas, son las más eficientes para proteger a estas especies, que suelen ser de gran tamaño pero pequeño rango de movilidad. Sin embargo, la edad de las reservas (es decir, el tiempo transcurrido desde que se declaró la reserva marina) no es un buen predictor de su efectividad (Rojo *et al.* 2019). El tiempo de protección parecería *a priori* un buen indicador del alcance de los beneficios de la protección (Claudet *et al.* 2008), sobre todo para las especies piscívoras, que suelen ser de gran tamaño, crecimiento lento y madurez tardía (Jennings *et al.* 1999, Reynolds *et al.* 2005); sin embargo, las áreas marinas protegidas más antiguas son más susceptibles de sufrir en algún momento restricciones presupuestarias que redundan en una disminución de la vigilancia, y por tanto en la posibilidad de que aumente la actividad de los pescadores furtivos (Hogg *et al.* 2017). De hecho, Bergseth *et al.* (2018) comprobaron en su estudio, basado en entrevistas en 55 reservas marinas, que el 48% de los pescadores encuestados observan regularmente furtivismo en su reserva marina más cercana. La vigilancia es una variable esencial a la hora de evaluar la efectividad de las áreas marinas protegidas (Guidetti *et al.* 2008, Edgar *et al.* 2014, Giakoumi *et al.* 2017), siendo esta característica de la gestión de las reservas marinas altamente dependiente de sus capacidades humanas y financieras (Gill *et al.* 2017).

En la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, una disminución del presupuesto disponible para vigilancia, ocurrida a partir de 2011 coincidiendo con un período de fuerte crisis económica, "abrió la veda" para un aumento desmesurado de la presión por furtivismo [quizás explicable también por una alta tasa de desempleo que empujara a muchas personas a buscar modos alternativos de supervivencia; pero no existen estudios al respecto]. Esto habría provocado la disminución observada de las abundancias y biomásas de las especies más emblemáticas de la reserva (distintas especies de meros, dentones, etc.) durante unos años. A partir de determinado momento (¿2015?), sucesivos ajustes y recuperaciones de la actividad de vigilancia (con la inclusión de agentes medioambientales y los propios técnicos del Servicio de Pesca y Acuicultura en labores de vigilancia), combinada con una mayor colaboración en la vigilancia de los diferentes sectores que operan en la reserva marina (principalmente pescadores artesanales y centros de buceo), habrían propiciado una recuperación notable de los indicadores de éxito de la reserva. Es notable el establecimiento de un convenio con la Cofradía de Pescadores de Cartagena para que una embarcación artesanal del puerto de Cabo de Palos se dedique a tiempo completo a labores de vigilancia durante varios meses al año, para complementar el trabajo de las tripulaciones de Tragsatec dedicadas a ello con las embarcaciones del MAPAMA; dicha colaboración se ha visto reforzada con el proyecto Interreg-Med "FishMPABlue2", que entre sus acciones implementó una ampliación del período de actividad de esas embarcaciones.

Como consecuencia de todo ello, aunque al considerar toda la serie temporal pudiera parecer que las biomásas de las especies más beneficiadas por la protección

pesquera han alcanzado su capacidad de carga en la reserva marina, si se diferencia entre antes y después de este período de disminución de la vigilancia, se observa que las abundancias y biomasa de esas especies sigue una tendencia de franco aumento con el tiempo, con lo que aún no se puede decir que hayan alcanzado su máxima capacidad de carga. En cuestión de apenas 4 años, las abundancias y biomasa de esas especies han alcanzado prácticamente valores similares a los alcanzados en 2010; un aumento tan rápido bien pudiera deberse más a un cambio de comportamiento de los peces que a un aumento poblacional (es decir, combinación de más nacimientos de peces y crecimiento corporal de los que ya están presentes). Algunos estudios recientes (Sbragaglia *et al.* 2018) han mostrado que los peces son capaces de detectar la presencia de pescadores submarinos y buceadores con escafandra autónoma y reaccionar etológicamente. Otros autores han documentado que las mayores profundidades actúan de refugio para los peces ante la presión pesquera (Tyler *et al.* 2009, Claudet *et al.* 2011, Goetze *et al.* 2011). Por tanto, es posible que la mayor presión por pescadores furtivos en la reserva marina (sobre todo en la reserva integral) haya impelido a los peces hacia mayores profundidades, habiendo recuperado profundidades más someras una vez la vigilancia hubiera aumentado. Por tanto, la recuperación observada por los censos visuales ha podido ser resultado de una combinación de crecimiento poblacional y cambio en el comportamiento de los individuos, con, sobre todo, una disminución de la profundidad en la que aparecen.

Por otra parte, otras especies muestran una estabilidad temporal o incluso una disminución de sus efectivos, (caso de varias especies de sargos). Diversos estudios, realizados en diferentes reservas marinas, muestran que algunas familias pueden sufrir un efecto "top-down" (control por depredadores) (McClanahan *et al.* 2007). Otros efectos similares han sido documentados con invertebrados en áreas marinas protegidas en el Mediterráneo (Micheli *et al.* 2005, Guidetti 2006) y en otros lugares (Shears and Babcock 2002, Babcock *et al.* 2009). Ese efecto puede ser directo (por depredación), o bien indirecto - mediado por efectos sobre el comportamiento de las presas ("efecto riesgo" o "miedo") (Heithaus *et al.* 2008, Bond *et al.* 2019, Schmitz 2019).

En el caso de la reserva marina de Cabo Tiñoso, se observa un aumento significativo de la abundancia y biomasa de peces, a pesar del poco tiempo transcurrido desde la instauración de las medidas de protección pesquera (julio de 2016). Curiosamente, la densidad de peces piscívoros comenzó a aumentar antes de la declaración de la reserva marina, mientras que el aumento de biomasa de esas especies sí es posterior. Esto podría significar que se empezaron a observar en esa zona mayores abundancias de individuos pequeños de esas especies sin que ello tuviera relación con los efectos de la reserva marina. Una explicación para ello estaría en que esos individuos pequeños provienen de la propia reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (por migración denso-dependiente de esos individuos más pequeños), o bien que un aumento de la capacidad reproductiva de las poblaciones de Cabo de Palos ha podido tener como consecuencia un aumento del reclutamiento de esas especies

(meros, corvas, espetones, etc.) en fondos cercanos no protegidos (Cabo Tiñoso entre ellos). Resulta crucial monitorear la evolución temporal de las poblaciones en la reserva marina de Cabo Tiñoso en los próximos años, y compararla con la experimentada por la reserva marina de Cabo de Palos, con el fin de comprobar si Cabo Tiñoso puede adquirir más rápidamente abundancias y biomasa de esas especies, y por tanto experimentar un incremento más acelerado de los efectos de la protección pesquera.

Por último, nuestros trabajos confirman que la técnica de censo TRT+DS (Irigoyen *et al.* 2018) con un gran ancho de banda del transecto (TRT40 o DS) es más adecuada para medir la densidad y biomasa de especies depredadoras, que por otra parte resultan especialmente beneficiadas por las medidas de protección. Las densidades calculadas mediante estas bandas más anchas son mucho menores que las estimadas mediante los transectos "convencionales" de 50x5 m², lo cual indica que los valores estimados hasta la fecha podrían estar sobreestimados, dando una imagen falseada de la estructura trófica de la comunidad íctica arrecifal. Estudios recientes han mostrado que las estimas previas de biomasa de especies de depredadores apicales podrían estar sesgados, lo cual nos lleva a la idea de que este compartimento trófico es considerablemente más pequeño y frágil en las reservas marinas de lo que se había pensado hasta ahora (Bradley *et al.* 2017, Oken *et al.* 2018). Se imponen estudios más detallados de esta cuestión en el futuro.

3 |

La pesca artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

41

3.1. Introducción

Una de las mayores fuentes de presión antrópica es la sobreexplotación pesquera, que es considerada la principal causa de la disminución de los recursos vivos marinos y de la degradación y alteración del ecosistema marino (Jackson et al. 2001, Pauly et al. 2002). Con la finalidad de frenar esta clara tendencia de disminución de los stocks, se ha propuesto el establecimiento de Áreas Marinas Protegidas (en adelante AMPs) o reservas marinas como herramienta de gestión para incrementar la protección de la biodiversidad marina y la conservación de los recursos marinos (Pauly et al. 2002, Claudet et al. 2008, García-Charton et al. 2008) así como la preservación de las actividades pesqueras y socioculturales relacionadas con el medio ambiente marino (García-Charton et al. 2013).

Tras ser declarada en 1993 área de sensibilidad ecológica alta por la Consejería de Política Territorial, Obras Públicas y Medio Ambiente (*Decreto 7/1993, de 23 de marzo sobre medidas para la protección de ecosistemas de aguas interiores*), la zona comprendida entre Cabo de Palos e islas Hormigas fue declarada Reserva Marina de interés pesquero por la Consejería de Agricultura, Ganadería y Pesca (*Decreto 15/1995, de 31 de marzo*) con el fin de proteger a las comunidades marinas y a las poblaciones de organismos de interés pesquero que en ella se desarrollan (García-Charton, 2001).

Dentro de la reserva se ha delimitado un área de reserva integral que comprende el entorno de la Isla Hormiga, el bajo El Mosquito y los islotes de El Hormigón y La Losa, lugares en los cuales queda prohibida cualquier actividad extractiva o recreativa, pudiéndose dar la actividad con fines científicos. El resto de la

reserva, constituido por punta de Cabo Palos, los bajos de Testa, Piles, En medio y Fuera, está sometida a un uso controlado donde puede realizarse el buceo (con un límite de buceadores por época del año) y la pesca artesanal (vedada en fechas, tipos de arte y zonación).

42

En el entorno de Cabo de Palos el tipo de pesca realizada es eminentemente artesanal. En el interior de la misma solo está permitido el uso del trasmallo claro y el palangre de fondo gordo por parte de 11 embarcaciones registradas en Cabo de Palos, pertenecientes a las cofradías de San Pedro del Pinatar (3 embarcaciones) y Cartagena (7 embarcaciones).

El principal objetivo del presente estudio es determinar el efecto de la protección de un área marina sobre el rendimiento de los pescadores artesanales que faenan en la zona, así como su área de influencia. Se valorarán los beneficios o perjuicios que puedan haberse dado tanto a nivel económico (variación de las especies capturas, especies de alto valor comercial), y ecológico (abundancia, biomasa y tallas de especies de alto valor ecológico).

Como objetivos secundarios se realizará el seguimiento de la evolución de los rendimientos de las flotas artesanales que faenan en y en las proximidades de las reservas marinas de Cabo de Palos - Islas Hormigas y Cabo Tiñoso, y en el litoral de Águilas, alrededor del cabo Cope. En el caso de la reserva de Cabo de Palos - Islas Hormigas, se valorará la utilidad de los partes de captura diaria que los pescadores entregan al servicio de guardapesca de la reserva, así como los datos oficiales de las hojas de venta de la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM).

3.2. Material y métodos

3.2.1. Área de estudio

Se han recopilado datos de capturas pesqueras de embarcaciones de artes menores en tres áreas de pesca que se ubican en la costa de la Región de Murcia (SE de la península Ibérica, Mediterráneo occidental): (1) inmediaciones de la reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos – Islas Hormigas hasta Isla Grosa (en adelante Cabo de Palos), explotada por la flota pesquera del puerto pesquero-recreativo de esta localidad, que pertenecen a la Cofradía de pescadores de Cartagena y de San Pedro del Pinatar en su mayoría; (2) Puntas de Calnegre - La Azohía - Cabo Tiñoso (en adelante Cabo Tiñoso), explotados sobre todo por la flota pesquera artesanal que pertenecen a la Cofradía de pescadores de Mazarrón, aunque algunos de ellos pertenecen a la Cofradía de pescadores de Cartagena; y 3) Isla del Fraile - Cabo Cope - Puntas de Calnegre (en adelante Cabo Cope), donde opera principalmente la flota pesquera artesanal que pertenecen a la Cofradía de pescadores de Águilas y algunos procedentes de la de Mazarrón (Fig. 3.1).

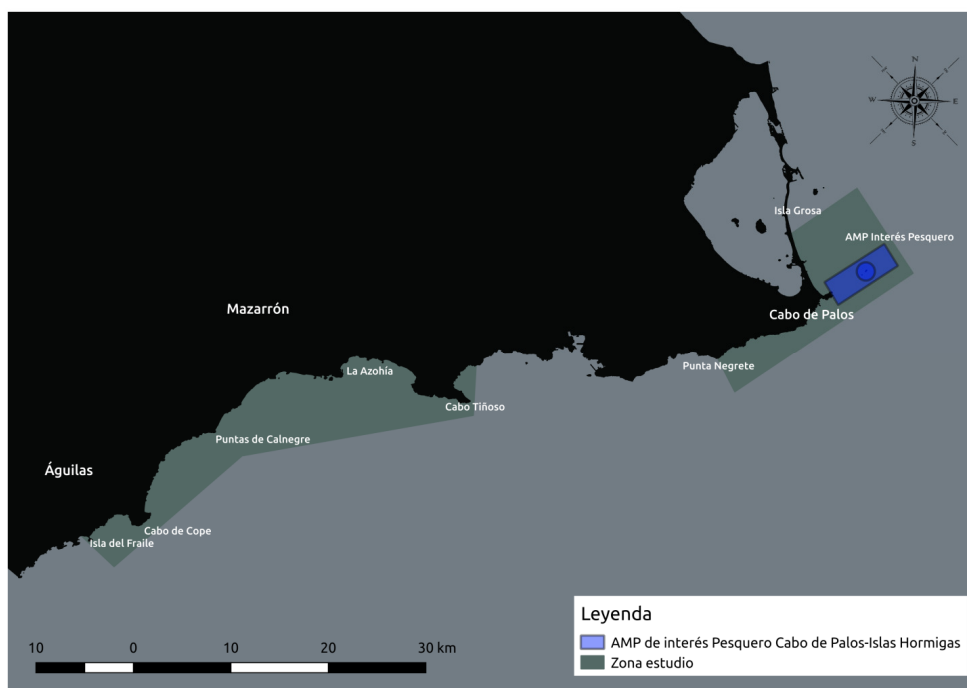


Figura 3.1 Delimitación de las áreas de estudio de la pesca artesanal en el litoral murciano.

3.2.2. Fuentes de información

El seguimiento de la evolución de las capturas de las flotas artesanales que faenan en el entorno de las reservas de Cabo Tiñoso y Cabo de Palos - Islas Hormigas y entorno de Cabo Cope se ha realizado a partir de los datos oficiales aportados por la SGPM (Secretaría General de Pesca Marítima del MAGRAMA), tras ser convenientemente filtrados. El número de barcos a los que se les ha hecho el seguimiento ha ido variando según la variación del censo de flota de cada uno de los puertos considerados. En el caso de Cabo de Palos en 2018 se han tenido en cuenta todos los datos aportados por 9 de los 10 barcos autorizados a faenar en la reserva marina; sin embargo, para las otras dos zonas se obtuvo un listado de barcos que faenaban preferentemente en los distintos caladeros próximos a las reservas. En el caso de Águilas durante 2018 se ha realizado el seguimiento 15 barcos, mientras que para Mazarrón el listado ha sido de 8 barcos.

El análisis de la evolución de las capturas totales se ha realizado a partir de los datos desde 2004 a 2018, mientras que la evolución de las capturas por especie se ha realizado con datos del periodo 2009-2018, debido a la mala calidad de los datos de los puertos considerados aportados por la SGPM. A partir del 2019 los datos procedentes

de la Secretaria serán enviados directamente a la Cofradía sin pasar por la Consejería, de este modo, no sufrirán ningún tipo de filtro.

La determinación del efecto de las reservas sobre el rendimiento de la flota artesanal se ha centrado en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Para ello los datos de capturas se han obtenido mediante embarques de una observadora pesquera en barcos artesanales con licencia para faenar en el interior de la reserva marina. Los embarques se realizaron entre enero de 2018 y marzo de 2019 (Fig. 3.2). La planificación de los embarques se determinó a lo largo de todo el año 2018 estableciendo una media de 4 embarques al mes, siendo los meses de verano y otoño donde se han realizado la mayor parte de ellos. En total se han llevado a cabo, 67 embarques en los diferentes barcos que faenan en la reserva.

44

3.2.3. Análisis de datos

La evolución de los rendimientos [CPUE ($\text{kg barco}^{-1} \text{ día}^{-1}$) totales y por especies] a largo plazo de las flotas artesanales estudiadas se ha analizado a partir de los datos de oficiales de venta diaria. La validación tanto de los datos oficiales (SGPM) de venta diaria por barco y puerto (solo en el caso de Cartagena), como los procedentes de las hojas de captura diaria que entregan los pescadores al servicio de guardería de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, se ha realizado por comparación con los datos recogidos por una observadora a bordo de embarcaciones que faenan tanto dentro de la reserva como en sus aguas de influencia, tal y como ya se empezó a realizar en el seguimiento durante 2017.

Para la elaboración del mapa se utilizó el Sistema de Información Geográfica de ARCMAP (ArcGIS® software by Esri. ArcGIS® and ArcMap™). Los datos oficiales de capturas fueron tratados mediante un análisis de la varianza multivariante por permutaciones (PERMANOVA) (Anderson, 2001) aplicado sobre las matrices triangulares de disimilitud de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957). Se han considerado dos factores fijos y ortogonales: año (con 15 niveles, de 2004 a 2018 para la evolución general por puerto y 10 niveles, de 2009 a 2018 para el análisis por especies) y Localidad, con 3 niveles (Cabo de Palos, Cabo Tiñoso, Cabo Cope). El análisis se llevó a cabo con el programa PRIMER v6 & PERMANOVA considerando 9999 permutaciones. Se analizaron las capturas en conjunto y por separado de las especies que son más susceptibles de reflejar los efectos de la protección frente a la explotación pesquera (García-Charton et al. 2013), y que además destacan por su importancia económica y ecológica. Estas especies son varias pertenecientes al género *Epinephelus* (Bloch, 1793) - mero (*E. marginatus*, Lowe, 1834) y falso abadejo (*E. costae*, Steindachner, 1878), dentón (*Dentex dentex*, Linnaeus, 1758), lecha (*Seriola dumerili*, Riso, 1810), salmonetes (*Mullus* spp., Linnaeus, 1758), sargos (*Diplodus* spp., Rafinesque, 1810) y la familia Scorpaenidae que comprende a cabrachos, rascacios, gallinetas - *Scorpaena* sp, Linnaeus, 1758 y *Helycolenus dactylopterus* (Delaroche, 1809). Para

comprobar dónde estaban las diferencias entre los diferentes niveles de cada uno de los factores una vez detectadas con PERMANOVA se hizo un test *pair-wise*.

La evaluación del efecto reserva sobre los rendimientos de la flota artesanal se ha efectuado por medio de la comparación de las CPUE ($\text{kg barco}^{-1}\text{día}^{-1}$) totales y por especie, obtenidas por la observadora a bordo. La información recopilada a bordo ha sido la siguiente: datos de barco (eslora, potencia del barco, número de tripulantes, hora de salida y entrada a puerto de ese embarque y distancia recorrida total del embarque con posiciones GPS cada 3 segundos), estado del mar y viento, datos de cada lance (tipo de arte o aparejo, longitud del arte, número de paños o anzuelos, nombre del caladero, tipo de fondo, profundidad), así como datos de las capturas: Identificación de especies, abundancia (número) y biomasa (kg) total y por especie.

Se ha analizado la variación de los datos debida a dos factores como la Distancia al borde de la reserva y el Área de pesca con respecto al norte y al sur del cabo, ya que este cabo podría actuar como una barrera biogeográfica que puede influir en la localización de las áreas de reclutamiento de las distintas especies. El factor Distancia tiene 5 tratamientos: 1) desde el borde a 500 metros de distancia, 2) entre 501 y 1500 metros de distancia, 3) entre 1501 y 3000 metros, 4) entre 3001 y 5000 metros y 5) más de 5000 metros de distancia. Solo se han considerado los datos procedentes de embarques realizados fuera de la reserva, diferenciándose entre trasmallo claro y trasmallo espeso. El factor Área tiene 7 tratamientos definidos en función de su localización geográfica (al norte o al sur del cabo de Palos) y según su cota de profundidad, como sigue: 1) embarques realizados frente a Calblanque, 2) desde cala Colón hasta el límite de la reserva entre las isobatas de 20 y 50 m de profundidad, 3) entre cala Reona y el límite de la reserva, entre la costa y la isóbata de 20 m, 4) embarques realizados en el interior de la reserva (no se han tenido en cuenta en este análisis), 5) en el entorno de la reserva y al norte de la misma frente a la playa de Levante, 6) frente a la punta de la Raja en La Manga entre las isóbatas de 20 y 50 m, y 7) frente a La Manga al sur de la punta del Galán entre las isóbatas de 20 y 50 m (Fig. 3.4).

Por otro lado, se han comparado los parámetros biológicos (talla, peso, factor de condición) y los rendimientos de las especies seleccionadas procedentes de dentro y fuera de la reserva. Para ellos solo se han considerado los meses en los que se han realizado embarques tanto dentro como fuera de la reserva (abril, junio, julio y agosto).

Tanto el efecto de desbordamiento de la reserva, como el efecto de la protección se han testado aplicando un análisis no paramétrico de la varianza (Kruskal-Wallis), analizándose posteriormente las diferencias intergrupos. No se ha podido realizar un análisis multivariante debido a que no se ha conseguido la replicación adecuada debido a que los embarques se hacían donde los patrones querían, con lo cual no se ha podido cubrir toda la zona de forma adecuada.

3.3. Resultados

3.3.1. Evolución de los rendimientos de las flotas artesanales

46

Los análisis PERMANOVA aplicados a las CPUE de los barcos seleccionados, teniendo en cuenta conjuntamente todas las especies consideradas, muestran que hay diferencias significativas en las CPUE tanto entre localidades como entre años (Kruskal-Wallis $X^2 = 5,345$, $p < 0,001$) (Tabla 3.1). Las CPUE mayores se han registrado en la zona de Cabo de Palos ($20,94 \pm 1,19$ kg por barco y día) seguido por las zonas de Cabo Cope y Cabo Tiñoso ($12,91 \pm 0,41$ y $12,75 \pm 0,89$ kg barco⁻¹ día⁻¹, respectivamente) cuyos rendimientos son semejantes. Los resultados obtenidos en lo referente al rendimiento en biomasa total, coinciden con lo obtenido en los informes de seguimiento anteriores, siendo mayores en el área de influencia de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, probablemente como reflejo de la mayor antigüedad de la reserva con respecto a las otras dos reservas consideradas. Por lo tanto, se pone de manifiesto una respuesta relacionada con esta herramienta de gestión.

No obstante, la tendencia general de las pesquerías en las flotas analizadas es decreciente en la serie anual considerada, aunque durante el 2018 han experimentado un ligero repunte. El factor interacción significativo indica que localidades y años no son independientes entre sí y que influyen de forma conjunta en la variabilidad de las CPUEs. Se ha observado una tendencia general descendente en los rendimientos en las zonas de Cabo de Palos y Cabo Tiñoso, manteniéndose más estable en la zona de Cabo Cope (Fig. 3.2). Por otro lado, la comparación dos a dos (*pairwise*) entre zonas indica que siendo todas diferentes, las que más se asemejan entre sí son Cabo de Palos y Cabo Cope. La comparación entre años indica que el periodo comprendido entre 2004 y 2008, muy variable en los rendimientos, se diferencia claramente del periodo comprendido entre 2009 y 2018 en el que los rendimientos son más homogéneos, no diferenciándose entre ellos. En 2010 las CPUE fueron muy superiores al resto de años tanto en Cabo Tiñoso como en Cabo de Palos, pero la tendencia general en estas reservas es a disminuir.

En lo referente a las 6 especies de mayor interés ecológico y económico consideradas por separado, las CPUEs medias han variado considerablemente entre especies y localidades (Tabla 3.2). El PERMANOVA muestra que el factor temporal y espacial tiene una fuerte influencia, independiente uno del otro en la variabilidad de los datos, de modo que la CPUEs de *S. dumerili*, *D. dentex* y *Diplodus* spp. varían entre reservas y entre años sin que exista una relación entre estos factores (Tabla 3.3, Fig. 3.3).

Tabla 3.1 (a) Resumen de los resultados del PERMANOVA para CPUE (kg/días de pesca por año y barco) con datos de lonja de todas las especies susceptibles de reflejar el efecto de la protección en conjunto. (b) Comparación dos a dos (*pairwise*) del factor Localid para las diferencias de CPUEs. gl: grados de libertad, MC: media cuadrática; Perm: permutaciones; CC: Cabo Cope; CP: Cabo de Palos; CT: Cabo Tiñoso.

a)								b)				
Fuente	gl	SC	MC	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)	Unique				
LOC	2	53298	26649	130,69	0,001	999	0,001	Grupos	t	P (perm)	perms	P (MC)
AÑO	14	6788,4	484,89	2,3779	0,001	999	0,001	CC, CP	2,5626	0,005	998	0,011
LOCxAÑO	28	9771	348,97	1,7113	0,007	997	0,009	CC, CT	11,638	0,001	998	0,001
Res	421	85849	203,92					CP, CT	14,779	0,001	999	0,001
Total	465	1,59E+05										

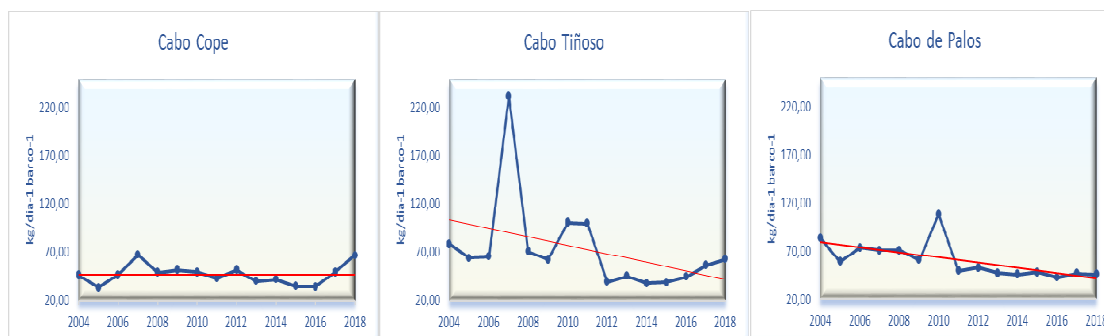


Figura 3.2 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE con datos oficiales de las especies más ligadas a la reserva marina en conjunto, en las tres zonas estudiadas.

La lecha (*Seriola dumerili*) presenta rendimientos muy variables entre años y una marcada disminución desde 2014 en adelante. En Cabo Tiñoso se dan los mayores rendimientos y en Cabo de Palos los menores (Tabla 3.2). Los rendimientos del *D. dentex* se diferencian significativamente entre todas las reservas siendo mayor en Cabo de Palos y menor en Cabo Tiñoso. Las CPUEs disminuyen desde 2009 en adelante siendo especialmente patente en Cabo de Palos en 2018 (Tabla 3.3). En el caso de los sargos (*Diplodus* spp.) los rendimientos no se diferencian entre Cabo Cope y Cabo de Palos, y temporalmente se observan rendimientos mayores hasta 2015 y menores hasta 2018. En el caso de *Mullus* sp. el rendimiento varía entre reservas siendo mayores en Cabo de Palos y menores en Cabo Tiñoso, no variando de forma significativa entre la mayoría de los años. No obstante, en todas las reservas tras un incremento de los rendimientos en 2017 se ha producido un marcado descenso durante 2018. En los meros (*Epinephelus* sp.) y escorpénidos los rendimientos varían de forma significativa entre reservas (mayores en Cabo de Palos y menores en Cabo Cope los primeros y mayores en Cabo Cope y menores en Cabo Tiñoso) dependiendo de los años. Durante 2018 se ha producido un incremento marcado en los rendimientos de los scorpénidos y una disminución de los *Epinephelus* (Tabla 3.3, Fig. 3.3). En Cabo de Palos las CPUEs de dentón, mero y salmonete son mayores que en las otras zonas consideradas. En Cabo Tiñoso lo son las de lecha y los sargos, mientras que en Cabo Cope las de las rascas (Tabla 3.3).

Tabla 3.2 Valores medios de CPUE (kg por barco y día, $\pm$ error típico) con datos de lonja en el período 2009-2018 de las especies más ligadas a la reserva marina.

	Cabo Cope	Cabo Tiñoso	Cabo de Palos
<i>Dentex</i> sp	6,86 $\pm$ 0,419	4,23 $\pm$ 0,51	8,09 $\pm$ 0,15
<i>Seriola dumerili</i>	45,36 $\pm$ 1,98	82,63 $\pm$ 12,92	22,82 $\pm$ 0,95
<i>Epinephelus</i> sp	4,25 $\pm$ 0,35	1,89 $\pm$ 0,27	4,31 $\pm$ 0,23
<i>Scorpaenida</i>	8,54 $\pm$ 0,13	2,32 $\pm$ 1,38	5,2 $\pm$ 0,09
<i>Mullus</i> sp	11,49 $\pm$ 0,14	9,52 $\pm$ 0,18	15,09 $\pm$ 0,23
<i>Diplodus</i> sp	8,62 $\pm$ 0,24	9,38 $\pm$ 0,1	7,91 $\pm$ 0,22

Tabla 3.3 Resumen de los resultados del PERMANOVA para CPUE (kg días⁻¹ barco⁻¹) con datos oficiales de la SGPM de las especies más ligadas a la reserva marina. gl: grados de libertad, MC: media cuadrática; Perm: permutaciones.

<i>Seriola dumerilii</i>								<i>Epinephelus sp</i>							
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)	Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
ZONA	1	574,53	574,53	4,8693	0,017	999	0,02	ZONA	2	28112	14056	17,475	0,001	999	0,001
AO	1	2171,7	2171,7	18,405	0,001	997	0,001	AO	9	77376	8597,3	10,688	0,001	998	0,001
ZONAxAO**	10	1673,3	167,33	1,4181	0,148	995	0,128	ZONAxAO	18	34414	1911,9	2,3769	0,002	999	0,001
Res	289	34099	117,99					Res	291	2,34E+05	804,36				
Total	310	58446						Total	320	3,76E+05					
<i>Mullus sp.</i>								<i>Scorpaenidae</i>							
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)	Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
ZONA	2	7793,8	3896,9	14,771	0,001	999	0,001	ZONA	2	6518,3	3259,1	2,4599	0,043	997	0,05
AO	9	2487	276,34	1,0475	0,404	998	0,387	AO	9	29254	3250,5	2,4534	0,002	999	0,001
ZONAxAO	18	3817,9	212,11	0,80401	0,725	999	0,741	ZONAxAO	18	44033	2446,3	1,8464	0,001	998	0,004
Res	289	76242	263,81					Res	323	4,28E+05	1324,9				
Total	318	91151						Total	352	5,10E+05					
<i>Dentex sp.</i>								<i>Diplodus spp</i>							
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)	Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	P(MC)
zona	2	7003,3	3501,6	13,002	0,001	997	0,001	zona	2	24051	12026	40,247	0,001	999	0,001
ao	9	16080	1786,7	6,6342	0,001	997	0,001	ao	9	13478	1497,5	5,0119	0,001	999	0,001
zonaxao	18	5645,4	313,63	1,1646	0,288	998	0,276	zonaxao	18	5843,6	324,64	1,0865	0,339	998	0,362
Res	300	80794	269,31					Res	357	1,07E+05	298,79				
Total	329	1,13E+05						Total	386	1,49E+05					

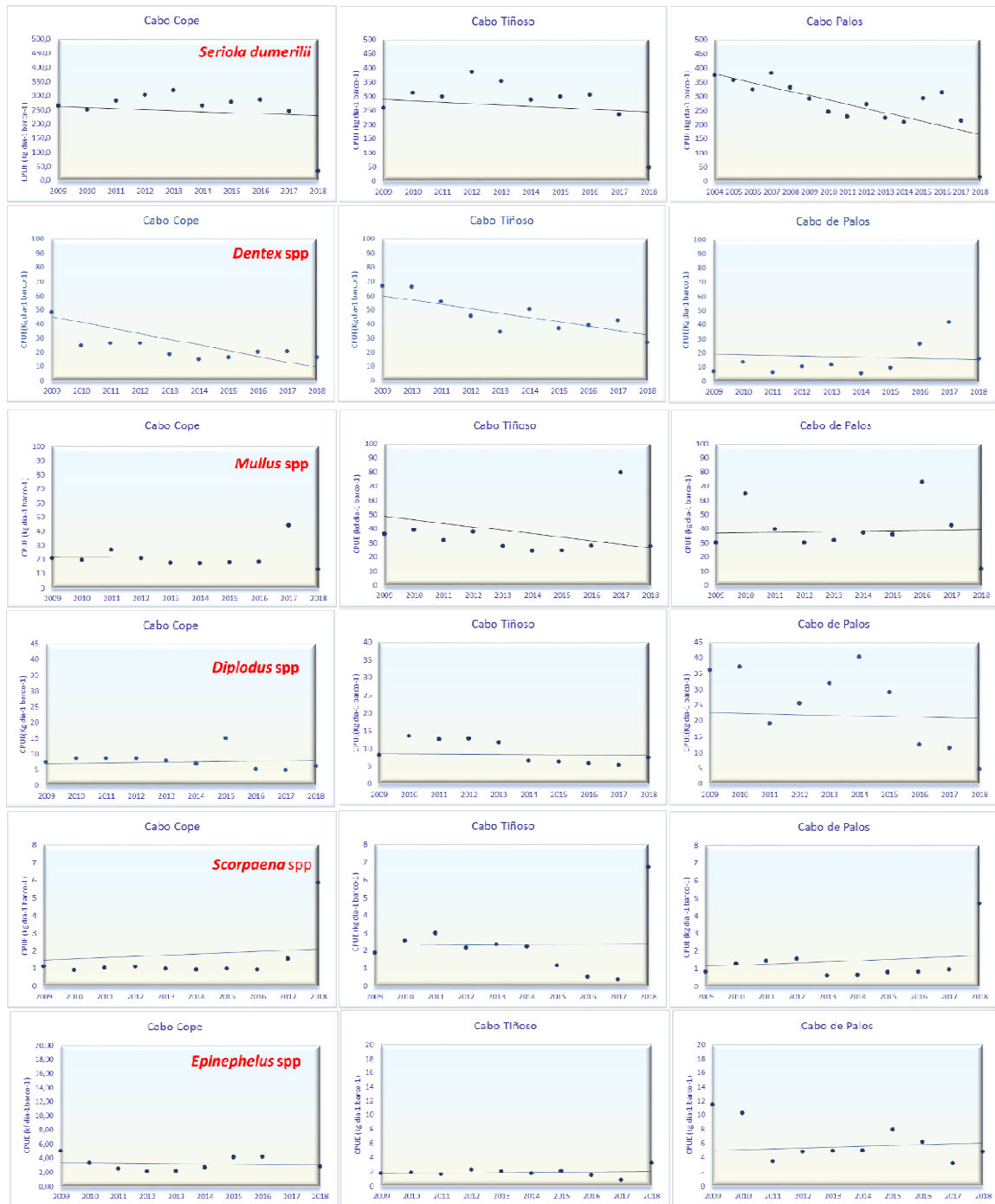


Figura 3.3 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE con datos oficiales de lonja de las especies más ligadas a la reserva marina en las tres zonas estudiadas.

3.3.2. Evaluación del efecto reserva sobre los rendimientos de la flota artesanal de Cabo de Palos

51

Se han realizado un total de 67 embarques (11 dentro de la reserva y 56 fuera) entre enero de 2018 hasta marzo de 2019, siendo los meses de agosto y noviembre los de mayor frecuencia. Las zonas de pesca han sido variadas en función de la época del año. Los embarques se han realizado entre Calblanque y la isla Grosa (Fig. 3.4). En cada operación de pesca por día y barco se han realizado entre 2 y tres lances. Debido a que los lances sucesivos con frecuencia se realizaban en áreas y profundidades diferentes no se han podido considerar como réplicas.

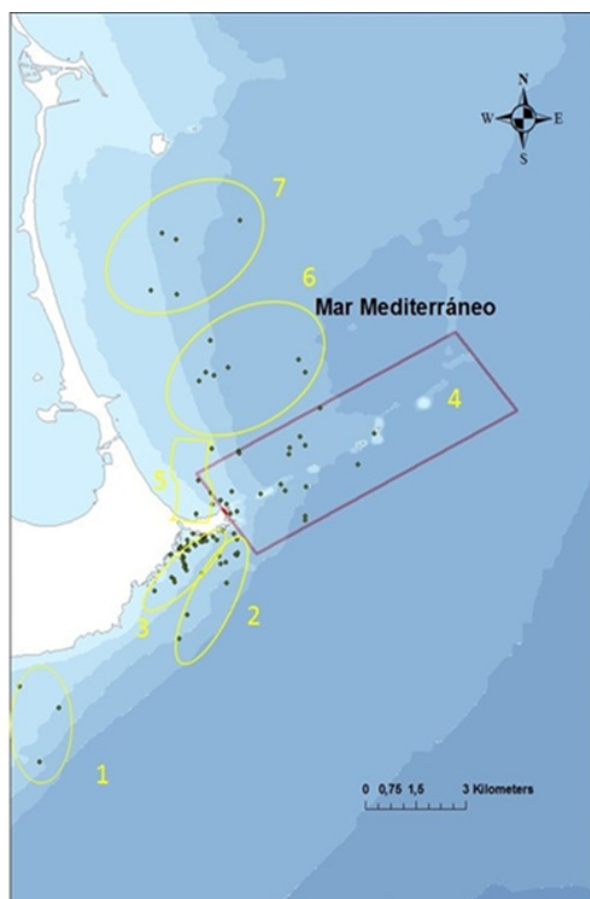


Figura 3.4 Localización de los embarques realizados en el periodo de estudio. Rodeados por elipses aparecen los agrupamientos realizados de los embarques dependiendo de su distancia al borde de la reserva, así como su profundidad.

La mayoría de las pescas, concretamente 80 de ellas (78'4%), se han realizado en aguas exteriores a la reserva debido a que apenas han faenado los barcos autorizados para pescar en el interior de la misma. De hecho, de los 10 barcos autorizados para el desarrollo de actividad pesquera dentro de la reserva en 2017, solo 6 barcos han pescado alguna vez en ella desde abril a octubre durante el periodo de tiempo considerado. En 52 pescas (65'82%) se ha hecho el seguimiento de trasmallo claro y en 27 (34'17%) del trasmallo espeso. El esfuerzo de muestreo en el interior de la reserva se ha realizado en los meses en los que ha registrado actividad pesquera, que ha sido desde abril a agosto.

Como el destino de los barcos en los que embarcaba la observadora eran decididos por el patrón, los embarques se pueden tomar como un reflejo de las preferencias de los patrones por los sitios de pesca. De esta manera se ha puesto de manifiesto que la presión pesquera va disminuyendo desde los márgenes de la reserva (especialmente desde 0 a 500 m y desde 1501 a 3000 m) hacia puntos más alejados de la misma (Kruskal-Wallis $X^2 = 14,33$, $p < 0.01$). Por otro lado, si tenemos en cuenta la situación con respecto al norte o al sur del cabo, así como la profundidad, la mayor presión pesquera se produce al sur del cabo hacia Cala Reona a profundidades entre 20 y 50 metros (Fig. 3.4, Tabla 3.4).

Tabla 3.4 Presión pesquera al norte o sur de la reserva marina de Cabo de Palos, medida como nº de embarques de seguimiento de la actividad pesquera artesanal dentro y fuera de la R.M. de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

Áreas de pesca	Nº de barcos
2	9
3	25
4	10
5	3
6	4
7	5
Total general	56

3.3.2.1. Influencia de la distancia a la reserva y del área de pesca sobre los rendimientos de la flota artesanal de Cabo de Palos

53

Los rendimientos en biomasa y abundancia del trasmallo claro no varían significativamente entre los diferentes grupos del factor distancia a la reserva; no obstante, sí se observa una ligera tendencia a disminuir conforme nos alejamos de la misma (Fig. 3.5). En lo que se refiere al trasmallo espeso los rendimientos son mayores en caladeros situados entre 500 y 1500 metros de distancia (Kruskal-Wallis $X^2 = 12,76$, $p < 0,01$) (Fig. 3.5). Estas diferencias no se observan en la variación de la abundancia.

La variabilidad de los rendimientos por especie es muy alta en trasmallo claro y espeso, por lo que no se han observado diferencias significativas salvo en el rendimiento en biomasa de los sargos (Kruskal-Wallis $X^2 = 2,25$, $p > 0,05$) que es mayor a distancias entre 0 y 1500 metros del borde de la reserva.

A pesar de la falta de significación, la tendencia general de los rendimientos de las diferentes especies es a ser mayores entre 0 y 1500 metros de distancia de la reserva.

No se han observado diferencias significativas en los rendimientos dependiendo del área de pesca, salvo en el caso del trasmallo espeso, con rendimientos menores al sur del cabo de Palos. En general, se observa mayor variabilidad en los rendimientos en el área 3 al sur y 5 y 6 al norte del cabo de Palos.

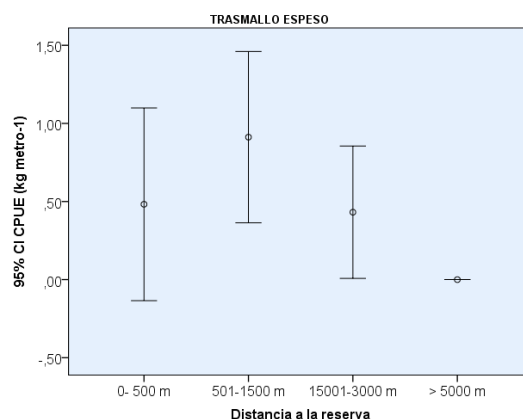


Figura 3.5 Influencia del factor distancia sobre los rendimientos del trasmallo espeso.

3.3.2.2. Influencia de la protección sobre los rendimientos pesqueros y el tamaño de los ejemplares

54

Se han comparado las capturas totales de dos barcos que han faenado los mismos meses dentro y fuera de la reserva marina. La riqueza específica de las capturas totales en el interior de la reserva es mayor que la encontrada fuera (26 y 17 especies, respectivamente). Considerando el total de las especies capturadas, los rendimientos tanto en biomasa como en abundancia son significativamente mayores fuera que dentro de la reserva (Kruskal-Wallis $X^2 = 4,99$, $p < 0,05$ y $X^2 = 12,76$ y $p < 0,01$ respectivamente).

Considerado solo las especies seleccionadas como susceptibles de reflejar el efecto de la protección, no se han detectado diferencias significativas en los rendimientos en biomasa conseguidos dentro y fuera de la reserva, pero sí en la abundancia (Kruskal-Wallis $X^2 = 6,14$, $p < 0,05$), siendo de nuevo menores en el interior de la reserva marina.

No se han detectado diferencias significativas en la longitud de las especies capturadas dentro y fuera, salvo en el caso de las rascas (*Scorpaena* sp.), que alcanzan longitudes significativamente mayores en el exterior de la reserva (Kruskal-Wallis $X^2 = 6,14$, $p < 0,05$) (Tabla 3.5).

Tabla 3.5 Longitud media, desviación estándar y longitud máxima y mínima de los principales grupos de especies susceptibles de reflejar el efecto de protección.

	DENTRO				FUERA			
	Media	ds	máximo	mínimo	Media	ds	máximo	mínimo
<i>Dentex</i> sp.	35,4	2,55	39,5	32,0	39,2	9,05	67,0	28,0
<i>Epinephelus</i> sp.	37,5		37,5	37,5	41,5	2,12	43,0	40,0
<i>Scorpaena</i> sp.	17,5	6,10	36,0	10,0	24,1	4,15	29,0	9,5
<i>Seriola</i>					39,2	2,07	47,0	34,0
<i>Mullus</i> sp.	19,9	2,16	27,5	13,0	17,9	3,39	35,0	12,0
<i>Diplodus</i> sp.	20,6	5,33	26,0	11,0	25,9	4,09	36,5	16,0

3.4. Discusión

Los resultados obtenidos en lo referente a los rendimientos pesqueros (en biomasa total) calculados a partir de los datos oficiales de lonja reflejan que estos son mayores en el área de cabo Tiñoso, siendo las de las zonas de Cabo de Palos y Cabo Cope más similares entre sí. Por otra parte, en todas las áreas se observa una tendencia general de disminución en los rendimientos, aunque en el último año se ha observado un ligero repunte.

55

Si nos centramos en los resultados por especie observamos como en términos de capturas medias hay diferencias entre las tres zonas, siendo en Cabo de Palos donde más capturas se han producido de las especies que mejor responden a la protección frente a la pesca, tales como dentones, lechas y meros. Los resultados obtenidos concuerdan con lo encontrado en otros trabajos anteriores realizados en la zona (Óscar Esparza, 2010, García Charton et al., 2015), con los de los informes anteriores de seguimiento de las zonas consideradas, así como en otras reservas (Battaglia et al. (2010) en las islas Eolias (Italia), Forcada et al. (2010) en Tabarca, Piniella et al. (2010) en Andalucía, Martín et al. (2012) en islas Medas, Horta e Costa et al. (2013) en el Parque Marino Arrábida (Portugal), Leleu et al. (2014) en el Parque Marino de la Côte Bleue (Francia), o Amengual et al. (2016) en el Parque Nacional de Cabrera. El que cada año se mantengan estas tendencias, afianza cada vez más la utilidad de la declaración de áreas marinas protegidas para la recuperación de los stocks costeros y la actividad pesquera artesanal asociada.

Con respecto a las diferencias dentro-fuera de la reserva de las CPUE y tallas, aunque en general no se han detectado diferencias significativas, el hecho de que tiendan a ser mayores en el entorno de la reserva puede estar reflejando precisamente el efecto del *spillover* desde el interior de la reserva hacia afuera (Goñi et al., 2008).

En lo referente a las fuentes de datos, se siguen encontrando carencias en los datos oficiales aportados por la SGPM. Muchos de errores proceden de los propios datos que le llegan, ya que en muchos casos el error está en el origen. Por otro lado, con respecto a los partes de captura diaria que los pescadores entregan en la reserva de Cabo de Palos, ha quedado patente que hay que hacer mayores esfuerzos para garantizar la veracidad de los datos recabados, quizás con una mayor dedicación a estas tareas por parte de la guardería de la reserva marina.

Hasta ahora la mejor fuente de datos con la que se contaba era la que aportan los observadores a bordo. Actualmente los problemas para embarcar han ido en aumento, e incluso el control de las capturas que se realizaba en tierra está empezando a ser difícil. El hecho de que cada vez sean más los grupos de investigación y proyectos relacionados con la pesca artesanal y los pescadores en Cabo de Palos, está haciendo

que el colectivo de pescadores se esté cansando de tanto observador y encuestas. Este es un aspecto que se debería considerar si se quiere seguir contando con su apoyo futuro. Por lo tanto, debido a las dificultades crecientes pensamos que, para futuros seguimientos, lo más efectivo sería la realización de pescas experimentales en las que se pagase al pescador por hacer pescas dirigidas por los investigadores para poder obtener la cobertura espacial y temporal requerida en este tipo de estudios. Debido al detalle y rigurosidad de los datos, las pescas experimentales son una herramienta eficiente para el control de calidad de los datos que se recogen en lonja, además de permitir determinar diferentes aspectos tales como la presión pesquera ejercida sobre ecosistemas de alto valor ecológico, como los presentes en la reserva marina de Cabo de Palos; el nivel de exportación de biomasa (*spillover*) de la reserva hacia áreas adyacentes; la variación en la estructuras de tallas y por lo tanto del potencial reproductor en el interior de la reserva, todos ellos aspectos a determinar de cara a futuros programas de seguimiento.

4

La pesca recreativa en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

57

4.1. Introducción

La pesca marítima recreativa (PMR) es una actividad de ocio cada vez más practicada en Europa (Hyder *et al.* 2018). Esta actividad supone un impacto nada desdeñable para los ecosistemas marinos (Cooke & Cowx 2006, Gianguzza *et al.* 2006, Lloret *et al.* 2008, Alós & Arlinghaus 2013), equiparable a las capturas de la pesca profesional (Font *et al.* 2012, Hyder *et al.* 2014). Sin embargo, a pesar de la importancia ecológica y económica de esta actividad, solo recientemente la PMR ha comenzado a ser objeto de estudio en España, con un total de 116 trabajos publicados entre 1997 y 2018 (Pita *et al.* 2018). Si nos centramos en las Comunidades Autónomas costeras que son objeto de estudio de estos trabajos, existe un acusado desequilibrio entre los esfuerzos invertidos en cada una de ellas. Destacan las Islas Baleares con un total de 40 publicaciones sobre PMR, representando un 34,5% del total de los trabajos realizados en España en esta materia. Por otro lado, solo el 16,4% de estas publicaciones (19 en total) se centran en el área del Mediterráneo peninsular, y el 89,5% de estos 19 trabajos focalizan su trabajo en Cataluña, no habiendo ningún estudio publicado hasta la fecha para el litoral murciano. Esto demuestra la enorme laguna de conocimiento existente en el sureste peninsular en materia de pesquerías recreativas.

La pesca marítima recreativa como actividad de ocio ha sido definida de diferentes maneras a lo largo de los años (Font *et al.* 2012). De hecho, esta definición puede variar en función de las regulaciones propias de cada país. En nuestro caso, podemos definir la pesca recreativa como aquel tipo de pesca que se realiza por placer o deporte, y donde las capturas deben destinarse a consumo propio, siendo ilegal la venta de las mismas. Esta actividad podría dividirse en tres modalidades: pesca recreativa desde costa, pesca recreativa desde embarcación y pesca subacuática, realizándose esta última modalidad tanto desde costa como desde embarcación.

Dentro de esta clasificación, existe una amplia variedad de aparejos y artes de pesca, y la nomenclatura de éstos varía según la zona.

La gestión responsable de la PMR ya es uno de los objetivos de los gestores del medio marino a nivel mundial. En algunas partes del mundo, las capturas de PMR son incluidas en las evaluaciones generales de stocks, y en ocasiones se asignan cuotas separadas para pesca comercial y recreativa (Ryan *et al.* 2016). Además, en algunos casos, se tiene en cuenta el valor económico de la pesca recreativa a la hora de realizar la asignación de cuotas entre sectores (Steinback 1999, Steinback *et al.* 2004, Lee *et al.* 2017), y se han desarrollado políticas gubernamentales específicas para promover la PMR (Hyder *et al.* 2018). Del mismo modo, a nivel europeo, la Política Pesquera Común (PPC) reconoce que “la pesca recreativa puede tener un impacto significativo en los recursos pesqueros y por ello los Estados Miembros (EM) deben asegurar que se realiza de forma compatible con los objetivos de la PPC”. Por lo tanto se ha comenzado a considerar la PMR de manera conjunta con la pesca comercial, exigiendo que los EM recopilen datos sobre las capturas recreativas (Pita *et al.* 2018).

Las AMPs se están imponiendo como una de las herramientas más potentes para la conservación y recuperación de los ecosistemas marinos y los servicios que nos proporcionan (Lubchenco *et al.* 2015), y resulta especialmente importante estudiar el impacto pesquero recreativo en las zonas cercanas a las AMPs. El nivel de regulación de las AMPs va desde las áreas totalmente protegidas (reservas integrales o zonas de no extracción o no uso) a las áreas pobremente protegidas, pasando por áreas altamente y moderadamente protegidas (Horta e Costa *et al.* 2016). El aumento de la densidad de peces dentro de las AMPs puede determinar su exportación hacia fondos adyacentes no protegidos, al alcance de la pesca tanto profesional como recreativa (Hackradt *et al.* 2014). Además, los juveniles de algunas de las especies utilizan los fondos rocosos someros cercanos a la costa para buscar alimento y refugio, y al alcanzar la madurez se desplazan hasta aguas más profundas (García-Rubies & Macpherson 1995, Harmelin *et al.* 1995, Bussotti & Guidetti 2011, Félix-Hackradt *et al.* 2014), por lo que resulta importante proteger estas fases iniciales de la presión recreativa desde costa (Cheminée *et al.* 2017, Cuadros *et al.* 2018).

A los problemas derivados de la escasez de información científica sobre los ecosistemas, las especies y la actividad de los pescadores recreativos, hay que sumarle que la gestión de la PMR recreativa en el país cuenta con un marco legal complejo y disperso, que viene determinado por una descentralización de competencias en materia de pesca recreativa, diferencias en cuanto a restricciones y licencias en las diferentes CCAA, y convergencia de diferentes usos del medio marino por parte de diferentes sectores como los pescadores comerciales, el turismo, la navegación o la acuicultura (Pita *et al.*, 2018). Es por esto que parece necesario realizar un mayor esfuerzo investigador con el objetivo de promover la comunicación entre pescadores, científicos y gestores pesqueros, y el fortalecimiento y cohesión de las asociaciones de pescadores recreativos para mejorar las futuras acciones de gestión e investigación.

Sin embargo, el desarrollo de esta actividad tiene también importantes implicaciones socio-económicas (Franquesa *et al.* 2004). El valor económico generado por la pesca recreativa incluye todos los gastos realizados por los pescadores para desarrollar su actividad (por ejemplo, el combustible), y el desarrollo económico de los sectores relacionados con la pesca (por ejemplo, la industria náutica, turismo, tiendas de artículos de pesca, o la industria hotelera) (Tragsatec 2004). Por lo tanto, el estudio en profundidad de esta actividad no debería tener como fin la prohibición de este deporte o su desaparición. La meta de este tipo de estudios es conocer cuáles son realmente los impactos derivados, con la intención de encontrar medidas reguladoras y conseguir que sea una actividad sostenible, asegurando así que los usuarios de esta actividad puedan seguir practicándola.

El objetivo general del presente trabajo es, siguiendo la línea de estudio de los años 2015 y 2017, evaluar la presión pesquera recreativa en las zonas cercanas a la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, con el fin de aproximarnos a un programa de monitoreo eficaz de esta actividad en la zona. Para lograrlo, se han marcado los siguientes objetivos específicos:

1. Estudiar la distribución espacial del esfuerzo pesquero recreativo de la zona de estudio, tanto desde costa como desde embarcación.
2. Buscar una relación entre esta distribución y las características ambientales del lugar como el tipo de fondo, la distancia a los puertos más cercanos, etc.
3. Realizar un análisis crítico sobre la metodología de muestreo utilizada con el fin de encontrar mejoras para futuros proyectos similares.

4.2. Material y métodos

4.2.1. Área de estudio

El área de trabajo del presente estudio abarcó gran parte de la zona más oriental del litoral murciano, desde el norte de isla Grosa hasta la bahía de Portman (Fig. 4.1). La topografía costera de esta región es variada. La zona al norte del cabo de Palos se caracteriza por la presencia de amplios sectores de playas debido a la presencia de La Manga, un cordón arenoso apoyado sobre afloramientos volcánicos que separa la laguna costera del Mar Menor del Mediterráneo. Al sur del cabo, la costa es predominantemente rocosa, con acantilados y relieves escarpados donde pueden encontrarse pequeñas calas.

La evaluación de la presión pesquera recreativa realizada desde costa (Fig. 4.2) se centró en la zona de Cabo de Palos, abarcando desde Cala Reona hasta la playa de

Levante. Por otro lado, los muestreos realizados desde embarcación se extendieron desde la isla Grosa hasta Portman aproximadamente (Fig. 4.1).

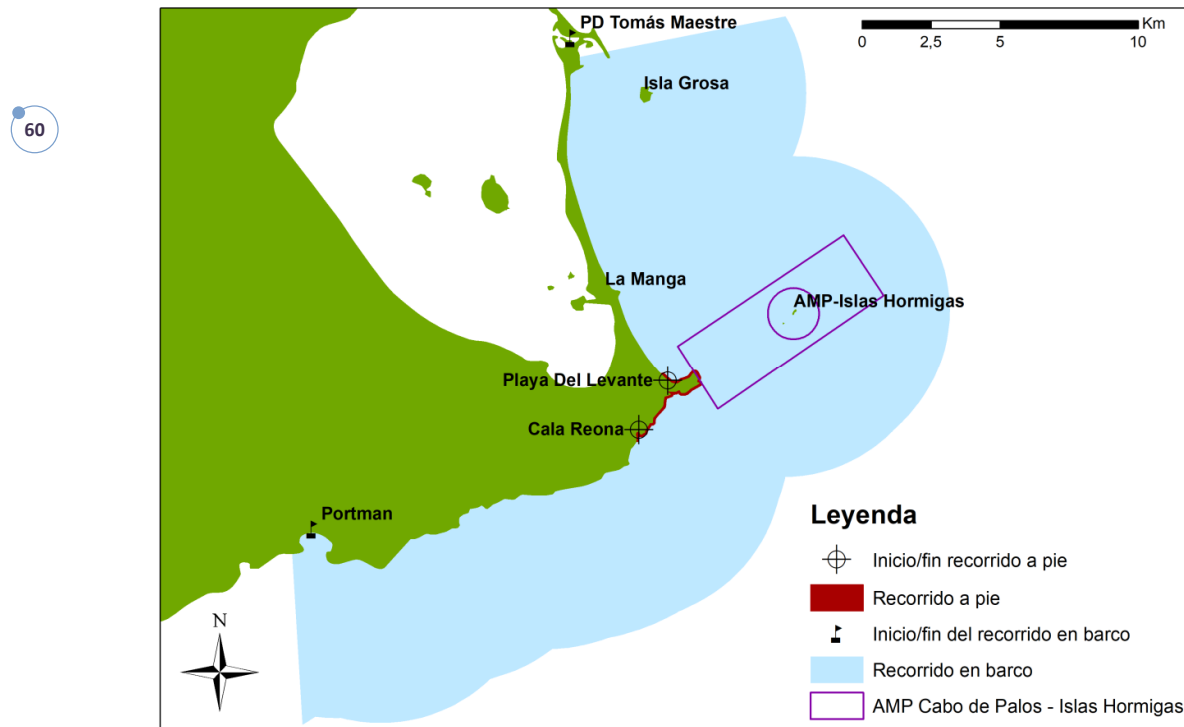


Figura 4.1 Área de estudio de la pesca recreativa, con indicación de los puntos de inicio y de fin de los muestreos desde costa y desde embarcación, así como una aproximación del área prospectada desde embarcación.



Figura 4.2 Pescador recreativo de caña desde costa en la playa de Cala Reona.

4.2.2. Programa de muestreo

Durante la campaña de muestreo del seguimiento de la pesca recreativa en el entorno de la reserva marina de 2018, los muestreos desde embarcación se realizaron en los meses comprendidos entre julio y noviembre, ambos inclusive. Las salidas de costa tuvieron lugar en el periodo comprendido entre agosto y noviembre de 2018, y en enero de 2019. Siguiendo la misma metodología que en los años 2015 y 2017, cada mes de campaña se realizaron cuatro salidas para cada una de las modalidades de muestreo, dos de ellas en días laborables y las otras dos en días festivos (Tabla 4.1), con las salvedades impuestas por la disponibilidad de patrón y embarcación, así como a las condiciones meteorológicas.

61

Tabla 4.1 Relación de días de muestreo para cada mes de campaña, y para cada modalidad de muestreo (costa/embarcación). Los días laborables se representan en color verde, y los festivos se representan en color rojo.

	COSTA				EMBARCACIÓN			
Mes	Día del mes				Día del mes			
Julio	-	-	-	-	5	14	20	29
Agosto	18	19	28	30	21	22	24	25
Septiembre	22	25	27	30	-	3	23	-
Octubre	9	17	21	28	-	14	18	24
Noviembre	1	3	26	27	7	10	11	23
Enero	13	25	26	30	-	-	-	-

● Día laboral ● Día festivo

Gran parte de los estudios publicados sobre pesca recreativa (p. ej., Gartside *et al.* 1999, Cooke & Cowx 2006, Cooke *et al.* 2013, Diggle 2016, Diogo *et al.* 2017) escogen las encuestas como metodología. En nuestro caso, la metodología escogida fue la observación. Se realizaron dos tipos de muestreos: transectos desde costa y transectos desde embarcación.

En los muestreos desde embarcación se realizó el trayecto de ida y vuelta desde Isla Grosa hasta Portman. Utilizando prismáticos, se determinó qué embarcaciones estaban realizando pesca recreativa, y se anotó la información de interés para el posterior análisis. Debido a problemas logísticos, en algunas salidas con embarcación el recorrido realizado fue menor (Fig. 4.3A).

Del mismo modo, los muestreos desde costa consistieron en recorrer caminando el trayecto comprendido entre la cala Reona y la playa de Levante por la línea de costa, en todas aquellas zonas cuya orografía y urbanismo lo permiten. Se buscaron pescadores recreativos y se anotó la información relevante para nuestro estudio (Fig. 4.3B).

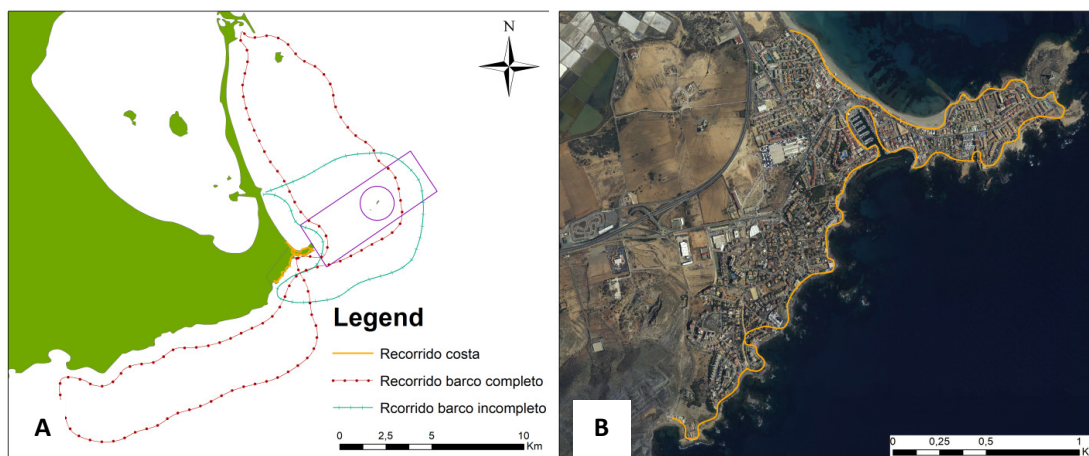


Figura 4.3 A) Ejemplo de recorridos desde embarcación. En función del puerto base de la embarcación utilizada en cada salida, el punto de inicio y fin de recorrido varió. El recorrido completo abarcó la zona comprendida entre la Isla Grosa y la bahía de Portman, mientras que el recorrido incompleto cubrió una superficie de unos tres kilómetros desde el límite externo del AMP. **B)** Ejemplo de recorrido a pie en Cabo de Palos. Los transectos se realizaron lo más próximos posible a la línea de costa, de manera que se prospectaron todas las calas existentes en el recorrido. En el caso de la zona de Cala Flores, debido a la orografía del terreno (acusados acantilados), y el urbanismo, no hay posibilidad de acceder a la línea de costa. Algo similar ocurre en el faro, donde una valla metálica impide el acceso a pie.

En función del tipo de muestreo (costa o embarcación), la información recolectada varió en algunos detalles, aunque el grueso fue similar en los dos formatos. En los muestreos realizados a pie de costa se recogió información sobre:

- El momento preciso de la observación (fecha, hora y coordenadas)
- Los detalles de la salida de pesca (número de cañas utilizadas)

Las observaciones realizadas desde embarcación incluyeron la información anteriormente mencionada, y además recogen información sobre variables como el tipo de barco y el número de pescadores a bordo de la embarcación.

4.2.3. Análisis de datos

4.2.3.1. Distribución espacial del esfuerzo pesquero

Con los datos de presencia de pescadores recreativos obtenidos durante los muestreos en los años 2015, 2017 (García-Charton *et al.* 2015, García-Charton *et al.* 2017) y 2018 en la zona de estudio, se buscaron patrones de distribución, y se determinó cuáles son las zonas sometidas a mayor presión pesquera recreativa. Para llevar a cabo este análisis se recurrió al uso de sistemas de información geográfica (SIG).

63

Se generaron dos mapas de calor con la herramienta de estimación de densidad de 'kernel', uno para localizar las zonas con mayor presión pesquera recreativa desde costa y otro para localizar las zonas con mayor presión pesquera recreativa desde embarcación. Esta herramienta calcula la densidad de las entidades en la vecindad de esas entidades. Es decir, a partir de cada dato georreferenciado (en nuestro caso la presencia de cada pescador), la herramienta estima mediante un algoritmo la densidad de pescadores en los puntos vecinos, extendiendo el análisis hasta un radio determinado. De este modo, el valor más alto de densidad se encontrará en los puntos donde se observó la actividad, sumándose los valores en caso de que haya más de una observación en el mismo lugar, y descenderá conforme aumente la distancia.

Se calcularon las zonas de influencia de esta AMP, con el fin de determinar el número de pescadores de embarcación encontrados dentro de estas zonas; para ello, se tuvo en cuenta que la distancia media estimada de desbordamiento de peces ('spillover') de seis áreas marinas protegidas del Mediterráneo, incluyendo Cabo de Palos, es de 510 ± 562 m, y considerando además que en el caso concreto de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, la biomasa se ve afectada positivamente por el efecto reserva hasta una distancia de 3000 m desde el límite de la reserva (Harmelin-Vivien *et al.* 2008),

Para determinar la densidad de esfuerzo de pesca, se dividió la zona de estudio en celdas de 750x750 metros y se dividió el número de barcos de pesca existentes en cada celda entre la superficie en kilómetros cuadrados de la celda ($0,5625 \text{ km}^2$). El tamaño de la celda se definió de acuerdo con el tamaño del área de estudio y la duración de los lances de pesca (Goñi *et al.* 2008, Stelzenmüller *et al.* 2008).

4.2.3.2. Factores susceptibles de determinar el esfuerzo pesquero recreativo

64

Se usaron modelos aditivos generalizados (GAMs) (Hastie & Tibshirani 1986) para explorar la posible influencia de algunas variables espaciales sobre la distribución del esfuerzo pesquero en la zona estudiada. Este tipo de modelos son una extensión de los modelos tradicionales de regresión lineal para el análisis de los datos, que incorpora la no linealidad y la regresión no paramétrica. Para realizar estos modelos, se utilizó el valor de densidad de esfuerzo calculado para cada cuadrícula en la que se dividió la zona de estudio. Se calculó además la distancia (en metros) de cada celda de la cuadrícula a distintas variables: distancia al área marina protegida Islas Hormigas; distancia a Isla Grosa; distancia a puerto; y distancia a fondos de arena, fondos de roca, fondos detríticos y fondos de posidonia. Estas distancias se calcularon utilizando una herramienta de proximidad, que calcula la distancia más cercana en línea recta de una entidad (en este caso la celda de la cuadrícula generada), a otra entidad seleccionada (puntos en el caso de la variable “puertos”, polígonos en el resto de entidades). De este modo, cada celda del mapa tiene asociado un valor de densidad de esfuerzo de pesca recreativa y un valor de distancia a cada una de las variables ambientales. Esta información se utilizó posteriormente para generar los GAM. Los modelos se construyeron utilizando el paquete de R “gam”, utilizando una línea suavizada cúbica y los grados de libertad por defecto del paquete, y se compararon mediante el criterio de información de Akaike (AIC) corregido de sesgos.

4.3. Resultados

El periodo de estudio en la campaña de 2018 para cada tipo de muestreo fue de aproximadamente 5 meses. Durante este periodo se realizaron un total de 20 salidas de costa, en las que se registraron 199 observaciones, y de 17 salidas desde embarcación, en las que se registraron 206 observaciones. En total 405 pescadores o embarcaciones de pesca fueron registradas. Los datos recogidos durante la campaña de muestreo de 2018 se unieron a los recolectados durante el seguimiento de los años 2015 y 2017 (García-Charton *et al.* 2015, García-Charton *et al.* 2017). Estos datos se trabajaron por separado en función del origen de los mismos (costa o marítimos) para generar los mapas de densidad de 'kernel' (Fig. 4.4A y Fig. 4.4B). En el caso de los datos obtenidos desde embarcación, y con el fin de no sobreestimar la presión pesquera recreativa ejercida en la zona comprendida en un radio de 3 km desde el límite del AMP, solo se tuvieron en cuenta las salidas en las que se realizó el recorrido completo para la realización de este mapa.

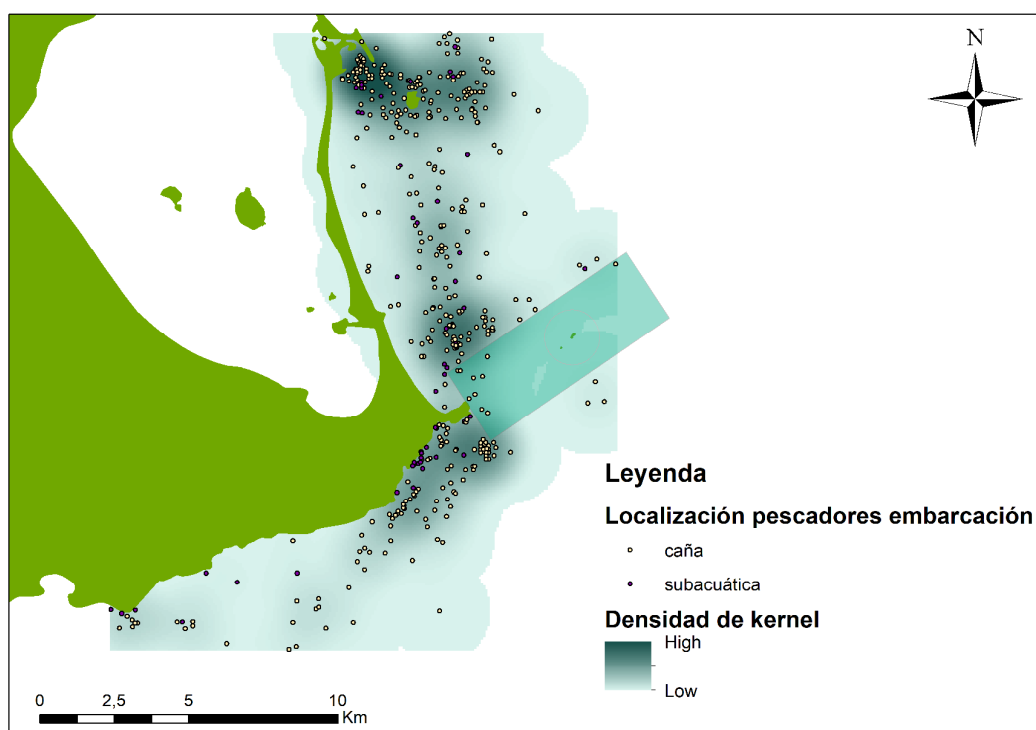
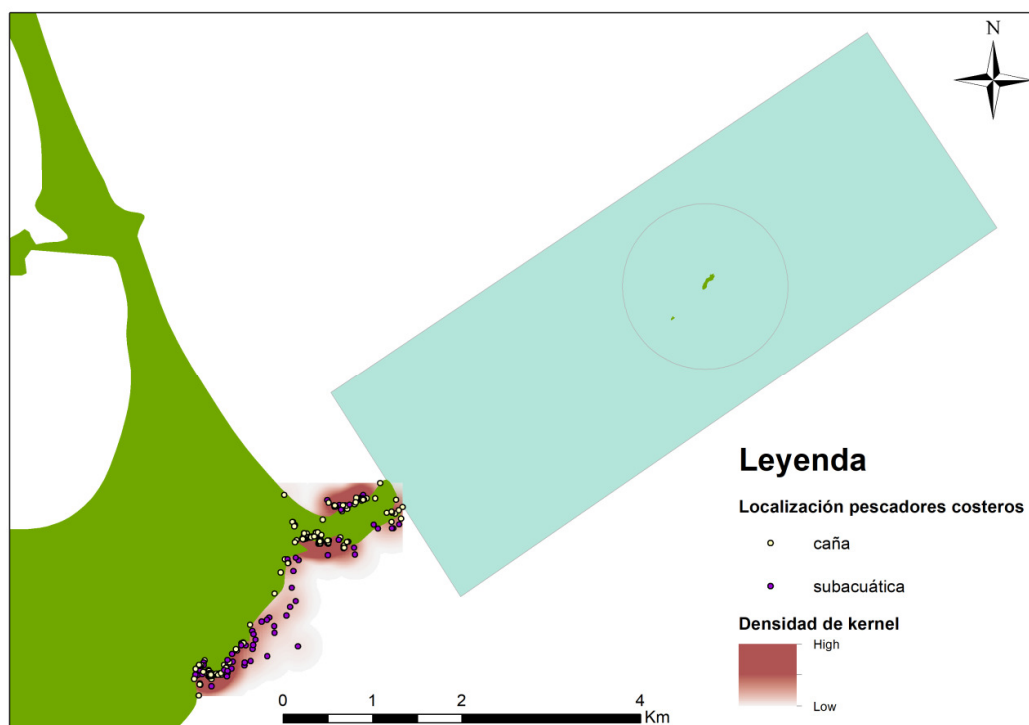


Figura 4.4 Distribución espacial del esfuerzo pesquero recreativo en el área de estudio, calculada por densidad de kernel: **A)** densidad de pescadores recreativos desde costa. En rojo aparecen las zonas sometidas a una mayor presión de esta actividad; **B)** densidad de pescadores recreativos desde embarcación. En verde aparecen las zonas sometidas a una mayor presión de esta actividad

De igual forma, para calcular la proporción de pescadores observados dentro y fuera de la zona de influencia de la reserva (Fig. 4.5), se utilizaron solo las presencias de pescadores de embarcación observadas durante los muestreos en los que se realizó el recorrido completo, ya que la zona prospectada desde costa está incluida dentro de esta zona de influencia.

66

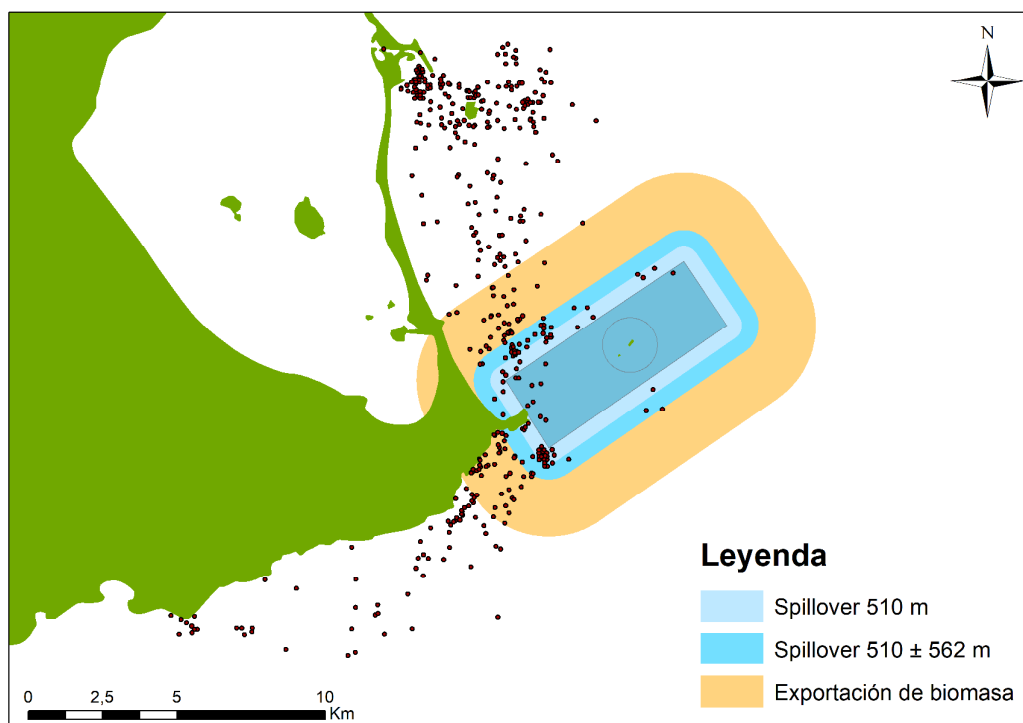


Figura 4.5 Zona de influencia estimada del área marina protegida. De las observaciones realizadas durante este estudio (459 observaciones en total), un 37,7% (173 observaciones) se encontraron dentro de esta zona de influencia estimada. De las 173 observaciones dentro de la zona de influencia un 54,33% se observaron dentro de la zona considerada como zona de desbordamiento de peces y un 45,66% dentro de la zona que se ve afectada positivamente por el aporte de biomasa procedente del AMP.

Asimismo, para el cálculo de la densidad de esfuerzo por cuadrícula en la zona de estudio para su posterior análisis estadístico (Fig. 4.6), solo se incluyeron las observaciones realizadas durante las salidas de recorrido completo.

Como resultado del análisis geográfico con el método de densidad de 'kernel', se obtuvieron dos mapas de calor (Fig. 4.4A y Fig. 4.4B) en los que se observan las zonas sometidas a mayor presión pesquera recreativa, generados a partir de los datos de presencia de pescadores recogidos durante los muestreos de 2015, 2017 y 2018. Uno de los mapas se generó a partir de las observaciones realizadas desde costa (Fig. 4.4A), por lo tanto se centra en la zona comprendida entre Cala Reona y la playa de Levante. Para la elaboración del segundo mapa (Fig. 4.4B), se utilizaron los datos recolectados durante los muestreos desde embarcación y abarca desde las zonas colindantes a Isla Grosa hasta la bahía de Portman. La actividad pesquera desde costa

(Fig. 4.4A) se concentra principalmente en Cala Reona, en la bocana del puerto de Cabo de Palos y en la cara norte del cabo de Palos (que comprende cala Túnez, cala Hierro y la Galera). En cuanto a las zonas sometidas a una mayor presión pesquera desde embarcación (Fig. 4.4B), destacan la bocana del puerto Tomás Maestre y los alrededores de la isla Grosa, y las zonas cercanas a las balizas de señalización del margen de la reserva marina más cercanas a costa.

67

También se creó un mapa en el que se representaron tanto la zona estimada de 'spillover', con su correspondiente margen de error (510 ± 562 m), como la zona en la que la cantidad de biomasa existente se ve afectada positivamente por el efecto de la reserva (3000 m). En este mapa se representaron también las coordenadas en las que se observaron pescadores recreativos (Fig. 4.5). Comparando el mapa de densidad de 'kernel' desde embarcación (Fig. 4.4B) y el mapa de la zona de influencia del AMP (Fig. 4.5), se observa que dos de las tres áreas sometidas a una mayor presión pesquera recreativa se encuentran dentro de la mencionada zona de influencia. También se generó un mapa con la zona de estudio dividida en celdas de $0,750 \text{ km}^2$. En él se representaron las observaciones de embarcaciones de pesca recreativa, asignando a cada celda un color en función del número de barcos observados en la misma (Fig. 4.6).

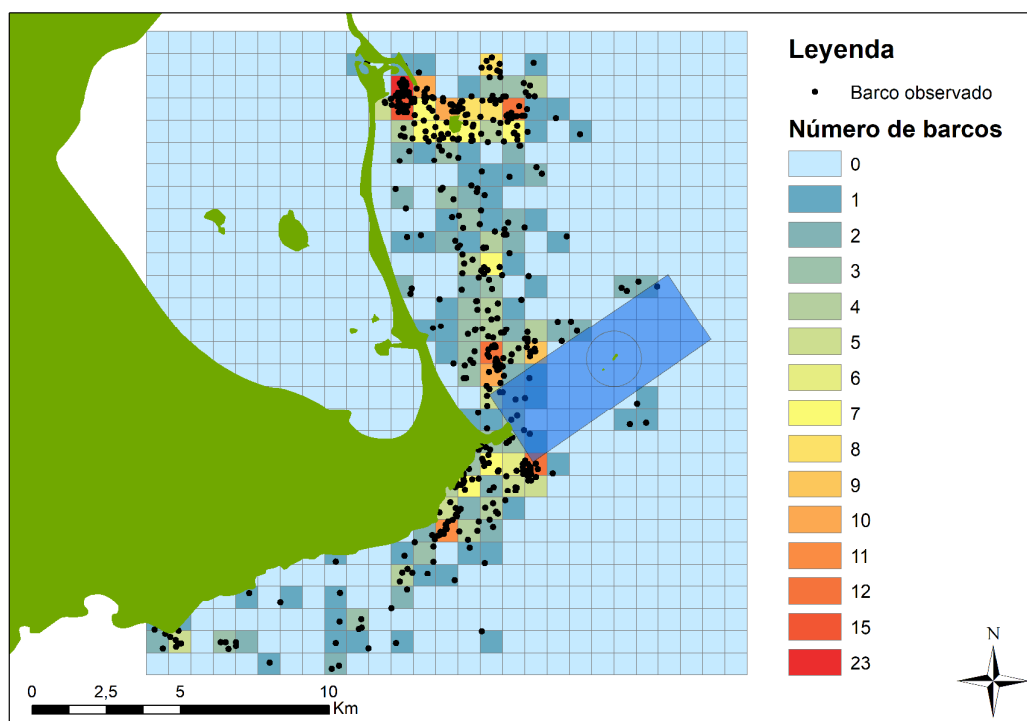


Figura 4.6 Densidad de esfuerzo de pesca (DE). En este mapa se muestra la densidad de esfuerzo pesquero desde embarcación de cada una de las cuadrículas en las que se dividió la zona de estudio. Cada cuadrícula aparece pintada de un color diferente en función del número de barcos observados.

El modelo aditivo generalizado (GAM) aplicado sobre datos de presencia/ausencia predice el nivel de probabilidad de éxito para encontrar un barco en función de las variables consideradas. Antes de comenzar con la creación del modelo aditivo generalizado, se estudió la correlación entre nuestras variables. En este caso las variables que presentaron una alta correlación fueron “distancia a roca” (DIS_ROCA) y “distancia a fondo de arena” (DIS_ARENA).

Analizando cada variable por separado (Tabla 4.2), se observa que la variable más explicativa con el valor de AIC más bajo (1374,921), y el valor de desviación explicada más alto (30,3%) es la distancia al límite de la pradera de *Posidonia oceanica*. Si no tenemos en cuenta aquellas variables que presentaron una correlación alta, las siguientes variables más explicativas serían distancia a Isla Grosa (21,5%) y distancia a puerto más cercano (15,3%).

Tabla 4.2 Resultados de los GAM calculados para cada una de las variables por separado. Las variables incluidas en cada uno de los modelos son: distancia al puerto más cercano (PUER), distancia a Islas Hormigas (IH), distancia a Isla Grosa (IG), distancia a fondo de arena (ARE), distancia a fondo de roca (ROCA), distancia a fondo de Posidonia (POSI) y distancia a fondo detrítico (DET).

NOMBRE	VARIABLES	DESV. EXPLICADA (%)	GCV	df	AIC
gam0	PUER	15,3	0,41016	4,874180	1526,221
gam1	IH	3,3	0,46781	4,529527	1629,206
gam2	IG	21,5	0,38319	7,841989	1472,920
gam3	ARE	8,11	0,44457	4,523741	1589,303
gam4	ROCA	21,3	0,38269	6,631341	1471,926
gam5	POSI	30,3	0,33809	5,564089	1374,921
gam6	DETRI	19,9	0,39313	10,241405	1492,932

La representación gráfica de los modelos de las variables analizadas por separado nos indicó que la probabilidad de encontrar un barco de pesca recreativa desciende acusadamente al aumentar la distancia a fondos de *Posidonia oceanica* (Fig. 4.7f). Por otro lado, la probabilidad de encontrar un pescador es mucho mayor en el entorno más cercano a isla Grosa que a medida que nos alejamos de ella (Fig. 4.7c). Mientras que los resultados del seguimiento del año 2017 (García-Charton *et al.* 2017) mostraban que la probabilidad de encontrar un barco pescando a una distancia “0” del AMP era nula, al analizar el conjunto de datos de 2015, 2017 y 2018, esta probabilidad aumenta (Fig. 4.7b), debido a la observación de pescadores dentro de los límites de la reserva, donde la pesca recreativa está prohibida.

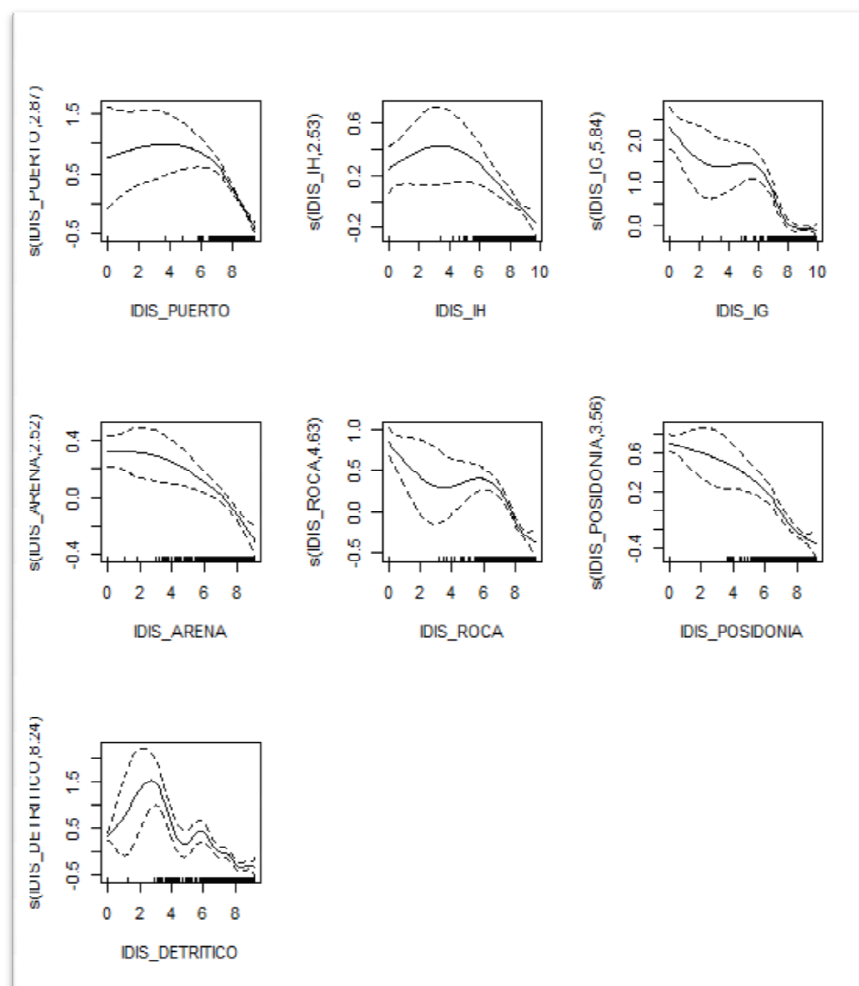


Figura 4.7 Representación gráfica de los GAM de cada una de las variables por separado. Como en el caso anterior, las variables incluidas en cada uno de los modelos son: a) distancia al puerto más cercano (PUER), b) distancia a Islas Hormigas (IH), c) distancia a Isla Grosa (IG), d) distancia a fondo de arena (ARE), e) distancia a fondo de roca (ROCA), f) distancia a fondo de Posidonia (POS) y g) distancia a fondo detrítico (DET).

Para encontrar el modelo (GAM) que mejor explicara la probabilidad de encontrar un barco de pesca recreativa se recurrió a la metodología de selección hacia atrás, es decir se comenzó por considerar incluidas en el modelo teórico a todas las variables disponibles, excepto las variables altamente correlacionadas (DIS_ROCA y DIS_ARENA), con la intención de ir eliminando del modelo de una en una según su capacidad explicativa. Tras este proceso se comprobó que el mejor modelo fue el que incluyó todas las variables no correlacionadas.

Tabla 4.3 Valores obtenidos en el modelo seleccionado. GCV: *Generalized Cross Validation*; df: *degrees of freedom*; AIC: criterio de información Akaike.

NOMBRE	VARIABLES	DES. EXPLICADA (%)	GCV	df	AIC
gam7	PUER+IH+IG+POSI+DET	55,6	0,22953	30,319259	1070,582

El modelo finalmente seleccionado fue el “gam7”, con el valor de AIC más bajo de todos los modelos probados (1070,582), siendo también el modelo con el valor de desviación explicada más alto (55,6%) y bastante superior a los obtenidos para los informes de seguimiento de 2015 y 2017 (García-Charton *et al.* 2015, García-Charton *et al.* 2017). Este modelo incluyó las variables de distancia a puerto, a la reserva marina de Islas Hormigas, al espacio protegido de Isla Grosa, al fondo de pradera de *Posidonia* y a fondos detríticos. En este modelo, las variables que afectan a la presencia/ausencia de embarcaciones de pesca recreativa actúan en conjunto (Fig. 4.8).

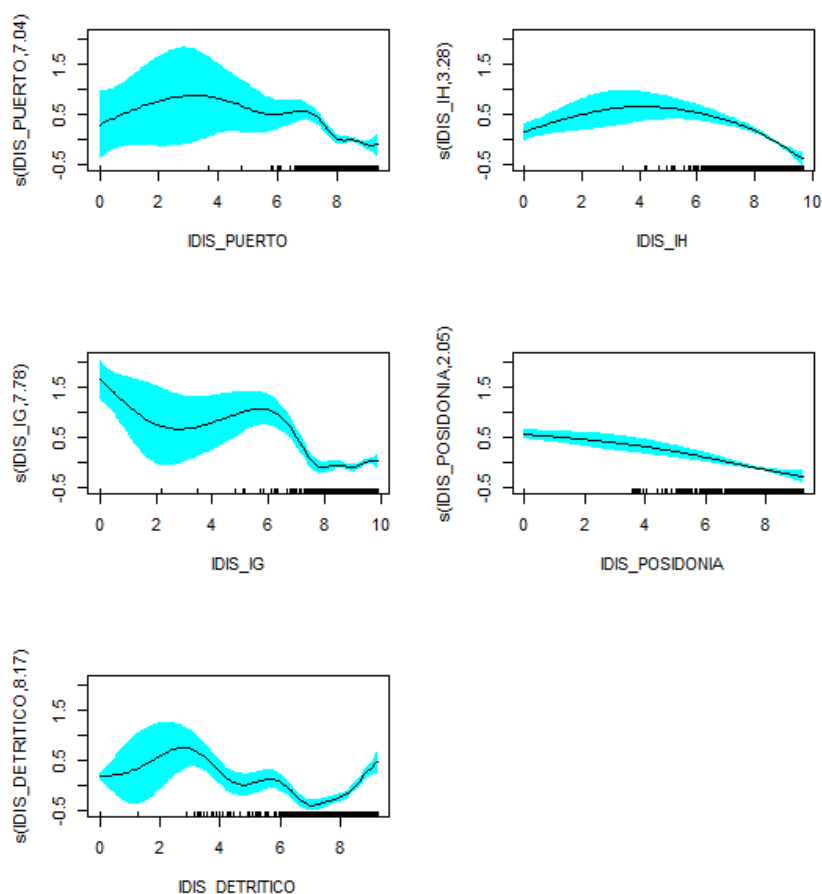


Figura 4.8 Representación gráfica del GAM 7. Este modelo presentó el valor de AIC más bajo y el valor de desviación explicada más alto, y fue el seleccionado. La presencia de pescadores recreativos está determinada por el conjunto de las variables incluidas en este modelo.

4.4. Discusión

Una de las actividades relacionadas con el medio marino más popular en el mundo es la pesca marítima recreativa (PMR), muy extendida en toda Europa, donde casi 9 millones de usuarios la practican, con un gasto asociado al desarrollo de la misma en torno a 6000 millones de euros anuales (Hyder *et al.* 2018). Aunque lo fácil es suponer que este tipo de pesca conlleva un bajo impacto sobre el medio marino, sobre todo si lo comparamos con la pesca comercial, lo cierto es que son muchos los autores que defienden lo contrario. Incluso, algunos estudios apuntan a que el volumen de capturas de PMR para algunas especies podría ser equiparable al extraído por las embarcaciones comerciales (Coleman *et al.* 2004, Morales-Nin *et al.* 2005, Lloret & Font 2013).

71

Mientras que en el caso de la pesca comercial existe un control bastante exhaustivo sobre el desarrollo de la actividad, el desconocimiento en el sector de la PMR es notable. En las costas de España se estima que operan al menos 300 000 pescadores recreativos, con un peso muy relevante sobre la economía, ya que realizan un gasto directo aproximado de 217 millones de euros anuales (Hyder *et al.* 2018). Sin embargo, a pesar de tratarse de una actividad tan extendida en el país, en España no existe una recogida sistemática de información sobre la PMR en cuanto a participación, esfuerzo, capturas, gastos y perfil social de los pescadores, lo que supone un gran sesgo en los análisis sobre esta materia, y dificulta la caracterización del impacto real que conlleva esta actividad sobre el medio (Pita *et al.* 2018a).

En nuestro caso se comprobó que aunque el esfuerzo pesquero recreativo de costa, sobre todo el subacuático, se encuentra bastante repartido a lo largo de toda la costa de Cabo de Palos, las zonas sometidas a una mayor presión pesquera recreativa en el área de estudio fueron Cala Reona, la bocana del puerto de Cabo de Palos y la cara norte del Cabo de Palos (que comprende cala Túnez, cala Hierro y la Galera).

Teniendo en cuenta tanto el análisis espacial como el estadístico en el estudio de la distribución del esfuerzo pesquero desde embarcación, se observó que la presencia de pescadores recreativos está bastante relacionada con la distancia a alguno de los dos espacios protegidos, principalmente con la distancia a la isla Grosa. También resultó significativa la distancia al puerto más cercano, la distancia a fondos de *Posidonia oceanica*, y a fondos detríticos.

Además se comprobó que un 37,7% (173 barcos) de los pescadores observados se encontraban dentro de la que podría considerarse zona de influencia de la reserva, lo cual sería indicativo de que se esos barcos obtienen (o esperan obtener) mayores capturas en las inmediaciones de la reserva marina (Harmelin-Vivien *et al.* 2008, Di Lorenzo *et al.* 2016). De estos 173 barcos, un 54,33% fueron observados dentro de la zona de 'spillover' debida al aporte que ofrece la reserva. De hecho, como se puede ver en el mapa de densidad de 'kernel', dos de las tres zonas con una mayor presión

pesquera recreativa desde embarcación en nuestra área de estudio se encuentran dentro de la zona de influencia de la reserva. La sobrepesca a lo largo de los límites de las áreas protegidas y hábitats sensibles puede tener un impacto sobre la eficacia de estas figuras de protección, por lo que influye en el llamado "efecto reserva", resultando en una reducción de los efectos de la protección.

72

Los resultados del GAM reflejan que las variables estudiadas aportan información sobre el 55,6% de la varianza explicada, lo que sugiere que otras variables espaciales pueden estar influyendo en la distribución del esfuerzo pesquero de esta zona. En el futuro sería interesante añadir variables espaciales como la presencia de arrecifes naturales o artificiales existentes en la zona. Sin embargo, el porcentaje de varianza explicada calculado utilizando el conjunto de datos de 3 años de seguimiento, aumenta considerablemente con respecto al análisis de años de manera independiente, por lo que también cabe esperar que el número de observaciones no sea suficiente para establecer los factores que determinan la presencia de pescadores. Todo ello justifica que se renueven los esfuerzos encaminados a caracterizar el esfuerzo y las capturas de la pesca recreativa en el área de influencia de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.

5 |

Mortandad de gorgonias en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

73

5.1. Introducción

Gran parte de la enorme biodiversidad que sustentan los ecosistemas marinos bentónicos puede explicarse por la complejidad física del sustrato y por la estructura biogénica que aportan las llamadas “especies ingenieras de los ecosistemas” (EIE) (Jones *et al.* 1994). La naturaleza sésil y el rol estructural de estos organismos, como los corales, las algas coralinas o los gasterópodos vermétidos, sirven para proporcionar un hábitat apto a otras muchas especies. Por ello, variaciones significativas en su abundancia pueden ocasionar cambios drásticos en la organización y el funcionamiento de la comunidad bentónica global (Cerrano *et al.* 2009, Ponti *et al.* 2014), razón por la cual su conservación es crucial para mantener la biodiversidad de estas comunidades marinas.

El Mar Mediterráneo es una de las regiones oceánicas que más rápido se están calentando en el mundo, donde eventos extremos tales como olas de calor se dan cada vez con mayor frecuencia (Diffenbaugh *et al.* 2007). Como consecuencia, las enfermedades y los eventos de mortandad masiva (EMM) están aumentando su frecuencia de aparición, alcanzando a un número cada vez mayor de formas de vida, incluidas muchas EIE (Harvell *et al.* 2004). El aumento de estos sucesos se ha relacionado con el grave deterioro del estado de conservación de muchas especies marinas como respuesta al cambio climático global (Hughes *et al.* 2003).

En los últimos 35 años, la comunidad coralina del Mediterráneo, una de las más biodiversas (Ballesteros 2006), se ha visto fuertemente afectada por estas fuertes perturbaciones, destacando los veranos de 1999 y 2003, cuando tuvieron lugar dos EMM a gran escala, de una magnitud y gravedad sin precedentes, que afectaron a las

comunidades bentónicas rocosas de las costas del Mediterráneo noroccidental (Cerrano *et al.* 2000; Garrabou *et al.* 2008).

Sucesos de este tipo se han relacionado con anomalías termales positivas, evidenciadas por las largas series temporales de registros de temperatura de que disponemos hoy en día (Crisci *et al.* 2011, Rivetti *et al.* 2014). Las especies más longevas, que presentan un crecimiento lento, madurez tardía y baja fecundidad, son las que parecen sufrir en mayor grado este tipo de perturbaciones (Musick 1999). En las gorgonias, las lesiones tisulares y el estrés fisiológico pudieran también contribuir, al aumentar su susceptibilidad a los patógenos y facilitar el asentamientos de organismos epibiontes (Vezzulli *et al.* 2013). La confluencia conjunta de todos estos fenómenos es la causa más probable de los EMM de gorgonias de las últimas décadas acaecidos en el noroeste del Mediterráneo.

El primer y único EMM registrado hasta la fecha en nuestro área de estudio, la costa suroriental de la Península Ibérica, fue documentado en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (RM-CPIH) en el año 2007 (García-Charton *et al.* 2007), cuando se produjo la muerte total o parcial de una proporción elevada de las poblaciones de las gorgonias *Eunicella singularis* (Esper, 1791) y *Paramuricea clavata* (Risso, 1826). Desde aquel año, la comunidad coralina ha venido recuperándose lentamente año tras año (García-Charton *et al.* 2017), hasta que el pasado otoño la comunidad coralina de la RM-CPIH sufrió un nuevo EMM que afectó, como mínimo, a las dos especies de gorgonias que ya se vieron afectadas en 2007.

El conocimiento de las características demográficas de estas especies es el primer paso para desarrollar un plan de conservación eficaz. La obtención de datos demográficos a grandes escalas temporales y espaciales podría permitirnos establecer una línea base para determinar la magnitud e intensidad de las perturbaciones y anticipar las trayectorias futuras de las poblaciones perturbadas. Afortunadamente, gracias al seguimiento regular de la RM-CPIH disponemos de datos sobre el estado de perturbación previo al evento de mortalidad de 2018.

En este contexto, durante el pasado otoño e invierno de 2018 se muestrearon las poblaciones de *Eunicella singularis* de la RM-CPIH con el objetivo principal de documentar el evento de mortandad acontecido y caracterizar la magnitud del daño causado. Dicho evento se puso en contexto dentro de los 9 años de seguimiento de las poblaciones de la especie en la reserva.

5.2. Material y métodos

5.2.1. Área de estudio

El muestreo se realizó en tres localidades: islas Hormiga y Hormigón dentro de la reserva integral, y bajo de Dentro en la reserva parcial. En las localidades de isla Hormiga y Hormigón se seleccionaron dos sitios y en el bajo de Dentro cuatro, muestreándose un total cuatro sitios dentro de cada nivel de protección. Los lugares fueron seleccionados por poseer amplios bosques de gorgonia blanca en el circalitoral a profundidades de entre 19 y 33 metros.

5.2.2. Programa de muestreo

5.2.2.1. Diseño y técnica de muestreo

La toma de datos se realizó durante los meses de noviembre y diciembre de 2018 mediante buceo con escafandra autónoma. en dos localidades: la reserva integral (islas Homigas) y la reserva parcial (bajo de Dentro). En cada localidad se seleccionaron dos sitios. En cada sitio, se lanzaron al azar 8 *quadrats* de 1 m², 32 réplicas en total durante todo el muestreo.

Dentro de la superficie delimitada por cada *quadrat* se anotó el número total de colonias de *Eunicella singularis* presente, caracterizando su estado, es decir, si estaban vivas o muertas. A su vez, también se determinó la posición de las colonias vivas respecto del plano del sustrato (erectas vs. tumbadas).

Además, se anotaron datos morfométricos (altura máxima en cm y extensión de superficie necrosada en %) de las 10 colonias situadas en el cuarto superior izquierdo (25 cm²) del *quadrat*; en el caso de no alcanzarse los 10 individuos en dicho sub-*quadrat*, se continuó caracterizando colonias hasta completar el número mínimo, siempre que el número de colonias presentes en todo el *quadrat* no fuera inferior a dicha cantidad. Para la medición de la altura máxima (medida como la distancia entre la base de la colonia y la punta de la rama más larga) se empleó una regla metálica de precisión ± 1 mm. El porcentaje necrosado se estimó visualmente mediante intervalos (0%, 5%, 10%, 15%...).

Con ello, los descriptores poblacionales analizados fueron:

- densidad (nº indiv. m⁻²) de colonias vivas erectas
- densidad de colonias vivas tumbadas
- densidad de colonias vivas total

- *ratio* colonias tumbadas:erectas
- descriptores morfométricos: talla, colonias afectadas por necrosis (%) y superficie de necrosamiento (%)

5.2.2.2. Análisis de datos

76

Para el análisis de los descriptores poblacionales se emplearon análisis de la varianza (Underwood 1997). Los modelos incorporaron los factores Año (A, fijo, con 9 niveles: 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2015, 2017 y 2018), Nivel de protección (P, fijo, con dos niveles: reserva integral y reserva parcial) y Sitio (S, aleatorio, anidado en P, con tres niveles). Las diferencias significativas entre años se exploraron a posteriori mediante el test de Student-Newman-Keuls (SNK).

La normalidad de los datos fue comprobada previamente en todos los casos mediante el test de Cochran y, en su caso, los datos fueron transformados empleando las fórmulas oportunas mediante $\log(x+1)$ ó $\sqrt[3]{(x)}$; si tras dichas transformaciones, seguían incumpléndose los criterios de normalidad, se endurecieron los criterios de aceptación de hipótesis nula considerando una $p < 0,01$ (Underwood 1997). Los análisis ANOVA se realizaron empleando el paquete estadístico GAD (Sandrini-Neto & Camargo 2011) del software R.

Para el análisis de los descriptores morfométricos se emplearon análisis PERMutacionales de Varianza: PERMANOVAs, dado que el número de réplicas disponibles (colonias) varió espacio-temporalmente. El modelo incorporó los factores Año (A, fijo, con 9 niveles: 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2015, 2017 y 2018), Nivel de protección (P, fijo, con dos niveles: reserva integral, y parcial), Sitio (S, aleatorio, anidado en P, con tres niveles) y Quadrat (Q, aleatorio, anidado en S, con 8 niveles).

Para la realización de estos PERMANOVAs, se empleó la distancia euclídea como medida de disimilitud de las variables univariantes morfométricas. Las diferencias significativas entre años se exploraron *a posteriori* mediante comparaciones dos a dos ('pairwise'). En estos análisis los valores de P fueron obtenidos mediante 999 permutaciones de los residuos bajo un modelo reducido. Los análisis se realizaron empleando el programa PRIMER 6 and PERMANOVA + B20 (Clarke & Gorley 2006, Anderson, Gorley & Clarke 2008).

5.3. Resultados

5.3.1. Evolución temporal de las poblaciones de *E. singularis*

77

El análisis preliminar de los datos mostró la heterocedasticidad de las variables (a) densidad de colonias tumbadas y (b) ratio tumbadas:erectas, y la necesidad de su transformación a través de la aplicación de su logaritmo. La homocedastidad de la variable ratio tumbadas:erectas no pudo alcanzarse finalmente, por lo que los resultados se han de interpretar con cautela.

Las poblaciones estudiadas evidenciaron claras muestras de haber sufrido un evento de mortandad masiva (Fig. 5.1 y 5.2). En la Fig. 5.3 se observa la evolución temporal de las poblaciones de gorgonia blanca de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas entre los años 2005 y 2018, durante los que se ha llevado a cabo el seguimiento temporal de esta especie. Los resultados muestran una mayor densidad total de colonias en la reserva parcial respecto de la integral, ocurriendo lo mismo con las variables densidad de colonias erectas y tumbadas. En promedio, a lo largo de los años se observa una densidad de colonias total de $18,7 \pm 0,6$ y $9,3 \pm 0,4 \text{ m}^{-2}$ (media $\pm$ DE), una densidad de colonias erectas de $17,4 \pm 0,6$ y $8,6 \pm 0,4 \text{ colonias m}^{-2}$ y una densidad de colonias tumbadas de $0,6 \pm 0,1$ y $0,4 \pm 0,1 \text{ colonias m}^{-2}$ en la reserva parcial e integral, respectivamente.



Figura 5.1 Colonia de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas afectada por necrosis (Foto: Javier Ferrer).

Los resultados del análisis ANOVA se muestran en la Tabla 5.1. Es de destacar la variabilidad espacial entre sitios dentro de cada combinación de Año y Nivel de protección (evidenciado por la significación de la interacción $S(A \times P)$) para las tres variables: densidad total, densidad de colonias tumbadas y densidad de colonias erectas.

78

5.3.2. Análisis de los parámetros morfométricos y del evento de mortandad masiva de 2018

La variable "Altura" mostró una variabilidad espacial significativa tanto entre sitios como entre "Quadrats" dentro de cada combinación de año y nivel de protección (Tabla 5.2). La altura media para el conjunto de años estudiados fue de $28,0 \pm 15,9$ y $26,3 \pm 16,5$ colonias m^2 (media $\pm$ DE) dentro de la reserva integral y parcial respectivamente.

En relación a la necrosis, tanto para la variable "Necrosis promedio por individuo" como para el "Porcentaje de individuos necrosados", los factores "Año" y "Sitio" resultaron significativos (Tabla 5.2). Los resultados relativos al evento de mortandad acontecido a finales de 2018 se muestran en la Fig. 5.4. En 2018, el porcentaje de la población de gorgonia blanca afectada en algún grado por necrosis fue del 69,4%, considerablemente superior al experimentado durante la crisis de 2007 (57,5%). Asimismo, en 2018 el grado medio de tejido necrosado por colonia fue del 38,4%, una vez más muy por encima de los datos de 2007 (12,4%). En consecuencia, la mortalidad de 2018 afectó a una proporción mayor de la población y en un grado mucho más severo.

5.4. Discusión

Tal y como se constató en informes anteriores, la densidad de colonias de gorgonia blanca en la RM de Cabo Palos - Islas Hormigas es significativamente mayor dentro de la zona parcial. La mayor densidad histórica de colonias en esta zona de la reserva probablemente esté relacionada con los factores abióticos propios de la zona: orientación, dirección y fuerza de la corriente o disponibilidad de nutrientes, entre otros, ya que este tipo de variables ambientales tienen especial influencia en organismos de carácter sésil como las gorgonias.



Figura 5.2 Colonias de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas con diferentes grados de afectación por necrosis - nótese la epibiosis por invertebrados y algas (Foto: Javier Ferrer).

Tabla 5.1 Resultados ANOVA: influencia de los factores año (A), protección (P) y sitio (S) en las distintas variables poblacionales de la gorgonia blanca *Eunicella singularis*. Códigos de significancia: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘.’.

Variable Respuesta	Fuente de Variación	G.L.	S.C.	M.C.	F	P
Densidad total	A	8	1273,630	159,200	0,98	0.47895
	P	1	6391,280	6391,280	39,53	0.000 ***
	A*P	8	420,460	52,560	0,33	0.94553
	S(A*P)	18	2910,230	161,680	5,83	0.000 ***
	Res	252	6987,300	27,730		
Densidad erectas	A	8	1018,830	127,350	0,86	0.56484
	P	1	5572,690	5572,690	37,69	0.000 ***
	A*P	8	524,060	65,510	0,44	0.8794
	S(A*P)	18	2661,750	147,880	5,73	0.000 ***
	Res	252	6500,860	25,800		
Densidad tumbadas	A	8	8,960	1,120	2,12	0.08857 .
	P	1	3,060	3,060	5,8	0.02699
	A*P	8	6,230	0,780	1,47	0.23424
	S(A*P)	18	9,510	0,530	1,91	0.01572
	Res	252	69,780	0,280		
Ratio erectas/ tumbadas	A	8	0,420	0,050	1,57	0.20377
	P	1	0,040	0,040	1,23	0.28266
	A*P	8	0,400	0,050	1,48	0.23182
	S(A*P)	18	0,610	0,030	1,38	0.14367
	Res	252	6,170	0,020		

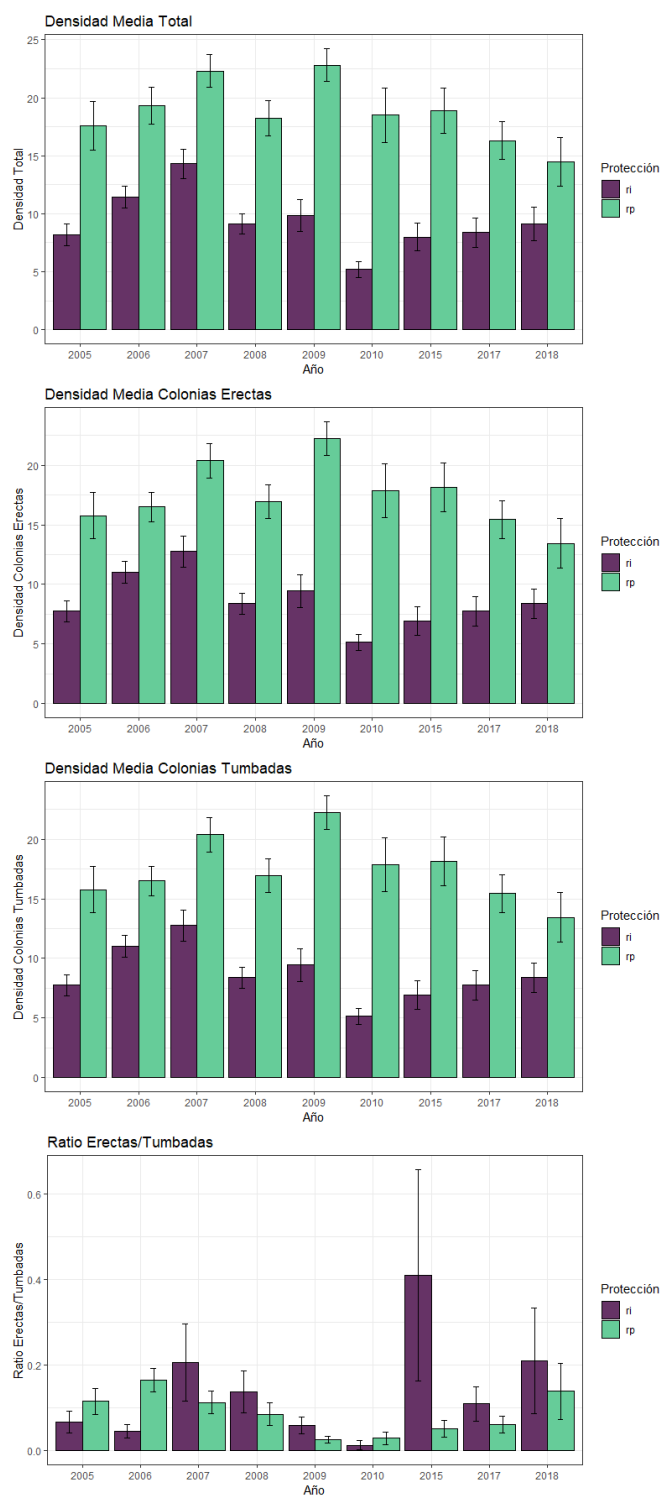


Figura 5.3 Evolución temporal de las poblaciones de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Se muestran las densidades medias ($\pm$ DE) de cada una de las variables de estudio por año y nivel de protección.

Tabla 5.2 Resultados PERMANOVA: influencia de los factores año (A), protección (P) y sitio (S) en las distintas variables poblacionales de la gorgonia blanca (*Eunicella singularis*). Códigos de significancia: 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 ' 0.1 ' '.

Variable Respuesta	Fuente de Variación	G.L.	S.C.	M.C.	Pseudo- F	P
Altura de las colonias	A	8	16959	2119,9	2,5554	0,072
	P	1	118,39	118,39	0,17489	0,693
	AxP	8	5197,4	649,68	0,78316	0,625
	S(AxP)	18	15805	878,07	4,7786	0,001 ***
	Q(S(AxP))	246	46451	188,83	2,4702	0,001 ***
	Res	2779	2,1243x10 ⁵	76,442		
	Total	3060	2,9729x10 ⁵			
Necrosis promedio de los individuos	A	5	3,9845x10 ⁵	79690	41,94	0,0017 ***
	P	1	3,7261	3,7261	2,1898x10 ⁻³	0,9584
	AxP	5	1118,2	223,64	0,1177	0,9933
	S(AxP)	12	24328	2027,4	2,0032	0,03 *
	Q(S(AxP))	162	1,6928x10 ⁵	1045	1,8973	0,0017 ***
	Res	1526	8,4045x10 ⁵	550,75		
	Total	1711	1,4748x10 ⁶	15301		
% de individuos necrosados	A	8	1,224x10 ⁵	5,5683	14,16	0,001 ***
	P	1	5,5683	1188,3	5,1936x10 ⁻³	0,939
	AxP	8	9506,3	1087,6	1,0997	0,409
	S(AxP)	18	19577	293,99	3,6994	0,001 ***
	Res	246	72321			
	Total	281	2,2364x10 ⁵			

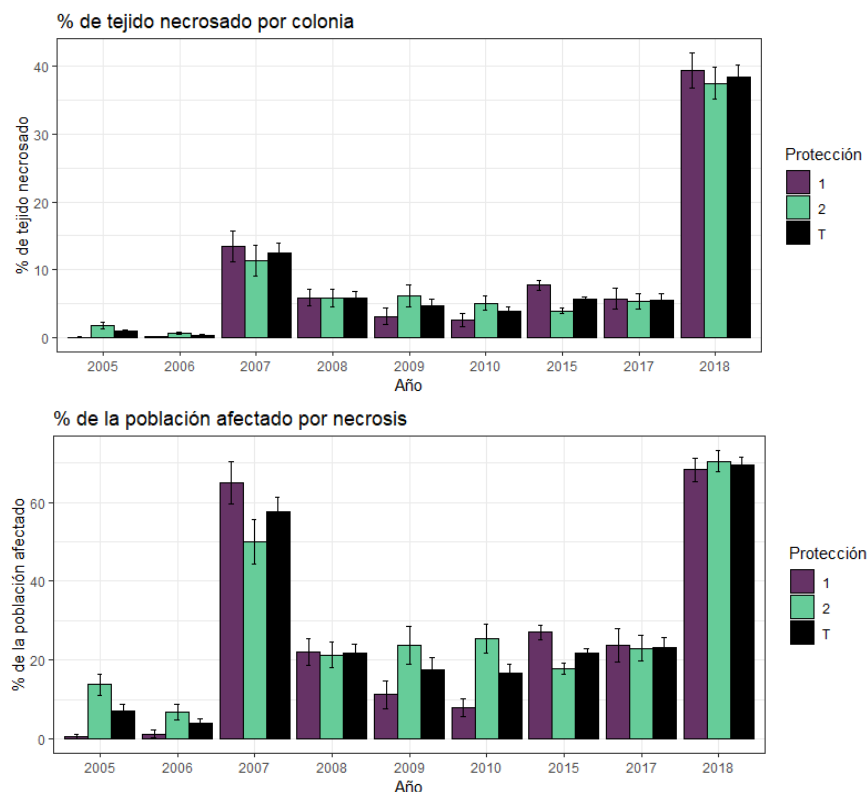


Figura 5.4 Estado de salud de la población de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) a lo largo de los años en la reserva marina de Cabo de Palos, medido como % medio de tejido necrosado por individuo (arriba) y % de individuos de la población afectados por necrosis (abajo). Protección 1 = Reserva Integral; Protección 2 = Reserva Parcial; Protección T: Reserva Completa.

El evento de mortandad sufrido a finales de 2018 dentro de la RM de Cabo Palos - Islas Hormigas ha sido el más grave de cuantos se tienen constancia. Una proporción muy elevada de la población de la reserva se ha visto afectada por niveles altos de necrosis tisular (Fig. 5.2). Las causas de estos eventos de mortandad masiva en el Mediterráneo siguen siendo un misterio. Las hipótesis actuales se centran en la relación existente entre estos fenómenos y la aparición de anomalías climáticas concretas a finales de verano y principios de otoño. Las condiciones de verano en el Mediterráneo se caracterizan por una gran estabilidad de la columna de agua y altas temperaturas, lo que se traduce en una fuerte estratificación de la columna de agua, responsable del agotamiento de los nutrientes disueltos en superficie. Así, se genera una fuerte reducción de los recursos alimentarios en suspensión para los organismos filtradores (Estrada 1996), que responden ante esta situación entrando en un periodo de dormancia fisiológica. El hecho de que los eventos de mortandad masiva afecten preferentemente a aquellos taxones que sufren déficit energético, como las gorgonias y las esponjas (Coma & Ribes 2003), sugiere que las restricciones energéticas prolongadas debidas a la alta actividad metabólica que supone una elevada temperatura ambiental, junto con los bajos niveles de alimento, deben ser exploradas como un determinante potencial de los eventos de mortandad masiva.

Las condiciones climáticas que coincidieron con la aparición de los dos mayores eventos de mortalidad masiva ocurridos en el Mediterráneo (1999 y 2003) incluyeron temperaturas de 3 a 4 °C por encima de la media y una prolongada estabilidad de la columna de agua a finales de verano. Estas anomalías climáticas supusieron una exposición prolongada de los organismos que habitaban en la zona por encima de la termoclina a las condiciones extremas del verano (altas temperaturas y baja disponibilidad de alimento). Por ello, las principales hipótesis que se barajan sobre la causa de estas mortandades masivas en invertebrados están relacionadas con la exposición de los organismos bentónicos a (i) temperaturas por encima de su nivel de tolerancia térmica, (ii) temperaturas por debajo de este nivel crítico, pero generando estrés fisiológico y (iii) mayor virulencia de los microorganismos p. ej. bacterias del género *Vibrio*,). Coma *et al.* (2009) encontraron que el número de días durante los cuales la temperatura entre 20 y 80 m de profundidad era superior a 6,5 °C, es decir, con una termoclina acusada, era el “descriptor de eventos extremos” que mejor explicaba los principales factores de la hipótesis de la restricción energética, al integrar: alta temperatura (alta demanda respiratoria), fuerte estratificación (baja disponibilidad de alimento) y tiempo de exposición a ambos factores en el Mediterráneo.

Se da la circunstancia de que las poblaciones de la gorgonia roja *Paramuricea clavata* también han sufrido una mortandad comparable (Fig. 5.5), aunque no se ha desarrollado un muestreo para caracterizarla.



Figura 5.5 Colonias de gorgonia roja (*Paramuricea clavata*) en el bajo del "Desfiladero" en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, antes y después del evento de mortandad masiva de 2018 (Fotos: Javier Ferrer).

El evento de mortalidad acontecido el pasado otoño supone un importante varapalo a la población de gorgonias de la reserva marina, pero al mismo tiempo provee una oportunidad para investigar la resiliencia de esta especie a un estrés térmico tan severo como el sufrido, por lo que continuar durante los próximos años con su seguimiento científico es especialmente importante.

84

Una posibilidad para ello es contar con actividades de ciencia ciudadana, con el apoyo de instructores de los centros de buceo que operan en la reserva, dadas las dificultades técnicas que conlleva el estudio de estos organismos por la profundidad en la que viven. De hecho, la voz de alarma sobre la existencia de este fenómeno en 2018 en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas fue dada gracias a la colaboración prestada por diversos buceadores y centros de buceo. Las experiencias de este tipo llevadas a cabo en el marco del proyecto "Centinelas del Mar" de la Universidad de Murcia (liderado por el grupo redactor del presente informe) permite ser muy optimista sobre la eficiencia de este tipo de aproximaciones metodológicas.

6

Búsqueda de indicadores de impacto del buceo recreativo

85

6.1. Introducción

Por su belleza y colorido, los hábitats coralígenos están entre los paisajes submarinos más atractivos. Esto, unido a su fragilidad, lenta dinámica y gran longevidad les convierte en uno de los ecosistemas más expuestos a los impactos humanos (Ballesteros 2006). De entre todas las actividades de ocio que pueden desarrollarse en el medio marino, el submarinismo es una de las más populares y de más rápido crecimiento en el mundo, con un aumento de aproximadamente 1 millón de licencias de buceo recreativo emitidas cada año (Davenport 2006). El buceo tiene el potencial de influir tanto en las comunidades bentónicas como en el comportamiento de los peces, principalmente a través del contacto directo, la resuspensión del sedimento y la emisión de burbujas de aire (Milazzo *et al.* 2002). Por este motivo, el efecto del submarinismo ha sido objeto de estudio en diversos lugares del mundo: Mar Rojo, Mediterráneo, las costas de Sudáfrica y Australia y el Caribe.

En el mar Mediterráneo, los efectos de las actividades subacuáticas han sido evaluados principalmente dentro de Áreas Marinas Protegidas (Di Franco *et al.* 2009) y, en cuanto al hábitat coralígeno se refiere, dichos estudios han revelado impactos ocasionados por el buceo en estos frágiles organismos: gorgonias (Coma *et al.* 2004; Linares *et al.* 2010), briozoos (Hernández *et al.* 2014) y ascidias (Luna *et al.* 2010). A pesar de que las áreas protegidas están consideradas la principal forma de defensa contra la pérdida de biodiversidad, la gran actividad que se desarrolla dentro de sus límites puede socavar este principio general. En la actualidad, los espacios protegidos de todo el mundo, tanto marinos como terrestres, se encuentran bajo un nivel de presión antrópica muy elevado (Jones *et al.* 2018). En muchos de ellos, no prima la conservación de la naturaleza (razón que motivó su designación) sino su uso público y disfrute por parte de la población local o turista. Por ello, es necesario desarrollar planes de monitoreo efectivo que detecten el sobreuso de estos espacios protegidos, favoreciendo así su conservación.

Estudiar los patrones de organización de las comunidades es esencial en el campo de la ecología, ya que proporciona una base descriptiva para continuar desarrollando hipótesis, construir modelos, diseñar experimentos o realizar un trabajo de monitoreo y supervisión. Qué método de muestreo elegimos para ello se determina, en última instancia, por el tipo de información necesaria junto con los recursos materiales y de tiempo disponibles. La metodología elegida deberá optimizar el equilibrio entre la información obtenida y el esfuerzo de trabajo requerido.

El buceo con escafandra autónoma permite a los científicos marinos estudiar las comunidades bentónicas *in situ* mediante una amplia variedad de métodos. El método clásico consiste en la utilización de quadrats de un área específica y conocida para estimar el porcentaje de cobertura o la frecuencia de aparición de las especies objetivo. Los datos se obtienen *in situ* y de manera inmediata, por lo que los resultados del muestreo dependerán del conocimiento taxonómico previo del buceador. Sin embargo, en los últimos años y gracias al avance de las nuevas tecnologías, han surgido nuevos métodos de muestreo indirecto mediante el uso de fotografía o vídeo. Su principal virtud radica en la mayor brevedad de las inmersiones y en que el buceador no debe identificar los organismos *in situ*, forzado a trabajar en situaciones complicadas o influido por el cansancio y la narcosis. Entre sus inconvenientes se encuentra el gran tiempo requerido en el post-procesamiento de los datos y la dificultad de indentificar las especies debido al gran crecimiento de organismos epífitos o a la presencia de algas de gran porte. En los últimos años, estos nuevos métodos han aumentado su popularidad gracias a la aparición de programas específicos de análisis de imagen diseñados para facilitar esta labor (por ejemplo, Trygonis & Sini 2012), empleándose con diversos fines, incluido el monitoreo a largo plazo de las comunidades bentónicas (Teixidó *et al.* 2011). Estos nuevos métodos proporcionan información contrastada y diferente coste-beneficio, por lo que es esencial evaluar la calidad de la información obtenida así como el esfuerzo y coste de la metodología de muestreo utilizada, ya que el muestreo es el primer filtro de información y, tal vez, el más importante. Además, la comparación de diferentes métodos ayuda a los investigadores a seleccionar el mejor para alcanzar sus objetivos.

En este contexto, el presente capítulo evalúa las comunidades bentónicas de la RM de Cabo de Palos - Islas Hormigas, con los siguientes objetivos:

1. Determinar la idoneidad de distintas especies bentónicas como indicadoras del impacto del buceo (continuando la labor iniciada el pasado año, García-Charton *et al.* 2017)
2. Evaluar la calidad de la información y el coste/beneficio de dos métodos de muestreo distintos: visual y fotográfico
3. Documentar un posible impacto del buceo en alguna de las especies seleccionadas.

6.2. Material y métodos

6.2.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo considerando dos niveles de protección, reserva integral y reserva parcial, dentro de cada uno de los cuales se incluyeron tres localidades. En la zona integral: Hormiga Este, Hormiga Oeste y Hormigón, y en la zona parcial: bajo de Dentro, Piles I y Piles II.

6.2.2. Programa de muestreo

6.2.2.1. Diseño y técnica de muestreo

En cada localidad se seleccionaron diferentes profundidades (10, 20 y 30 m). En cada profundidad se muestreó el fondo mediante 12 réplicas consistentes en quadrats de 25x25 cm² lanzados al azar (7500 cm² en cada localidad y a cada profundidad), divididos en celdas de 5x5 cm². Dentro de la superficie delimitada por cada quadrat se contabilizaron las diferentes especies seleccionadas (ver más abajo), anotando su abundancia (nº de individuos) y cobertura (estimada a través del número de celdas de 5x5 cm ocupados total o parcialmente por los organismos), utilizando para ello tablillas submarinas diseñadas al efecto. Las especies elegidas fueron preseleccionadas atendiendo a su potencial como indicadoras de impacto del buceo, bien por su fragilidad al contacto, bien por su sensibilidad ante la resuspensión del sedimento.

Para la realización del muestreo fotográfico se empleó una cámara Canon PowerShot G16. Cada fotografía registró un área de 25x25 cm gracias al diseño de una estructura especial que permitió el acople de un quadrat a la funda subacuática de la cámara. Durante el análisis de los datos, el área total cubierta por cada especie se calculó utilizando el software photoQuad (Trygonis & Sini 2012).

Las especies seleccionadas se incluyen dentro de los taxones Bryozoa, Ascidiacea y Porifera:

- *Aplidium tabarquensis* (Ramos-Espla, 1991)
- *Phorbastenia tenacior* (Topsent, 1925)
- *Myriapora truncata* (Pallas, 1766)
- *Dysidea* spp.
- *Pentapora fascialis* (Pallas, 1766)

6.2.2.2. Análisis de datos

Las diferencias de densidad y cobertura se han analizado entre niveles de protección [factor Reserva, R, fijo con 2 niveles (reserva integral vs. reserva parcial)], Profundidad (P, fijo con 3 niveles), Método (M, con 2 niveles: visual y cámara) y entre localidades (factor L, aleatorio con 3 niveles, anidado en el factor Reserva) mediante ANOVA mixto, utilizándose para ello el paquete GAD del software R (Sandrini-Neto & Camargo 2011). El modelo lineal ha sido el siguiente:

$$X = \mu + R + P + M + R \times P + R \times M + P \times M + R \times P \times M + L(R) + P \times (L(R)) + M \times (L(R)) + P \times M \times (L(R)) + \epsilon$$

dónde X es el valor de cada réplica individual, μ es la media total, R, P, M y L son los efectos de cada uno de los factores considerados y sus interacciones, y ϵ es el error aleatorio o residual (variabilidad entre réplicas no explicada por el modelo). Se ha considerado un valor crítico de rechazo de la hipótesis nula $\alpha = 0,1$, priorizando la detección de una posible existencia de impacto (i.e. se favorece el cometer un error tipo I - detección de un efecto inexistente - antes que uno de tipo II - aceptación de una hipótesis nula falsa, es decir no detectar un impacto que en realidad sí exista (Underwood 1997).

La normalidad de los datos fue comprobada *a priori* en todos los casos mediante el test de Cochran y, en su caso, los datos fueron transformados empleando las fórmulas oportunas mediante $\log(x + 1)$ o $\sqrt{(x)}$; si tras dichas transformaciones, seguían incumpléndose los criterios de normalidad, se endurecieron los criterios de aceptación de hipótesis nula considerando una $p < 0,01$ (Underwood 1997). Las diferencias significativas se testaron *a posteriori* mediante el test de Student-Newman-Keuls (SNK).

6.3. Resultados

En la Fig. 6.1 se observan las coberturas y densidades medias de los organismos bentónicos estudiados mediante cada método. Las especies de briozoo *M. truncata* y *P. fascialis* mostraron las mayores densidades y coberturas medias. En general, ambos métodos de estudio mostraron tendencias similares, en tanto que coincidieron al documentar más o menos densidad y cobertura de cada especie en los distintos niveles de protección, revelando una mayor densidad y cobertura de las especies *P. tenacior* y *A. tabarquensis* en la reserva parcial. Al contrario ocurrió con la especie *M. truncata*, con niveles entre 1,9 y 2,8 veces más altos en la zona integral. Respecto a *Dysidea* sp. y *P. fascialis*, los resultados obtenidos con cada método fueron dispares.

Las especies *A. tabarquensis*, *P. tenacior* y *Dysidea* sp. fueron eliminadas del análisis posterior; las dos primeras por no aparecer en alguno de los niveles de protección y la última por aparecer en las muestras con una frecuencia menor al 10%, impidiendo así su análisis.

La exploración preliminar de los datos mediante el test de Cochran mostró la heterocedasticidad de las variables Cobertura de *M. truncata* (a), Densidad de *M. truncata* (b), Cobertura de *P. fascialis* (c) y Densidad de *P. fascialis* (d), y la necesidad de su transformación a través de la aplicación de su raíz cuadrada. Finalmente, la homocedasticidad de las variables b, c y d no pudo alcanzarse, por lo que los resultados fueron interpretados con cautela.

Abundancia media (nº ind. / m²) ± error estándar				Cobertura media (cm²) ± error estándar			
Especie	Método de muestreo	Reserva Parcial	Reserva Integral	Especie	Método de muestreo	Reserva Parcial	Reserva Integral
<i>P. fascialis</i>	C	2.96 ± 1.00	1.78 ± 0.57	<i>P. fascialis</i>	C	3.79 ± 1.41	3.20 ± 1.80
	V	6.22 ± 1.24	6.67 ± 1.52		V	15.28 ± 3.48	11.81 ± 2.93
<i>M. truncata</i>	C	5.78 ± 1.37	13.63 ± 2.40	<i>M. truncata</i>	C	1.55 ± .41	4.34 ± 0.73
	V	10.10 ± 1.58	21.48 ± 2.54		V	16.44 ± 2.83	31.13 ± 3.91
<i>Dysidea spp.</i>	C	1.04 ± 0.53	1.63 ± 1.07	<i>Dysidea spp.</i>	C	0.76 ± 0.54	0.86 ± 0.53
	V	0.44 ± 0.25	0.15 ± 0.15		V	2.55 ± 1.18	0.46 ± 0.46
<i>P. tenacior</i>	C	2.37 ± 0.81	0	<i>P. tenacior</i>	C	1.08 ± 0.52	0
	V	3.11 ± 0.77	0.59 ± 0.29		V	13.89 ± 3.41	0.93 ± 0.46
<i>A. tabarquensis</i>	C	0.30 ± 0.30	0	<i>A. tabarquensis</i>	C	0.15 ± 0.15	0
	V	1.92 ± 0.75	0		V	2.55 ± 1.09	0

Figura 6.2 Densidad y cobertura media de cada especie en cada nivel de protección obtenidas con los dos métodos desarrollados: V (visual) y C (cámara).

La Tabla 6.1 muestra el resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las 2 especies cuya frecuencia de aparición fue superior al 10%. Para las variables densidad y cobertura de la especie *M. truncata* se han obtenido resultados significativamente mayores con el método visual, así como valores más altos dentro de la reserva integral (Fig. 6.2). De igual forma, se observaron mayor densidad y cobertura de *P. fascialis* con el método visual que con el fotográfico. Sin embargo, en este caso no hubo diferencias entre niveles de protección, sino entre profundidades, encontrando valores significativamente mayores en la cota de 30 metros de profundidad (Fig. 6.2 y Fig. 6.3).

Tabla 6.3 Resultados del ANOVA: influencia de los factores reserva (R), método (M), profundidad(P) y localidad (L) en las variables poblacionales: γ . Códigos de significancia: 0 **** 0.001 *** 0.01 **.

Variable Respuesta	Fuente de Variación	G.L.	S.C.	M.C.	F	P
Cob. <i>M. truncata</i>	R	1	152,970	152,970	8,18	0.04596 *
	P	2	139,620	69,810	3,18	0.09619 .
	M	1	559,030	559,030	84,43	0.00078 ***
	RxP	2	68,030	34,010	1,55	0.26969
	RxM	1	24,720	24,720	3,73	0.12549
	PxM	2	45,650	22,830	1,57	0.26544
	L(R)	4	74,840	18,710	2,79	0.02633 *
	RxPxM	2	23,270	11,630	0,8	0.48162
	Px(L(R))	8	175,480	21,940	3,27	0.00128 **
	Mx(L(R))	4	26,480	6,620	0,99	0.41487
	PxMx(L(R))	8	116,110	14,510	2,16	0.02954 *
	Res	396	2658,630	6,710		
Den. <i>M. truncata</i>	R	1	189,820	189,820	10,14	0.03338 *
	P	2	165,420	82,710	3,09	0.10143
	M	1	108,640	108,640	20,46	0.01063 *
	RxP	2	63,200	31,600	1,18	0.35564
	RxM	1	2,690	2,690	0,51	0.51612
	PxM	2	22,070	11,030	1,49	0.28085
	L(R)	4	74,860	18,710	2,75	0.02818 *
	RxPxM	2	8,210	4,110	0,56	0.59413
	Px(L(R))	8	214,290	26,790	3,93	0.00017 ***
	Mx(L(R))	4	21,240	5,310	0,78	0.53935
	PxMx(L(R))	8	59,060	7,380	1,08	0.37383
	Res	396	2699,030	6,820		
Cob. <i>P. fascialis</i>	R	1	4,050	4,050	0,11	0.75331
	P	2	347,860	173,930	12,21	0.00371 **
	M	1	136,690	136,690	9,4	0.03743 *
	RxP	2	7,080	3,540	0,25	0.7858
	RxM	1	0,310	0,310	0,02	0.89149
	PxM	2	36,250	18,130	2,97	0.10826
	L(R)	4	142,910	35,730	6,21	0.00007 ***
	RxPxM	2	5,250	2,620	0,43	0.66456
	Px(L(R))	8	113,930	14,240	2,48	0.01251 *
	Mx(L(R))	4	58,150	14,540	2,53	0.04026 *
	PxMx(L(R))	8	48,770	6,100	1,06	0.39045
	Res	396	2277,430	5,750		
Den. <i>P. fascialis</i>	R	1	1,240	1,240	0,04	0.84719
	P	2	209,590	104,800	8,27	0.01128 *
	M	1	55,730	55,730	15,95	0.01622 *
	RxP	2	3,600	1,800	0,14	0.86974
	RxM	1	0,180	0,180	0,05	0.83161
	PxM	2	16,430	8,220	2,89	0.11364
	L(R)	4	117,800	29,450	11,02	0.00000 ***
	RxPxM	2	1,950	0,970	0,34	0.72013
	Px(L(R))	8	101,330	12,670	4,74	0.00001 ***
	Mx(L(R))	4	13,980	3,490	1,31	0.26673
	PxMx(L(R))	8	22,750	2,840	1,06	0.38782
	Res	396	1058,730	2,670		

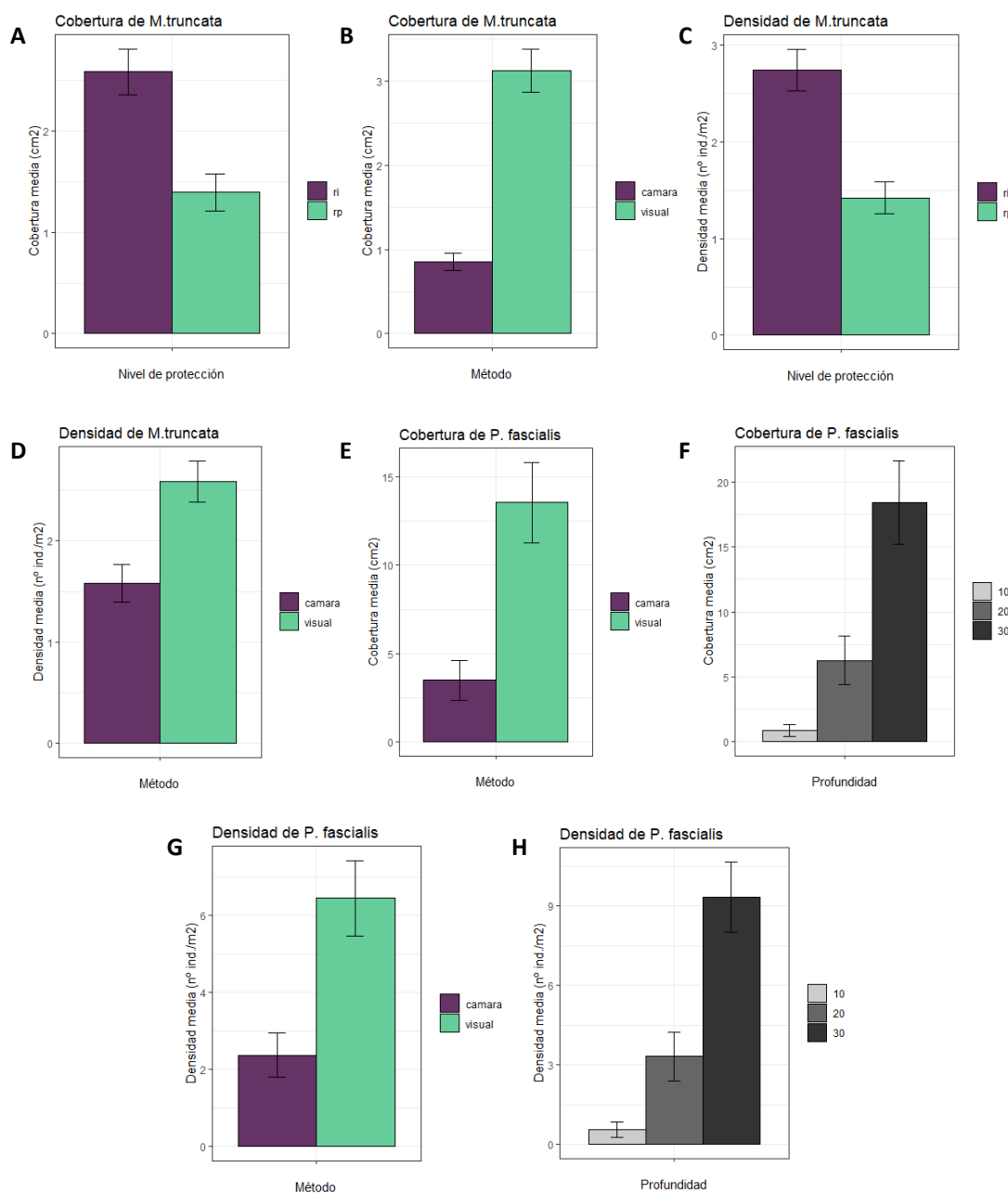


Figura 6.2 **A** Cobertura de *M. truncata* en cada nivel de protección; **B** Cobertura de *M. truncata* obtenida con cada método; **C** Densidad de *M. truncata* en cada nivel de protección; **D** Densidad de *M. truncata* obtenida con cada método; **E** Cobertura de *P. fascialis* obtenida con cada método; **F** Cobertura de *P. fascialis* en cada nivel de profundidad; **G** Densidad de *P. fascialis* obtenida con cada método y **H** Densidad de *P. fascialis* en cada nivel de profundidad.

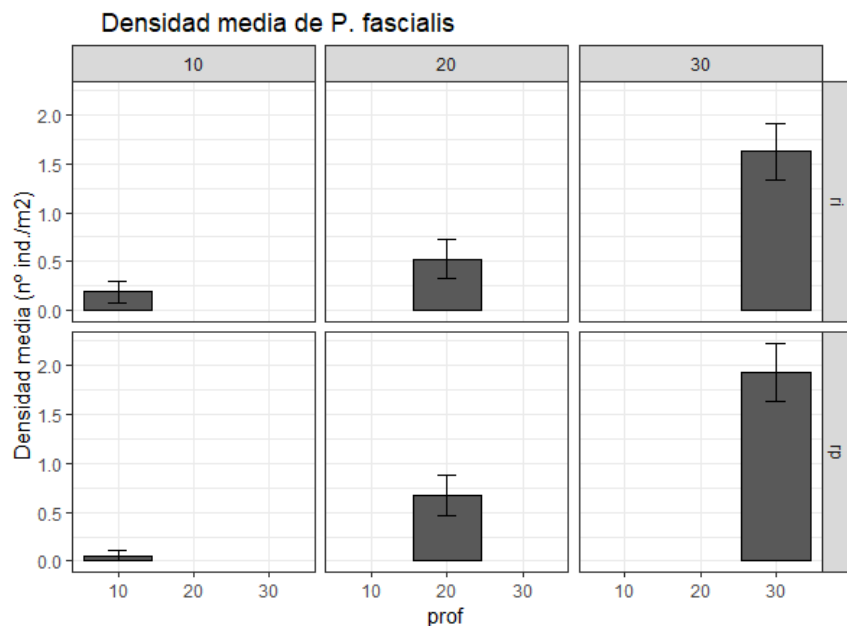


Figura 6.3 Promedio de la densidad de *P. fascialis* obtenida con cada método a distintas profundidades, tanto en la reserva parcial como integral.

6.4. Discusión

Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que la única especie en la cual se ha visto una diferencia significativa en cuanto al nivel de protección es *Myriapora truncata*, mucho más abundante en la parte integral de la reserva donde el buceo recreativo no se practica. Los resultados concuerdan con los obtenidos años atrás y constituyen un claro indicio del efecto erosivo de esta actividad. Por otra parte, las demás especies seleccionadas, o bien no han aparecido en suficiente cantidad para permitir su análisis, o bien han mostrado mayores valores de abundancia y cobertura en la reserva parcial, es el caso del briozoo *Pentapora fascialis*. Pese a esto, cabe resaltar el hecho de que aunque ciertas especies aparezcan en mayor cantidad en la reserva parcial, determinado probablemente por su propia ecología y las características ambientales de la zona, el efecto de la profundidad no es el mismo si estamos en la reserva integral o en la parcial. Tomando como ejemplo *P. fascialis* y observando su gran abundancia a 30 metros de profundidad y mayor densidad en la reserva parcial que en la integral (Fig. 6.3), se esperaría una mayor abundancia a menores profundidades (más frecuentadas por buceadores), donde la tónica incluso se invierte, llegando a haber más densidad de este frágil briozoo dentro de la reserva integral (Fig. 6.3).

El presente estudio incorpora las conclusiones sacadas en el trabajo del pasado año, realizando nuevas aportaciones: 1) mayor número de réplicas, 2) muestreo de la

cobertura, además de la abundancia e 3) implementación de un método alternativo de muestreo, el fotográfico, junto con modernas técnicas de análisis de imagen. En relación a las dos variables muestreadas, densidad y cobertura, estas han dado resultados relativamente similares a nivel cualitativo. Por ejemplo, para la especie *M. truncata* se han encontrado valores 2,8 (muestreo con cámara de la cobertura), 1,9 (muestreo visual de la cobertura), 2,4 (muestreo con cámara de la abundancia) y 2,1 (muestreo visual de la abundancia) veces más altos en la reserva integral que en la parcial. Solamente en un caso ambas variables no han coincidido, durante el censo visual de *P. fascialis*, mostrando una mayor abundancia de la especie en la reserva integral pero una mayor cobertura en la zona parcial. Esto revela probablemente dificultades a la hora de contabilizar individuos en organismos masivos coloniales, especialmente a 30 metros de profundidad, donde se encuentra el grueso de la especie, y donde el tiempo es el principal factor limitante.

Como se ha comentado más arriba, cada una de las técnicas de muestreo empleadas poseen sus propias ventajas e inconvenientes. A través de la fotografía y posterior análisis somos capaces de medir coberturas y densidades de forma muy precisa, además empleando para ello un menor tiempo de inmersión. Sin embargo, si la presencia de algas de gran porte o el crecimiento de organismos epibiontes es elevado la tarea puede resultar dificultosa. Por ello, como señala Sant *et al.* (2017), ambos métodos son válidos para el muestreo de las comunidades rocosas mediterráneas pero su selección dependerá de los organismos a caracterizar y los objetivos específicos del estudio en cuestión.

Finalmente, quizás debiera explorarse la posibilidad de buscar nuevas especies indicadoras, eliminando las esponjas, poco sensibles al contacto directo y poco o nada afectadas por la resuspensión de sedimento en ambientes principalmente rocosos. Además, sería interesante explorar las posibles diferencias morfométricas de aquellas especies que aparecen en mayor cantidad, como otra variable a considerar en la medición del impacto del buceo.

7 |

Censos visuales de macroinvertebrados y peces crípticos de interés comercial

95

7.1. Introducción

A menudo, los efectos derivados de las actividades humanas acaban reflejándose en un impacto sobre el medio marino. Las AMPs se están imponiendo como una de las herramientas más potentes para la conservación y recuperación de estos ecosistemas y los servicios que nos proporcionan (Lubchenco *et al.* 2003, Lubchenco & Grorud-Colvert 2015, Zupan *et al.* 2018). De hecho, aunque en los últimos años la extensión de estos espacios protegidos haya aumentado considerablemente, aún se requiere de una ampliación significativa de estas áreas marinas a nivel global para alcanzar el objetivo de cobertura del 10% propuesta por el Convenio de Diversidad Biológica de 2020 (Boonzaier & Pauly 2016).

La regulación de las actividades dentro de las reservas marinas de interés pesquero supone un aumento de la biomasa a medio-largo plazo (García-Charton *et al.* 2004, Claudet *et al.* 2008, 2010, Lester *et al.* 2009, Edgar *et al.* 2014, Guidetti *et al.* 2014), pero a menudo esta afirmación viene referida únicamente a la ictiofauna, dejando de lado otras especies de interés comercial o ecológico como moluscos cefalópodos, crustaceos decápodos, u otras especies que pueden verse favorecidas también por el efecto reserva.

Tradicionalmente, el método más empleado para evaluar el estado de las poblaciones de peces dentro de las reservas marinas es el censo visual mediante buceo con escafandra autónoma (Claudet *et al.* 2011, Bernard *et al.* 2013). Sin embargo, se ha observado que este método puede presentar sesgos cuando se trata de especies de gran tamaño, pues su área vital (*home range*) excede la medida de la unidad muestral (Claudet *et al.* 2011), también sucede esto cuando se trabaja con animales que presentan una respuesta evasiva ante la presencia del buceador o que forman

agrupaciones (Bozec *et al.* 2011). Esto ha provocado un aumento en los esfuerzos por conseguir métodos más adecuados a las distintas especies objetivo, como el uso de métodos de distancia (Kulbicki & Sarraména 1999, Irigoyen *et al.* 2018). A partir del año 2015 (García-Charton *et al.* 2015), se comenzó a emplear el método TRT+DS (Irigoyen *et al.* 2018) como herramienta relevante en la RM de Cabo de Palos - Islas Hormigas para el estudio de peces depredadores, mediante una combinación de transectos de largo variable y métodos de distancia en el estudio de las abundancias de peces depredadores.

La criptofauna bentónica representa un grupo de especies de importancia trófica, que viven en lugares de difícil acceso tanto para depredadores como para investigadores (Metcalf *et al.* 2008). Estos animales habitan en grietas, repisas de roca, oquedades o cuevas, así como sobre o bajo objetos como cantos rodados o secciones de roca fracturada (Alexander 2013). Pese a los esfuerzos realizados en años anteriores para adaptar la metodología utilizada, muchas especies valiosas, tanto ecológica como comercialmente, siguen sin estar incluidas en esta evaluación.

El presente estudio piloto pretende desarrollar una metodología de muestreo que permita el seguimiento de la criptofauna bentónica, con el principal objetivo de evaluar las abundancias de estas especies en la RM de Cabo Palos - Islas Hormigas, complementando así los protocolos de muestreo de peces desarrollados en el apartado 2 “El poblamiento de peces de fondos rocosos”.

La lista de especies preseleccionadas fueron las siguientes:

- Macroinvertebrados crípticos: pulpo de roca (*Octopus vulgaris*, Fig. 7.1A), nacras (*Pinna sp.*, Fig. 7.1B), sepia común (*Sepia officinalis*) y crustáceos decápodos (*Palinurus elephas*, *Scyllarus arctus*, *Scyllarides latus* y *Homarus gammarus*)
- Peces criptobentónicos: cabrachos (*Scorpaena sp.*, Fig. 7.1C), morena (*Muraena helena*) (Fig 7.1D), congrio (*Conger conger*), brótola de roca (*Phycis physis*) y rape (*Lophius sp.*).

7.2. Material y métodos

7.2.1. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo considerando dos niveles de protección, dentro de cada uno de los cuales se incluyeron dos localidades. En la reserva integral: Hormiga y Hormigón; y en la reserva parcial: bajos de Testa y Piles II.

7.2.2. Programa de muestreo

La realización de censos visuales mediante TRT (por sus siglas en inglés: *Tracked Roaming Transect*) mejora la eficiencia de los censos visuales al aumentar de un 33 a 75% el área cubierta en cada uno de los muestreos (Beck *et al.* 2014, Lynch *et al.* 2015, Irigoyen *et al.* 2018). Esto es especialmente importante en especies poco abundantes o crípticas, puesto que con el método tradicional de censo visual sería necesario un mayor esfuerzo de muestreo para abarcar la misma área de estudio. Por ello, para la realización del muestreo se llevaron a cabo 2 transectos de longitud variable y ancho fijo de 2 metros dentro de cada localidad (8 transectos en total) mediante la técnica del TRT.

97

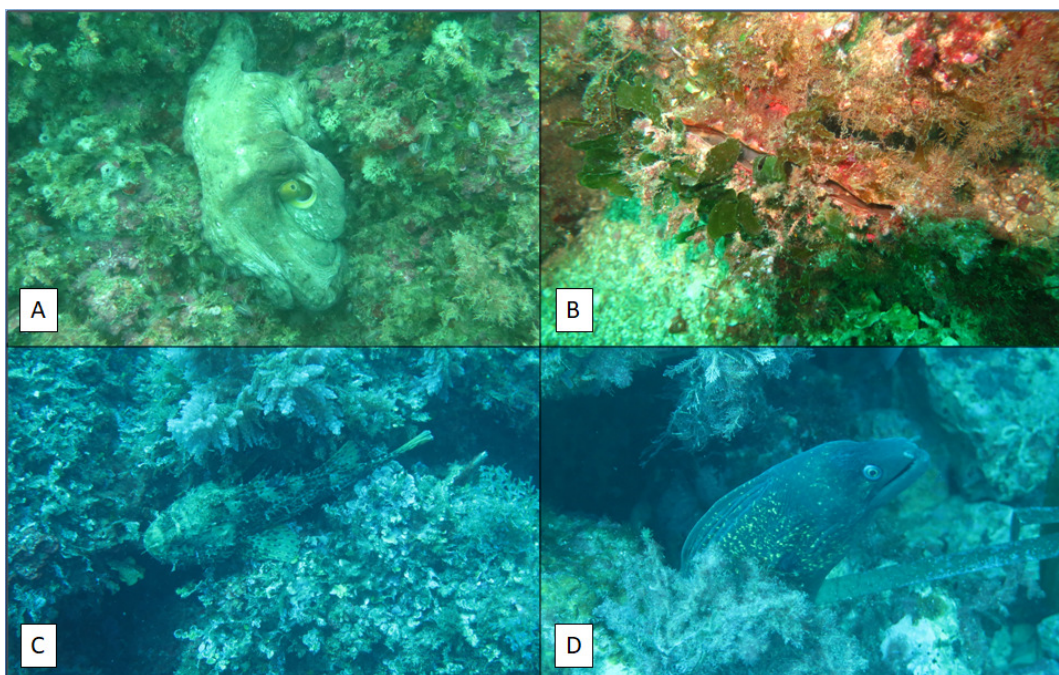


Figura 7.1 Fotografías tomadas durante los censos visuales de especies crípticas, donde se aprecia el mimetismo de estas especies. A) *Octopus vulgaris* (pulpo); B) *Pinna* sp. (nacra); C) *Scorpaena scrofa* (cabracho); D) *Muraena helena* (morena).

Los censos fueron realizados por una pareja de buceadores a una profundidad aproximada de 18 metros, nadando en paralelo a velocidad constante. Cada buceador prospectó un ancho de 1 metro con ayuda de una barra de PVC de 2 metros de longitud que se utilizó para delimitar el área barrida por cada buceador. Cada réplica tuvo una duración de ~15 minutos, tiempo estimado para recorrer una longitud aproximada de unos 100 metros.

Los transectos se georreferenciaron con la ayuda de un GPS situado en superficie sobre una tabla de *body-board* y unida a un cabo enrollado en un carrete y lastrado con 1 kilo de plomo. Uno de los buceadores desplazó la tabla con el GPS a lo

largo del transecto con ayuda del cabo, manteniendo la tabla siempre en la vertical del buceador. Además, se sincronizó la hora del GPS y de una cámara subacuática (Canon PowerShot G16), de tal forma que se pudieran relacionar las fotos de las especies realizadas durante el transecto con una coordenada geográfica. Además, se fotografió el ordenador de buceo al inicio y al final de cada transecto con el fin de obtener el recorrido exacto, así como la duración de cada censo y la profundidad de inicio y fin. Cada individuo observado de las especies objetivo fue documentado gráficamente para su posterior análisis.

7.2.3. Análisis de datos

Los análisis destinados a evaluar el estatus de la criptofauna bentónica de la RM de Cabo de Palos – Islas Hormigas consistieron en la realización de una comparativa espacial de los distintos descriptores analizados.

Para su análisis se emplearon análisis de la varianza (Underwood 1997). Los modelos incorporaron los factores Nivel de protección (P, fijo, con dos niveles: reserva integral y reserva parcial) y Sitio (S, aleatorio, anidado en P, con cuatro niveles). En caso de existir, las diferencias significativas se exploraron a posteriori mediante el test de Student-Newman-Keuls (SNK).

La normalidad de los datos fue comprobada previamente en todos los casos mediante el test de Cochran y, en su caso, los datos fueron transformados; si tras esto seguían incumpléndose los criterios de normalidad, se endurecieron los criterios de aceptación de hipótesis nula considerando una $p < 0,01$ (Underwood 1997). Los análisis ANOVA se realizaron empleando el paquete estadístico GAD (Sandrini-Neto & Camargo 2011).

Con el fin de evaluar si el número de transectos realizados era suficiente para obtener una muestra representativa de las especies objetivo se calculó la curva de acumulación de especies. Para ello, se utilizó el paquete *vegan*, realizando 9999 permutaciones y empleando el método aleatorio, es decir, los sitios fueron agregados al azar, en lugar de hacerlo en el orden en que estos fueron muestreados. Todos los análisis fueron realizados en el *software R*.

7.3. Resultados

A lo largo de los muestreos, las especies del género *Pinna* sp. aparecieron en mayor densidad que los demás organismos, seguidas del pez *Muraena helena* y el cefalópodo *Octopus vulgaris*. Todos los organismos mostraron mayores densidades dentro de la reserva integral y las especies *Scyllarides latus* y *Scorpaena scrofa* fueron encontradas únicamente dentro este nivel de protección (Tabla 7.1). Las demás especies preseleccionadas que no aparecen en la Tabla 1 no fueron detectadas en ninguno de los transectos. Tomando todas las especies en conjunto, la densidad total media fue de 4,13 ($\pm 0,51$) y 1,24 ($\pm 0,66$) n° individuos / 100 m² ($\pm$ error estándar) dentro de la zona integral y parcial, respectivamente. Asimismo, la riqueza media (n° especies / 100 m² $\pm$ error estándar) encontrada dentro de la reserva integral fue de 2,50 ($\pm 0,28$), el doble que en la parcial (1,25 $\pm 0,48$) (Tabla 7.1).

El análisis preliminar de los datos mostró la heterocedasticidad de la variable “Riqueza de especies” y la necesidad de su transformación. Sin embargo, la homocedasticidad de esta variable no pudo alcanzarse, por lo que los resultados fueron interpretados con cautela. Los resultados del análisis ANOVA se muestran en la Tabla 7.2. Como se observa, ninguno de los factores resultó significativo para las distintas variables de estudio.

La Fig. 7.2 muestra la curva de distribución acumulada de especies, pareciendo indicar que el número de transectos realizados durante los muestreos fue insuficiente para obtener una muestra representativa de las especies objetivo.

Tabla 7.4 Abundancia media ($\pm$ error estándar) de cada especie dentro de cada nivel de protección.

Especie	Abundancia media (n° ind. / 100 m ²) $\pm$ error estándar	
	Reserva Parcial	Reserva Integral
<i>Octopus vulgaris</i>	0.11 $\pm$ 0.11	0.33 $\pm$ 0.33
<i>Pinna</i> sp.	1.02 $\pm$ 0.56	2.19 $\pm$ 0.58
<i>Muraena helena</i>	0.11 $\pm$ 0.11	1.11 $\pm$ 0.58
<i>Scyllarides latus</i>	/	0.14 $\pm$ 0.14
<i>Scorpaena scrofa</i>	/	0.36 $\pm$ 0.36

Tabla 7.5 Resultados ANOVA: influencia de los factores protección (P) y sitio (S) en las distintas variables. Códigos de significancia: 0 *** 0.001 ** 0.01 * 0.05 . 0.1 ' '.

Variable Respuesta	Fuente de Variación	G.L.	S.C.	M.C.	F	P
Densidad total	P	1	16,740	16,740	7,15	0,11599
	S(P)	2	4,680	2,340	2,64	0,18605
	Res	4	3,550	0,890		
Riqueza de especies	P	1	0,540	0,540	1,67	0,32572
	S(P)	2	0,650	0,320	5,4	0,07309 ,
	Res	4	0,240	0,060		
Densidad de <i>Pinna</i> sp.	P	1	2,730	2,730	2,51	0,25428
	S(P)	2	2,180	1,090	0,78	0,51696
	Res	4	5,570	1,390		
Densidad de <i>Muraena helenae</i>	P	1	2,020	2,020	2,56	0,25058
	S(P)	2	1,570	0,790	1,19	0,39367
	Res	4	2,650	0,660		
Densidad de <i>Octopus vulgaris</i>	P	1	0,100	0,100	0,42	0,58229
	S(P)	2	0,490	0,240	1	0,44444
	Res	4	0,980	0,240		

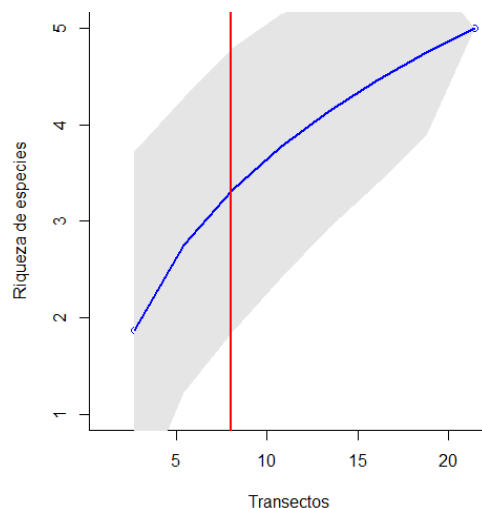


Figura 7.2 Curva de distribución acumulada de especies. La línea roja marca el número de transectos realizados.

7.4. Discusión

Un requisito indispensable para la correcta gestión de ecosistemas dentro de un área marina protegida es contar con una metodología de monitoreo eficaz que nos permita evaluar su estado de conservación. No obstante, los programas de monitoreo cometen a menudo errores metodológicos importantes, que pueden dar lugar a estimaciones sesgadas, conclusiones falsas y, consecuentemente, malas prácticas de gestión (Katsanevakis *et al.* 2012). Con el presente estudio piloto sobre el estado de la criptofauna bentónica de la RM de Cabo de Palos – Islas Hormigas se pretende hayar una metodología útil y eficaz que permita incluir estas especies en los programas de seguimiento de años posteriores.

Los métodos empleados para estimar la abundancia o conocer el comportamiento de estas especies son muy variados, desde la utilización de datos de capturas de pesca (e.g. Ordines *et al.* 2009, Serrano *et al.* 2003), marcaje y recaptura (e.g. Alexander *et al.* 2009, Follesa *et al.* 2009), o censos visuales (e.g. Katsanevakis & Verriopoulos 2004, 2006). En nuestro caso se optó por la realización de censos visuales de transecto de banda georreferenciados, es decir, una modalidad de muestreo por parcelas que estima la abundancia de la población basándose en la información recogida en una zona cubierta durante el muestreo, y extrapolándola al resto del área de estudio. Este tipo de muestreo asume que todos los individuos presentes en el área prospectada serán detectados durante el censo (Katsanevakis *et*

al. 2012), algo que, tratándose de criptofauna bentónica que vive principalmente en oquedades y en lugares de difícil acceso (Alexander 2013), no siempre es cierto.

Para garantizar una detectabilidad adecuada en la realización de censos visuales subacuáticos con transectos de banda, es necesario adecuar el ancho del transecto a las especies objetivo. Sin embargo, a pesar de escoger un ancho de 2 metros, adecuado para permitir una prospección detallada de la zona de estudio, algunas de las especies objetivo no fueron encontradas durante los censos. Esto puede deberse a que el número de réplicas realizadas no fuera suficiente, tal y como refleja la curva de distribución acumulada de especies (Fig. 7.2). La realización de un número insuficiente de transectos imposibilitó obtener una muestra representativa de las especies objetivo. Además, explicaría la ausencia de diferencias significativas entre las distintas localidades muestreadas y entre los distintos niveles de protección (Tabla 7.2).

Es posible que otros factores referentes a la etología de las especies influyan también en la calidad del muestreo. A excepción de los géneros *Scorpaena*, *Pinna* y *Lophius*, el resto de las especies objetivo son de hábitos marcadamente nocturnos (Bergbauer & Humbert 2002), por lo tanto, los muestreos tuvieron lugar durante la franja horaria en la que los individuos suelen presentar menor actividad. La profundidad a la que se realizaron los censos podría ser otro factor influyente en la detección de individuos. Aunque *a priori* todas las especies seleccionadas son susceptibles de ser encontradas a 18 metros, existe cierta contradicción entre autores en el rango de profundidad en el que se distribuyen algunas de ellas. Por ejemplo, en el caso de las dos especies de rape (género *Lophius*) que habitan el Mediterráneo, encontramos rangos de profundidad muy distintos en función del autor: *L. piscatorius* (rape blanco) puede encontrarse entre 15 – 500 m (Bergbauer y Humbert 2002), entre 20 – 500 m (Louisy 2006) o entre 30 – 1000 (Lloris 2015); y *L. budegassa* (rape negro) entre 50 – 500 m (Louisy 2006) o entre 34 – 800 m (Lloris 2015). Asimismo, no todas las especies objetivo presentan el mismo nivel de actividad durante todas las estaciones del año. Por norma general los individuos se encuentran más activos durante el periodo reproductivo. En el caso del pulpo (*Octopus vulgaris*), aunque en otros lugares del Mediterráneo se suelen producir dos eventos anuales de reproducción, a finales de invierno y a finales de verano (Katsanevakis & Verriopoulos 2006), en el Mediterráneo español se habla de una única época de reproducción anual que se extiende desde enero hasta julio, encontrándose rara vez hembras maduras en otoño (Sánchez & Obarti 1993).

Teniendo en cuenta todo lo mencionado anteriormente, y con el objetivo de mejorar la detección de los individuos de las especies seleccionadas en el futuro, se plantean una serie de mejoras:

- Aumentar el número de réplicas, tanto en la zona de reserva parcial como en la zona de reserva integral

- Realizar los muestreos entre el ocaso y el alba para hacerlo coincidir con las horas de mayor actividad de estas especies
- Revisar bibliografía existente sobre la etología de estas especies para decidir cuál es la mejor época del año para realizar este tipo de censos
- Replantear el rango de profundidad de los censos, o realizar censos a distintas profundidades en función de la especie objetivo

8

Conclusiones

Poblamiento de peces de fondos rocosos

1. En la reserva marina de Cabo de Palos, en general, la biomasa total de peces (es decir, considerando todas las especies juntas) ha aumentado exponencialmente mientras que la densidad ha ido disminuyendo con el tiempo, siendo el aumento de biomasa más acusado para unas pocas especies comerciales que ocupan una posición trófica elevada (depredadores). Dicho aumento se ha notado sobre todo a partir de los primeros 10 años tras la declaración de la reserva marina.
2. La trayectoria temporal de la abundancia y biomasa de especies depredadoras (que son de interés comercial) se vio interrumpida a partir de 2011 por una acusada disminución de las labores de vigilancia; su recuperación gradual ha provocado (sobre todo a partir de 2015) una recuperación de los efectivos de esas especies.
3. Con ello, aunque al considerar toda la serie temporal pudiera parecer que las biomásas de las especies más beneficiadas por la protección pesquera han alcanzado su capacidad de carga en la reserva marina, si se diferencia entre antes y después de este período de disminución de la vigilancia, se observa que las abundancias y biomásas de esas especies sigue una tendencia de franco aumento con el tiempo, con lo que aún no se puede decir que hayan alcanzado su máxima capacidad de carga.
4. La recuperación observada por los censos visuales ha podido ser resultado de una combinación de crecimiento poblacional y cambio en el comportamiento de los individuos tras la recuperación de la presión de vigilancia, con, sobre todo, una disminución de la profundidad en la que aparecen.
5. Otras especies (caso de los sargos) muestran una estabilidad temporal o incluso una disminución de sus efectivos con el tiempo. Ese efecto puede ser directo (por depredación), o bien indirecto - mediado por efectos sobre el comportamiento de las presas ("efecto riesgo" o "miedo").
6. En el caso de la reserva marina de Cabo Tiñoso, se observa un aumento significativo de la abundancia y biomasa de peces, a pesar del poco tiempo transcurrido desde la instauración de las medidas de protección pesquera (julio de 2016). Curiosamente, la densidad de peces piscívoros comenzó a aumentar antes de la declaración de la reserva marina, mientras que el aumento de biomasa de esas

especies sí es posterior. Esto podría significar que se empezaron a observar en esa zona mayores abundancias de individuos pequeños de esas especies sin que ello tuviera relación con los efectos de la reserva marina. Una explicación para ello estaría en que esos individuos pequeños provienen de la propia reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (por migración denso-dependiente de esos individuos más pequeños), o bien que un aumento de la capacidad reproductiva de las poblaciones de Cabo de Palos ha podido tener como consecuencia un aumento del reclutamiento de esas especies (meros, corvas, espetones, etc.) en fondos cercanos no protegidos (Cabo Tiñoso entre ellos).

7. La técnica de censo TRT+DS con un gran ancho de banda del transecto (TRT40 o DS) es más adecuada para medir la densidad y biomasa de especies depredadoras, que por otra parte resultan especialmente beneficiadas por las medidas de protección. Las densidades obtenidas son mucho menores que las estimadas mediante transectos convencionales, lo cual indica que los valores estimados hasta la fecha podrían estar sobreestimados, dando una imagen falseada de la estructura trófica de la comunidad íctica arrecifal.

Pesca artesanal en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

8. Los resultados obtenidos en lo referente a los rendimientos pesqueros (en biomasa total) calculados a partir de los datos oficiales de lonja reflejan que estos son mayores en el área de cabo Tiñoso, siendo las de las zonas de Cabo de Palos y Cabo Cope más similares entre sí. Por otra parte, en todas las áreas se observa una tendencia general de disminución en los rendimientos, aunque en el último año se ha observado un ligero repunte.
9. Es en Cabo de Palos donde más capturas se han producido de las especies que mejor responden a la protección frente a la pesca, tales como dentones, lechas y meros. Los resultados obtenidos concuerdan con lo encontrado en otros trabajos anteriores realizados en la zona así como en otras reservas marinas.
10. En lo referente a las fuentes de datos, se siguen encontrando carencias en los datos oficiales aportados por la SGPM, probablemente por deficiencias de datos en el origen.
11. Por otro lado, con respecto a los partes de captura diaria que los pescadores entregan en la reserva de Cabo de Palos, ha quedado patente que hay que hacer mayores esfuerzos para garantizar la veracidad de los datos recabados, quizás con una mayor dedicación a estas tareas por parte de la guardería de la reserva marina.
12. Hasta ahora la mejor fuente de datos con la que se contaba era la que aportan los observadores a bordo. Sin embargo, actualmente los problemas para embarcar han ido en aumento, e incluso el control de las capturas que se realizaba en tierra está empezando a ser difícil, probablemente como consecuencia de un cierto hastío por parte de los pescadores por la multiplicación de estudios de seguimiento que se realizan en la zona por diferentes proyectos e investigadores.

13. Un modo de solventar esta situación sería realizar pescas experimentales en las que se pagase al pescador por hacer pescas dirigidas por los investigadores para poder obtener la cobertura espacial y temporal requerida en este tipo de estudios.

Pesca recreativa en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

14. La actividad pesquera desde costa se concentra principalmente en Cala Reona, en la bocana del puerto de Cabo de Palos y en la cara norte del cabo de Palos (que comprende cala Túnez, cala Hierro y la Galera). En cuanto a las zonas sometidas a una mayor presión pesquera desde embarcación, destacan la bocana del puerto Tomás Maestre y los alrededores de la isla Grosa, y las zonas cercanas a las balizas de señalización del margen de la reserva marina más cercanas a costa.
15. Dos de las tres áreas sometidas a una mayor presión pesquera recreativa desde embarcación se encuentran dentro de la posible zona de influencia de 3000 m alrededor de la reserva marina (susceptible de recibir individuos de peces desde dentro de la misma por *spillover*), lo cual parece indicar que los pescadores obtienen (o esperan obtener) mayores capturas en las inmediaciones de la reserva marina.
16. Las variables más explicativas de la distribución espacial del esfuerzo pesquero son la distancia al límite inferior de la pradera de *Posidonia oceanica* ("barbá"), la distancia a la isla Grosa y la distancia al puerto más cercano, así como la distancia a la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.

Mortandad de gorgonias (*Eunicella singularis*) en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

17. Las poblaciones de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) han sufrido en otoño de 2018 un evento de mortandad masiva, probablemente debido a una anomalía térmica positiva (calentamiento del agua): casi un 70% de los individuos resultaron afectados, siendo dicha afección del 38% por término medio (aunque con muchos individuos casi totalmente afectados). Este episodio es bastante mayor que el acaecido en 2007.
18. También se han visto afectadas las poblaciones de gorgonia roja (*Paramuricea clavata*) de la reserva, y aunque no se ha medido el alcance y gravedad de dicho evento, se cree que ha sido de una gravedad comparable al caso de la gorgonia blanca.
19. Las principales hipótesis que se barajan sobre la causa de estas mortandades masivas en invertebrados están relacionadas con la exposición de los organismos bentónicos a (i) temperaturas por encima de su nivel de tolerancia térmica, (ii) temperaturas por debajo de este nivel crítico, pero generando estrés fisiológico y (iii) mayor virulencia de los microorganismos (p. ej. bacterias del género *Vibrio*).
20. El evento de mortalidad acontecido el pasado otoño supone un importante varapalo a la población de gorgonias de la reserva marina, pero al mismo tiempo

provee una oportunidad para investigar la resiliencia de esta especie a un estrés térmico tan severo como el sufrido, por lo que continuar durante los próximos años con su seguimiento científico es especialmente importante.

21. La ciencia ciudadana (colaboración con buceadores recreativos) puede ser una buena herramienta que complementa el trabajo del equipo de seguimiento, de modo que se pueda contar con actividades de ciencia ciudadana, con el apoyo de instructores de los centros de buceo que operan en la reserva, dadas las dificultades técnicas que conlleva el estudio de estos organismos por la profundidad en la que viven.

Búsqueda de nuevos indicadores de impacto del buceo recreativo

22. La única especie en la cual se ha visto una diferencia significativa en cuanto al nivel de protección es el briozoo *Myriapora truncata*, mucho más abundante en la parte integral de la reserva donde el buceo recreativo no se practica. Los resultados concuerdan con los obtenidos años atrás y constituyen un claro indicio del efecto erosivo de esta actividad.
23. Por otra parte, las demás especies seleccionadas, o bien no han aparecido en suficiente cantidad para permitir su análisis, o bien han mostrado mayores valores de abundancia y cobertura en la reserva parcial, es el caso del briozoo *Pentapora fascialis*, aunque dichas diferencias no fueron significativas, siéndolo en cambio el efecto de la profundidad (a menudo de diferente naturaleza en función del nivel de protección).
24. Cada una de las técnicas de muestreo empleadas (quadrats fotográficos y censos visuales) poseen sus propias ventajas e inconvenientes, por lo que resultan complementarias, siendo su utilidad mayor o menor dependiendo de la especie de que se trate.
25. Se impone la necesidad de repetir el estudio incidiendo en las profundidades adecuadas para cada especie, y midiendo además otras variables (p. ej. variaciones morfométricas de los individuos).

Censos visuales de macroinvertebrados y peces crípticos de interés comercial

26. La adaptación del método TRT al censo de especies crípticas de invertebrados y peces de interés comercial se ha revelado útil para estimar las densidades de estas especies poco consideradas hasta la fecha.
27. El estudio piloto llevado a cabo fue capaz de detectar especies crípticas tales como pulpos, nacrás, morenas, cigarrones y gallinetas (cabrachos); en cambio, no consiguió observar algunas de las especies objetivo (macroinvertebrados como sepías, langostas, santiaguinos y bogavantes, y peces como congrios, brótolas y rapes).

28. Con el objetivo de mejorar la detección de los individuos de las especies seleccionadas en el futuro, se plantean una serie de mejoras:

- Aumentar el número de réplicas, tanto en la zona de reserva parcial como en la zona de reserva integral
- Realizar los muestreos entre el ocaso y el alba para hacerlo coincidir con las horas de mayor actividad de estas especies
- Revisar bibliografía existente sobre la etología de estas especies para decidir cuál es la mejor época del año para realizar este tipo de censos
- Replantear el rango de profundidad de los censos, o realizar censos a distintas profundidades en función de la especie objetivo.

9

Bibliografía

- Alexander TJ (2013) Cryptic invertebrates on subtidal rocky reefs vary with microhabitat structure and protection from fishing. *Marine Ecology Progress Series* 481: 93-104.
- Alexander TJ, Barrett N, Haddon M, Edgar G (2009) Relationships between mobile macroinvertebrates and reef structure in a temperate marine reserve. *Marine Ecology Progress Series* 389: 31-44.
- Alós J, Arlinghaus R (2013) Impacts of partial marine protected areas on coastal fish communities exploited by recreational angling. *Fisheries Research* 137: 88-96.
- Amengual-Ramis JF, Vázquez-Archdale M, Cánovas-Pérez C, Morales-Nin B (2016) The artisanal fishery of the spiny lobster *Palinurus elephas* in Cabrera National Park, Spain: Comparative study on traditional and modern traps with trammel nets. *Fish Res* 179: 23-32
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26 (1): 32-46.
- Anderson MJ, Gorley R & Clarke K (2008) PERMANOVA+ for primer: Guide to software and statistical methods.
- Aznar MJ (2018) Spain and Marine Protected Areas: Recent developments. *The International Journal of Marine and Coastal Law* 33: 847-855.
- Babcock RC, Shears NT, Alcala AC, Barrett NS, Lafferty KD, McClanahan TR, Russ GR (2009) Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *PNAS* 107(43): 18256-18261.
- Ballesteros E (2006) Mediterranean coralligenous assemblages: A synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology* 44:123-195.
- Batista MI, Cabral HN (2016) An overview of Marine Protected Areas in SW Europe: Factors contributing to their management effectiveness. *Ocean & Coastal Management* 132: 15-23.
- Battaglia P, Romeo T, Consoli P, Scotti G, Andaloro F (2010) Characterization of the artisanal fishery and its socio- economic aspects in the central Mediterranean Sea (Aeolian Islands, Italy). *Fisheries Research* 102: 87-97.

- Beck HJ, Feary DA, Figueira WF, Booth DJ (2014) Assessing range shifts of tropical reef fishes: a comparison of belt transect and roaming underwater visual census methods. *Bulletin of Marine Science* 90(2): 705-721.
- Bell JD, Harmelin-Vivien ML (1983) Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* seagrass meadows. II. Feeding habits. *Téthys* 11: 1-14.
- Bergbauer M, Humberg B (2002) Flora y fauna submarina del mar Mediterráneo: una guía de identificación para naturalistas, aficionados y buceadores: [con 368 especies de animales y plantas]. Omega
- Bergseth BJ, Gurney GG, Barnes ML, Arias A, Cinner JE (2018) Addressing poaching in marine protected areas through voluntary surveillance and enforcement. *Nat Sustain* 1: 421-426.
- Bernard ATF, Götz A, Kerwath SE, Wilke CG (2013) Observer bias and detection probability in underwater visual census of fish assemblages measured with independent double-observers. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 443: 75-84.
- Bond ME, Valentin-Albanese J, Babcock EA, Heithaus MR, Grubbs RD, Cerrato R, Peterson BJ, Pikitch EK, Chapman DD (2019) Top predators induce habitat shifts in prey within marine protected areas. *Oecologia* 190: 375-385.
- Boonzaier L, Pauly D (2016) Marine protection targets: an updated assessment of global progress. *Oryx* 50(1): 27-35.
- Bozec YM, Kulbicki M, Laloe F, Mou-Tham G, Gascuel D (2011) Factors affecting the detection distances of reef fish: implications for visual counts. *Mar Biol* 158: 969-981.
- Bradley D, Conklin E, Papastamatiou YP, McCauley DJ et al. (2017) Resetting predator baselines in coral reef ecosystems. *Sci Rep* 7: 1-9.
- Bussotti S, Guidetti P (2011) Timing and habitat preferences for settlement of juvenile fishes in the Marine Protected Area of Torre Guaceto (south-eastern Italy, Adriatic Sea). *Italian Journal of Zoology* 78(2): 243-254.
- Cerrano C, Bavestrello G, Bianchi C, Cattaneo-Vietti R, Bava S, Morganti C, Morri C, Picco P, Sara G, Schiaparelli S, Siccardi A, Sponga F (2000) A catastrophic mass mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean), Summer 1999. *Ecology Letters* 3:284-293.
- Cerrano C, Danovaro R, Gambi C, Pusceddu A, Riva A & Schiaparelli S (2009) Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodiversity and Conservation* 19:153-167.
- Cheminée A, Rider M, Lenfant P, Zawadzki A, Mercière A, Crec'Hriou R, Mercader M, Saragoni G, Neveu R, Ternon Q, Pastor J (2017) Shallow rocky nursery habitat for fish: Spatial variability of juvenile fishes among this poorly protected essential habitat. *Marine Pollution Bulletin* 119: 245-254.
- Clarke K, Gorley R (2006) Primer v6: User Manual/Tutorial.
- Claudet J, García-Charton JA, Lenfant P (2011) Combined effects of levels of protection and environmental variables at different spatial resolutions on fish assemblages in a marine protected area. *Conserv Biol* 25: 105-114.

- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenci P, Garcia-Charton JA, Perez-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 M, Falcón JM, Bertocci I, Benedetti Cecchi L, García-Charton JA, Goñi R, Borg JA, Forcada A, De Lucia GA, Pérez-Ruzafa A, Afonso P, Brito A, Guala I, Le Diréach L, Sánchez-Jerez P, Somerfield PJ, Planes S (2010) Marine reserves: fish life history and ecological traits matter. *Ecol Appl* 20: 830-839.
- Coleman FC, Figueira WF, Ueland JS, Crowder LB (2004) The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science* 305: 1958-1960.
- Coma R, Pola E, Ribes M, Zabala M (2004) Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications - ECOL APPL* 14: 1466-1478.
- Coma R, Ribes M (2003) Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos* 101: 205-215.
- Coma R, Ribes M, Serrano E, Jiménez E, Salat J, Pascual J (2009) Global warming-enhanced stratification and mass mortality events in the Mediterranean. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106: 6176-81.
- Cooke SJ, Cowx IG (2006) Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biol Conserv* 128: 93-108.
- Cooke SJ, Suski CD, Arlinghaus R, Danylchuk AJ (2013) Voluntary institutions and behaviours as alternatives to formal regulations in recreational fisheries management. *Fish and Fisheries* 14(4): 439-457.
- Côté IM, Mosqueira I, Reynolds JD (2001) Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: A meta-analysis. *J Fish Biol* 59: 178-189.
- Crisci C, Bensoussan N, Romano J-C & Garrabou J (2011) Temperature anomalies and mortality events in marine communities: Insights on factors behind differential mortality impacts in the NW Mediterranean. *PloS ONE* 6: e23814.
- Cuadros A, Basterretxea G, Cardona L, Cheminée A, Hidalgo M, Moranta J (2018) Settlement and post-settlement survival rates of the white seabream (*Diplodus sargus*) in the western Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 13(1): e0190278.
- D'Agata S, Mouillot D, Wantiez L, Friedlander AM, Kulbicki M, Vigliola L (2016) Marine reserves lag behind wilderness in the conservation of key functional roles. *Nature Communications* 7: 12000.
- Davenport J (2006) The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 67:280-292.
- 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* 36:32-40.

- Di Lorenzo M, Claudet J, Guidetti P (2016) Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *J Nat Conserv* 32: 62–66. doi: 10.1016/j.jnc.2016.04.004
- Diffenbaugh N, Pal J, Giorgi F & Gao X (2007) Heat stress intensification in the Mediterranean climate change hotspot. *Geophysical Research Letters* 34.
- Diggles BK (2016) Development of resources to promote best practice in the humane dispatch of finfish caught by recreational fishers. *Fisheries management and ecology* 23(3-4): 200-207.
- Diogo H, Pereira JG, Schmiing M (2017) Experience counts: Integrating spearfishers' skills and knowledge in the evaluation of biological and ecological impacts. *Fisheries Management and Ecology* 24(2): 95-102.
- Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Willis TJ, Kininmonth E, Banks S, Barret N, Becerro MA, Bernard AT, Berkhout J, Buzton C, Campbell SJ, Cooper AT, Davey M, Edgar S, Försterra G, Galván DE, Irigoyen AJ, Kushner DJ, Moura R, Parnell PE, Shears NT, Soler G, Strain EMA, Thomson RJ (2014) Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506, 216–220.
- Estrada M (1996) Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina* 60.
- Félix-Hackradt FC, Hackradt CW, Treviño-Otón J, Pérez-Ruzafa A, García-Charton JA (2014) Habitat use and ontogenetic shifts of fish life stages at rocky reefs in South-western Mediterranean Sea. *Journal of Sea Research* 88: 67-77.
- Fenberg PB, Caselle J, Claudet J, Clemence M, Gaines S, García-Charton JA, Gonçalves E, Grorud-Colvert K, Guidetti P, Jenkins S, Jones PJS, Lester S, McAllen R, Moland E, Planes S, Sørensen TK (2012) The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. *Mar Pol* 36: 1012-1021.
- Fenner D (2014) Fishing down the largest coral reef fish species. *Mar Poll Bull* 84: 9-16.
- Ferretti F, Curnick D, Liu K, Romanov EV, Block BA (2018) Shark baselines and the conservation role of remote coral reef ecosystems. *Sci Adv* 4: eaaq0333
- Follesa MC, Cuccu D, Cannas R, Sabatini A, Deiana AM, Cau A (2009) Movement patterns of the spiny lobster *Palinurus elephas* (Fabricius, 1787) from a central western Mediterranean protected area. *Scientia Marina* 73(3): 499-506.
- Font T, Lloret J, Pianté C (2012) Recreational fishing within marine protected areas in the Mediterranean. MedPAN North Project. WWF France
- Forcada A, Valle C, Sánchez-Lizaso JL, Bayle-Sempere JT, Corsi F (2010) Structure and spatio-temporal dynamics of artisanal fisheries around a Mediterranean marine protected area. *ICES Jour of Mar Sci* 67: 191-203.
- Franquesa R, Gordo A, Mina T, Nuss S, Borrego JR (2004) The recreational fishing in the Central and Western European Mediterranean frame. GEM-UB. Universitat de Barcelona, 15
- Friedlander AM, DeMartini E E (2002). Contrasts in density, size, and biomass of reef fishes between the northwestern and the main Hawaiian islands: The effects of fishing down apex predators. *Mar Ecol Prog Ser* 230: 253-264.

- García-Charton JA, Barcala E, Boza C, Bulto C, Carretero L, Cuadros A, Orenes V, Pereñíguez JM, Rojo I, Sandoval V, Trujillo M (2017) Estudios de seguimiento de la reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Consejería de Agricultura y Agua - Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia, Murcia
- García-Charton JA, Calò A, Codognotto-Capuzzo MS, Hernández Andreu R, Irigoyen AJ, Pereñíguez-López JM, Rojo Moreno I, Barcala Bellod E, Marcos C, Pérez-Ruzafa A (2015) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Consejería de Agricultura y Agua - Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- García-Charton JA, Esparza O, Rodríguez A, Saber RS, J TO, Herrero PJ, Pérez-Ruzafa A, Marcos DC (2007) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Consejería de Agricultura y Agua - Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia, Murcia
- García-Charton JA, Lorenzi MR, Calò A, Treviño-Oton J, Irigoyen A, Hernandez-Andreu R, Muñoz-Gabaldon I, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (2013) Estudios de seguimiento de la Reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2013. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 100 pp.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa Á (2001) Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology* 138: 917-934.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Marcos C, Claudet J, Badalamenti F, Benedetti Cecchi L, Falcón JM, Milazzo M, Schembri PJ, Stobart B, Vandeperre F, Brito A, Chemello R, Dimech M, Domenici P, Guala I, Le Diréach L, Maggi E, Planes S (2008) Effectiveness of European Atlanto-Mediterranean MPAs: Do they accomplish the expected effects on 27 populations, communities and ecosystems? *Journal for Nature Conservation*, 16: 193- 221.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D (2004) Multiscale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar Biol* 144: 161-182.
- García-Rubies A, Macpherson E (1995) Substrate use and temporal pattern of recruitment in juvenile fishes of the Mediterranean littoral. *Marine biology* 124(1): 35-42.
- Garrahou J, Coma R, Bensoussan N, Bally M, Chevaldonné P, Cigliano M, Díaz D, Harmelin J-G, Gambi MC, Kersting D, Ledoux J-B, Lejeusne C, Linares C, Marschal C, Pérez T, Ribes M, Romano C, Serrano E, Teixidó N, Cerrano C (2008) Mass mortality in Northwestern Mediterranean rocky benthic Communities: Effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology* 15: 1090–1103.
- Gartside DF, Harrison B, Ryan BL (1999) An evaluation of the use of fishing club records in the management of marine recreational fisheries. *Fisheries Research* 41(1): 47-61.
- Giakoumi S, Scianna C, Plass-Johnson J, Micheli F and others (2017) Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Sci Rep* 7: 1-12.

- Gianguzza P, Chiantore M, Bonaviri C, Cattaneo-Vietti R, Vielmini I, Riggio S (2006) The effects of recreational *Paracentrotus lividus* fishing on distribution patterns of sea urchins at Ustica Island MPA (Western Mediterranean, Italy). *Fisheries Research* 81(1): 37-44.
- Gill DA, Mascia MB, Ahmadi GN, Glew L and others (2017) Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature* 543: 665-669.
- Goetze JS, Januchowski-Hartley FA, Claudet J, Langlois TJ, Wilson SK, Jupiter SD (2017) Fish wariness is a more sensitive indicator to changes in fishing pressure than abundance, length or biomass. *Ecol Appl* 27: 1178-1189.
- Goñi R, Adlerstein S, Álvarez-Berastegui D, Forcada A, Reñones O, Criquet G, Polti S, Cadiou G, Valle C, Lenfant P, Bonhomme P, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Lizaso JL, García-Charton JA, Bernard G, Stelzenmüller V, Planes S (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 366: 159-174.
- Guidetti P (2006) Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecol Appl* 16: 963-976.
- Guidetti P, Baiata P, Ballesteros E, Di Franco A, Hereu B, Macpherson E, Micheli F, Pais A, Panzalis P, Rosenberg AA, Zabala M, Sala E (2014) Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLoS One* 9(4): e91841.
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A and others (2008) Italian marine reserve effectiveness: Does enforcement matter? *Biol Conserv* 141: 699-709.
- Guidetti P, Sala E (2007) Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 335: 43-56.
- Hackradt CW, García-Charton JA, Harmelin-Vivien M, Pérez-Ruzafa A, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, Ody D, Reñones O, Sanchez-Jerez P, Valle C (2014) Response of rocky reef top predators (Serranidae: Epinephelinae) in and around marine protected areas in the Western Mediterranean Sea. *PLoS ONE* 9(6): e98206.
- Halpern BS (2003) The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size-matter? *Ecol Appl* 13: 117-137.
- Harmelin JG (1987) Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc national de Port-Cros, France). *PSZNI Mar Ecol* 8: 263-284.
- Harmelin JG, Bachet F, Garcia F (1995) Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16(3): 233-250.
- Harmelin-Vivien M, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, García-Charton JA, Ody D, Valle C (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover?. *Biological conservation*, 141(7): 1829-1839.
- Harvell C, Aronson R, Baron N, Connell J, Dobson A, Ellner S, Gerber L, Kim K, Kurtis A, McCallum H, Lafferty K, McKay B, Porter J, Pascual M, Smith G, Sutherland K, Ward J (2004) The rising tide of ocean diseases: Unsolved problems and research priorities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:375-382.

- Heithaus MR, Frid A, Wirsing AJ, Worm B (2008) Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends Ecol Evol* 23: 202-210.
- Hernández D, Valle C, Forcada A, González-Correa J, Torquemada Y (2014) Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecological Indicators* 46:193–200.
- Hogg K, Semitiel-García M, Noguera-Méndez P, García-Charton JA (2017) A governance analysis of Cabo de Palos-Islas Hormigas and Cabo de Gata-Níjar Marine Protected Areas, Spain. *Mar Policy*, in press.
- Horta e Costa B, Batista MI, Gonçalves L, Erzini K, Caselle JE, Cabral HN, Gonçalves EJ (2013) Fishers' behaviour in response to the implementation of a marine protected area. *PLoS One* 8: e65057
- Hughes T, Baird A, Bellwood D, Card M, Connolly S, Folke C, Grosberg R, Hoegh Guldberg O, Jackson J, Kleypas J, Lough J, Marshall P, Nyström M, R Palumbi S, Pandolfi J, Pandolfi Rosen B, Roughgarden J (2003) Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301:929–33.
- Hyder K, Armstrong M, Ferter K, Strehlow HV (2014) Recreational sea fishing – the high value forgotten catch. *ICES Insight* 51: 8-15.
- Hyder K, Weltersbach MS, Armstrong M, Ferter K, Townhill B, Ahvonen A, ... Borch T (2018) Recreational sea fishing in Europe in a global context—Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries* 19(2): 225-243.
- Irigoyen AJ, Rojo I, Calò A, Trobbiani G, Sánchez-Carnero N, García-Charton JA (2018) The "Tracked Roaming Transect" and distance sampling methods increase the efficiency of underwater visual censuses. *PLoS ONE* 13(1): e0190990. doi: 10.1371/journal.pone.0190990
- Jackson JB, Kirby MX, Berger WH, Bjørndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ & Warner RR. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-638
- Jennings S, Reynolds JD, Polunin NVC (1999) Predicting the vulnerability of tropical reef fishes to exploitation with phylogenies and life histories. *Conserv Biol* 13: 1466-1475.
- Jones C, Lawton J, Shachak M (1994) Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos* 69:373–386.
- Jones K, Venter O, Fuller R, Allan J, L Maxwell S, Negret P, Watson J (2018) One-third of global protected land is under intense human pressure. *Science* 360:6390.
- Katsanevakis S, Verriopoulos G (2004) Abundance of *Octopus vulgaris* on soft sediment. *Scientia Marina* 68(4): 553-560.
- Katsanevakis S, Verriopoulos G (2006) Seasonal population dynamics of *Octopus vulgaris* in the eastern Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science* 63(1): 151-160.
- Katsanevakis S, Weber A, Pipitone C, Leopold M, Cronin M, Scheidat M, Doyle TK, Buhl-Mortensen L, Buhl-Mortensen P, D'Anna G, de Boois I, Dalpadado P, Damalas D, Fiorentino F, Garofalo G, Giacalone VM, Hawley KL, Issaris Y, Jansen J, Knight CM,

- Knittweis L, Kröncke I, Mirto S, Muxika I, Reiss H, Skjoldal HR, Vöge S (2012) Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability. *Aquatic Biology* 16(1): 31-52.
- Kulbicki M, Sarramégna S (1999) Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual censuses: a case study of Chaetodontidae and Pomacanthidae. *Aquat Living Resour* 12: 315-325.
- Lee MY, Steinback S, Wallmo K (2017) Applying a bioeconomic model to recreational fisheries management: Groundfish in the northeast United States. *Marine Resource Economics*, 32(2), 191-216.
- Leleu K, Pelletier D, Charbonnel E, Letourneur Y, Alban F, Bachet F, Boudouresque CF (2014) Métiers, effort and catches of a Mediterranean small-scale coastal fishery: The case of the Côte Bleue Marine Park. *Fish Res* 154: 93-101.
- Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI, Gaines SD, Aïramé S, Warner RR (2009) Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis
- Linares C, Zabala M, Garrabou J, Coma R, Díaz D, Hereu B, Dantart L (2010) Assessing the impact of diving in coralligenous communities : The usefulness of demographic studies of red gorgonian populations. *Sci Rep Port-Cros natl Park* 24:161–184.
- Lloret J, Font T (2013) A comparative analysis between recreational and artisanal fisheries in a Mediterranean coastal area. *Fisheries Management and Ecology* 20: 148-160.
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Font T, Casadevall M, Riera V (2008) Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 94(1): 84-91.
- Lloris D (2015) Ictiofauna marina: manual de identificación de los peces marinos de la Península Ibérica y Balears. 954 especies. Omega.
- Louisy P (2006) Guía de identificación de los peces marinos de Europa y del Mediterráneo. Omega.
- Lubchenco J, Grorud-Colvert K (2015) Making waves: The science and politics of ocean protection. *Science* 350: 382-383.
- Lubchenco J, Palumbi SR, Gaines SD, Andelman S (2003) Plugging a hole in the ocean: the emerging science of marine reserves. *Ecol Appl* 13: S3-S7.
- Luna B, Valle C, Vega Fernandez T, Sánchez Lizaso J, Espla AA (2010) *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. *Ecological Indicators* 10:1017–1024.
- Lynch T, Green M, Davies C (2015) Diver towed GPS to estimate densities of a critically endangered fish. *Biological Conservation* 191: 700-706.
- MacNeil MA, Graham NAJ, Cinner JE, Wilson SK, Williams ID, Maina J, Newman S, Friedlander AM, Jupiter S, Polunin NVC, McClanahan TR (2015) Recovery potential of the world's coral reef fishes. *Nature* 520: 341-346.

- Martín P, Maynou F, Stelzenmüller V, Sacanell M (2012) A small-scale fishery near a rocky littoral marine reserve in the northwestern Mediterranean (Medes Islands) after two decades of fishing prohibition. *Scie Mar* 76: 607-618.
- McClanahan TR, Craham NAJ, Calnan JM, MacNeil MA (2007) Towards pristine biomass: reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenia. *Ecol Appl* 17(4): 1055-1067.
- McClanahan TR, Schoeder RE, Friedlander AM, Vigliola L, Wantiez L, Caselle JE, Graham NAJ, Wilson S, Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Oddenyo RM, Cinner JE (2019) Global baselines and benchmarks for fish biomass: comparing remote reefs and fisheries closures *Marine Ecology Progress Series* 612: 167-192.
- Metcalf SJ, Dambacher JM, Hobday AJ, Lyle, JM (2008) Importance of trophic information, simplification and aggregation error in ecosystem models. *Marine Ecology Progress Series* 360: 25-36.
- Micheli F, Benedetti-Cecchi L, Gambaccini S, Bertocci I, Borsini C, Osio GC, Romano F (2005) Cascading human impacts, marine protected areas, and the structure of Mediterranean reef assemblages. *Ecological Monographs* 75: 81-102.
- Micheli FM, Halpern BS, Botsford LW, Warner RR (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol Appl* 14: 1709-1723.
- Milazzo M, Chemello R, Badalamenti F, Camarda R, Riggio S (2002) The Impact of Human Recreational Activities in Marine Protected Areas: What Lessons Should Be Learnt in the Mediterranean Sea? *Marine Ecology* 23:280-290.
- Morales-Nin B, Moranta J, García C, Tugores MP, Grau AM, Riera F, Cerdà M (2005) The recreational fishery off Majorca island (Western Mediterranean): Some implications for coastal resource management. *ICES Journal of Marine Science* 62: 727-739.
- Mosquera I, Côté IM, Jennings S, Reynolds JD (2000) Conservation benefits of marine reserves for fish populations. *Anim Conserv* 3: 321-332.
- Musick J (1999) Ecology and conservation of long-lived marine animals. *Am Fish Soc Symp* 23.
- Oken KL, Essington TE, Fu C (2018) Variability and stability in predation landscapes: A cross-ecosystem comparison on the potential for predator control in temperate marine ecosystems. *Fish Fish* 19(3): 489-501.
- Orden APM/660/2017, de 30 de junio, por la que se regula la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas, y se define su delimitación y usos permitidos.
- Ordines F, Quetglas A, Massutí E, Moranta J (2009) Habitat preferences and life history of the red scorpion fish, *Scorpaena notata*, in the Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85(4): 537-546.
- Pauly D, Christensen V, Guénette S, Pitcher TJ, Sumaila UR, Walters CJ, Watson R, Zeller D (2002) Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418: 689-695.
- Pérez-Ruzafa A, García-Charton JA, Marcos C (2017) North East Atlantic vs. Mediterranean Marine Protected Areas as Fisheries Management Tool. *Front Mar Sci* 4: 245.

- Piniella F, Casimiro-Soriguer M, Pastoriza F (2010) Artisanal fishing in Andalusia (and III): "The Day After...". *Mar Pol* 34: 120-132.
- Pita P, Alós J, Antelo M, Artetxe I, Biton-Porsmoguer S, Cuadros A, Feas J, Font T, Beiro J, García-Charton JA, Gordo A, Lloret J, Miranda F, Morales-Nin B, Mugerza E, Palmer M, Pascual-Fernández JJ, Ruiz J, Sandoval V, Santolini E, Zarauz L, Villasante S (2018) *Estado del arte de la investigación sobre pesca marítima recreativa en España*. En: Pita, P. y Villasante, S. (Eds.): Informe técnico del Proyecto SICORE. Santiago de Compostela, España, 42 pp.
- Ponti M, Angela Perlini R, Ventra V, Grech D, Abbiati M & Cerrano C (2014) Ecological shifts in Mediterranean coralligenous assemblages related to gorgonian forest loss. *PloS one* 9:e102782.
- Reynolds JD, Dulvy NK, Goodwin NB, Hutchings JA (2005) Biology of extinction risk in marine fishes. *Proc R Soc B Biol Sci* 272: 2337-2344.
- Rivetti I, Fraschetti S, Lionello P, Zambianchi E & Boero F (2014) Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *PloS one* 9:e115655.
- Rodríguez-Rodríguez D (2018) Rapid assessment of protection and ecological effectiveness of the Spanish Fishing Reserve Network. *Mar Pol* 90: 29-36.
- Rojo I, Sánchez-Meca J, García-Charton JA (2019) Small-sized and well-enforced Marine Protected Areas provide ecological benefits for piscivorous fish populations worldwide. *Mar Environ Res* 149: 100-110.
- Ryan KL, Trinnie FI, Jones R, Hart AM, Wise BS (2016) Recreational fisheries data requirements for monitoring catch shares. *Fisheries management and ecology* 23: 218-233.
- Sala E, Lubchenco J, Grorud-Colvert K, Novelli C, Roberts C, Sumaila UR (2018) Assessing real progress towards effective ocean protection. *Mar Pol* 91: 11-13.
- Sánchez P, Obarti R (1993) The biology of *Octopus vulgaris* caught with clay pots on the Spanish Mediterranean Coast. *Recent Advances in Fisheries Biology* 477-487.
- Sandrini-Neto L, Camargo M (2011) GAD: An R Package for Anova Designs from General Principles. Available on CRAN.
- Sant N, Chappuis E, Rodríguez-Prieto C, Real M, Ballesteros E (2017) Cost-benefit of three different methods for studying Mediterranean rocky benthic assemblages. *Scientia Marina* 81.
- Sbragaglia V, Morroni L, Bramanti L, Weitzmann B, Arlinghaus R, Azzurro E (2018) Spearfishing modulates flight initiation distance of fishes: the effects of protection, individual size, and bearing a speargun. *ICES Journal of Marine Science* 75(5): 1779-1789.
- Schmitz OJ (2019) Fearful effects on ecological competitors. *Nature* 570: 43-44.
- Sciberras M, Jenkins SR, Mant R, Kaiser MJ, Hawkins SJ, Pullin AS (2013) Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. *Fish Fish* 16: 58-77.

- Serrano A, Velasco F, Olaso I, Sánchez F (2003) Macrobenthic crustaceans in the diet of demersal fish in the Bay of Biscay in relation to abundance in the environment. *Sarsia: North Atlantic Marine Science* 88(1): 36-48.
- Shears NT, Babcock RC (2002) Marine reserves demonstrate top-down control of community structure on temperate reefs. *Oecologia* 132: 131-142.
- Steinback SR (1999) Regional economic impact assessments of recreational fisheries: an application of the IMPLAN modeling system to marine party and charter boat fishing in Maine. *North American Journal of Fisheries Management* 19: 724-736.
- Steinback SR, Gentner B, Castle J (2004) The economic importance of marine angler expenditures in the United States. NOAA Professional Paper NMFS.
- Stelzenmüller V, Maynou F, Bernard G, Cadiou G, Camilleri M, Crec'hriou R, Lenfant P (2008) Spatial assessment of fishing effort around European marine reserves: implications for successful fisheries management. *Marine Pollution Bulletin*, 56(12): 2018-2026.
- Teixidó N, Garrabou J, Harmelin J-G (2011) Low dynamics, high longevity and persistence of sessile structural species dwelling on Mediterranean coralligenous outcrops. *PloS ONE* 6:e23744.
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bishop JR, Marques TA, Burnham KP (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J Appl Ecol* 47: 5-14.
- Tragsatec (2004) Estudio del impacto socioeconómico de la pesca recreativa en el Mediterráneo español. Secretaría General de Pesca Marítima, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Trygonis V, Sini M (2012) PhotoQuad: A dedicated seabed Image processing software, and a comparative error analysis of four photoquadrat methods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 424-425:99-108.
- Tyler EHM, Speight RM, Henderson P, Manica A (2009) Evidence for a depth refuge effect in artisanal coral reef fisheries. *Biol Conserv* 142: 652-667.
- Underwood A (1997) Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using Analysis of Variance. Cambridge University Press.
- UNEP-WCMC, IUCN (2018) Protected Planet: The World Database on Protected Areas. (WDPA). <https://www.protectedplanet.net/>
- Vezzulli L, Pezzati E, Huete-Stauffer C, Pruzzo C & Cerrano C (2013) 16SrDNA Pyrosequencing of the Mediterranean gorgonian *Paramuricea clavata* reveals a link among alterations in bacterial holobiont members, anthropogenic influence and disease outbreaks. *PloS one* 8:e67745.
- Zupan M, Bulleri F, Evans J, Fraschetti S, Guidetti P, Garcia-Rubies A, Sostres M, Asnaghi V, Caro A, Deudero S, Goñi R, Guarnieri G, Guilhaumon F, Kersting D, Kokkali A, Kruschel C, Macic V, Mangialajo L, Mallol S, Macpherson E, Panucci A, Radolovic M, Ramdani M, Schembri PJ, Terlizzi A, Villa E, Claudet J (2018). How good is your marine protected area at curbing threats?. *Biological Conservation* 221: 237-245.