



Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2017



GARCÍA CHARTON, J.A. (COORD.), BARCALA BELLOD, E.*, BOZA VINDEL, C.*, BULTO ESTÉBANEZ, C.*, CARRETERO SÁNCHEZ, L., 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*



Tabla de contenidos

1.	Introducción general	1
2.	Efecto de la protección sobre el poblamiento de peces de fondos rocosos	7
2.1.	Introducción.....	7
2.2.	Material y métodos	8
2.2.1.	Programa de muestreo	8
2.2.1.1.	Técnicas de muestreo	8
2.2.1.2.	Diseño de muestreo	10
2.2.1.3.	Análisis de datos.....	11
2.3.	Resultados	13
2.3.1.	Transectos convencionales.....	13
2.3.1.1.	Resultados obtenidos en 2017.....	13
2.3.1.2.	Evolución temporal del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (1996-2017).....	15
2.3.1.3.	Comparación con la reserva marina de Cabo Tiñoso y el litoral de Águilas	25
2.3.2.	Transectos TRT+DS.....	34
2.4.	Discusión	35
3.	Seguimiento de la pesca artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.....	37
3.1.	Introducción.....	37
3.2.	Material y métodos	38
3.2.1.	Área de estudio.....	38
3.2.2.	Fuentes de información.....	39
3.2.3.	Métodos.....	40
3.2.4.	Análisis de datos	40
3.3.	Resultados	41
3.4.	Discusión	47
4.	Seguimiento de la pesca recreativa en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.....	49
4.1.	Introducción.....	49
4.2.	Material y métodos	51
4.2.1.	Área de estudio.....	51
4.2.2.	Programa de muestreo	52
4.2.3.	Análisis de datos	54
4.2.3.1.	Distribución espacial del esfuerzo pesquero.....	54
4.2.3.2.	Factores susceptibles de determinar el esfuerzo pesquero recreativo	55
4.3.	Resultados	56
4.4.	Discusión	63
5.	Impacto del submarinismo recreativo: búsqueda de nuevos indicadores	65
5.1.	Introducción.....	65
5.1.1.	Problema.....	65
5.2.	Material y métodos	68
5.2.1.	Programa de muestreo	68
5.2.2.	Análisis de datos	70
5.3.	Resultados	70
5.4.	Discusión	74
6.	Las poblaciones de gorgonia blanca (<i>Eunicella singularis</i>) en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.....	76
6.1.	Introducción.....	76
6.2.	Material y métodos	77
6.2.1.	Área de estudio.....	77

6.2.2.	Programa de muestreo	78
6.2.3.	Análisis de datos	78
6.3.	Resultados	79
6.3.1.	Análisis de la evolución temporal de las poblaciones de <i>E. singularis</i>	79
6.3.2.	Variables morfométricas: altura y necrosis.....	82
6.4.	Discusión	85
7.	Ciencia ciudadana y monitoreo de indicadores de cambio climático	87
7.1.	Introducción.....	87
7.1.1.	La ciencia ciudadana y su papel en el monitoreo del cambio climático.....	87
7.1.2.	Programas de ciencia ciudadana existentes que permiten el monitoreo del cambio climático en el Mediterráneo.....	89
7.1.2.1.	Observadores del Mar	89
7.1.2.2.	CIESM Tropical Signals Program	89
7.1.2.3.	Mediterranean Reef Check U-CEM Program	90
7.1.2.4.	RAC/SPA	91
7.1.3.	Iniciativas de ciencia ciudadana en Cabo de Palos	92
7.1.4.	Objetivos	93
7.2.	Material y métodos	94
7.2.1.	MMMDivers, una nueva propuesta de CC con la ACBRM	94
7.2.2.	Dinamización de la participación de los buceadores en los programas de monitoreo existentes 103	
7.3.	Resultados	104
7.3.1.	MMMDivers	104
7.3.1.1.	Nivel de participación	104
7.3.1.2.	Validez científica de los datos recogidos por buceadores voluntarios.....	105
7.3.2.	Dinamización de la participación de los buceadores en los programas de monitoreo existentes 109	
7.4.	Discusión	112
8.	Conclusiones.....	115
9.	Bibliografía.....	119
	ANEXO I:.....	133

I. Introducción general

La reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas fue declarada en 1995 por Orden Ministerial de 22 de junio de 1995 (B.O.E. n.º 161 de 7 de julio) y Decreto 15/1995 de 31 de marzo (B.O.R.M. n.º 92 de 21 de abril de 1995), y su gestión es compartida entre la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la administración estatal (MAPAMA). La gestión de la reserva marina ha ido refinándose mediante sucesivas órdenes de la Consejería competente en pesca de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia (2000, 2001, 2002, 2007, 2010, 2014). 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. I.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 de Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

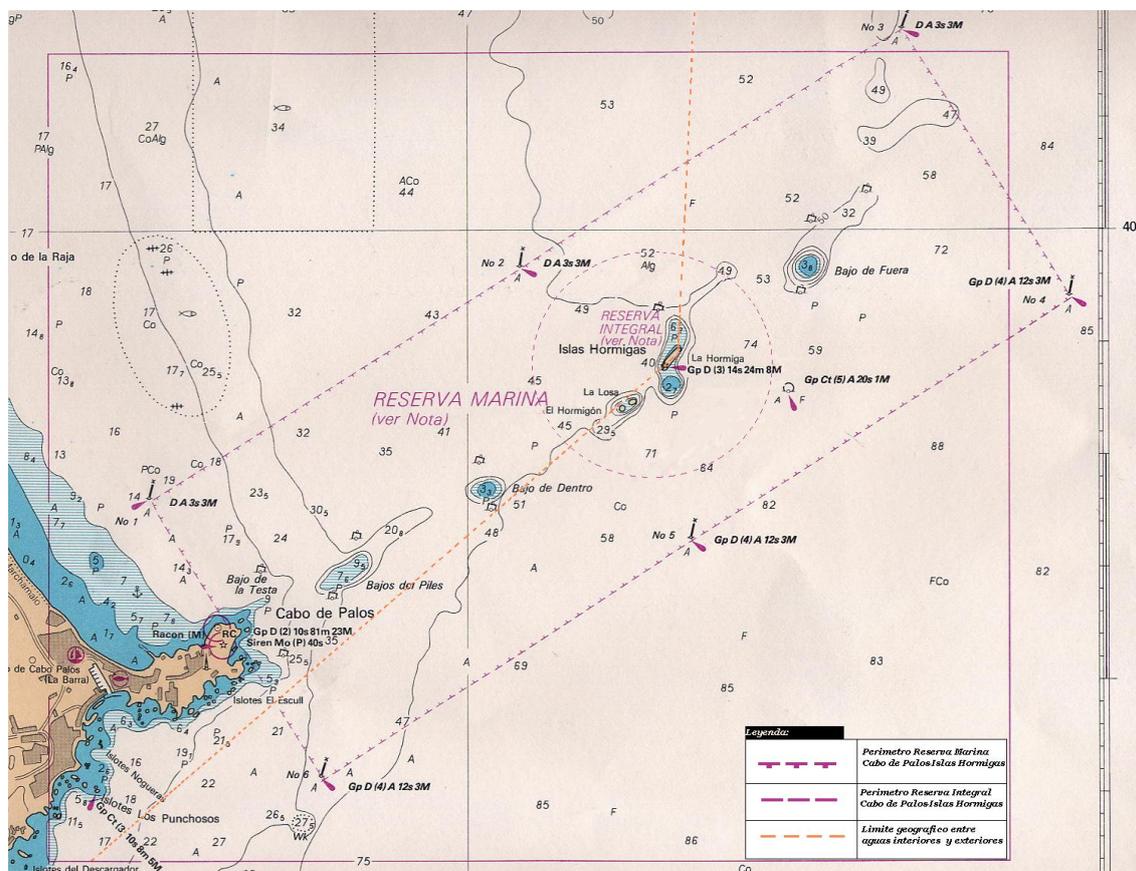


Figura I.1 Reserva marina de interés pesquero de Cabo de Palos - Islas Hormigas (Fuente: CARM).

Por su parte, la reserva marina de interés pesquero de Cabo Tiñoso fue declarada en 2016 por Decreto n.º 81/2016 de 27 de julio (B.O.R.M. n.º 176 de 30 de julio de 2016), complementada con la Orden APM/844/2017 de 28 de agosto (B.O.E. n.º 216 de 8 de septiembre de 2017). 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. 1.3), 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.

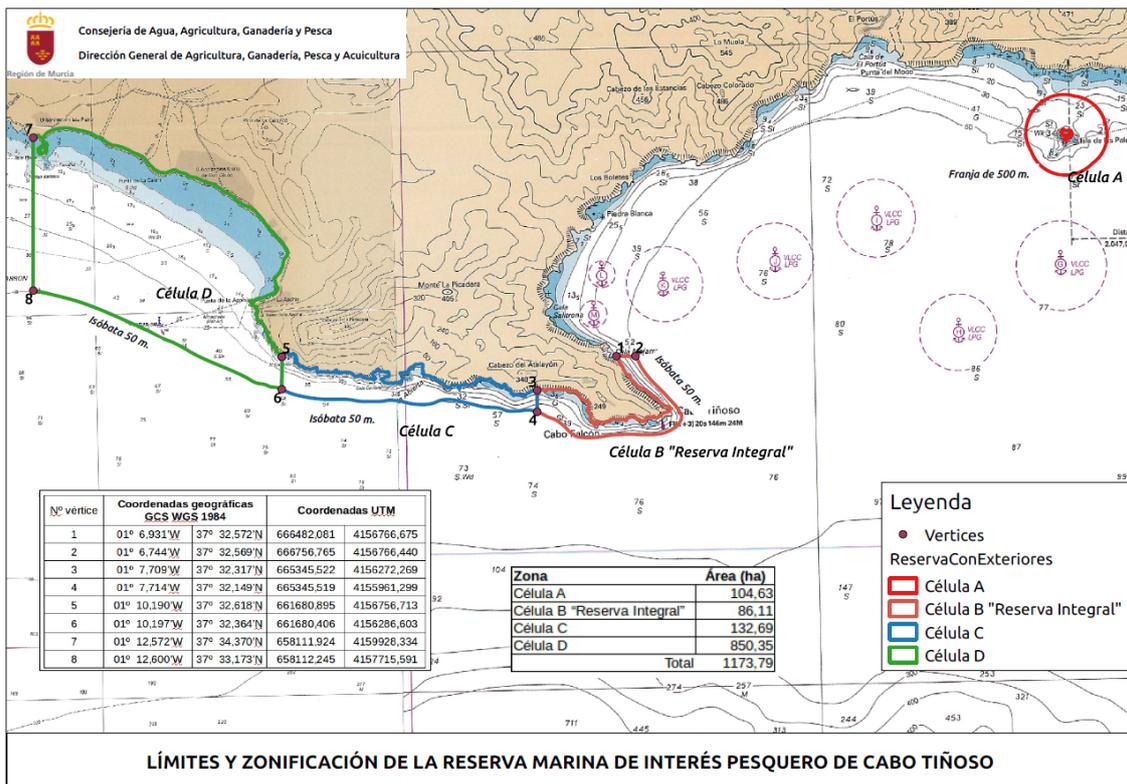


Figura 1.2 Reserva marina de interés pesquero de Cabo Tiñoso (Fuente: CARM).

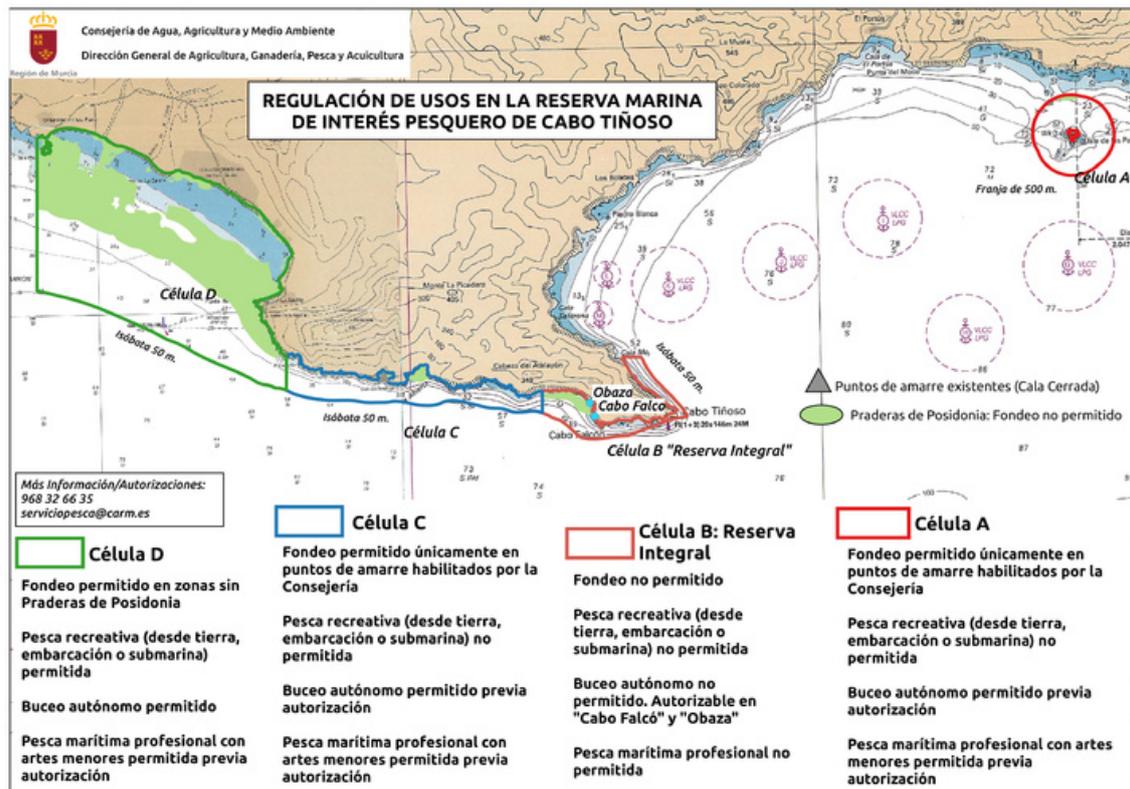


Figura I.3 Usos regulados en la reserva marina de interés pesquero de Cabo Tiñoso (Fuente: CARM).

El litoral de Águilas, que es usado como control de ambas reservas, conserva en gran parte su naturalidad, e incluye fondos rocosos de gran belleza e integridad ecológicas. En el presente estudio, se ha prospectado en algunos de los trabajos el sector costero comprendido entre el peñón del Roncador (zona de La Pava) y la ensenada de La Fuente (Fig. I.4a y b).

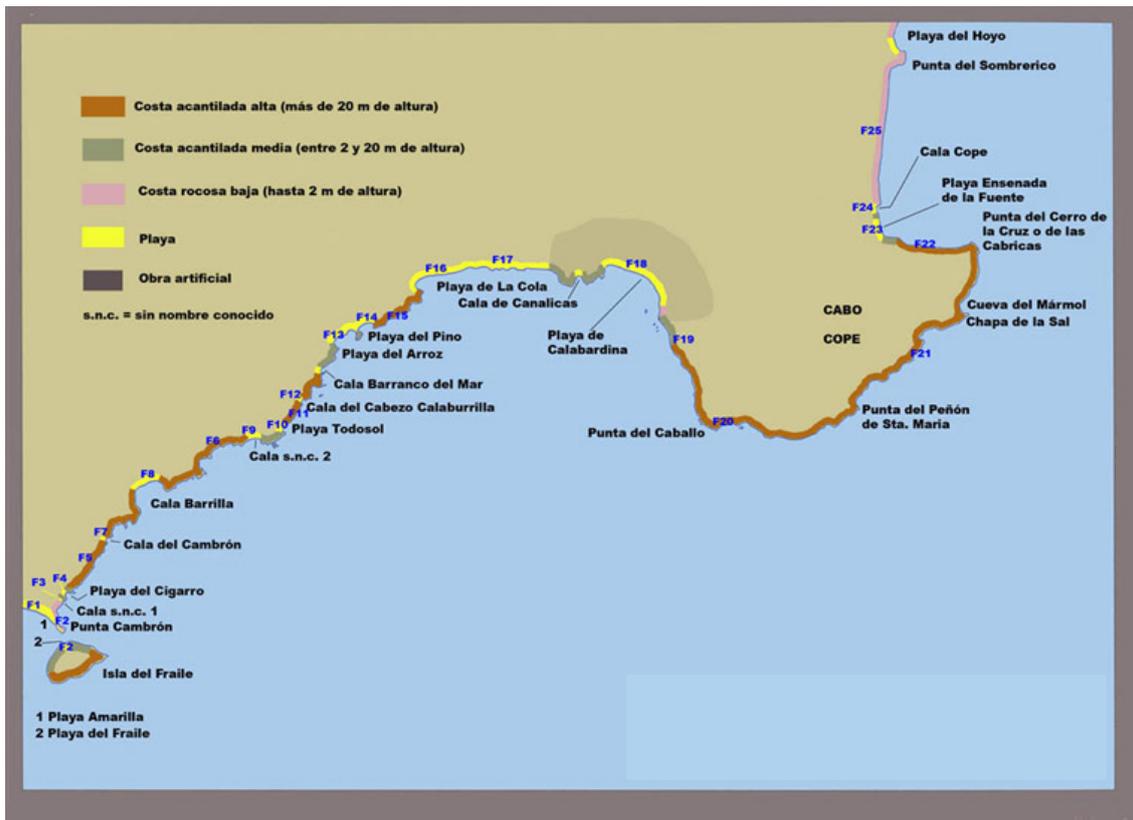


Figura 1.4 Toponimia y tipos de costa en el sector costero de Águilas incluido en el presente estudio (Fuente: regmurcia.com).

El grupo de investigación "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia, con la colaboración del Instituto Español de Oceanografía, es beneficiaria de una subvención¹ 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.

¹ Decreto n.º 63/2017, de 17 de mayo, 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 para continuar con el desarrollo de un proyecto de investigación sobre los efectos de la declaración como reserva marina de la zona de Cabo de Palos-Islas Hormigas (B.O.R.M. n.º 114, de 19 de mayo de 2017).

2. Efecto de la protección sobre el poblamiento de peces de fondos rocosos

2.1. Introducción

Las áreas marinas protegidas son herramientas de gestión espacial con el objetivo de conseguir una mejor gestión de la pesca y la conservación de las especies (Pérez-Ruzafa *et al.* 2017). Mediante la prohibición total y/o restricción de determinados usos se espera que estas zonas ayuden a la recuperación de las poblaciones de peces (Giakoumi *et al.* 2017), mejoren la restauración de los hábitats (Rodwell *et al.* 2003) y aumenten la producción larvaria (Almany *et al.* 2013). Por tanto, se espera que todo esto conlleve una exportación de biomasa a zonas no protegidas y un aumento de las capturas pesqueras (Goñi *et al.* 2008, Di Lorenzo *et al.* 2016).

La respuesta a la protección varía en función de los rasgos de vida de las especies (Claudet *et al.* 2010). Se ha observado que dentro de la comunidad de peces, aquellos situados en los niveles más altos de las redes tróficas (depredadores apicales) muestran una mayor recuperación dentro de las zonas protegidas comparadas con otros niveles tróficos (detritívoros, herbívoros, omnívoros o planctívoros; Micheli *et al.* 2014, Guidetti *et al.* 2014), lo cual es especialmente importante porque es un grupo muy vulnerable a la acción de la pesca y en el que muchas especies actualmente se encuentra en un estado crítico debido a muchos años de sobreexplotación (Jackson *et al.* 2001, IUCN 2017).

Por otro lado, el tiempo transcurrido desde el inicio de la protección es un factor esencial a la hora de entender la respuesta de los organismos a la ausencia de explotación. Se espera que un aumento en la duración de la protección genere mayores beneficios (Claudet *et al.* 2008, Friedlander *et al.* 2017), aunque esto depende del tamaño (Claudet *et al.* 2010) y nivel trófico de las especies (Micheli *et al.* 2004). Por ello, es esencial mantener una protección continuada en el tiempo para conseguir una recuperación de las poblaciones, y un correcto monitoreo que permita la identificación de las respuestas de las comunidades.

El método tradicionalmente usado en el Mediterráneo para evaluar el efecto de la protección sobre las poblaciones de peces ha sido el de censos visuales mediante buceo autónomo en transectos de 5 metros de ancho y longitud fija (siendo el tamaño

de transecto más frecuente el de 50x5 m²) (Harmelin-Vivien & Harmelin 1975, García-Rubies & Zabala 1990, Reñones *et al.* 1999, García-Charton *et al.* 2004, Hackradt *et al.* 2014). En estos métodos se asume que la probabilidad de detección de las especies es del 100%; sin embargo, recientemente ha sido demostrado que la probabilidad de detección real es mucho menor que la asumida (5 – 54 %, MacNeil *et al.* 2008), lo cual puede generar estimas sesgadas y un monitoreo imperfecto de las poblaciones marinas. Además, existe una relación positiva entre la detectabilidad de las especies y su abundancia (Dorazio & Royle 2005), por lo que las especies con una abundancia baja y/o distribución desigual pueden no ser detectadas (Kulbicki 1998, Bozec *et al.* 2011, Goetze *et al.* 2017). Esto ha provocado un aumento en los esfuerzos por conseguir métodos más adecuados en función de las especies, como la adecuación del ancho de transecto en base a los organismos estudiados (Prato *et al.* 2017) o el uso de métodos de distancia (Kulbicki & Sarraména 1999, Irigoyen *et al.* 2018). Concretamente, el método TRT+DS (Irigoyen *et al.* 2018) ha sido propuesto como una herramienta relevante para el estudio de peces depredadores, mediante una combinación de transectos de largo variable y métodos de distancia.

Los objetivos de estudio fueron:

- (1) continuar el seguimiento a largo plazo de los efectos de la protección marina sobre el poblamiento de peces de fondos rocosos en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas,
- (2) comparar los valores observados de los indicadores de los efectos de la protección (abundancia y riqueza de especies, considerando además grupos de ocupación espacial y grupos tróficos) con lo observado en la reserva marina de Cabo Tiñoso y zonas no protegidas del litoral de Águilas,
- (3) hacer una comparación metodológica para ver de qué forma se puede estimar con mayor precisión la densidad de peces depredadores en lugares con distinta presión pesquera, y
- (4) analizar las densidades de varias especies de depredadores apicales siguiendo el método DS+TRT y los transectos tradicionales, así como otros métodos derivados 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.

2.2. Material y métodos

2.2.1. Programa de muestreo

2.2.1.1. Técnicas de muestreo

a) Transectos convencionales (50x5 m²)

El poblamiento de peces fue estimado mediante la realización de censos visuales con escafandra autónoma a lo largo de transectos de 50 metros de largo por 5 m de

ancho. A partir de un punto dado -seleccionado en el momento de fondear la embarcación en una zona rocosa cualquiera de la zona correspondiente- el observador descendía hasta la cota de ~ -15 m, y, tras depositar sobre el fondo el extremo de una cinta métrica atada a un plomo, avanzaba lentamente siguiendo la isobata y censando peces a la vez que iba desenrollando la cinta métrica. Se ha contado el número de individuos observados dentro del área muestrada 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.

b) Transectos TRT+DS

Para el estudio de peces depredadores (meros *Epinephelus marginatus*, abadejos *E. costae*, gitanos *Mycteroperca rubra*, espetones *Sphyræna* spp., corvinas *Sciaena umbra*, dentones *Dentex dentex*, morenas *Muraena helena*, águilas *Myliobatis aquila*, etc.) se realizaron censos visuales mediante el método TRT+DS (Irigoyen *et al.* 2018), que consiste en transectos de longitud variable (*tracked roaming transect*; TRT) realizados mediante el método de muestreo basados en distancia (*Distance Sampling*; DS). Para ello, cada censo se realizó 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 150 m aproximadamente). Los censos fueron realizados en parejas; los dos buceadores se posicionaron a ambos lados y lo más cerca posible de la línea imaginaria y comenzaron a nadar simultáneamente, a una velocidad constante, cada uno de ellos censando en un lado de la línea. Se anotaron 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 una distancia razonable dada la buena visibilidad en la zona. Cuando los animales se encontraron en grupos se estimó la distancia del animal más cercano a la línea imaginaria. Cuando el individuo o grupo de individuos pasaron hacia el otro lado de la línea imaginaria se anotó y al final del censo se chequeó con el compañero para evitar tener registros duplicados.

Durante el censo, uno de los buceadores fue desplazando una tabla de *body-board* a medida que avanzaba en el transecto, de forma que la tabla quedaba en la misma vertical que el buceador, la cual llevaba un GPS situado en superficie. Se sincronizó el GPS con una cámara GoPro Hero 3+ Silver, que permitió tomar una foto al inicio y al final de cada transecto para poder obtener el *track* exacto del recorrido y la distancia cubierta.

Además, a partir de los datos obtenidos mediante el método TRT+DS es posible calcular censos de ancho fijo (similares a los transectos convencionales) de distintos anchos, simultáneamente. Al ser cada pez registrado a una distancia concreta, es posible simular la abundancia de peces obtenida en censos de largo variable (TRT) y de distintos anchos fijos (10, 5 y 3 m a cada lado de la línea imaginaria, respectivamente, llamados TRT10, TRT5 y TRT3).

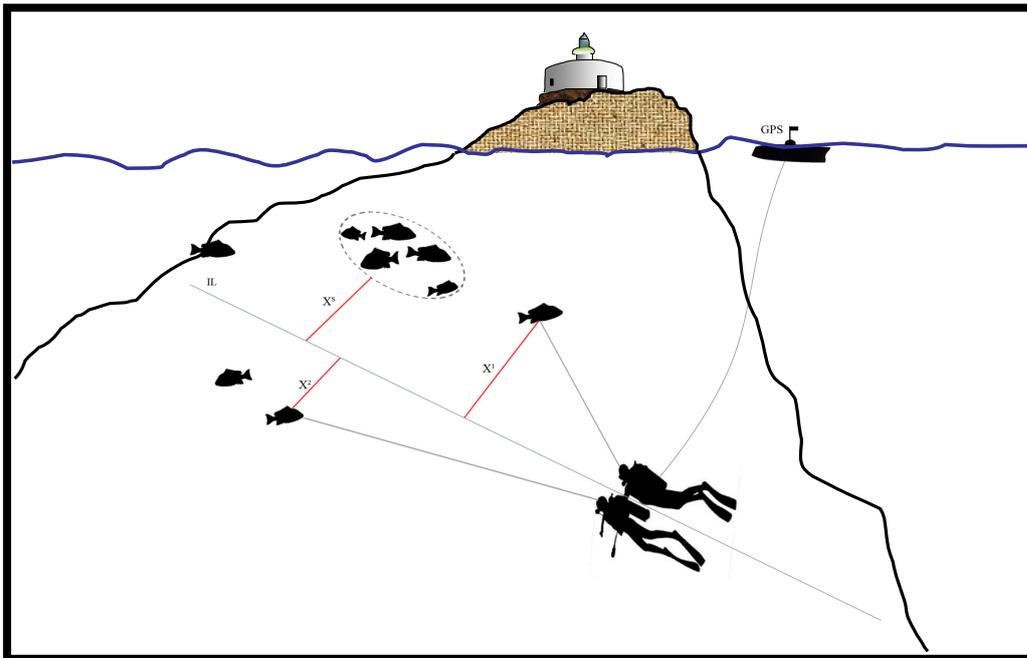


Figura 2.1 Representación gráfica de la técnica TRT+DS de censo visual con escafandra autónoma de peces de gran tamaño.

2.2.1.2. Diseño de muestreo

El estudio se llevó a cabo entre los meses de julio y octubre de 2017 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.

2.2.1.3. Análisis de datos

a) Transectos convencionales (50x5 m²)

Para los cálculos y análisis de datos se utilizaron como marcas de clase los números enteros más próximos a las respectivas medias geométricas (\sqrt{ab}) de 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 y 2017, 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.

b) 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 (Half-normal), uniforme (Uniform), tasa de riesgo (Hazard-rate) y exponencial negativo (Negative exponential), con tres expansiones cada uno de ellos (coseno, polinomial simple, polinomial de Hermite). De esta forma se obtuvo un valor de densidad para las 7 especies más abundantes agregadas (*E. marginatus*, *E. costae*, *M. rubra*, *D. dentex*, *Sphyaena* sp., *Muraena helena*, *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. Además se ha calculado la densidad para las 7 especies agregadas mediante los métodos TRT10, TRT5, TRT3, y a partir de los registros de depredadores obtenidos mediante los transectos convencionales de 50 x 5 m².

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>Sphyaena</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

2.3. Resultados

2.3.1. Transectos convencionales

2.3.1.1. Resultados obtenidos en 2017

En los 81 transectos de 50x5 m² realizados durante el verano de 2017 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 16 familias (Tabla 2.3). De éstas, la más rica en especies fue la de los espáridos (con 14 especies²), seguida de lábridos (12 especies), serránidos (6 especies), carángidos (3 especies) y escómbridos (2 especies), estando el resto de las familias representadas por una única especie (Tabla 2.3). De esas especies, 36 han sido censadas en Cabo de Palos, 37 en Cabo Tiñoso y 38 en Águilas, habiendo sido 4 especies exclusivamente observadas durante los censos en Cabo de Palos (jurel dentón, dorada, tordo cinéreo y gallineta), mientras que chirretes, bonitos, jureles y mújoles solamente se han observado en Cabo Tiñoso, y boquerones, albacoretas y roncadores solamente han sido avistados en Águilas. Quitando a las especies formadoras de bancos y que viven en la columna de agua (tales como boquerones, chirretes, trescolas, lechas, bonitos, albacoretas, jureles, bogas, obladas, castañuelas o espetones), en el conjunto de las tres localidades las especies más abundantes han sido reyezuelos, mojarras, salpas, doncellas, sargos, peces verdes (o fredis) y corvas (Fig. 2.2) (Tabla 2.3).



Figura 2.2 Banco de corvas (*Sciaena umbra*) en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.

² Hemos incluido a las especies del género *Spicara* (*S. maena* - chucla y *S. smaris* - caramel) dentro de la familia Sparidae siguiendo lo establecido en FishBase.org, que a su vez se basa en estudios moleculares que parecen indicar que la antigua familia Centracanthidae ha de integrarse en la de los espáridos (p. ej. Orrell & Carpenter 2004, Chiba et al. 2009), lo cual ha sido recientemente corroborado por Sanciangco et al. (2016)

Tabla 2.3 Abundancia media (n° indiv. 250 m⁻²) \pm E.T. de las especies de peces censadas en el presente estudio en 2017 en las tres localidades prospectadas.

Familia	Especie	Nombre común	C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas	
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Boquerón, anchoa			5,3 \pm 5,26	
Atherinidae	<i>Atherina</i> sp.	Chirrete, pejerrey		21,1 \pm 21,15		
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	Bonito		1,0 \pm 0,73		
	<i>Euthynnus alleteratus</i>	Albacoreta			0,4 \pm 0,44	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	Morena	0,1 \pm 0,07	0,4 \pm 0,12	0,1 \pm 0,09	
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	Trescolas	16,7 \pm 5,37			
	<i>Epinephelus costae</i>	Falso abadejo	1,6 \pm 0,51	0,1 \pm 0,06	1,0 \pm 0,25	
	<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero	5,8 \pm 1,20	0,7 \pm 0,17	0,7 \pm 0,21	
	<i>Mycteroperca rubra</i>	Cherna, gitano	1,2 \pm 0,37		0,2 \pm 0,11	
	<i>Serranus cabrilla</i>	Cabrilla	0,9 \pm 0,23	1,3 \pm 0,20	0,3 \pm 0,17	
	<i>Serranus scriba</i>	Serrano, vaca	2,7 \pm 0,41	5,8 \pm 0,52	5,1 \pm 0,63	
	<i>Apogon imberbis</i>	Reyezuelo	7,0 \pm 2,38	30,8 \pm 5,69	32,5 \pm 8,34	
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	Lecha, pez limón	0,3 \pm 0,30	0,8 \pm 0,67	0,3 \pm 0,30	
	<i>Trachurus</i> sp.	Jurel		35,5 \pm 35,52		
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	Jurel dentón	0,3 \pm 0,30			
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>	Roncador			0,04 \pm 0,04	
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	Corva, corvallo	10,2 \pm 4,06	3,3 \pm 1,32	0,7 \pm 0,32	
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete	0,5 \pm 0,21	1,2 \pm 0,58	4,6 \pm 2,53	
Sparidae	<i>Boops boops</i>	Boga	68,7 \pm 48,03	63,0 \pm 25,90	115,9 \pm 31,86	
	<i>Dentex dentex</i>	Dentón, sama	2,4 \pm 0,81	0,1 \pm 0,08	0,7 \pm 0,28	
	<i>Diplodus annularis</i>	Raspallón, chapa	0,8 \pm 0,26	4,9 \pm 1,87	6,4 \pm 2,25	
	<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo real	0,3 \pm 0,09	0,1 \pm 0,04	0,1 \pm 0,05	
	<i>Diplodus puntazzo</i>	Sargo picudo	1,4 \pm 0,40	1,0 \pm 0,26	0,6 \pm 0,25	
	<i>Diplodus sargus</i>	Sargo	4,7 \pm 1,34	10,8 \pm 1,69	8,2 \pm 1,57	
	<i>Diplodus vulgaris</i>	Mojarra	13,3 \pm 3,43	27,6 \pm 5,00	19,4 \pm 4,02	
	<i>Oblada melanura</i>	Oblada, doblada	1,0 \pm 0,49	5,4 \pm 2,61	18,3 \pm 6,17	
	<i>Pagrus pagrus</i>	Pargo	0,04 \pm 0,04		0,1 \pm 0,11	
	<i>Sarpa salpa</i>	Salpa	4,9 \pm 1,44	9,0 \pm 3,04	29,7 \pm 5,10	
	<i>Sparus aurata</i>	Dorada	0,6 \pm 0,33			
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Chopa	6,9 \pm 5,40	0,3 \pm 0,14	1,3 \pm 0,78	
	<i>Spicara maena</i>	Chucla		0,7 \pm 0,49	10,4 \pm 8,26	
	<i>Spicara smaris</i>	Caramel		0,7 \pm 0,67	1,7 \pm 1,45	
	Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	Castañuela	275,8 \pm 59,38	242,3 \pm 46,30	213,9 \pm 31,23
	Labridae	<i>Coris julis</i>	Doncella	17,7 \pm 4,97	7,8 \pm 0,99	6,4 \pm 1,05
		<i>Labrus merula</i>	Merlo	0,1 \pm 0,05	0,2 \pm 0,08	
		<i>Labrus viridis</i>	Tordo verde			0,04 \pm 0,04
		<i>Symphodus tinca</i>	Tordo (T.), bodión	1,6 \pm 0,37	4,0 \pm 0,59	4,3 \pm 0,82
		<i>Symphodus doderleini</i>	T. de Doderlein	0,4 \pm 0,14	0,9 \pm 0,21	0,1 \pm 0,05
<i>Symphodus mediterraneus</i>		T. mediterráneo	0,8 \pm 0,17	2,6 \pm 0,38	0,9 \pm 0,19	
<i>Symphodus melanocercus</i>		T. de cola negra		0,04 \pm 0,04	0,04 \pm 0,04	
<i>Symphodus ocellatus</i>		T. ocelado	1,3 \pm 0,51	7,6 \pm 1,82	1,7 \pm 0,81	
<i>Symphodus roissali</i>		T. de Roissal		0,1 \pm 0,08	0,1 \pm 0,09	
<i>Symphodus rostratus</i>		T. picudo	0,3 \pm 0,20	0,9 \pm 0,26	0,7 \pm 0,18	
<i>Symphodus cinereus</i>		T. cenizo	0,04 \pm 0,04			
<i>Thalassoma pavo</i>		Pez verde, fredí	8,9 \pm 1,61	7,7 \pm 2,37	6,1 \pm 0,97	
Sphyraenidae		<i>Sphyraena viridensis</i>	Espetón, barracuda	17,8 \pm 16,98	0,04 \pm 0,04	0,4 \pm 0,30
Mugilidae	<i>Mugilidae</i>	Mújoles, lisas		0,3 \pm 0,30		
Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	Cabracho, gallineta	0,04 \pm 0,04			
	Abundancia		477,2 \pm 89,22	500,1 \pm 77,20	498,7 \pm 52,87	
	Abundancia red.		96,5 \pm 10,24	129,3 \pm 9,06	132,2 \pm 12,35	
	Riqueza específica		14,7 \pm 0,54	16,0 \pm 0,41	14,7 \pm 0,57	
	Riqueza total		36	37	38	

2.3.1.2. Evolución temporal del poblamiento de peces en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (1996-2017)

A lo largo del seguimiento del poblamiento de peces, realizado a partir de 1996, se han contabilizado en la reserva marina un total de 60 especies pertenecientes a 22 familias (Tabla 2.4), habiéndose registrado como novedad un ejemplar de tordo cenizo (*Symphodus cinereus*). 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 similares 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 459 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.

La abundancia reducida ha tendido a disminuir paulatinamente con el tiempo, pasando, por término medio, de 231 a poco más de 97 individuos 250 m^{-2} (Fig. 2.3). En lo que se refiere a la diferencia entre sectores, en general la abundancia es mayor en la reserva integral y en los bajos que en el sector más costero. En cambio, las diferencias interanuales de riqueza específica no han seguido un patrón reconocible (Fig. 2.4), y, en general se han encontrado ligeramente mayor número de especies por censo en el Sector 3 (reserva integral) que en los sectores 1 y 2.

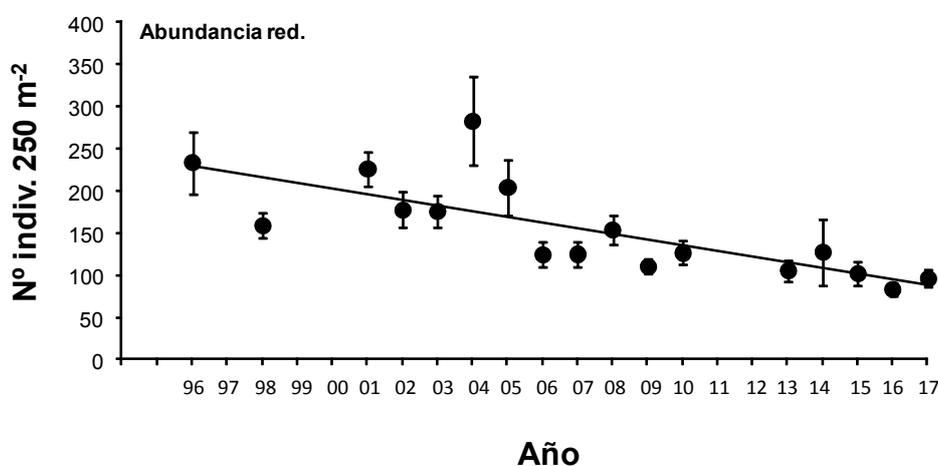


Figura 2.3 Valores medios (\pm E.T.) de la abundancia total reducida de peces por censo a lo largo del período de estudio (1996-2017) (se indica la línea de ajuste lineal de tendencia de variación interanual).

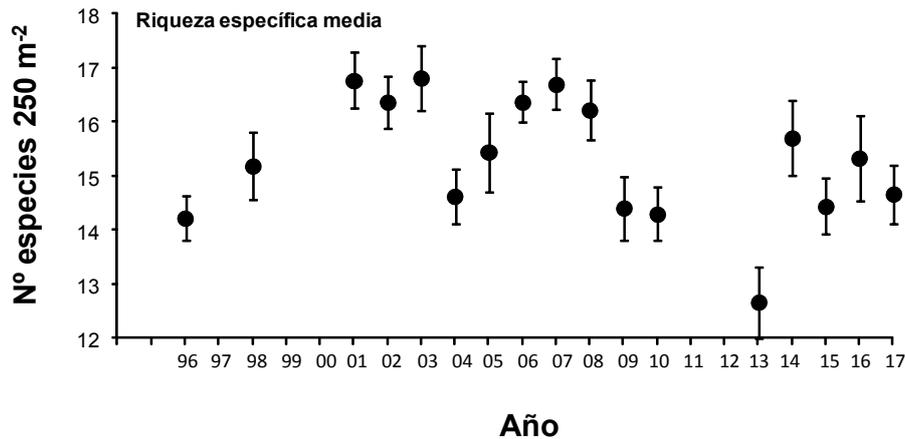


Figura 2.4 Valores medios (\pm E.T.) de la riqueza específica de peces por censo a lo largo del período de estudio (1996-2017).

Unas pocas especies solamente muestran un efecto del sector (Tabla 2.6), caso de los trescolas (*A. anthias*) y los salmonetes (*M. surmuletus*), mostrando diferencias entre sectores con independencia del año, de modo que son siempre más abundantes en alguno(s) del / de los sectores, a la vez que no muestran pauta temporal alguna: los trescolas más abundantes en los bajos, y los salmonetes en el sector más costero, con una clara influencia del hábitat disponible en cada parte de la reserva (fondos heterogéneos, con preponderancia de posidonia y arena en el caso de los salmonetes; fondos abruptos y profundos, en el caso de los trescolas). Por su parte, únicamente una especie de lábrido, el tordo de Doderlein (*S. doderleini*), muestra diferencias interanuales significativas a la vez que no hay diferencias entre sectores, aunque sin una pauta temporal clara de aumento o disminución.

Otras 9 especies (falsos abadejos - *E. costae*, serranos - *S. scriba*, reyezuelos - *A. imberbis*, sargos reales - *D. cervinus*, sargos - *D. sargus*, castañuelas - *C. chromis*, doncellas - *C. julis*, tordos ocelados - *S. ocellatus* y tordos de Roissal - *S. roissali*), así como 5 de las categorías espaciales (todas excepto la I) y 4 grupos tróficos (planctófagos, omnívoros, mesófagos y detritívoros) muestran un efecto significativo de ambos factores principales, pero no de su interacción - o esta es solo marginalmente significativa (Tabla 2.6), lo cual indica que en esos casos ambas fuentes de variación son independientes entre sí. Mientras que para algunas de esas especies (caso de *S. scriba*, *A. imberbis*, *C. chromis*, *C. julis* y *S. roissali*) no hay una pauta temporal reconocible, para otras (*E. costae*, *D. cervinus*) se observa una tendencia al aumento de su abundancia a lo largo del tiempo, hasta un máximo alrededor de 2008-2009, año a partir del cual se inicia una disminución (Fig. 2.5); sin embargo, es notable que para estas y otras especies emblemáticas de la reserva marina se observa un repunte significativo de las abundancias observadas (Fig 2.5). Por otra parte, esas especies mantienen diferencias entre sectores que son consistentes de un año a otro.

Por último, 17 especies (morenas - *M. helena*, meros - *E. marginatus*, chernas - *M. rubra*, cabrillas - *S. cabrilla*, corvas - *S. umbra*, bogas - *B. boops*, dentones - *D. dentex*, sargos picudos - *D. puntazzo*, mojarras - *D. vulgaris*, obladas - *O. melanura*, salpas - *S. salpa*, chopas - *S. cantharus*, tordos mediterráneos - *S. mediterraneus*, tordos picudos - *S. rostratus*, tordos - *S. tinca*, fredis - *T. pavo* y espetones - *S. viridensis*) muestran una interacción Año x Sector significativa, lo cual denota que ambos factores no son independientes entre sí, es decir, que las variaciones interanuales no siguen la misma trayectoria temporal en los distintos sectores prospectados; tal es también el caso de peces pelágicos (Cat. I), y grupos tróficos de herbívoros, piscívoros y micrófagos (Tabla 2.6). Así, aunque la tendencia temporal general de especies como meros, chernas o dentones es al aumento con el tiempo, para luego disminuir su abundancia a partir de 2010 (Fig. 2.5), tal comportamiento no ha sido el mismo en todos los sectores, pues sus abundancias han sido mucho mayores en los Sectores 2 y 3, y además, según el año las mayores abundancias se observaban en uno u otro sector. En general, sin embargo, la tendencia de algunas especies más beneficiadas por la protección (caso de meros, Fig. 2.5) han mostrado una ligera recuperación durante los últimos años. En el caso de las salpas (única especie exclusivamente herbívora), la tendencia general ha sido de disminución de su abundancia a lo largo del tiempo, también con alternancia de valores máximos entre los sectores I y 3. Otras especies, como mojarras y tordos no han tenido una trayectoria interanual clara de aumento o disminución, aunque también haya sido de diferente naturaleza según el sector.

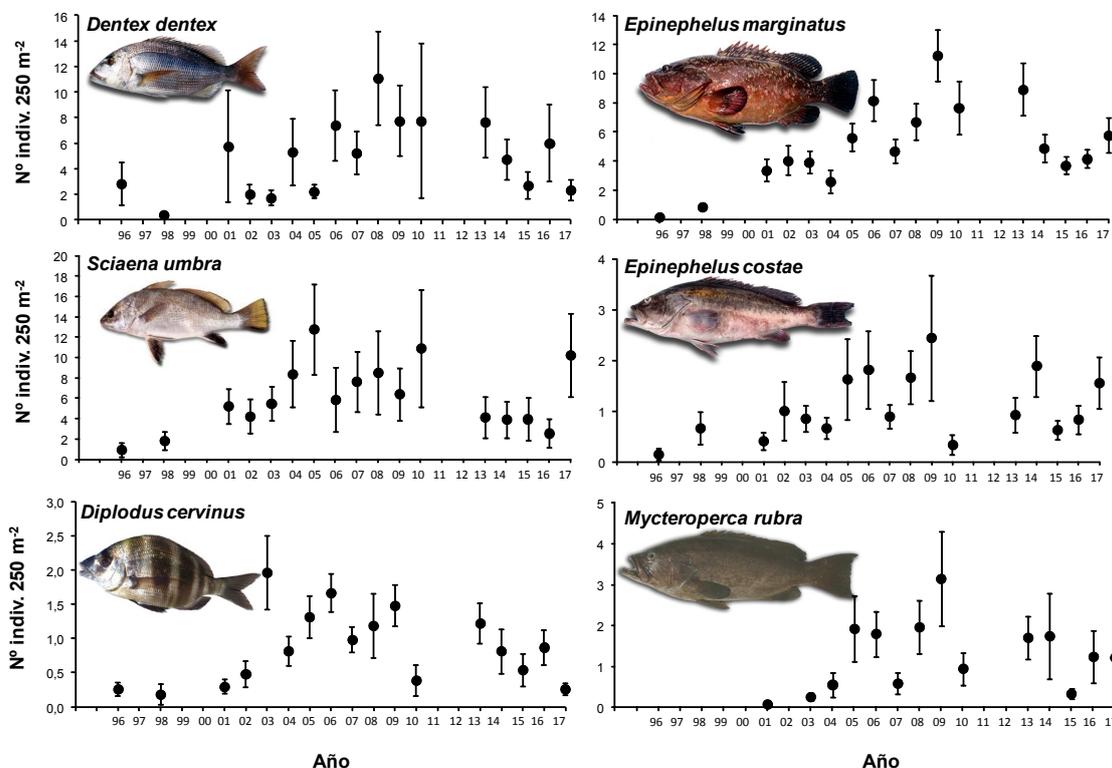


Figura 2.5 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo de algunas especies de peces a lo largo del periodo de estudio (1996-2017).

El repunte observado en algunas de las especies más emblemáticas de la reserva marina no está siendo suficiente para que se recuperen los valores de abundancia total de especies piscívoras alcanzados entre 2008 y 2010 (Fig. 2.6).

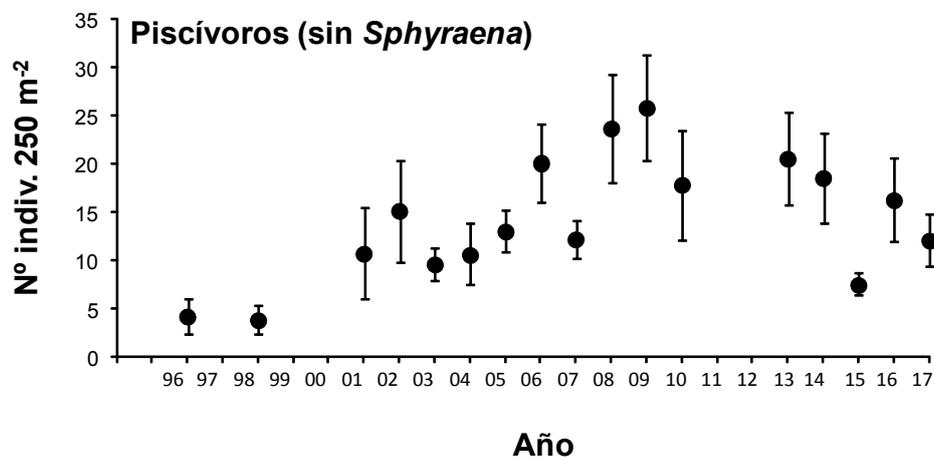


Figura 2.6 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo de las especies de peces agrupadas en el grupo trófico de piscívoros (exceptuando los espetones, cuyas abundancias distorsionan el cómputo total de este grupo) a lo largo del periodo de estudio (1996-2017).

Tabla 2.4 Abundancia media (\pm error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m⁻²) de las especies aparecidas en los censos entre 1996 y 2017 en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas.

Familia	Especie	1996	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>			0,2 \pm 0,2		0,04 \pm 0,04	0,4 \pm 0,2	0,4 \pm 0,2	0,2 \pm 0,1	0,04 \pm 0,04	
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	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	0,4 \pm 0,1	
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						0,04 \pm 0,04	
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	25,3 \pm 9,0	1,7 \pm 0,8	6,8 \pm 2,9	
	<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	1,6 \pm 0,8	1,8 \pm 0,8	0,9 \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	5,6 \pm 0,9	8,2 \pm 1,4	4,7 \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	1,9 \pm 0,8	1,8 \pm 0,5	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	0,5 \pm 0,2	1,0 \pm 0,2	0,9 \pm 0,2	
	<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	1,4 \pm 0,3	1,9 \pm 0,3	3,1 \pm 0,4	
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	1,6 \pm 0,7	1,0 \pm 0,5	1,6 \pm 0,5	
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		1,4 \pm 1,4		7,1 \pm 5,4			0,2 \pm 0,1			
	<i>Trachurus</i> spp.	0,3 \pm 0,3	0,8 \pm 0,7								
	<i>Pseudocaranx dentex</i>					0,2 \pm 0,1			0,8 \pm 0,5		
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>									0,04 \pm 0,04	
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	12,8 \pm 4,5	5,9 \pm 3,2	7,6 \pm 3,0	
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	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	0,5 \pm 0,2	
Sparidae	<i>Boops boops</i>	13,1 \pm 13,1	38,5 \pm 37,0			190,6 \pm 82,4			101,9 \pm 46,7	443,8 \pm 78,0	139,0 \pm 44,0
	<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	2,3 \pm 0,5	7,4 \pm 2,8	5,3 \pm 1,7	
	<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	0,9 \pm 0,3	0,9 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3	
	<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	1,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,3	1,0 \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	2,5 \pm 0,8	3,6 \pm 0,6	2,9 \pm 0,5	
	<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	5,0 \pm 1,0	10,3 \pm 2,1	7,0 \pm 1,2	
	<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	38,4 \pm 13,8	24,7 \pm 9,0	24,3 \pm 8,3	

Familia	Especie	1996		1998		2001		2002		2003		2004		2005		2006		2007	
	<i>Oblada melanura</i>	33,3	± 13,5	10,5	± 3,5	5,7	± 2,7	4,7	± 2,0	0,9	± 0,8	11,4	± 7,5	4,1	± 2,2	2,1	± 0,8	11,8	± 5,8
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,0	± 0,0	0,1	± 0,1					0,04	± 0,04							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	8,3	± 3,4	5,9	± 2,6	2,2	± 1,0
	<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	0,7	± 0,4	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,1	± 0,1									17,9	± 7,7	3,1	± 1,7	3,6	± 3,3	3,5	± 1,9
	<i>Spicara smaris</i>			37,0	± 37,0			18,4	± 17,0									0,9	± 0,4
	<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	441,1	± 70,3	323,0	± 61,6	290,8	± 55,3
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	88,6	± 31,1	19,5	± 4,8	28,2	± 9,6
	<i>Labrus merula</i>	0,04	± 0,04			0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,4	± 0,3	0,1	± 0,1
	<i>Labrus viridis</i>											0,04	± 0,04	0,1	± 0,1	0,04	± 0,04	0,1	± 0,1
	<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	0,1	± 0,1	0,2	± 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	1,4	± 0,3	1,4	± 0,2	1,9	± 0,4
	<i>Symphodus melanocercus</i>			0,04	± 0,04	0,7	± 0,3			0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,7	± 0,4	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	4,0	± 1,0	6,2	± 2,3	10,6	± 5,2
	<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	0,2	± 0,1	0,2	± 0,1	0,3	± 0,1
	<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	0,3	± 0,1	0,2	± 0,1	1,0	± 0,6
	<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	3,6	± 1,0	3,0	± 0,7	2,5	± 0,6
	<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	16,5	± 4,3	12,4	± 4,1	4,8	± 1,3
Sphyracidae	<i>Sphyracna 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	21,3	± 12,7	30,2	± 15,0	9,8	± 5,0
Mugilidae	Mugilidae spp.	0,9	± 0,7	0,5	± 0,3	0,4	± 0,4			0,1	± 0,1								
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>													0,1	± 0,04				
	<i>Scorpaena scrofa</i>									0,3	± 0,1	0,1	± 0,1	0,1	± 0,1	0,04	± 0,04	0,04	± 0,04
	<i>Scorpaena porcus</i>	0,7	± 0,7					0,04	± 0,04										
	<i>Scorpaena notata</i>			0,04	± 0,04			0,1	± 0,1	0,1	± 0,1								
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>	37,0	± 25,7																
	Abundancia	951,4	± 109,3	960,9	± 139,4	1002,9	± 119,9	1034,4	± 135,8	713,1	± 129,8	773,7	± 102,7	798,5	± 91,0	926,3	± 99,8	576,4	± 75,6
	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	204,3	± 33,0	124,4	± 15,0	124,9	± 14,6
	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	15,4	± 0,7	16,4	± 0,4	16,7	± 0,5
	Riqueza total	40		39		35		36		39		35		38		37		40	

Tabla 2.4 (cont.)

Familia	Especie	2008		2009		2010		2013		2014		2015		2016		2017	
Myliobatidae	<i>Myliobatis aquila</i>	0,04	± 0,04	0,1	± 0,11	0,2	± 0,12	0,5	± 0,20			0,04	± 0,04				
Clupeidae	<i>Sardina pilchardus</i>									30,3	± 30,26						
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	18,5	± 18,5	18,5	± 18,5					103,1	± 36,17						
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,4	± 0,2	0,5	± 0,2	0,4	± 0,2	0,5	± 0,16	0,5	± 0,15	0,3	± 0,11	0,2	± 0,09	0,1	± 0,07
Belonidae	<i>Belone belone</i>																
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>																
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	14,3	± 7,8	8,7	± 3,3	19,5	± 11,8	7,8	± 2,51	12,5	± 4,58	11,7	± 5,45	36,4	± 13,90	16,7	± 5,37
	<i>Epinephelus costae</i>	1,7	± 0,5	2,4	± 1,2	0,3	± 0,2	0,9	± 0,34	1,9	± 0,60	0,6	± 0,18	0,8	± 0,28	1,6	± 0,51
	<i>Epinephelus marginatus</i>	6,7	± 1,3	11,3	± 1,8	7,7	± 1,8	8,9	± 1,80	4,9	± 0,96	3,7	± 0,60	4,2	± 0,65	5,8	± 1,20
	<i>Epinephelus caninus</i>																
	<i>Mycteroperca rubra</i>	2,0	± 0,6	3,1	± 1,2	0,9	± 0,4	1,7	± 0,53	1,7	± 1,05	0,3	± 0,12	1,2	± 0,64	1,2	± 0,37
	<i>Serranus atricauda</i>																
	<i>Serranus cabrilla</i>	1,4	± 0,3	1,5	± 0,3	1,1	± 0,4	0,6	± 0,19	1,5	± 0,28	1,9	± 0,45	2,4	± 0,68	0,9	± 0,23
	<i>Serranus scriba</i>	7,3	± 4,7	2,7	± 0,4	2,5	± 0,7	0,9	± 0,23	2,1	± 0,43	2,0	± 0,48	1,3	± 0,31	2,7	± 0,41
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>											0,0	± 0,00				
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	6,2	± 1,7	6,3	± 1,7	4,2	± 1,4	0,9	± 0,54	3,4	± 1,48	1,7	± 0,78	12,7	± 3,60	7,0	± 2,38
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>	0,1	± 0,1	0,04	± 0,0					2,2	± 1,08			2,1	± 1,57	0,3	± 0,30
	<i>Trachurus spp.</i>																
	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,04	± 0,04					0,3	± 0,26					0,1	± 0,06	0,3	± 0,30
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	0,8	± 0,8			4,8	± 3,0			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>	8,5	± 4,0	6,4	± 2,6	10,9	± 5,8	4,1	± 2,03	3,9	± 1,79	4,0	± 2,09	2,6	± 1,43	10,2	± 4,06
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,7	± 0,3	0,7	± 0,23	0,4	± 0,25	0,1	± 0,05	0,3	± 0,21	0,4	± 0,18	0,1	± 0,07	0,5	± 0,21
Sparidae	<i>Boops boops</i>	101,8	± 43,3	18,6	± 18,5	96,8	± 57,2	20,0	± 18,52	170,3	± 52,56	87,5	± 32,66	129,8	± 46,15	68,7	± 48,03
	<i>Dentex dentex</i>	11,1	± 3,6	7,8	± 2,8	7,8	± 6,1	7,7	± 2,76	4,8	± 1,57	2,7	± 1,05	6,0	± 3,00	2,4	± 0,81
	<i>Diplodus annularis</i>	0,2	± 0,1	0,4	± 0,2	0,2	± 0,1	0,4	± 0,14	0,4	± 0,17	0,2	± 0,11	0,3	± 0,23	0,8	± 0,26
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,2	± 0,5	1,5	± 0,3	0,4	± 0,2	1,2	± 0,29	0,8	± 0,32	0,5	± 0,24	0,9	± 0,25	0,3	± 0,09
	<i>Diplodus puntazzo</i>	4,6	± 1,1	2,0	± 0,6	1,3	± 0,6	2,0	± 0,67	4,6	± 1,22	1,8	± 0,62	2,2	± 0,47	1,4	± 0,40
	<i>Diplodus sargus</i>	13,0	± 5,1	4,4	± 1,1	3,7	± 1,2	4,6	± 1,85	5,7	± 2,26	2,5	± 0,69	5,0	± 1,15	4,7	± 1,34
	<i>Diplodus vulgaris</i>	21,5	± 8,1	16,7	± 5,4	14,4	± 5,4	11,5	± 2,73	32,5	± 22,01	11,9	± 5,80	6,8	± 3,11	13,3	± 3,43
	<i>Oblada melanura</i>	11,6	± 9,1	3,2	± 2,5	16,2	± 10,8	1,8	± 0,98	13,3	± 8,32	0,0	± 0,04	4,8	± 2,79	1,0	± 0,49

Familia	Especie	2008		2009		2010		2013		2014		2015		2016		2017	
	<i>Pagrus pagrus</i>	0,04	± 0,04					0,1	± 0,05							0,04	± 0,04
	<i>Pagrus auriga</i>																
	<i>Sarpa salpa</i>	9,1	± 5,6	8,7	± 3,2			6,0	± 3,84	4,9	± 2,70	7,6	± 3,19	4,9	± 2,59	4,9	± 1,44
	<i>Sparus aurata</i>	0,8	± 0,4	0,3	± 0,18	0,1	± 0,08	0,3	± 0,11	0,1	± 0,07	0,04	± 0,04	0,5	± 0,25	0,6	± 0,33
	<i>Spondyllosoma cantharus</i>	0,5	± 0,3	0,5	± 0,3	12,8	± 6,0	10,2	± 4,60	1,5	± 0,95	5,3	± 3,50	2,4	± 1,09	6,9	± 5,40
	<i>Spicara smaris</i>	0,04	± 0,04			17,6	± 17,6			70,3	± 40,24	121,3	± 41,36	55,6	± 38,16		
	<i>Spicara maena</i>											0,9	± 0,73				
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	508,7	± 95,5	227,4	± 39,8	331,7	± 75,5	140,2	± 28,21	217,6	± 43,40	343,3	± 54,10	217,8	± 35,02	275,8	± 59,38
Labridae	<i>Coris julis</i>	34,4	± 10,8	16,5	± 3,4	39,3	± 10,9	35,6	± 8,37	11,9	± 2,10	36,8	± 7,33	8,6	± 1,50	17,7	± 4,97
	<i>Labrus merula</i>	0,1	± 0,1	0,1	± 0,05					0,1	± 0,07	0,2	± 0,09	0,04	± 0,04	0,1	± 0,05
	<i>Labrus viridis</i>	0,1	± 0,1											0,1	± 0,04		
	<i>Symphodus dordeleini</i>	0,3	± 0,1	0,1	± 0,07	0,2	± 0,09	0,1	± 0,05	0,5	± 0,15	1,3	± 0,66	1,3	± 0,39	0,4	± 0,14
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,3	± 0,3	0,8	± 0,2	1,5	± 0,5	0,6	± 0,14	1,8	± 0,38	3,6	± 0,80	2,0	± 0,58	0,8	± 0,17
	<i>Symphodus melanocercus</i>					0,1	± 0,1	0,2	± 0,09	0,1	± 0,09	0,7	± 0,27	0,4	± 0,12		
	<i>Symphodus ocellatus</i>	10,3	± 5,0	1,2	± 0,5	2,3	± 0,7	0,7	± 0,18	1,0	± 0,43	3,9	± 1,82	1,9	± 1,44	1,3	± 0,51
	<i>Symphodus roissali</i>	0,3	± 0,2	0,4	± 0,15	0,4	± 0,17	0,2	± 0,09	0,1	± 0,09	0,1	± 0,09	0,3	± 0,14		
	<i>Symphodus cinereus</i>															0,04	± 0,04
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,4	± 0,1	0,3	± 0,13	0,3	± 0,23	0,04	± 0,04	0,04	± 0,04	0,0	± 0,04	0,2	± 0,09	0,3	± 0,20
	<i>Symphodus tinca</i>	1,4	± 0,4	1,5	± 0,5	2,4	± 0,8	1,6	± 0,56	0,9	± 0,39	0,8	± 0,24	2,7	± 0,72	1,6	± 0,37
	<i>Thalasoma pavo</i>	7,8	± 2,7	12,1	± 3,6	5,2	± 2,0	3,4	± 1,27	4,9	± 1,08	9,9	± 2,38	9,9	± 1,54	8,9	± 1,61
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	14,0	± 4,3	2,7	± 1,6	16,7	± 7,4	9,1	± 4,77	28,7	± 14,60	51,5	± 27,86	7,3	± 4,65	17,8	± 16,98
Mugilidae	Mugilidae spp.			0,3	± 0,30												
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>																
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1	± 0,1	0,1	± 0,07	0,1	± 0,08							0,1	± 0,05	0,04	± 0,04
	<i>Scorpaena porcus</i>																
	<i>Scorpaena notata</i>																
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>																
	Abundancia	822,4	± 129,5	389,8	± 40,5	564,6	± 80,7	284,5	± 44,7	747,6	± 136,2	689,8	± 88,8	536,8	± 86,29	477,2	± 89,22
	Abundancia reducida	153,4	± 17,6	110,4	± 9,2	126,5	± 14,3	105,3	± 12,8	127,3	± 39,2	103,0	± 13,9	82,6	± 8,12	96,5	± 10,24
	Riqueza media	16,2	± 0,5	14,4	± 0,6	14,3	± 0,5	12,7	± 0,7	15,7	± 0,7	14,3	± 0,5	15,3	± 0,79	14,7	± 0,54
	Riqueza total	41		37		35		35		38		38		40		36	

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 - Islas 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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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
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

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. doderleini</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	***	*	***		(*)

2.3.1.3. Comparación con la reserva marina de Cabo Tiñoso y el litoral de Águilas

En el conjunto de los 4 años prospectados en común en las tres localidades han sido observadas un total de 59 especies pertenecientes a 22 familias (Tabla 2.7), de las cuales 45 han sido observadas en Cabo de Palos - Islas Hormigas, 42 en Cabo Tiñoso y 49 en el litoral de Águilas. En esos 4 años, la brótola de roca (*Phycis phycis*), el jurel dentón (*Pseudocaranx dentex*) y el cabracho (*Scorpaena scrofa*) han sido exclusivos de Cabo de Palos, mientras que en Cabo Tiñoso se han observado en exclusiva chirretes (*Atherina* sp.) y jureles (*Trachurus* sp.); por su parte, albacoretas (*Euthynnus alleteratus*), roncadors (*Pomadasy s incisus*), pargos (*Pagrus pagrus*), viejas (*Sparisoma cretense*), ballestas (*Balistes capriscus*) y torpedos (*Torpedo* sp.) han sido observados únicamente en Águilas (Tabla 2.7). La Tabla 2.8 da cuenta de los valores medios de abundancia de las categorías espaciales y grupos tróficos considerados.

Los análisis de la varianza realizados sobre los parámetros descriptores del poblamiento de peces, las variaciones de abundancia de las especies más frecuentes, y las categorías espaciales y tróficas se muestran en la Tabla 2.9. De estas variables de respuesta, 12 especies, las categorías espaciales 1 y 6 y los grupos de piscívoros y mesófagos han mostrado un efecto significativo de la localidad pero no del año, lo cual significa que al menos una de las localidades prospectadas ha resultado significativamente diferente de las demás, sin haberse observado una pauta temporal significativa. En la mayoría de los casos (*A. anthias*, *E. costae*, *E. marginatus*, *D. dentex*, *D. puntazzo*, y especies piscívoras) las abundancias medias han resultado mayores en la reserva marina de C. Palos - I. Hormigas que en las otras dos localidades en todos los años prospectados (Fig. 2.7, Tablas 2.7 y 2.8). Para las demás especies de este grupo (*S. scribea*, *B. boops*, *D. annularis*, *L. merula*, *S. rostratus*), la categoría 1 (especies pelágicas) y el grupo de especies mesófagas, la abundancia en C. Palos era menor que la observada en Cabo Tiñoso y/o el litoral de Águilas (Fig. 2.6, Tablas 2.7 y 2.8). Para otro grupo de 11 especies, las categorías espaciales 2, 3 y 4, y los grupos de omnívoros, micrófagos y detritívoros, los análisis de la varianza han detectado efectos significativos de los dos factores principales (año y localidad), lo cual indica que ambos tienen un efecto sobre las variables dependientes pero además son independientes entre sí. En general, se trata de especies que han alcanzado menores abundancias en Cabo de Palos que en las demás localidades (caso de *Apogon imberbis*, *Mullus surmuletus*, *Diplodus sargus*, *D. vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Symphodus tinca* o *Thalassoma pavo*), aunque en algunos casos (*Symphodus doderleini*, *Coris julis*) tal pauta no está clara, o bien la abundancia ha sido mayor en Cabo Tiñoso (caso de *Symphodus mediterraneus*) (Tabla 2.7). Las pautas interanuales, por otra parte, no han sido claras en ninguno de los casos. Solamente en una especie (*Symphodus roissali*) ha habido un efecto significativo del año pero no la localidad, mientras que otras dos especies (*Diplodus cervinus* y *Symphodus ocellatus*) han evidenciado un efecto significativo de la interacción Año x Localidad, lo cual indica que las diferencias entre localidades han sido de diferente signo según el año (Tabla 2.7).

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 (CP) y en las dos localidades de control (reserva marina de C. Tiñoso y litoral de Águilas) en los cuatro años en los que se tienen datos conjuntos de estas tres localidades.

		2001			2009		
		C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos - I. Hormigas	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>						
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
	<i>Oblada melanura</i>	5,7 \pm 2,70	26,0 \pm 11,90	9,8 \pm 2,59	3,2 \pm 2,46	7,0 \pm 3,55	10,8 \pm 7,96

		2001			2009		
		C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas
	<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>Spondylisoma 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 - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos - I. Hormigas	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		
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
	<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

		2016			2017		
		C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas
	<i>Pagellus acarne</i>		0,04 ± 0,04		0,04 ± 0,04		0,1 ± 0,11
	<i>Pagrus pagrus</i>						
	<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 caprisus</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 2.8 Abundancia media (\pm error típico - E.T.) (n° indiv. 250 m⁻²) de las especies de peces aparecidos en los censos en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (CP) y en las dos localidades de control (reserva marina de C. Tiñoso y litoral de Águilas), agrupadas en categorías espaciales y tróficas, en los cuatro años en los que se tienen datos conjuntos de estas tres localidades.

	2001			2009		
	C. Palos - I. Hormigas	C. Tiñoso	Águilas	C. Palos - I. Hormigas	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

Tabla 2.8 (cont.)

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

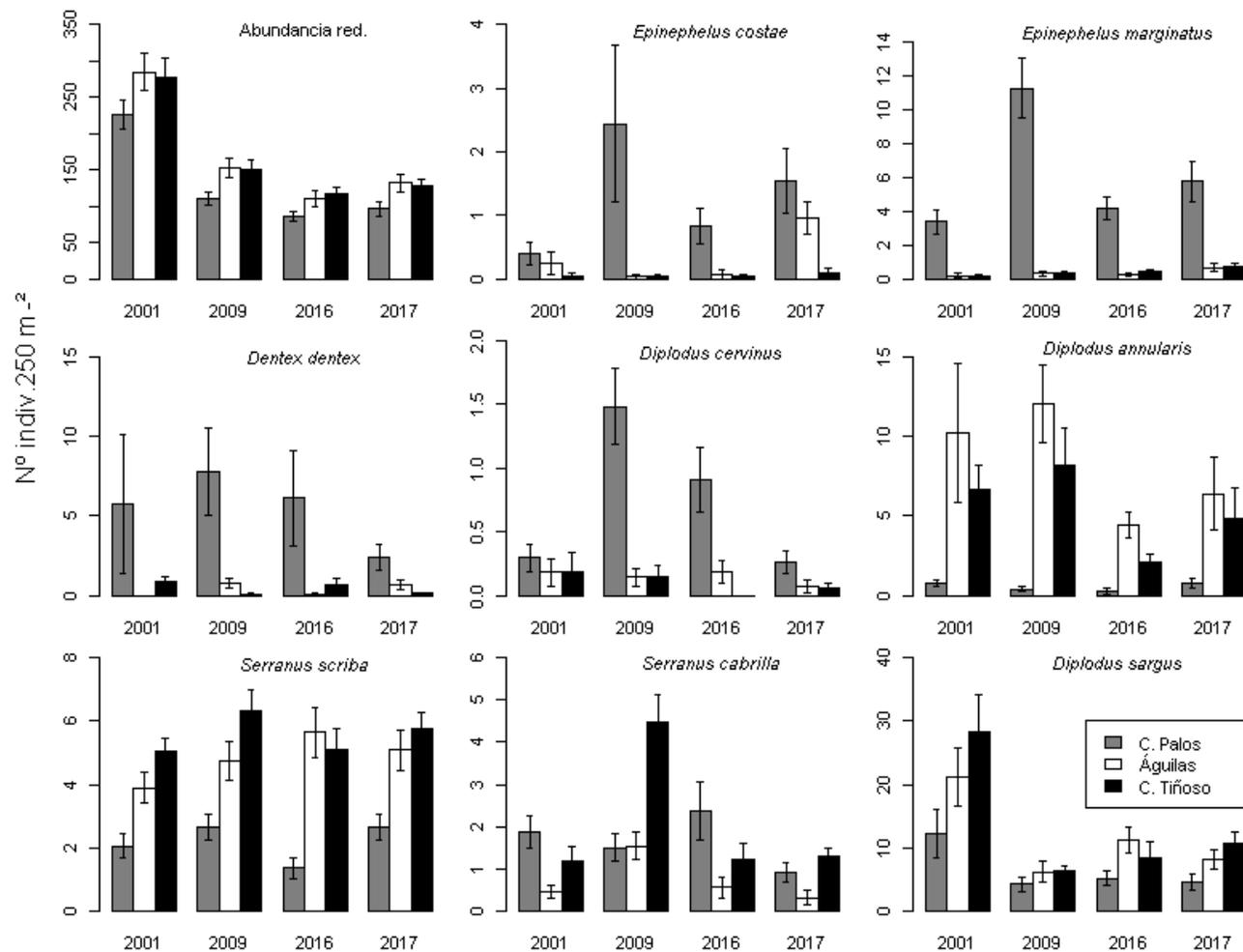


Figura 2.7 Valores medios (\pm E.T.) de abundancia por censo de algunas de las especies de peces censadas en las 3 localidades prospectadas a lo largo del periodo de estudio.

Tabla 2.9 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 y las dos localidades estudiadas (reserva marina de C. Tiñoso y litoral de Águilas) en los cuatro años prospectados conjuntamente.

Variable	Test Cochran	Año A	Localidad L	AxL	Sector S(AxL)	Zona Z(S(AxL))
Abundancia		*			***	
Abundancia red.		***	**		*	
Riqueza específica		(*)	*		**	**
<i>M. helena</i>					**	
<i>A. anthias</i>	***		**		***	***
<i>E. costae</i>	***		*		***	
<i>E. marginatus</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>C. chromis</i>		**	*	(*)		
<i>C. julis</i>		**	*		***	(*)
<i>L. merula</i>	**	(*)	**		*	
<i>S. doderleini</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>		**	**		*	***
Cat. 1			**		***	*
Cat. 2		*	*		**	
Cat. 3		***	***			
Cat. 4	***	***	***			*
Cat. 5		***	(*)		***	***
Cat. 6		(*)	***		(*)	***
Herbívoros		***	(*)		***	
Planctófagos					***	
Piscívoros			***		***	**
Omnívoros	**	***	***			***
Micrófagos		***	*		**	**
Mesófagos			***		**	*
Detritívoros	***	***	***			***

2.3.2. Transectos TRT+DS

Los resultados de densidad de peces depredadores muestran que la densidad es mucho mayor en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas que en la reserva de Cabo Tiñoso y la zona no protegida de Águilas (Fig. 2.7). Además, se observa que existen grandes diferencias en función del estimador utilizado para el cálculo, obteniéndose mayores estimas con los métodos que cubren una menor área. Por último, se aprecia que las medidas de error son menores en los estimadores que cubren un área mayor (Fig. 2.8).

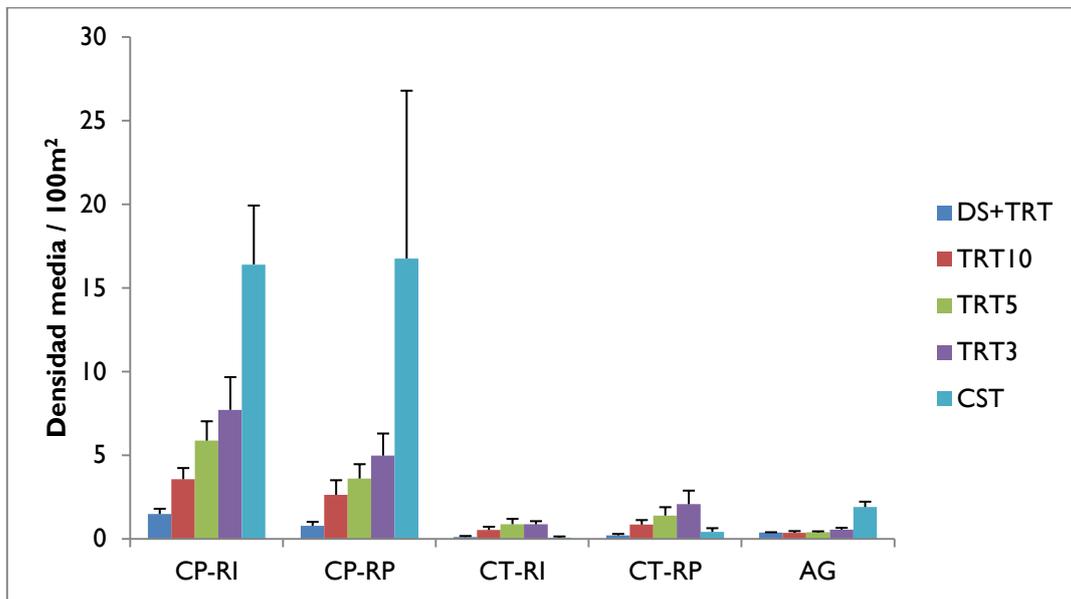


Figura 2.8 Estimaciones de la densidad media de individuos (por 100 m²) obtenidos en 2017 por los métodos DS+TRT, TRT de ancho fijo de 10 m (TRT10), 5 m (TRT5) y 3 m (TRT3) a cada lado de la línea imaginaria, y transectos convencionales de 50 x 5 m² (CST) P las siete especies de estudio agregadas, en las reservas marinas de Cabo de Palos – Islas Hormigas y Cabo Tiñoso (RI: reserva integral, RP: reserva parcial) y el litoral no protegido de Águilas (AG). Las barras de error se refieren al error típico.

2.4. Discusión

El estudio indica que la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas está entre las que rinden un mejor resultado de las medidas de protección, ya que los incrementos medidos a lo largo del tiempo están entre los mayores registrados en áreas marinas protegidas del Mediterráneo. Esto ha sido corroborado en un estudio metaanalítico comparativo de los datos obtenidos en diversas reservas marinas mediterráneas (Giakoumi *et al.* 2017), en el que ha participado el grupo firmante del presente estudio. Este éxito de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas es debido, en nuestra opinión, a la combinación de varios factores: una vigilancia efectiva (Guidetti *et al.* 2008, Edgar *et al.* 2014, Giakoumi *et al.* 2017), un hábitat adecuado (García-Chariton *et al.* 2004) y la existencia de un área de reserva parcial (o tampón) bien gestionada (Hackradt *et al.* 2014, Di Franco *et al.* 2016, Zupan *et al.* 2018). Aunque se espera que las reservas integrales sean más efectivas que las reservas parciales para la recuperación de peces (Claudet *et al.* 2008, Lester *et al.* 2009, Giakoumi *et al.* 2017), especialmente cuando las especies que se pueden explotar en la reserva parcial son las mismas que se protegen en la integral (Sciberrras *et al.* 2013), ha sido observado que las reservas parciales pueden ser muy efectivas si han sido correctamente diseñadas y gestionadas (Hackradt *et al.* 2014) como parece ser el caso de Cabo de Palos.

Las especies más beneficiadas por las medidas de protección pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas son especies depredadoras de gran tamaño e interés comercial (meros, falsos abadejos, chernas, sargos reales, corvas, dentones, etc.), y, en general, especies piscívoras. Los resultados del estudio muestran valores de densidad de depredadores mucho mayores en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (tanto reserva integral como parcial) en comparación con la reserva de Cabo Tiñoso o la zona no protegida para todos los estimadores. De hecho, los valores en Cabo Tiñoso, en ambos niveles de protección, son muy semejantes a los obtenidos en el litoral de Águilas. Esto indica que la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas es una reserva que está siendo efectiva para la protección de este grupo de especies, y que el poblamiento íctico en la recientemente declarada reserva marina de Cabo Tiñoso aún no da señales de recuperación como consecuencia de la implementación de las medidas de protección.

La experiencia de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas indica que no es hasta transcurridos del orden de 10 años que se empieza a alcanzar la verdadera magnitud del efecto de la protección. Los peces depredadores se caracterizan por tamaños grandes, crecimiento lento y maduración tardía, lo que los hace especialmente vulnerables a la pesca (Jennings *et al.* 1999, Reynolds *et al.* 2005). De hecho, tanto la pesca comercial como recreativa tradicionalmente ha buscado las tallas mayores de peces para sus capturas (Mellin *et al.* 2016). Ese crecimiento lento hace que el tiempo requerido para la recuperación de sus poblaciones sea mayor (Claudet *et al.* 2008). Aunque algunos autores han observado que los efectos de la

protección sobre la comunidad de peces empiezan a ser evidentes pasados 1 – 3 años (Halpern & Warner 2002), se han sugerido tiempos de entre 30 y 40 años para conseguir una recuperación total de los peces depredadores (McClanahan 2000, Russ & Alcalá 2004). En este sentido, la reserva marina de Cabo de Palos es una reserva consolidada; tras más de 20 años de protección continuada se observa una recuperación de las poblaciones de depredadores, mientras que la reserva marina de Cabo Tiñoso, que fue implementada en el año 2016, aún no muestra signos de recuperación. Por ello es necesario mantener una protección continuada en el tiempo.

Tras la importante disminución de las abundancias de estas especies registrada a partir de 2011, achacable principalmente a la pesca furtiva (sobre todo en la reserva integral), parece estar ocurriendo una cierta recuperación en alguna de las especies afectadas (sobre todo meros y corvas), aunque no es suficiente como para verse reflejada en una recuperación del compartimento piscívoro, y con ello para que se esté produciendo una total rehabilitación de la estructura trófica del sistema.

Existe una heterogeneidad espacial en la dinámica temporal observada desde la implementación de la reserva marina, motivada principalmente por diferencias de hábitat estructural: en el sector más cercano a la costa una mayor heterogeneidad de hábitat (debida a una mayor importancia de los fondos arenosos o cubiertos por *Posidonia oceanica*) implica la presencia o mayor abundancia de determinadas especies (p. ej. raspallones, salmonetes, pequeños lábridos, etc.), mientras que las especies de mayor tamaño (meros, corvas, espetones, dentones, etc.) se concentran en los bajos más alejados y la reserva integral (archipiélago de las islas Hormigas), más abruptos, con una mayor presencia de fondos rocosos y que alcanzan mayores profundidades. A esta heterogeneidad ha podido contribuir la acción de los furtivos, así como la pesca recreativa (tanto la permitida como la incontrolada) en las zonas más costeras de la reserva. Además, se ha observado una fuerte heterogeneidad a la escala de zonas separadas varios cientos de metros entre sí dentro de cada sector, así como entre réplicas (separadas por decenas de metros), asimismo achacables a la heterogeneidad de hábitat a esas escalas espaciales.

Los métodos y estimadores utilizados para el cálculo de la densidad muestran que a medida que aumenta el área cubierta por el estimador, las densidades obtenidas son menores y mucho más precisas. De hecho, en Cabo de Palos, los transectos tradicionales muestran valores mucho mayores que todos los demás estimadores, lo que sugiere que pueden estar sobreestimando los cálculos. Esto concuerda con Prato *et al.* (2017), que observaron que con transectos de 20 m de ancho se obtenían estimas más precisas para especies depredadoras de gran tamaño en comparación con transectos de 5 m de ancho. La técnica de censos TRT+DS parece por tanto ser más adecuada para estimar de un modo más preciso y exacto la densidad de especies de gran tamaño y/o comportamiento gregario y distribución agregada, debiendo seguir aplicándose para esas especies para una mejor caracterización de la estructura funcional del poblamiento de peces de fondos rocosos.

3. Seguimiento de la pesca artesanal en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

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, Enmedio 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).

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) como ecológico (abundancia y biomasa de especies de alto valor ecológico).

Como objetivos secundarios se realizará en seguimiento de la evolución de los rendimientos de las flotas artesanales que faenan en y en las proximidades de las reservas marinas de Cabo Cope, Cabo tiñoso y Cabo de Palos, así como se valorará la utilidad de los partes de captura diaria que los pescadores entregan al servicio de guardapesca de la reserva, así como se calibrará la información oficial de la Secretaría General de Pesca Marítima (SGPM) sobre los puertos considerados como fuentes adecuadas de datos para el seguimiento de este tipo de estudios.

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. 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 Áreas de estudio, de N a S, entornos de las reservas marinas de Cabo de Palos - Islas Hormigas y Cabo Tiñoso, y del cabo Cope

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 Cope, Cabo Tiñoso y Cabo de Palos, se ha realizado a partir de los datos oficiales aportados por la SGPM (Secretaría General de Pesca Marítima del MAGRAMA), tras ser filtrados por el IEO. En el caso de Cabo de Palos se han tenido en cuenta todos los datos aportados por la flota pesquera autorizada a faenar en la reserva marina (10 barcos), 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 se ha realizado el seguimiento de obtuvo una relación 17 barcos, mientras que para Mazarrón el listado era de 14 barcos. El análisis de la evolución de las capturas totales se ha realizado a partir de los datos desde el 2004 al 2017, mientras que la evolución de las capturas por especie se ha realizado desde 2009 al 2017 debido a la mala calidad de los datos de los puertos considerados aportados por la SGPM. En la actualidad ya se está trabajando para mejorar esta base de datos con los datos procedentes de la CARM directamente.

La determinación del efecto de la reserva sobre el rendimiento de la flota artesanal se ha centrado en la reserva marina de Cabo de Palos. Para ello los datos de capturas se ha obtenido mediante embarques de una observadora en barcos

artesanales con licencia para faenar en el interior de la Reserva de Cabo de Palos. Los embarques se realizaron entre enero y marzo de 2018. Debido a que todos los pescadores de Cabo de Palos en este periodo no han pescado en el interior de la reserva, los embarques se han realizado en aguas exteriores (tabla ***, figura***).

3.2.3. Métodos

La validación tanto de los datos oficiales (SGPM) de venta diaria por barco y puerto, como los procedentes de las hojas de captura diaria que entregan los pescadores al servicio de guardería de la Reserva de Cabo de Palos, se ha realizado por comparación con los datos recogidos por un observador a bordo de embarcaciones que faenan tanto dentro de la reserva como en sus aguas de influencia.

La evaluación del efecto reserva sobre los rendimientos de la flota artesanal se realiza por medio de la comparación de las CPUE ($\text{kg barco}^{-1}\text{día}^{-1}$) totales y por especie, obtenidas por el observador a bordo. La información recopilada a bordo ha sido a 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 han realizado un total de 15 embarques entre enero y marzo, distribuidos entre Calblanque y la isla Grosa, aunque la mayoría de ellos se han concentrado entre la cala del Muerto, el punto más cercano a los límites de la reserva. Para el análisis de los datos el área de pesca se ha dividido en siete zonas: Calblanque, entre cala Reona y cala Flores, cerca del puerto, cala del Muerto, zona de arrecifes de la Manga, Manga e isla Grosa.

3.2.4. Análisis de datos

Para la elaboración del mapa se utilizó el Sistema de Información Geográfica de ARCMAP (ArcGIS® software by Esri. ArcGIS® and ArcMap™). Los datos 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 14 niveles, de 2004 a 2017 para la evolución general por puerto y 9 niveles, de 2009 a 2017 para el análisis por especies) y zona, 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-Chartron *et al.* 2013), y que además destacan por su importancia económica y ecológica. Estas especies son varias pertenecientes al género *Epinephelus* (Bloch, 1793) - mero

(*Epinephelus marginatus*, Lowe, 1834) y falso abadejo (*Epinephelus 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*. Las diferencias en las CPUE en biomasa y número de los embarques se han testado aplicando un análisis no paramétrico de la varianza (Kruskal-Wallis), analizándose posteriormente las diferencias intergrupos.

3.3. Resultados

Los análisis PERMANOVA aplicados a las CPUE de los barcos seleccionados, considerando conjuntamente todas las especies consideradas, muestran que hay diferencias significativas en las CPUE entre años y zonas (Tabla 3.1). Las CPUE mayores se han registrado en la zona de Cabo de Palos ($169,9 \pm 81,82$ kg por barco y día) seguido por las zonas de Cabo Cope y Cabo Tiñoso ($63,6 \pm 16,96$ y $40,5 \pm 25,09$ kg por barco y día respectivamente) cuyos rendimientos son semejantes. El factor interacción significativo indica que zonas y años no son independientes entre sí. 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 años, indican que el periodo comprendido entre 2004 y 2008 se diferencia claramente del periodo comprendido entre 2009 y 2017 en el que los rendimientos son menores. En el año 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.

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 Zona 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)			
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	Groups	t	P(perm)	Unique perms
ZONA	2	244,73	122,37	2,9813	0,0491	9957	CC-CP	2,1413	0,0329	9928
AÑO	13	5597,9	430,61	10,491	0,0001	9920	CC-CT	0,38126	0,7216	9933
ZONAxAÑO	26	2170,5	83,479	2,0339	0,0019	9889	CP-CT	1,9593	0,0483	9899
Res	425	17444	41,045							
Total	466	24902								

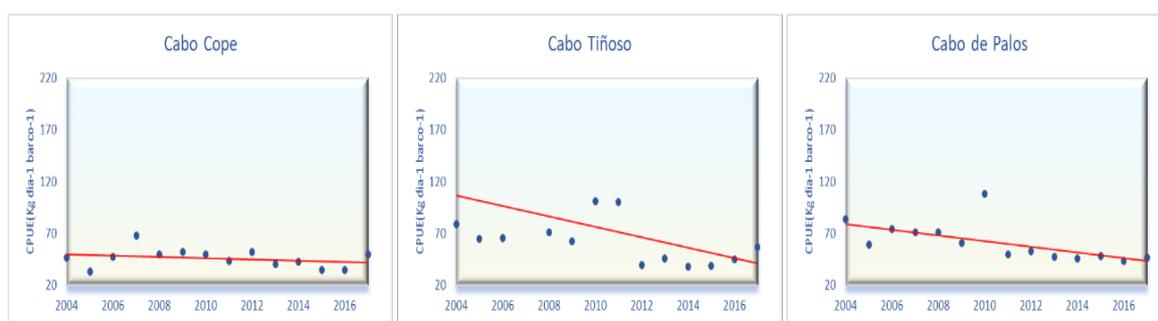


Figura 3.2 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE con datos oficiales de las especies más ligadas a la reserva marina en conjunto, en las tres zonas estudiadas.

En lo referente a las 6 especies de mayor interés ecológico y económico consideradas por separado, el PERMANOVA nos muestra que hay diferencias entre zonas para las CPUE de lecha (*Seriola dumerili*), salmonete (*Mullus spp.*), dentón (*Dentex dentex*), mero (*Epinephelus spp.*) y sargo (*Diplodus spp.*), mientras que para la rascasa (*Scorpaenidae*) se ha detectado un efecto significativo de la interacción entre el año y la zona, lo cual indica que ambos factores no son independientes entre sí (Tabla 3.2). La elevada CPUE en 2016 y 2017 que se han registrado en Cabo de Palos marca la diferencia entre zonas (Fig. 3.3).

Tabla 3.2 Resumen de los resultados del PERMANOVA para CPUE (kg / días de pesca por año y barco) con datos de lonja de las especies más ligadas a la reserva marina. gl: grados de libertad, MC: media cuadrática; Perm: permutaciones.

	<i>Seriola dumerilii</i>						<i>Epinephelus spp.</i>					
	gl	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	gl	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Zona	2	479,95	240	8,0269	0,0003	9956	2	12960	6480,1	16,744	0,0001	9958
Año	8	354,3	44,29	1,4814	0,1569	9940	8	3576,2	447,02	1,1551	0,313	9924
Zona x Año	16	203,09	12,69	0,42457	0,9776	9918	16	6765,5	422,84	1,0926	0,3475	9897
Res	258	7,71E+03	29,9				2,94E+02	1,14E+05	387			
Total	284	8,74E+03					3,20E+02	1,39E+05				

	<i>Mullus spp.</i>						<i>Scorpaena spp.</i>					
	gl	SS	MC	Pseudo-F	p-valor	perms	gl	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
zona	2	7897	3949	7,4933	0,0006	9960	2	6603,2	3301,6	2,3942	0,0496	9943
año	9	2611,3	290,1	0,55062	0,8768	9935	8	12841	1605,1	1,164	0,2836	9915
zonaxaño	15	6666,4	444,4	0,84341	0,6543	9915	16	34373	2148,3	1,5579	0,0289	9854
Res	367	1,93E+05	526,9				304	4,19E+05	1379			
Total	393	2,12E+05					330	4,75E+05				

	<i>Dentex spp.</i>						<i>Diplodus spp.</i>					
Source	gl	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms	gl	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Zona	2	26494	13247	57,197	0,0001	9954	2	26047	13024	44,691	0,0001	9939
Año	8	2606,7	325,8	1,4069	0,1797	9923	8	8861,7	1107,7	3,8011	0,0001	9932
Zona x Año	16	5035,9	314,7	1,359	0,1512	9915	16	4223	263,94	0,9057	0,5958	9904
Res	264	61144	231,6				332	96751	291,42			
Total	290	96505					358	135910				

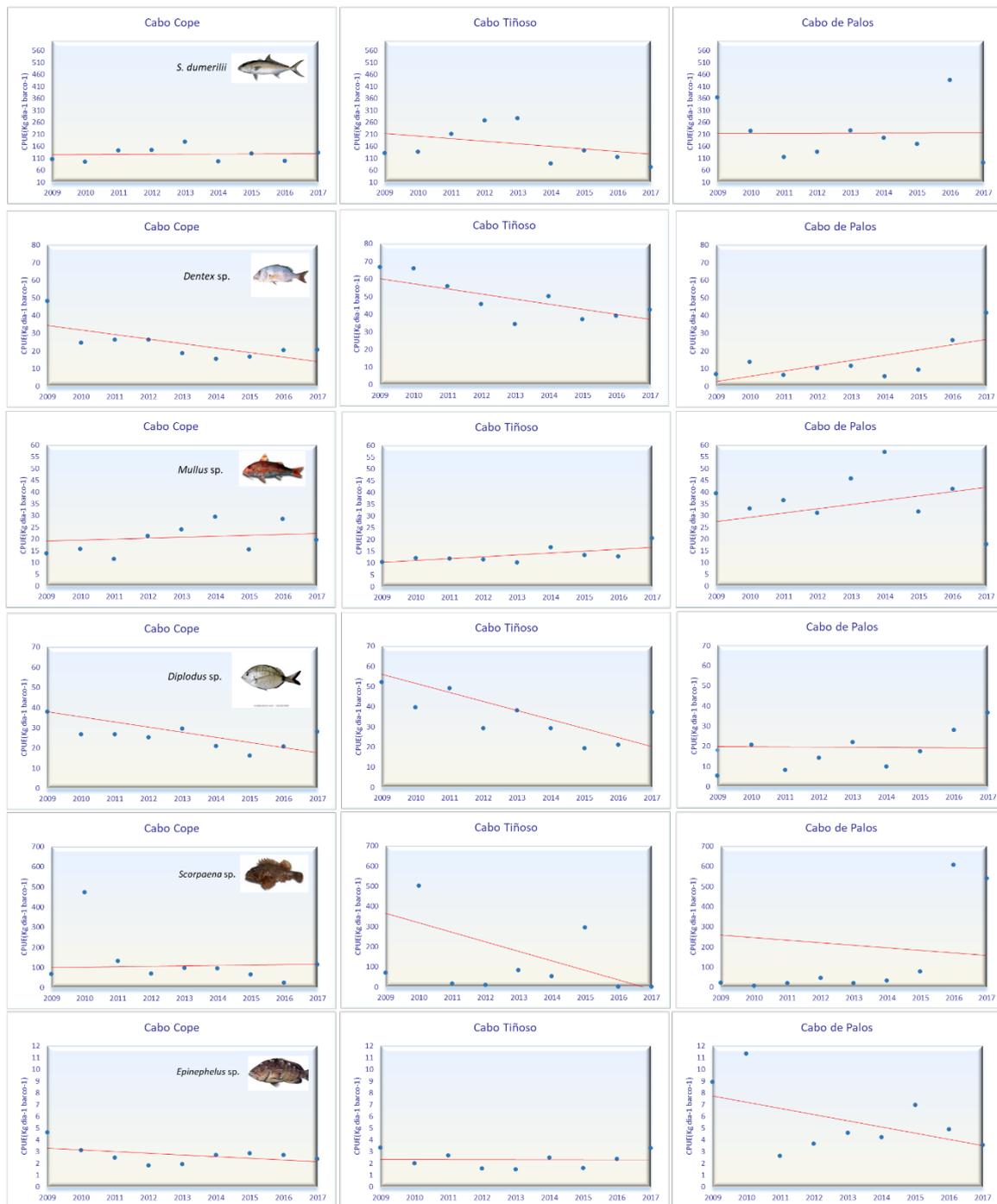


Figura 3.3 Variación interanual y tendencia lineal de promedios de CPUE con datos oficiales de las especies más ligadas a la reserva marina en las tres zonas estudiadas.

En Cabo de Palos la CPUE de mero, lecha, salmonete, y rascasa son mayores que en las otras zonas consideradas, mientras que la de dentón es mayor en Cabo Tiñoso y la de sargo en Cabo Cope (Tabla 3.3).

Tabla 3.3 Valores medios de CPUE (kg por barco y día, \pm error típico) con datos de lonja en el período 2009-2017 de las especies más ligadas a la reserva marina

	Cabo Cope	Cabo Tiñoso	Cabo de Palos
<i>Dentex</i> sp.	24,11 \pm 2,02	48 \pm 1,72	14 \pm 3,13
<i>Epinephelus</i> sp.	1,5 \pm 0,16	1,76 \pm 0,34	4,51 \pm 5,54
<i>Seriola dumerilii</i>	124,94 \pm 94	160,45 \pm 5,86	217,54 \pm 7,77
<i>Diplodus</i> sp.	25,75 \pm 1,23	34,99 \pm 1,92	18,05 \pm 2,36
<i>Mullus</i> sp.	19,91 \pm 1,42	13,3 \pm 0,91	36,99 \pm 1,79
<i>Scorpaenidae</i>	127,85 \pm 11,86	114,82 \pm 16	152,56 \pm 19,43

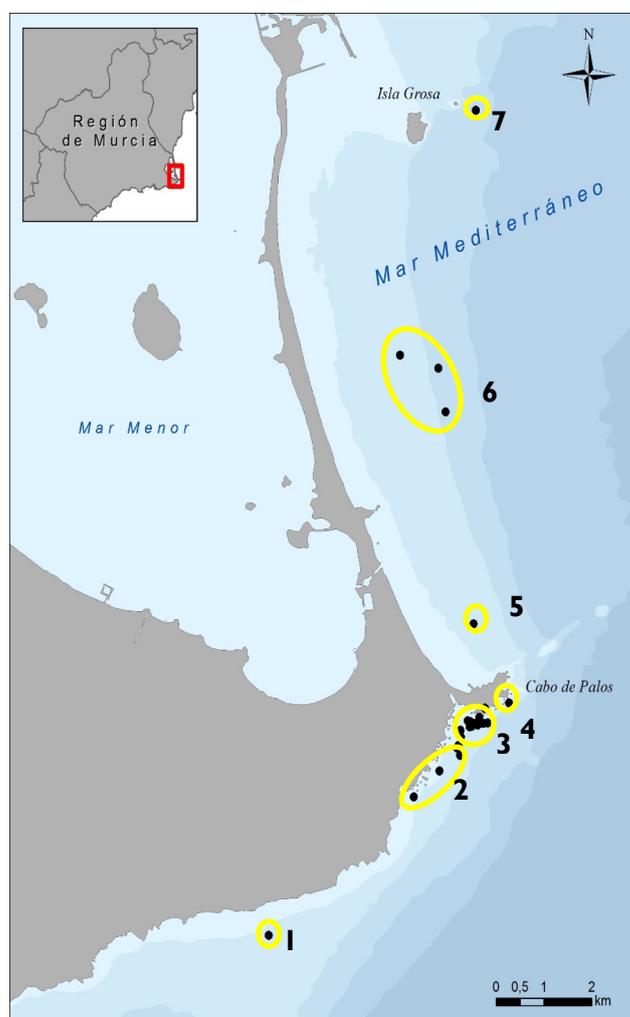


Figura 3.4 Localización de los embarques realizados entre enero y marzo de 2018. 1- Calblanque ,2- entre cala Reona y cala Flores, 3- frente al puerto, 4- cala del muerto, 5 – zona de arrecifes, 6- frente a la Manga, y 7- isla Grosa.

En lo relativo a la evaluación del efecto de protección sobre las capturas de la flota artesanal de Cabo de Palos, todos los embarques se realizaron en aguas externas a la reserva debido a que ninguno de los barcos con licencia dentro de la reserva lo hicieron. En el 90% de los embarques se muestreó la red alta atrasmallada. En la Figura 3.4 se representa la localización de los embarques realizados.

A pesar de que los datos no son muchos, se puede observar como las CPUE (kg paño⁻¹ barco⁻¹ y número de individuos paño⁻¹ barco⁻¹), considerando conjuntamente las mismas especies que en apartados anteriores, son mayores en el punto más cercano a la reserva (Fig. 3.5) disminuyendo a medida que aumenta la distancia a la misma. Las diferencias son significativas (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 38,87$, $p < 0,0001$ y $\chi^2 = 34,78$, $p < 0,0001$ para biomasa y abundancia respectivamente) entre los puntos más alejados de la reserva y las más cercanos, siendo mayores en estos últimos, principalmente en la cala del Muerto de Cabo de Palos.

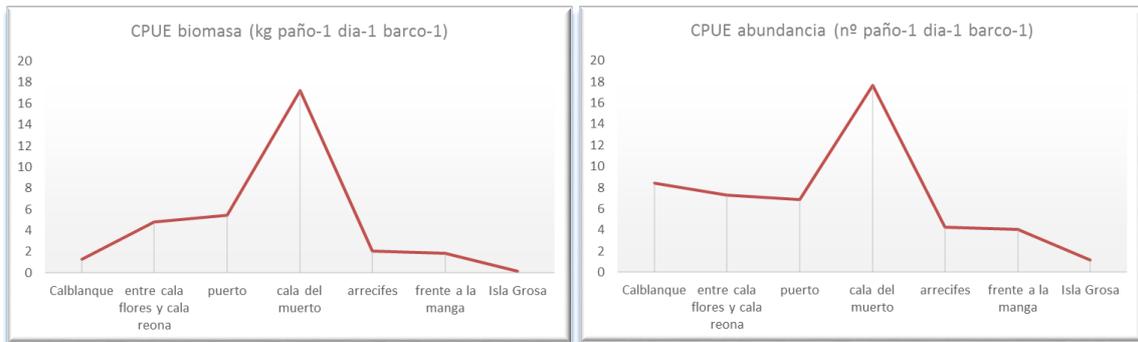


Figura 3.5 Variación de las CPUE en biomasa y abundancia en las zonas de pesca consideradas.

Estas diferencias no son significativas al considerar las especies por separado, no obstante, en el caso del dentón y la lecha se observa como la CPUE en biomasa y abundancia alcanza valores mayores en la zona de la cala del muerto que frente al puerto y las otras zonas (Fig. 3.6).

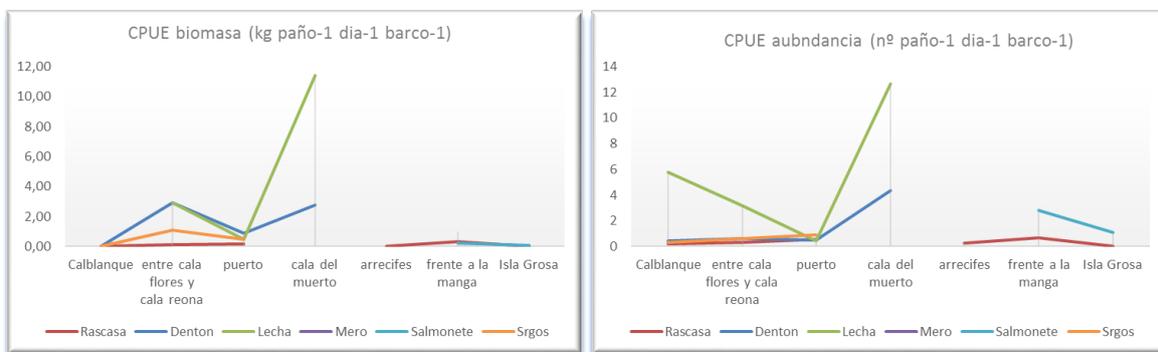


Figura 3.6 Variación de las CPUE por especie en biomasa y abundancia en las zonas de pesca consideradas.

En cuanto al uso de los estadillos de captura diaria entregados en la reserva de Cabo de Palos como fuente de datos para evaluar el efecto de la protección sobre los rendimientos pesqueros, se ha puesto de manifiesto que la información recogida en ellos es con frecuencia inexacta. Comparando estos datos con las hojas de venta diaria de la lonja de Cartagena, se observa que muchas veces las capturas no han llegado a la lonja. En otras ocasiones los datos recogidos en la reserva o no tienen todas las especies que luego aparecen en las hojas de venta de la lonja, o si aparecen es con biomasa mucho menores de las que luego se venden en la lonja. Por otro lado, son en general muy pocos los barcos que faenan en el interior de la reserva, por lo que la cantidad de datos con los que se cuenta es reducida.

Los errores más frecuentes encontrados en los estadillos de captura diaria entregados en la reserva de Cabo de Palos son: Especies confusas, capturas definidas en número de cajas sin determinar la especie, capturas en cajas sin determinar el número de individuos, repetición de capturas exactas entre días consecutivos, capturas multiespecíficas sin diferenciar entre especies.

3.4. Discusión

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 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.

Si nos centramos en los resultados por especie observamos cómo 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) 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.

Estamos pues ante una demostración de la utilidad de la declaración de áreas marinas protegidas para la recuperación de los stocks costeros y la actividad pesquera artesanal asociada.

En lo referente a las fuentes de datos, se han encontrado carencias en los datos oficiales aportados por la SGPM. A pesar del filtrado realizado en las bases de datos

por parte del IEO (especies erróneas, identificación de especies a partir de nombres vulgares, corrección de puertos) ha habido otros errores que no se han podido subsanar como la falta de datos de capturas de especies de algunos años y puertos motivo por el que se ha reducido el estudio al periodo comprendido entre 2009 y 2017. Sería de desear a nivel de la SGPM una revisión mayor de las bases de datos.

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 sería necesario hacer un esfuerzo por parte de la administración para la mentalización de los pescadores a la hora de aportar datos de calidad en los partes de captura y una mayor revisión de los mismos en el momento de su recogida. La información que aportan en la actualidad no tiene la suficiente rigurosidad para poder ser utilizada para la determinación del efecto de protección sobre las comunidades explotadas.

Como se desprende de los resultados obtenidos, la mejor fuente de datos es por el momento la que aportan los observadores a bordo. Debido al detalle y rigurosidad de los datos son una herramienta eficiente para el control de calidad de los datos que se recogen en lonja, además de permitir determinar diferentes aspectos 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. Estos últimos aspectos a determinar en los futuros programas de seguimiento.

4. Seguimiento de la pesca recreativa en el entorno de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

4.1. Introducción

Miles de personas en todo el mundo disfrutan de una parte de su tiempo realizando actividades al aire libre tales como la pesca recreativa. En 2003 había un total de 8.351 licencias de pesca recreativa expedidas y en vigor en la Región de Murcia (Tragsatec 2004).

La pesca 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, para el que 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.

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, sobre todo las embarcaciones de arrastre que recorren miles de millas y extraen cientos de toneladas de pescado, lo cierto es que cada vez más estudios muestran que el impacto de la pesca recreativa no es despreciable, sino todo lo contrario (Cooke & Cowx 2006, Gianguzza *et al.* 2006, Lloret *et al.* 2008b, Alós & Arlinghaus 2013). Se estima que aproximadamente 47.000 millones de peces son capturados con artes de pesca recreativa cada año a nivel mundial, de los cuales en torno a dos tercios de estas capturas son devueltos al mar (Cooke & Cowx 2004).

Mientras que la pesca profesional generalmente tiene lugar en zonas de mar abierto más alejadas de la costa, la pesca recreativa está más asociada a áreas litorales. Al tratarse de áreas concretas, como es el caso de Cabo de Palos, y con un número de pescadores elevado, la concentración de la presión pesquera es mucho mayor (Font *et al.* 2012).

En los últimos años, son muchos los artículos publicados en los que se estudia la relación entre áreas marinas protegidas (AMP) y pesca recreativa (Gianguzza *et al.* 2006, Lloret *et al.* 2008b, Lloret *et al.* 2008a, Font & Lloret 2011, Alós & Arlinghaus 2013).

Estudiar el impacto pesquero recreativo en las zonas cercanas a la reserva marina de Cabo de Palos, o a cualquier AMP, es especialmente importante. Los juveniles de algunas de las especies que habitan en estas zonas protegidas 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, Hackradt *et al.* 2014). Si una parte importante de los juveniles nacidos en las reservas son pescados en las costas es posible que el número de individuos que alcanzan la madurez sexual no sea suficiente para asegurar la permanencia de la especie.

Evaluar la magnitud del impacto de pesca recreativa es una tarea complicada debido a la escasez de datos oficiales sobre capturas (número de individuos, especies, tallas), número de pescadores reales (pescadores sin licencia o licencias en desuso), frecuencia de la actividad, etc. Además sería conveniente, no solo evaluar los impactos directos sobre las comunidades de peces, sino tener en cuenta también el impacto indirecto asociado a este deporte (abandono de basuras, artes de pesca perdidos, etc.).

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 en la medida de lo posible, asegurando así que los usuarios de esta actividad puedan seguir practicándola.

El objetivo general del presente trabajo es, siguiendo la línea de estudio del año 2015, 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 en costa como en mar.
2. Buscar una relación entre ésta 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 se centró en la zona de Cabo de Palos, abarcando desde Cala Reona hasta la Playa Del Levante. Por otro lado, los muestreos realizados desde embarcación se extendieron desde Isla Grosa hasta Portman aproximadamente (Fig. 4.1).

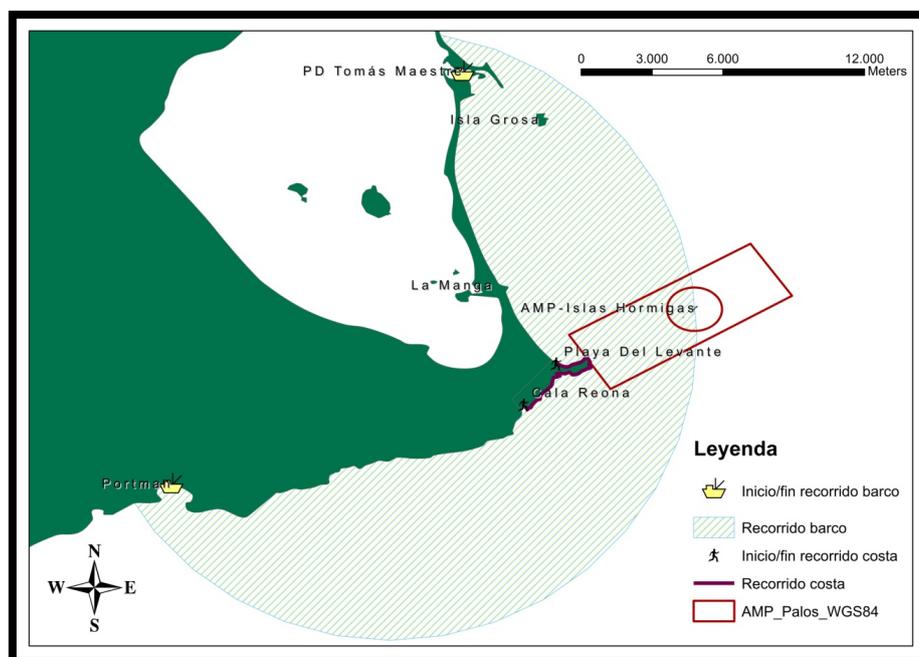


Figura 4.1 Área de estudio de la pesca recreativa, con indicación de las zonas protegidas (AMP Cabo de Palos-Islas Hormigas e Isla Grosa), y los puntos de inicio y de fin de los muestreos desde costa y desde embarcación, así como una aproximación del área prospectada desde embarcación.

4.2.2. Programa de muestreo

Los muestreos se realizaron en el periodo comprendido entre la última semana de enero, y durante los meses de febrero, marzo y primera semana de abril de 2018. Pese a que la afluencia de pescadores recreativos durante los meses de invierno es menor, también es importante conocer cuáles son las variaciones estacionales que caracterizan esta actividad.

Gran parte de los estudios publicados sobre pesca recreativa (p. ej., Gartside *et al.* 1999, Cooke & Cowx 2006, Cooke *et al.* 2013, Diggles 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.

Las salidas tuvieron lugar tanto en días laborables como en días festivos, escogiendo días en los que la meteorología permitía la realización de los muestreos. En total se realizaron ocho muestreos desde costa, cuatro de ellos en días festivos, y cuatro de ellos en días laborables (Tabla 4.1). En cuanto a los muestreos desde embarcación, se realizaron un total de tres, dos de ellos en fines de semana y uno en día laborable.

Tabla 4.1 Relación de días de muestreos realizados, con información referente al día, tipo de muestreo y condiciones meteorológicas (temperatura en grados centígrados, velocidad del viento de base y de las ráfagas en nudos, dirección del viento, y cobertura de nubes).

	Tipo muestreo	Temperatura	Velocidad (viento)	Ráfagas (viento)	Dirección (viento)	Nubosidad
25/02/2018	Laboral/Costa	14,3°C	8 nudos	11 nudos		96%
04/02/2018	Festivo/Costa	11°C	5 nudos	5 nudos		93%
08/02/2018	Laboral/Costa	8°C	11 nudos	17 nudos		5%
16/02/2018	Laboral/Costa	15°C	2 nudos	3 nudos		50%
23/02/2018	Laboral/Barco	9,5°C	9 nudos	11 nudos		0%
24/02/2018	Festivo/Costa	9°C	10 nudos	13 nudos		15%
25/02/2018	Festivo/Barco	11,5°C	6 nudos	7 nudos		20%
03/03/2018	Festivo/Costa	15,5°C	11 nudos	13 nudos		7%
09/03/2018	Laboral/Costa	16,5°C	9 nudos	12 nudos		6%
29/03/2018	Festivo/Costa	16°C	12 nudos	17 nudos		25%
01/04/2018	Festivo/Barco	13°C	5 nudos	5 nudos		15%

Los muestreos desde costa consistieron en recorrer caminando el trayecto comprendido entre 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. 4.2).

Del mismo modo, 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 (Fig. 4.3).



Figura 4.2 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 el acceso a pie a la zona más próxima al mar está prohibido.

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.

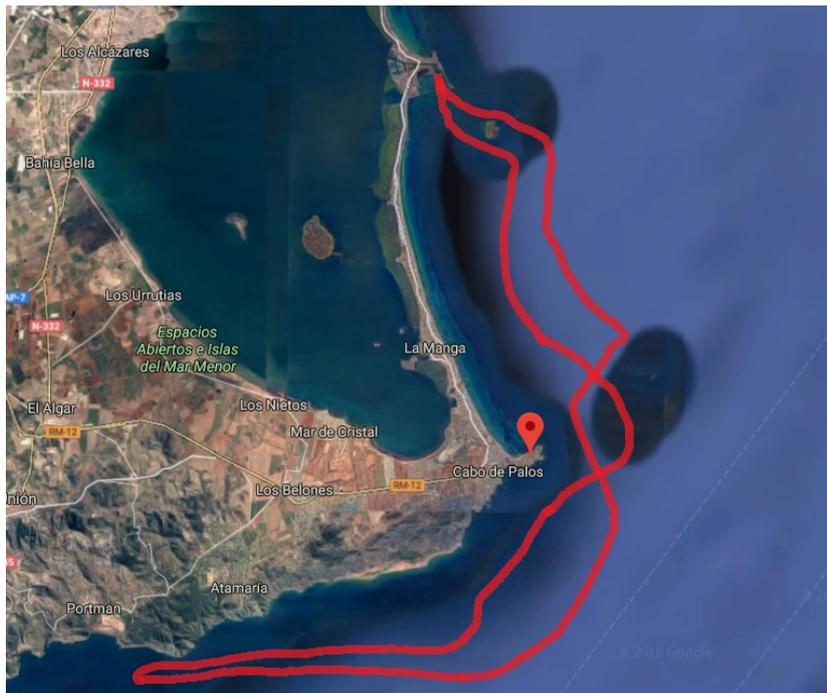


Figura 4.3 Ejemplo de recorrido desde embarcación. Zarpando desde el Puerto Deportivo Tomás Maestre, se realizó un recorrido de ida y vuelta hasta aproximadamente la bahía de Portman, siempre que el estado del mar lo permitió.

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 la zona de estudio se buscaron patrones de distribución, y se determinó cuáles son las zonas sometidas a mayor presión pesquera deportiva. Para llevar a cabo este análisis se recurrió al uso de sistemas de información geográfica (SIG).

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.

Como análisis geográfico complementario, y teniendo 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 sabiendo además, que en el caso concreto del AMP de Cabo de Palos, 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), se calcularon unas zonas de influencia de esta AMP, con el fin de determinar el número de pescadores, tanto desde costa como desde embarcación, encontrados dentro de estas zonas.

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 km²). 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

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 del grid generado), 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 fue aproximadamente de dos meses, y durante este periodo se realizaron un total de 11 muestreos (8 muestreos desde costa y 3 muestreos desde embarcación). Se reunieron un total de 121 observaciones, divididas en 44 observaciones desde embarcación y 91 observaciones de pescadores recreativos desde costa. Estos datos se trabajaron por separado en función del origen de los mismos (costa o marítimas) para generar los mapas de densidad de kernel (Fig. 4.4a y b). Sin embargo se trabajó con el conjunto de las 121 observaciones en la elaboración del mapa de zona de influencia del AMP (Fig. 4.5), y solo se tuvieron en cuenta las observaciones desde embarcación para crear el mapa de densidad de esfuerzo utilizado posteriormente en el análisis estadístico (Fig. 4.6).

Como resultado del análisis geográfico con el método de densidad de *kernel*, se obtuvieron dos mapas de calor (Fig. 4.4a y b) 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. 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 recreativa desde costa (Fig. 4.4a) se concentra principalmente en dos puntos. Uno de ellos es Cala Reona, y el otro es una zona cercana a la desembocadura del puerto de Cabo de Palos. En cuanto a las zonas sometidas a una mayor presión de pesca recreativa desde embarcación (Fig. 4.4b) según el mapa de densidad de *kernel*, sin duda se trata de los alrededores del espacio protegido de isla Grosa.

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 costa (Fig. 4.4a) y el mapa de la zona de influencia del AMP (Fig. 4.5), podemos observar que los puntos que soportan una mayor presión pesquera recreativa desde costa, están dentro de esta zona de influencia de la reserva. En el caso del mapa de densidad de *kernel* desde embarcación (Fig. 4.4b), aunque la zona con mayor presión es Isla Grosa, también encontramos una franja que soporta una presión de pesca recreativa superior al resto de la zona de estudio y que está situada alrededor del AMP, coincidiendo con la zona de influencia ya mencionada (Fig. 4.5). 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.

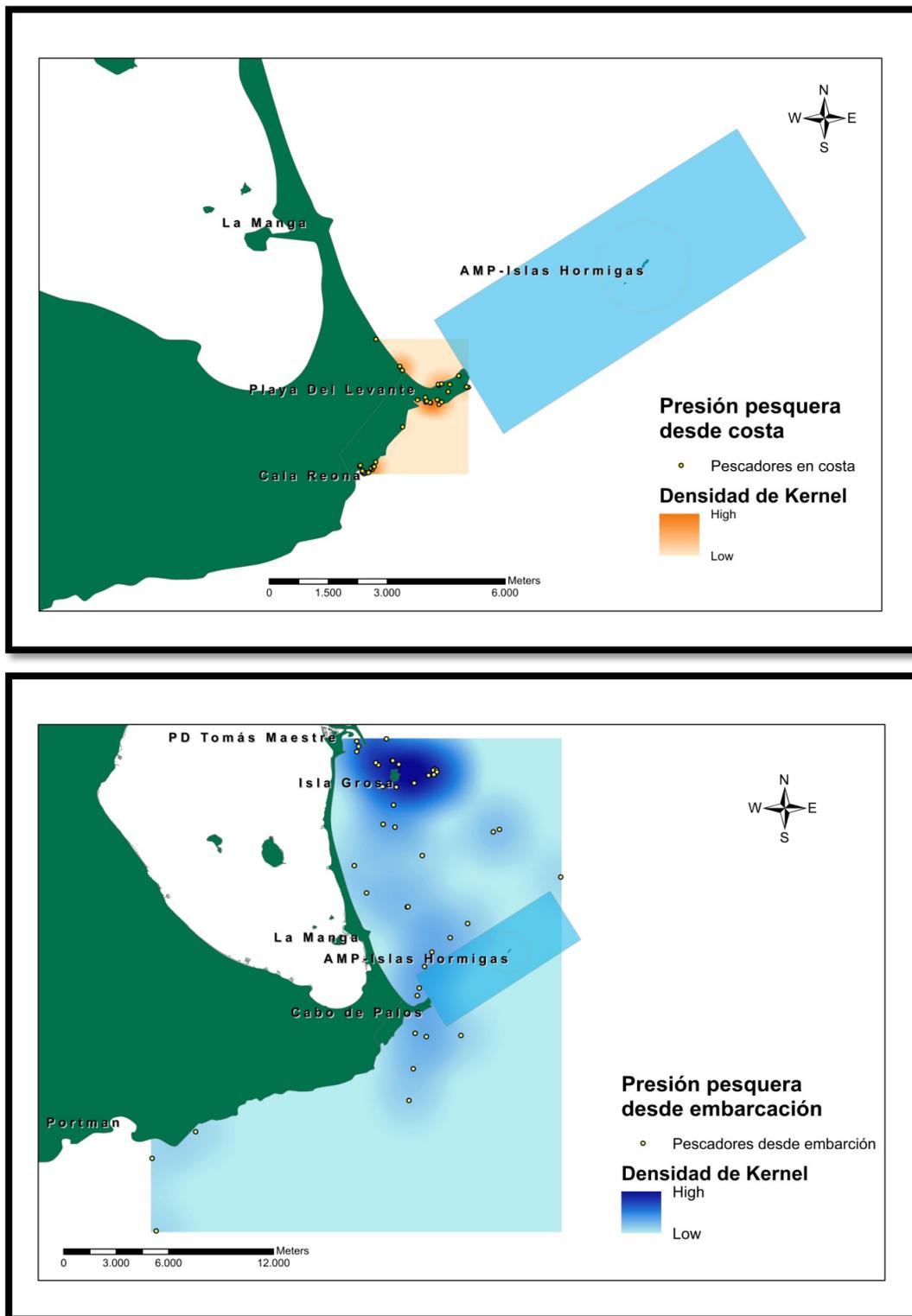


Figura 4.4 Distribución espacial del esfuerzo pesquero recreativo en el área de estudio, calculada por densidad de kernel: a) densidad de pescadores recreativos desde costa. En naranja aparecen las zonas sometidas a una mayor presión de esta actividad; b) densidad de pescadores recreativos desde embarcación.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

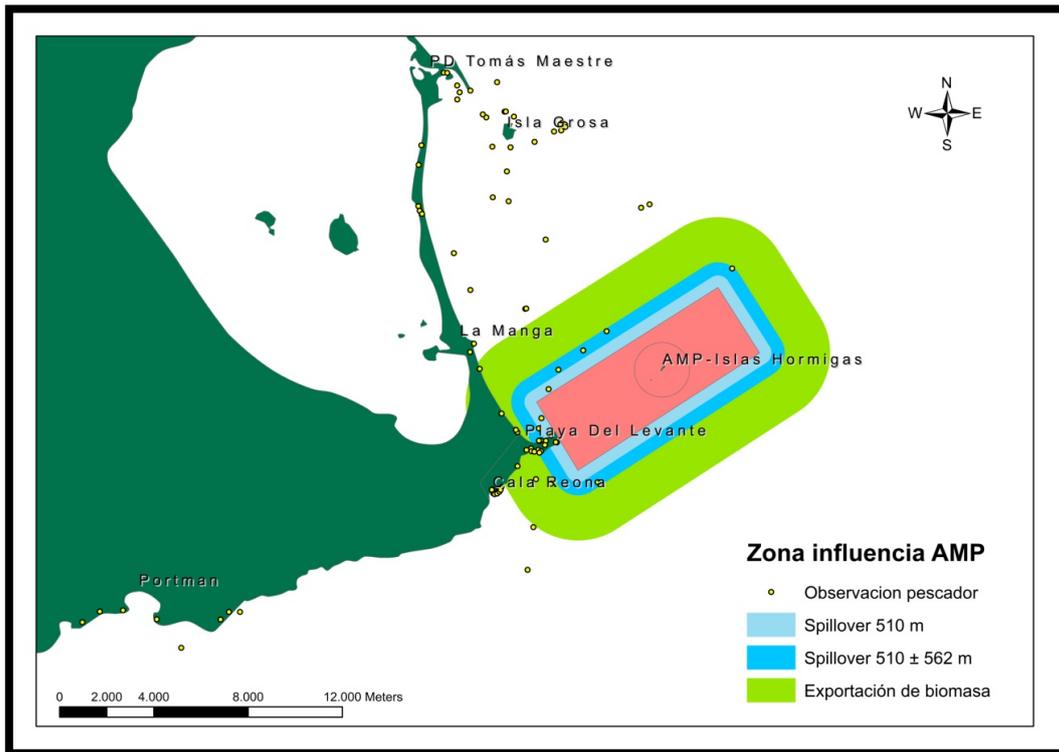


Figura 4.5 Zona de influencia estimada de un área marina protegida. Un 43,8% de las observaciones realizadas durante este estudio se encontraron dentro de esta zona de influencia estimada. Un 22,31% se observaron dentro de la zona considerada como zona de desbordamiento de peces y un 21,48% dentro de la zona que se ve afectada positivamente por el aporte de biomasa procedente del AMP.

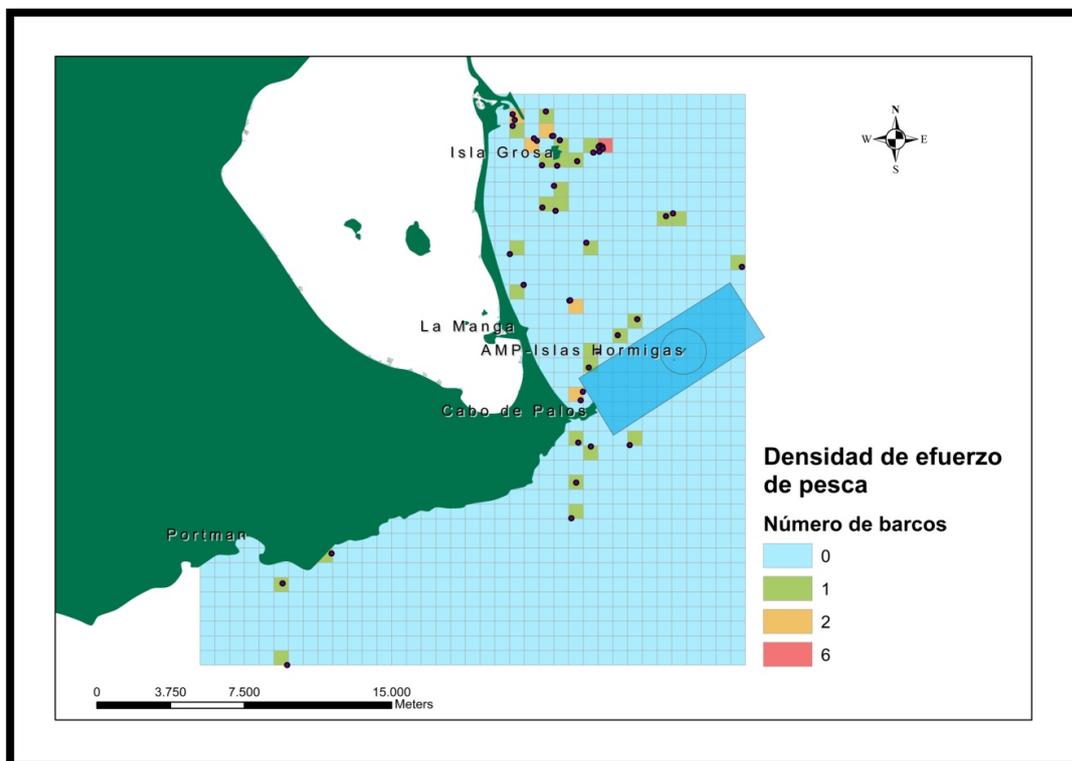


Figura 4.6 Densidad de esfuerzo de pesca (DE). En este mapa se muestra la densidad de esfuerzo pesquero desde embarcación de cada una de las cuadrículas en las que se dividió la zona de estudio.

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. Analizando cada variable por separado, se observó que la distancia al área protegida Isla Grosa (IG) es la más explicativa con el valor de AIC más bajo, y es además el valor de desviación explicada más alto (10%). Las siguientes variables más explicativas serían la distancia a Islas Hormigas (IH), con una varianza explicada de un 4,42%, y la distancia al puerto más cercano (PUER), con una varianza explicada de 3,19% (Tabla 4.2).

NOMBRE	VARIABLES INCLUIDAS	DESVIACIÓN EXPLICADA (%)	GCV	df	AIC
gam0	IH	4.42	0.15747	7.947834	896.3518
gam1	PUER	3.19	0.15814	4.088365	900.1777
gam2	ARE	2.61	0.15982	6.153932	909.7183
gam3	DET	0.931	0.16174	3.845403	920.5575
gam4	POSI	2.88	0.15826	3.000000	900.8703
gam5	ROCA	2.64	0.15903	4.059871	905.2541
gam6	IG	10	0.14788	6.921037	839.5241

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 a Islas Hormigas (IH), distancia al puerto más cercano (PUER), distancia a fondo de arena (ARE), distancia a fondo detrítico (DET), distancia a fondo de Posidonia (POSI), distancia a fondo de roca (ROCA) y distancia a Isla Grosa (IG).

Analizando la representación gráfica de los modelos de cada una de las variables por separado, se observó como la probabilidad de encontrar un barco descende a medida que nos alejamos de Isla Grosa (Fig. 4.7g). En el caso de la variable de distancia a Islas Hormigas, la probabilidad de encontrar un barco de pesca recreativa a una distancia cercana a 0 es muy baja, debido a que es una actividad prohibida en esta área marina protegida (Fig. 4.7a). Sin embargo la probabilidad de encontrar pescadores recreativos desde embarcación en las zonas cercanas al área protegida es bastante alta, y al igual que en el caso de Isla Grosa, esta probabilidad descende a medida que aumenta la distancia. La distancia a puerto está también relacionada con la probabilidad de encontrar un barco de pesca recreativa, siendo esta probabilidad alta a menor distancia y disminuyendo consecutivamente al alejarnos del puerto, sin embargo, a una distancia elevada del puerto, esta probabilidad comienza a aumentar, posiblemente debido a la influencia de otro de los puertos incluidos en el estudio (Fig. 4.7b).

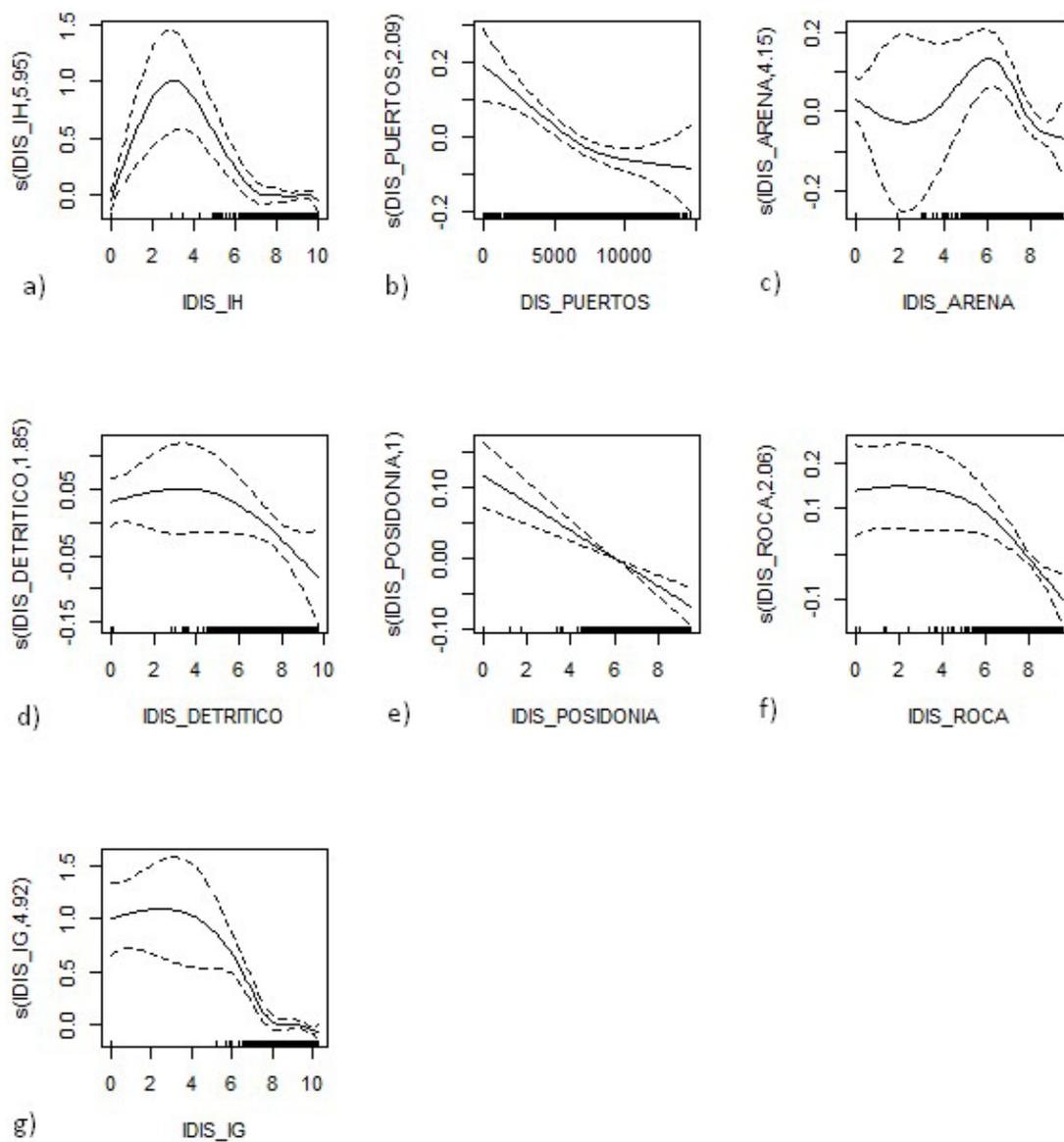


Figura 4.7 Representación gráfica de los GAM de cada una de las variables por separado. Como en el caso anterior, las variables incluidas en cada uno de los modelos son: distancia a Islas Hormigas (IH), distancia al puerto más cercano (PUER), distancia a fondo de arena (ARE), distancia a fondo detrítico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

Primero se estudió la correlación de las diferentes variables entre sí. La variable “distancia a fondos rocosos” presentó una elevada correlación con todas las variables a excepción de las variables “distancia a Islas Hormigas” y “distancia a Isla Grosa”, por este motivo, la variable "ROCA" no se utilizó en modelos que incluyesen variables con las que estaba altamente correlacionada. Se calcularon un total de 33 modelos de GAMs con diferentes combinaciones de las variables (Tabla 4.3). Se comenzó con modelos que incluyeron solo dos de las variables de estudio y se fueron añadiendo más variables hasta encontrar un modelo que presentara el AIC más bajo, y un porcentaje de desviación explicada relativamente alto.

Tabla 4.3 Valores obtenidos en cada uno de los modelos calculados. *Nombre del modelo; Variables incluidas; Porcentaje de desviación explicada por cada modelo; GCV: Generalized Cross Validation; df: degrees of freedom; AIC: criterio de información Akaike.

NOMBRE	VARIABLES INCLUIDAS	DESV. EXPLICADA (%)	GCV	df	AIC
gam7	IG + IH	14.8	0.14179	12.24528	801.4258
gam8	IG + PUER	11.9	0.14558	9.118584	825.3273
gam9	IG + POSI	10.7	0.14716	8.133183	835.0965
gam10	IG + ROCA	10.4	0.14759	8.028612	837.7605
gam11	IG + ARE	10.9	0.14761	10.424555	837.8047
gam12	IG + DET	10.1	0.14805	7.866606	840.5721
gam13	IH + PUER	8.27	0.15215	10.943388	865.1977
gam14	IH + POSI	6.95	0.15353	8.585379	873.3901
gam15	IH + ROCA	7.09	0.15378	9.996449	874.8507
gam16	IH + ARE	7.09	0.15449	12.071749	878.9845
gam17	IH + DET	7.21	0.15547	15.457143	884.5771
gam18	IG + IH + PUER	15.8	0.14066	14.365316	794.1391
gam19	IG + IH + POSI	15.3	0.14124	13.129247	797.886
gam20	IG + IH + ROCA	15	0.14177	13.159394	801.2428
gam21	IG + IH + ARE	16	0.14106	16.715402	796.6176
gam22	IG + IH + DET	16.1	0.14169	19.007003	800.5326
gam23	IG + PUER + POSI	12.1	0.1455	10.155593	824.8412
gam24	IG + PUER + ROCA	11.9	0.14586	10.161258	827.065
gam25	IG + PUER + ARE	12	0.14577	10.121513	826.5001
gam26	IG + PUER + DET	12	0.14576	10.072110	826.4082
gam27	IG + IH + DET + ARE	17.5	0.14073	23.274274	794.2208
gam28	IG + IH + DET + PUER	17.4	0.14022	21.439550	791.0413
gam29	IG + IH + DET + POSI	16.7	0.14098	19.932608	795.981
gam30	IG + IH + ARE + PUER	16.4	0.1408	17.606290	794.8894
gam31	IG + IH + ARE + POSI	16	0.14125	17.322114	797.8364
gam32	IG + IH + PUER + ARE + DET	17.9	0.14032	24.438783	791.5051
gam33	IG + IH + PUER + POSI + DET	17.7	0.13997	22.197011	789.3898
gam34	IG + IH + PUER + POSI + DET + ARE	17.8	0.14017	23.120422	790.615

El modelo seleccionado fue el “gam33”, con el valor de AIC más bajo de todos los modelos probados (789,39), siendo también uno de los modelos con un porcentaje de desviación explicada de los más altos (17,7%). Este modelo incluye las variables distancia a Isla Grosa, distancia a Islas Hormigas, distancia a puerto, distancia a fondo de Posidonia oceanica y distancia a fondos detríticos.

Pese a que el modelo que incluía todas las variables (gam34), y el que incluía la distancia a fondos de arena, en lugar de a fondos de *Posidonia oceanica* (gam32), tenían un porcentaje de desviación explicada ligeramente superior al modelo seleccionado, ambos presentaban un AIC superior al valor AIC del gam33, que fue finalmente escogido. En este modelo, las variables que afectan a la presencia/ausencia de embarcaciones de pesca recreativa actúan en conjunto (Fig. 4.8).

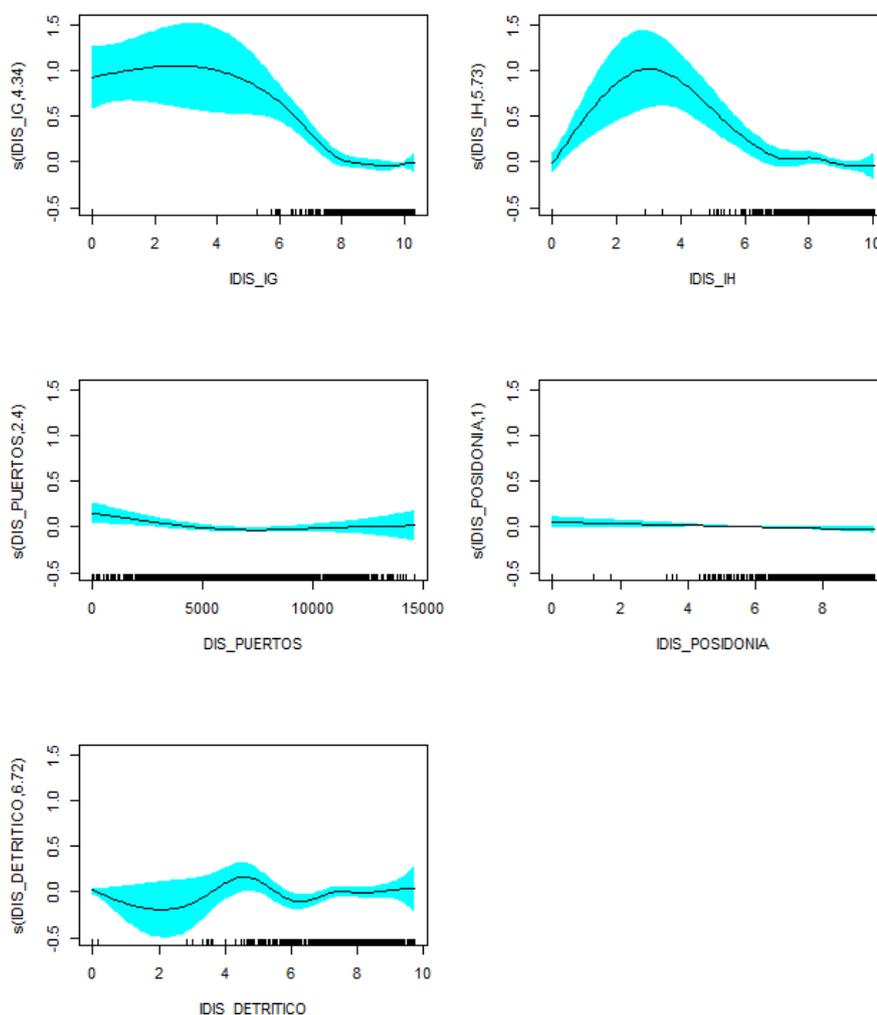


Figura 4.8 Representación gráfica del GAM 33. Este modelo presentó el valor de AIC más bajo y fue el seleccionado. La presencia de pescadores recreativos está determinada por el conjunto de las variables incluidas en este modelo.

4.4. Discusión

La pesca recreativa ha sido objeto de estudio solo en unos pocos sitios en el contexto del Mediterráneo español (Morales-Nin *et al.* 2005, Lloret *et al.* 2008b, Sutter *et al.* 2012, Font & Lloret, 2014). En este estudio se analizaron los patrones de distribución espacial del esfuerzo de pesca recreativa en las zonas cercanas al área marina protegida de Cabo de Palos – Islas Hormigas, así como las variables que más afectan a la presencia de pescadores recreativos, con el fin de conocer mejor la relación entre esta actividad y la zona protegida.

En términos generales, la pesca recreativa se desarrolla en tres modalidades diferentes: pesca desde barco, pesca desde costa y pesca submarina. Esta macroclasificación es ampliamente aceptada en la literatura científica (Morales-Nin *et al.* 2005, Grau 2008, Pawson *et al.* 2008, Font *et al.* 2012, Font & Lloret 2014). Sin embargo, dentro de esta clasificación existen innumerables tipos de técnicas y la nomenclatura varía en función, no solo del lugar geográfico en el que se practique la actividad, sino también de las tradiciones o formación del usuario.

En nuestra zona de estudio se comprobó que las zonas sometidas a una mayor presión de pesca recreativa desde costa son Cala Reona, y Cala Avellán (situada en la desembocadura del puerto de Cabo de Palos), aunque también parecen ser zonas frecuentadas por pescadores recreativos la superficie rocosa situada entre Cala Túnez y Cala la Galera, y el extremo norte de la playa de Levante, conocido como las Amoladeras.

En cuanto al esfuerzo de pesca desde embarcación, y teniendo en cuenta tanto el mapa de densidad de *kernel*, como los modelos probados, la presencia de pescadores recreativos parece estar muy relacionada con la distancia a espacios protegidos, principalmente a Isla Grosa, aunque también a Islas Hormigas. La distancia al puerto más cercano también fue una variable determinante en la presencia de usuarios de esta actividad, y como ya se vio en el estudio de 2015, los pescadores parecen preferir la zona de cambio de hábitat entre *P. oceanica* y el fondo detrítico a lo largo de la costa.

Además se comprobó que un 43,8% de los pescadores observados se encontraban dentro de la que podría considerarse zona de influencia de la reserva (Harmelin-Vivien *et al.* 2008, Di Lorenzo *et al.* 2016). Es decir, un 22,31% de las observaciones realizadas fueron dentro de la zona de *spillover*, y un 21,48% del total de observaciones estaban en zonas con valores de biomasa mayores que la media, debidos al aporte que ofrece la reserva.

En estudios previos se ha comprobado que las capturas de pesca recreativa pueden ser comparables a la pesca comercial, especialmente en las zonas turísticas (Coleman *et al.* 2004, Morales-Nin *et al.* 2005, Lloret & Font 2013). 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.

En el futuro sería conveniente añadir al estudio más variables susceptibles de determinar la presencia de pescadores, como por ejemplo, variables ambientales relacionadas con las condiciones atmosféricas. Del mismo modo, sería interesante profundizar en el desarrollo de una metodología que permita conocer cuáles son las especies más capturadas y las tallas de las mismas.

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. Impacto del submarinismo recreativo: búsqueda de nuevos indicadores

5.1. Introducción

5.1.1. Problema

El uso público de los Espacios Naturales Protegidos (ENP) se entiende como el conjunto de actividades sociales y recreativas que puede realizar una persona en dichos espacios con finalidad de disfrutar o conocer su patrimonio de forma segura y ordenada, evitando así su deterioro y consiguiendo una buena conservación de los mismos (Blasco & González 2014). Tales actividades son el senderismo, la escalada, montar en bicicleta, bucear, etc.

Los ecosistemas marinos se encuentran amenazados por diferentes actividades de tipo antrópico como la sobrepesca, la contaminación y el buceo recreativo (Chacón 2016). Ante estas amenazas una de las herramientas más efectivas y potentes para la conservación y recuperación de los ecosistemas marinos son las reservas marinas (RM) o áreas marinas protegidas (AMP), es decir, áreas acotadas donde se impide parcial o totalmente el uso de los recursos marinos.

El área de una RM donde sólo está permitido el buceo para la realización de estudios científicos se denomina reserva integral, mientras que el área de una RM parcialmente protegida está sometida a un control exhaustivo de las actividades que se realicen en la misma. Estas áreas tienen funciones socioeconómicas al permitir la recuperación de los recursos marinos y el estudio científico del funcionamiento del ecosistema (Lester & Halpern 2008, Di Franco *et al.* 2009, Gill *et al.* 2017).

El buceo recreativo es una actividad popular al constituir un deporte de ocio fascinante que permite al ser humano sentirse en otra dimensión y experimentar sensaciones inigualables. Se trata de una actividad de riesgo, por lo que exige una preparación adecuada. Dicha preparación debería estar siempre asociada a una buena educación ambiental que conciencie al buceador de la importancia del medio en el que se va a sumergir (Landmann 2003, Camp & Fraser 2012, Au *et al.* 2014, Bravo *et al.* 2015a, Toyoshima & Nadaoka 2015, Hammerton 2018).

La práctica de este deporte es una de las actividades turísticas que mayor crecimiento ha tenido en los últimos años, lo cual implica un impacto en el ecosistema. Las AMP son un lugar muy atrayente de buceadores recreativos por su alta

biodiversidad, llevando como consecuencia, en general, niveles variables de impacto sobre la biodiversidad, tanto de especies como de comunidades (Davis & Tisdell 1996, Milazzo *et al.* 2002, Dearden *et al.* 2007, Uyarra & Côté 2007).

En general, los daños ocasionados por cada buceador son bajos, pero en efectos acumulativos se puede ocasionar una destrucción localizada de organismos bentónicos (Jiménez-Gutiérrez *et al.* 2009). Los taxones bentónicos son altamente susceptibles a los impactos del buceador (Hammerton 2018). Si no se llevan a cabo medidas oportunas, tales como educación ambiental, entrenamientos de flotabilidad de los buceadores, restricciones locales o temporales, la diversidad de nuestras costas se deteriorará (Lamb *et al.* 2014). El turismo de buceo tiene carácter internacional. Un deterioro del área de buceo implica una satisfacción menor por parte del buceador (Santander-Botello & Frejomil 2009).

Una gran cantidad de estudios se han aproximado al problema de medir el impacto del submarinismo recreativo (Hawkins 1997, Garrabou *et al.* 1998, Roupheal & Inglis 2001, Hawkins *et al.* 2005a, Hasler & Ott 2008, Gill *et al.* 2015, Casoli *et al.* 2017, Hammerton 2018). Los efectos biológicos locales pueden llegar a ser dramáticos (Roupheal & Inglis 2001, Walters & Samways 2001, Tupper & Rudd 2002, Zakai & Chadwick-Furman 2002, Barker & Roberts 2004, Coma *et al.* 2004).

El impacto del buceo recreativo es consecuencia del comportamiento del buceador, tanto por las dificultades en el control de su flotabilidad, que conllevan a contactos con el medio bentónico y los organismos que habitan en él (pataleos, caminar sobre el fondo, golpes con las aletas o el equipo de buceo, agarre a las rocas, etc.), como por la falta de concienciación del buceador, que incluso puede llevar a cabo la extracción de rocas, conchas y corales (Au *et al.* 2014). Incluso en ocasiones los instructores locales de los centros de buceo tocan los animales y los alimentan para conseguir mayor número de organismos y atraer a los buceadores (Bravo *et al.* 2015a), lo cual puede derivar en el deterioro de las comunidades bentónicas.

Desde el 2002 se están realizando estudios por parte del grupo de investigación "Ecología y Conservación Marina" que buscan determinar si existen, y en tal caso cuáles son los efectos negativos que provoca el submarinismo recreativo en el ecosistema marino, e identificar los indicadores que nos permitan demostrarlo. Esta actividad ha crecido mucho en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (Fig. 5.1); dicho crecimiento dio lugar en 2014 a una actualización de la normativa que regula esta actividad (*Orden de 4 de junio de 2014, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se regula el ejercicio de las actividades subacuáticas en aguas interiores de la reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*), aunque, tras una pequeña disminución, la tendencia del número de inmersiones totales en la reserva marina ha seguido aumentando (Fig. 5.1)

Hasta ahora el indicador del impacto del buceo más claro es el briozoo *Myriapora truncata*, conocido comúnmente como "falso coral". Se trata de una especie calcárea, muy frágil, con una mínima capacidad de recuperación frente a daños (Hoegh-

Guldberg 1999, Guzmán & Cortés 2001, Rodolfo-Metalpa *et al.* 2010, de la Nuez-Hernández *et al.* 2014, Casoli *et al.* 2017), fácil de identificar por su morfología erecta y el gran tamaño de la colonia. No obstante, no es la única especie potencialmente indicadora de impacto, por lo que hay que seguir buscando otros buenos indicadores. Esto es así, sobre todo, por el crecimiento lento de esta especie, lo cual la hace poco adecuada para mostrar de modo más o menos rápido signos de mejoría como consecuencia de cambios en la gestión de la actividad subacuática recreativa, lo cual hace de este indicador poco adecuado en un esquema de gestión adaptativa. En los siguientes apartados se da cuenta del trabajo realizado para avanzar en la búsqueda de nuevos indicadores del impacto de submarinismo recreativo en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Esta cuestión es crucial, pues el tema del impacto del buceo, y su derivada en lo que respecta a la regulación de esta actividad (sobre todo en lo que respecta al cupo de número de inmersiones permitidas en la reserva) exige unos indicadores flexibles y reactivos, que den cuenta de los cambios debidos a mejoras en la gestión del submarinismo en este importante espacio protegido³.

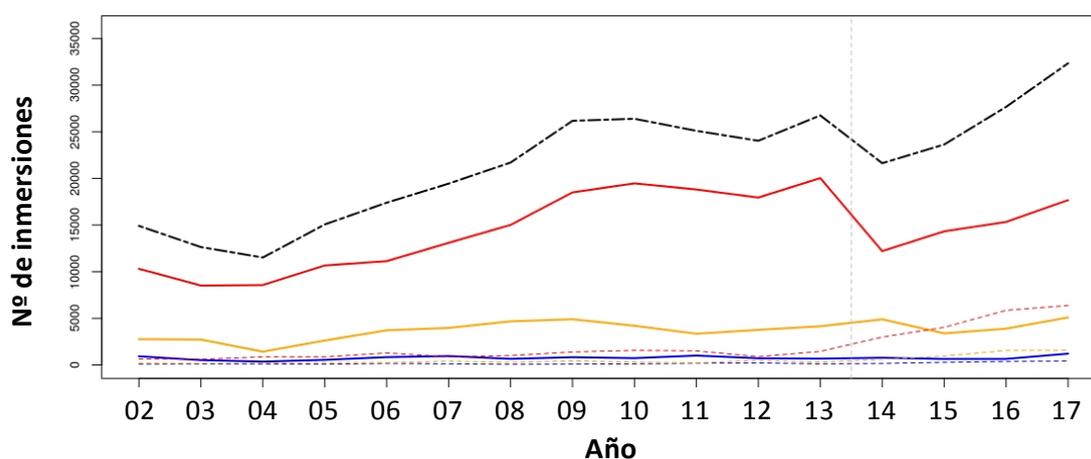


Figura 5.1 Evolución temporal del número de inmersiones total (línea discontinua negra) y distinguiendo entre temporadas baja (líneas azules), media (líneas naranjas) y alta (líneas rojas) (para estos colores, las líneas continuas identifican al conjunto de las inmersiones en los bajos de Dentro y Piles I y II, mientras que las líneas punteadas agrupan a los demás puntos de buceo - Testa, Morra, Fuera).

³ El equipo firmante del presente estudio ha elaborado un informe con ocasión de las solicitudes realizadas por el sector para la modificación de los cupos de buceo en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. En Anexo se puede encontrar dicho informe.

5.2. Material y métodos

5.2.1. Programa de muestreo

El estudio se llevó a cabo considerando los dos niveles de protección, dentro de cada uno de los cuales se incluyeron tres localidades: en la reserva integral, Hormiga Este, Hormiga Oeste y Hormigón, y en la reserva parcial los bajos de Dentro, Piles I y Piles II (Fig. 5.2).

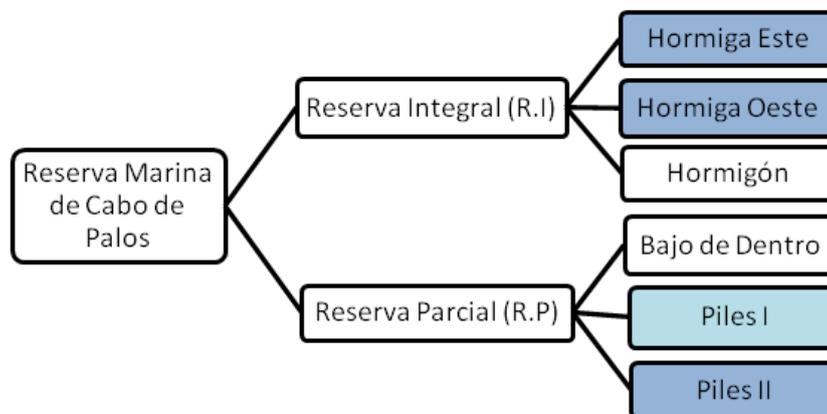


Figura 5.2 Esquema del diseño de muestreo llevado a cabo en el presente estudio

En cada localidad se consideraron diferentes franjas de profundidad (20-25, 15-20, 10-15 y 5-10 m). En cada profundidad se muestreó el fondo mediante 9 réplicas consistentes en 'quadrats' de 25x25cm, los cuales se lanzaban al azar y dentro de ellos los buceadores contabilizaron las diferentes especies seleccionadas (ver más abajo), anotando su abundancia (nº de individuos), la pendiente en la que se encontraban (estimada en grados) y la rugosidad del área que ocupaba el cuadrante (siguiendo una escala semicuantitativa de 1 al 4, siendo 1 un fondo plano y 4 un fondo con muchas anfractuosidades y grietas), en unas tablas submarinas diseñadas al efecto; este protocolo fue realizado por tres buceadores. Las 14 especies estudiadas en este muestreo fueron preseleccionadas atendiendo a su fragilidad ante la acción de los buceadores, e incluyen briozoos, ascidias, poliquetos y esponjas (Tabla 5.1, Fig. 5.3).



Figura 5.3 Fotografías de las especies preseleccionadas como potenciales indicadoras del impacto del submarinismo recreativo

Tabla 5.1 Listado de las especies preseleccionadas como potenciales indicadores del impacto del submarinismo recreativo.

Filum	Especies
Esponjas	<i>Agelas oroides</i> <i>Axinella damicornis</i> <i>Dysidea</i> spp. <i>Phorbastenacior</i>
Poliquetos	<i>Filograna implexa</i>
Briozoos	<i>Adeonella calveti</i> <i>Myriapora truncata</i> <i>Pentapora facialis</i> <i>Reteporella grimaldii</i>
Ascidias	<i>Aplidium tabarquensis</i> <i>Clavelina</i> spp. <i>Diazona violacea</i> <i>Pseudodistoma cyrnusense</i> <i>Pseudodistoma crucigaster</i>

5.2.2. Análisis de datos

Las diferencias de densidad se han analizado entre niveles de protección [factor Reserva, R, fijo con 2 niveles (reserva integral vs. reserva parcial)], Profundidad (P, con 4 niveles, también fijo) y entre localidades (factor L, aleatorio con 3 niveles, anidado en el factor Reserva) mediante ANOVA mixto, utilizándose para ello el programa GAD del paquete estadístico R (Sandrini-Neto & Camargo 2011). Con ello, el modelo lineal ha sido el siguiente:

$$X_{ijkn} = \mu + R_i + P_j + (R \times P)_{ij} + L(R)_{k(i)} + (P \times L(R))_{jk(i)} + \varepsilon_{ijkn}$$

donde X_{ijkn} es el valor de cada réplica individual, μ es la media total, R , P 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 $\alpha = 0,1$, atendiendo a la circunstancia de que prioriza la detección de una posible existencia de impacto (es decir, 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 está ocurriendo) (Underwood 1997).

La homogeneidad de las varianzas se ha comprobado en todos los análisis utilizando el test de Cochran, transformándose los datos en caso de no resultar homogéneas dichas varianzas; en los casos en los que no se ha conseguido la homocedasticidad, por precaución, aquellos factores con valores de $p > 0,01$ habrán de ser interpretados con cautela (Underwood 1997). Las diferencias significativas se testaron a posteriori mediante un test de Student-Newman-Keuls (SNK).

5.3. Resultados

En los bajos de Piles 1 y 2, en la reserva parcial, la profundidad mínima es de 10 m, por lo que se ha eliminado la franja de profundidad de 5-10 m para permitir un diseño balanceado. Por otra parte, el test de Cochran de homocedasticidad ha sido no significativo en los casos en los que se ha detectado el efecto de algún factor, mientras que en los casos en que era significativo no había efectos detectables de los factores considerados, por lo que no ha sido necesario transformar los datos (dado que la heterogeneidad de varianzas favorece el error tipo I - es decir, el rechazo de una hipótesis nula verdadera).

Considerando juntas todas las especies, se han observado un total de 18.096 individuos pertenecientes 13 especies (una de las 14 especies preseleccionadas, *Reteporella grimaldii*, no ha sido observada durante los muestreos), de las que 12.336 (68,2% del total pertenecen al conjunto de especies del género *Clavelina*) (Tabla 5.3).

Por término medio se han observado 167,6 ($\pm 15,02$ error típico) indiv. m⁻²,

aunque no se han detectado diferencias significativas relacionadas con el nivel de protección ni la profundidad, siendo únicamente patentes diferencias entre localidades dentro de cada nivel de protección (Tabla 5.3). Por su parte, se han detectado $2,0 (\pm 0,10)$ especies 625 cm^{-2} (con un rango que ha oscilado entre 1 y 5 especies por cuadrado de 625 cm^2), siendo únicamente detectables diferencias marginalmente significativas entre localidades (Tabla 5.3).

Tabla 5.2 Densidades medias (nº individuos m^{-2}) (y su error típico) de las especies observadas en el conjunto de la reserva integral y la reserva parcial.

	Reserva integral	Reserva parcial
<i>Adeonella calveti</i>	0,3 \pm 0,30	8,0 \pm 1,93
<i>Agelas oroides</i>	9,2 \pm 9,64	3,6 \pm 1,56
<i>Aplidium tabarquensis</i>		1,2 \pm 21,50
<i>Axinella damicornis</i>		0,6 \pm 1,82
<i>Clavelina</i> spp.	101,3 \pm 16,97	127,1 \pm 21,50
<i>Diazona violacea</i>	4,7 \pm 2,92	15,1 \pm 7,22
<i>Dysidea</i> spp.	2,1 \pm 1,59	
<i>Filograna implexa</i>	3,3 \pm 1,36	8,9 \pm 2,56
<i>Myriapora truncata</i>	24,6 \pm 4,16	6,5 \pm 1,82
<i>Pentapora facialis</i>	1,2 \pm 0,93	1,8 \pm 0,81
<i>Phorbas tenacior</i>		2,7 \pm 1,18
<i>Pseudodistoma crucigaster</i>		7,7 \pm 2,86

Tabla 5.3 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicados a las variaciones de la abundancia total y la riqueza de especies potencialmente indicadoras de impacto del submarinismo en función de los factores Reserva (R), Profundidad (P) y Localidad (L) [gl: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F de Snédecor; Pr (>F): p-valor de que el valor observado de F sea debido al azar]. En negrita los valores estadísticamente significativos de $P (< 0,1)$.

Fuente de var.	gl	Abundancia total			Riqueza específica		
		MC	F	Pr(>F)	MC	F	Pr(>F)
R	1	102,083	0,3235	0,6269	9,482	3,5310	0,2010
P	2	124,333	2,3750	0,2090	0,343	0,6607	0,5650
RxP	2	166,333	3,1772	0,1492	1,954	3,7679	0,1202
L(R)	2	315,602	3,4974	0,0342	2,685	2,9146	0,0590
PxL(R)	4	52,352	0,5802	0,6777	0,519	0,5628	0,6902
Residual	96	90,238			0,921		

Un total de 7 especies han aparecido con una baja frecuencia (<10%), por lo que su distribución no ha podido ser analizada estadísticamente. De éstas, un taxon (la esponja *Dysidea* sp.) ha aparecido únicamente en la reserva integral, mientras que otras 4 (las esponjas *Axinella damicornis* y *Phorbas tenacior* y las ascidias *Aplidium tabarquensis* y *Pseudodistoma cyrnuense*) han sido exclusivas de la reserva parcial. Las demás especies poco frecuentes han sido la esponja *Agelas oroides* y el briozoo *Pentapora fascialis*, ambas con densidades relativamente bajas en el conjunto de la reserva marina ($6,4 \pm 4,65$ y $1,5 \pm 0,62$ indiv. m^{-2} , respectivamente).

La Tabla 5.4 muestra el resumen de los resultados de los análisis de la varianza aplicados a las 6 especies cuya frecuencia de aparición >10% ha permitido su análisis. De ellas, únicamente 2 especies de briozoos han mostrado diferencias significativas entre niveles de protección, de modo que *Myriapora truncata* ha sido más abundante en la reserva integral ($29,6 \pm 5,49$ indiv. m^{-2}) que en la parcial ($6,5 \pm 1,82$ indiv. m^{-2}) (es decir, aproximadamente 4,5 veces más), mientras que *Adeonella calveti* ha mostrado mayores densidades en la reserva parcial ($8,0 \pm 1,93$ indiv. m^{-2}) que en la integral ($0,3 \pm 0,30$ indiv. m^{-2}), considerando todas las localidades y profundidades juntas.

Tabla 5.4 Resumen de los resultados del análisis de la varianza aplicados a las variaciones de densidad de las especies potencialmente indicadoras de impacto del submarinismo más frecuentes ($f > 10\%$) en función de los factores Reserva (R), Profundidad (P) y Localidad (L) [gl: grados de libertad; MC: media cuadrática; F: F de Snédecor; Pr(>F): p-valor de que el valor observado de F sea debido al azar]. En negrita los valores estadísticamente significativos de $P (< 0,1)$.

Fuente de var.	gl	<i>Adeonella calveti</i>			<i>Clavelina</i> spp.			<i>Diazona violacea</i>		
		MC	F	Pr(>F)	MC	F	Pr(>F)	MC	F	Pr(>F)
R	1	6,2593	67,6000	0,0145	70,083	0,4218	0,5827	11,343	0,6894	0,4937
P	2	0,0648	1,7500	0,2844	36,750	0,4863	0,6471	10,732	2,0192	0,2476
RxP	2	0,0093	0,2500	0,7901	109,361	1,4471	0,3366	2,898	0,5453	0,6174
L(R)	2	0,0926	0,2116	0,8096	166,157	2,1382	0,1234	16,454	2,6473	0,0760
PxL(R)	4	0,037	0,0847	0,9870	75,574	0,9725	0,4263	5,315	0,8551	0,4939
Residual	96	0,4375			77,708			6,215		
Fuente de var.	gl	<i>Filograna implexa</i>			<i>Myriapora truncata</i>			<i>Pseudodistoma crucigaster</i>		
		MC	F	Pr(>F)	MC	F	Pr(>F)	MC	F	Pr(>F)
R	1	3,3426	5,9180	0,1355	56,333	20,8356	0,0448	6,259	1,6900	0,3232
P	2	1,8426	2,9701	0,1619	6,287	1,5681	0,3142	5,565	1,7522	0,2841
RxP	2	2,6204	4,2239	0,1033	0,250	0,0624	0,9404	5,565	1,7522	0,2841
L(R)	2	0,5648	0,6649	0,5167	2,704	0,7649	0,4682	3,704	7,2398	0,0012
PxL(R)	4	0,6204	0,7302	0,5735	4,009	1,1343	0,3451	3,176	6,2081	0,0002
Residual	96	0,8495			3,535			0,512		

La especie más abundante ha sido la ascidia *Clavelina* spp. (habiéndose analizado todas las especies observadas de este género juntas), con $114,2 (\pm 13,69)$ indiv. m^{-2} , no habiéndose detectado efecto alguno de los factores experimentales considerados (Tabla 5.3). Otras especies de ascidias han mostrado heterogeneidad espacial en su distribución y valores de densidad, de modo que para *Pseudodistoma crucigaster* se han detectado diferencias de densidad entre profundidades de diferente naturaleza según la localidad [evidenciado por la significación de la interacción PxL(R)], mientras que *Diazona violacea* ha mostrado diferencias marginalmente significativas ($p < 0,1$) entre localidades dentro de cada nivel de protección [factor L(R)] (Tabla 5.4).

5.4. Discusión

Los resultados obtenidos en el presente estudio indican que las dos únicas especies en las cuales se ha visto una diferencia significativa en cuanto al nivel de protección son *Myriapora truncata*, 4,5 veces más abundante en la reserva integral, en la cual el buceo recreativo no se practica, mientras que *Aeonella calveti* ha sido más abundante en la reserva parcial, considerando todas las localidades y profundidades juntas, contradiciendo con ello la existencia de algún efecto erosivo por parte de los buceadores recreativos en la reserva marina sobre esta especie. Por otra parte, la esponja *Dysidea* sp. ha aparecido únicamente en la reserva integral, mientras que las esponjas *Axinella damicornis* y *Phorbas tenacior* y las ascidias *Aplidium tabarquensis* y *Pseudodistoma cyrnuense* han sido exclusivas de la reserva parcial. La especie más abundante ha sido la ascidia *Clavelina* spp., aunque no se han evidenciado efectos de la protección integral sobre su distribución o abundancia. La profundidad no ha ejercido un efecto sobre la densidad de las especies preseleccionadas.

Los presentes resultados muestran unos valores de densidad del "falso coral" *M. truncata* muy similares a los obtenidos en estudios anteriores, confirmando una probable afección de la presión por buceo sobre esta especie frágil, utilizada como indicadora de impacto. Se trata del indicio más claro obtenido hasta la fecha de dicho efecto erosivo. Por otra parte, las demás especies preseleccionadas, o no han dado una señal de impacto (salvo en el caso de la esponja *Dysidea* sp., observada únicamente en la reserva integral), o incluso han rendido una imagen contraria a lo esperado (caso de *Aeonella calveti*, más abundante en la reserva parcial). Por tanto, de nuestro estudio se puede inferir que, o no hay impacto del submarinismo en esas otras especies, o bien tanto el diseño experimental de campo como el esfuerzo de muestreo no han sido capaces de detectarlo.

En este sentido, pudiera ocurrir que las profundidades alcanzadas no fueran suficientes para reflejar la distribución de las especies seleccionadas, sobre todo de aquéllas que, como los briozoos, son características de los fondos coralígenos, más profundos. Por ejemplo, en su estudio del posible impacto del buceo sobre 5 especies de briozoos (las 4 consideradas en nuestro estudio, más *Smittina cervicornis*), Casoli et al. (2017) consideraron dos franjas de profundidad: 14-25 m y 28,5-38,5 m, encontrando que algunas de las especies estudiadas (caso de *Pentapora fascialis*) no aparecía en la franja más somera (que es la cubierta por nuestro estudio), mientras que el efecto del buceo era únicamente notable en fondos profundos para esta y otras de las especies estudiadas (*Myriapora truncata*); por otra parte, estos autores encuentran una respuesta negativa de *R. grimaldii* (no encontrada por nosotros) al buceo. Resulta interesante resaltar que, análogamente a nuestro caso, en su estudio *A. calveti* fue más abundante en la zona muy frecuentada por buceadores que en la menos frecuentada (en las dos profundidades estudiadas) aunque habían diferencias morfológicas, de modo que las colonias en la zona más frecuentada eran más pequeñas.

De nuestro estudio se infiere que la única especie afectada por el buceo recreativo sería el falso coral *Myriapora truncata*, confirmando estudios anteriores realizados en la misma zona. Las demás especies preseleccionadas, salvo en el caso de la esponja *Dysidea* sp., que solamente ha aparecido en la reserva integral, no muestran un efecto de la protección, o incluso muestran un patrón de distribución y/o abundancia contrario a lo esperado. Para algunas de ellas puede ocurrir que no resulten frágiles ante el paso continuado de buceadores (caso de ascidias y esponjas), por lo que no parecen ser buenas indicadoras del efecto erosivo de esta actividad turística recreativa en la reserva marina.

Resulta necesario profundizar en el estudio de estas especies más frágiles (1) ampliando la profundidad de los muestreos, (2) intensificando el número de réplicas, con el fin de contrarrestar la rareza de buena parte de estas especies y su probable distribución a mayores profundidades, y (3) explorando las posibles diferencias morfométricas de las especies estudiadas. Además, se debería ampliar el espectro de indicadores potenciales a otras especies, para así dar respuesta a la necesidad de contar con buenos indicadores de impacto de esta importante actividad en las reservas marinas mediterráneas.

6. Las poblaciones de gorgonia blanca (*Eunicella singularis*) en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

6.1. Introducción

Las gorgonias, excelentes formadoras de hábitat, son organismos de gran valor para los ecosistemas (Ros *et al.* 1985) y, además, su gran belleza las hace creadoras de uno de los paisajes submarinos más espectaculares del mar Mediterráneo: los “bosques de gorgonias”, que asiduamente atraen a los buceadores recreativos.

Estos valiosos organismos resultan indicadores de la conservación de las comunidades coralígenas, concentradoras de biodiversidad. Su condición de indicadores viene dada por su alta vulnerabilidad a las perturbaciones a causa de sus características biológicas: bajo índice de crecimiento, madurez tardía y unas capacidades reproductoras, de dispersión y reclutamiento limitadas (Jackson 1985, Guzmán & Cortés 2001, Garrabou & Harmelin 2002).

Entre dichas perturbaciones, el efecto que tiene en ellas el cambio climático es objeto de preocupación creciente por los científicos marinos: los aumentos bruscos de temperatura a finales del verano-principios de otoño (Cerrano *et al.* 2000, Coma *et al.* 2000, Coma & Ribes 2003) causan el necrosamiento, es decir, la mortalidad de la superficie de las colonias de estos organismos (cenémquima). Dicha necrosis, al progresar, origina la denudación de los ejes de las colonias, que rápidamente resultan colonizados por epibiontes. Cuando esta necrosis se extiende en la colonia, causa la mortalidad completa de la gorgonia. Las mortalidades masivas en las gorgonias se detectaron por vez primera en el Mediterráneo occidental en año 1999 (Cerrano *et al.* 2000, Perez *et al.* 2000, Linares *et al.* 2005, Coma *et al.* 2006), donde más de 500 km de costa entre Italia y Francia sufrieron dicha mortalidad, y posteriormente en 2003, afectando no solo a los litorales de Italia y Francia, sino que además y por primera vez se detectó este fenómeno en el litoral peninsular español (Coma *et al.* 2007).

Estos organismos son muy abundantes y están ampliamente distribuidos en la Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) de Cabo de Palos-Islas Hormigas. La atención a dichos organismos por parte del grupo de investigación en Ecología y

Conservación de la Universidad de Murcia, se remonta al año 2005, en el que a través de los estudios de impacto de buceo se prestó atención a posibles necrosamientos y efectos mecánicos sobre la gorgonia blanca, *Eunicella singularis*, como indicador del estatus de conservación de la comunidad coralígena. Esta gorgonia, aunque menos sensible al calentamiento que otras gorgonias -como la gorgonia roja, *Paramuricea clavata* (Coma et al. 2007) ha resultado un excelente indicador del estatus de conservación del coralígeno en la reserva a lo largo de los años. Las variables que se han ido midiendo para diagnosticar dicho estatus han sido, entre otras, densidad, estructura de tallas, porcentaje de colonias con presencia de necrosamiento y extensión de dicho necrosamiento en cada colonia.

Las necrosis y la mortalidad masiva consecuente a las mismas, no aparecen en la RMIP de Cabo de Palos - Islas Hormigas hasta 2007 (Coma et al. 2007, García-Charton et al. 2007). A lo largo de los años posteriores se ha podido continuar el seguimiento de la gorgonia blanca y monitorizar las consecuencias de aquel evento de mortalidad masiva. Los seguimientos realizados posteriormente, de 2008 a 2015, evidencian la tendencia de las colonias a recuperarse y a alcanzar un estado muy próximo al que presentaban antes de este evento de mortalidad masiva (en términos de porcentaje de colonias afectadas, y de superficie afectada por colonia), alcanzando por tanto umbrales que podrían considerarse saludables. Las demás variables (densidad de las colonias y estructura de tallas), mostraron tendencias distintas, de modo que los patrones de densidad se mantuvieron estables desde el inicio del seguimiento de la gorgonia blanca y esto a pesar del evento de mortalidad masiva, pero la estructura de tallas varió, observándose una cierta tendencia a la disminución de tallas tras el evento, presumiblemente como un efecto colateral a su recuperación (Coma et al. 2007, García-Charton et al. 2008, 2009, 2010, 2014, 2015).

A pesar de que todas las evidencias anteriores apuntan al buen estado de las colonias, nunca se alcanzaron los valores registrados previos al evento de mortalidad en términos de porcentaje de colonias afectadas, y de superficie afectada por colonia por lo que, resultaba crucial seguir repitiendo este seguimiento. Además, de esta forma se continúa la vigilancia frente a los efectos del cambio climático en las gorgonias y el coralígeno. Por ello, se ha continuado con el seguimiento de la poblaciones de gorgonia blanca *E. singularis* en la reserva iniciado en 2005.

6.2. Material y métodos

6.2.1. Área de estudio

El muestreo se realizó en dos localidades: la reserva integral (islas Homigas) y la reserva parcial (bajo de Dentro). En cada localidad se seleccionaron dos sitios. Estos enclaves únicos en la reserva se caracterizan por poseer amplios bosques de gorgonias en el circalitoral a profundidades de 18 y 36 metros según los sitios.

6.2.2. Programa de muestreo

Las variables poblacionales consideradas fueron la densidad de colonias (n° indiv. m^{-2}) total, de erectas y de tumbadas. Además se consideraron las siguientes variables morfométricas: talla máxima (cm), porcentaje de colonias necrosadas (%) y porcentaje de superficie de necrosamiento (%).

Estas variables fueron estimadas mediante muestreos con escafandra autónoma en noviembre de 2017. Para realizar el muestreo, se lanzaron 8 *quadrats* de 1 m^2 por sitio, al azar (32 réplicas totales en el muestreo).

En la superficie acotada por el *quadrat* se registraron el número de colonias vivas erectas y/o tumbadas, y, adicionalmente, el número de colonias muertas.

Los datos morfométricos (altura máxima, extensión de la necrosis sobre la colonia) fueron tomados en 5-10 colonias elegidas al azar en el cuarto superior derecho de cada *quadrat* (o en caso de no haber un número mínimo de colonias en éste, en todo el *quadrat* hasta completar la descripción de 5-10 colonias, siempre que el número de colonias presentes en todo el *quadrat* lo permitiera).

De cada colonia seleccionada al azar se estimó la altura máxima (mediante una regla metálica de precisión ± 1 mm) y el porcentaje necrosado (mediante estimas visuales). También se tomó, adicionalmente, el porcentaje epibiontado de cada colonia. En 2017 se estudiaron 395 colonias, 134 colonias en la reserva integral y 261 en la reserva parcial.

6.2.3. Análisis de datos

Los análisis destinados a evaluar el estatus de conservación de las poblaciones de gorgonias, consistieron en comparar a lo largo de los años de muestreo los descriptores poblacionales: densidad total de colonias vivas, erectas o tumbadas y el ratio tumbadas:erectas; y los descriptores morfométricos: tallas, porcentaje de colonias necrosadas, y porcentaje de superficie de necrosamiento.

Para el análisis de los descriptores poblacionales se emplearon análisis de la varianza (Underwood 1997). Los modelos incorporaron los factores Año (A, fijo, con 8 niveles: 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 y 2017), Nivel de protección (P, fijo, con dos niveles: reserva integral, y parcial) y Sitio (S, aleatorio, anidado en P, con dos niveles). Las diferencias significativas entre años se exploraron *a posteriori* mediante tests de Student-Newman-Keuls (SNK).

La normalidad de los datos fue previamente comprobada en todos los casos mediante tests de Cochran y en su caso los datos fueron transformados empleando las fórmulas oportunas [mediante $\log(x+1)$ ó $\sqrt{(x)}$]; si tras dichas transformaciones,

segúan incumpléndose los criterios de normalidad, se endurecieron los criterios de aceptación de hipótesis nula considerando una $p < 0,01$ (Underwood 1997).

Éstos ANOVAs se realizaron empleando el paquete GAD (Sandrini-Neto & Camargo 2011) del programa estadístico R (R Development Core Team 2017).

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 8 niveles: 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 y 2017), Nivel de protección (P, fijo, con dos niveles: reserva integral, y parcial), Sitio (S, aleatorio, anidado en P, con dos niveles) y Quadrat (Q, aleatorio, anidado en S, con 8 niveles).

Para la realización de estos PERMANOVAs, se empleó la distancia Euclidea 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 *et al.* 2008).

6.3. Resultados

6.3.1. Análisis de la evolución temporal de las poblaciones de *E. singularis*

La exploración previa de los datos mostró la heterocedasticidad de las variables (a) densidad de erectas, (b) de la densidad de tumbadas y (c) del ratio tumbadas:erectas, y la necesidad de su transformación mediante la raíz cuadrada (a) y el logaritmo (b,c), respectivamente. La homocedastidad de la variable colonias tumbadas y del ratio tumbadas:erectas no pudo alcanzarse, aún previa transformación de los datos, por lo que los resultados fueron interpretados con cautela.

En todos los años se observó una mayor densidad total de colonias, de densidad de colonias erectas (según los años, del 89 al 97 % de colonias totales fueron erectas) o tumbadas en la reserva parcial respecto a la reserva integral (Tabla 6.1, Fig. 6.1 y 6.2), habiéndose observado una densidad total de $19,2 \pm 0,6$ y $9,3 \pm 0,4$ colonias m^{-2} (media \pm DE), una densidad de colonias erectas de $17,9 \pm 0,6$ y $8,6 \pm 0,4$ colonias m^{-2} y una densidad de colonias tumbadas de $1,3 \pm 0,1$ y $0,7 \pm 0,1$ colonias m^{-2} en la reserva parcial e integral, respectivamente.

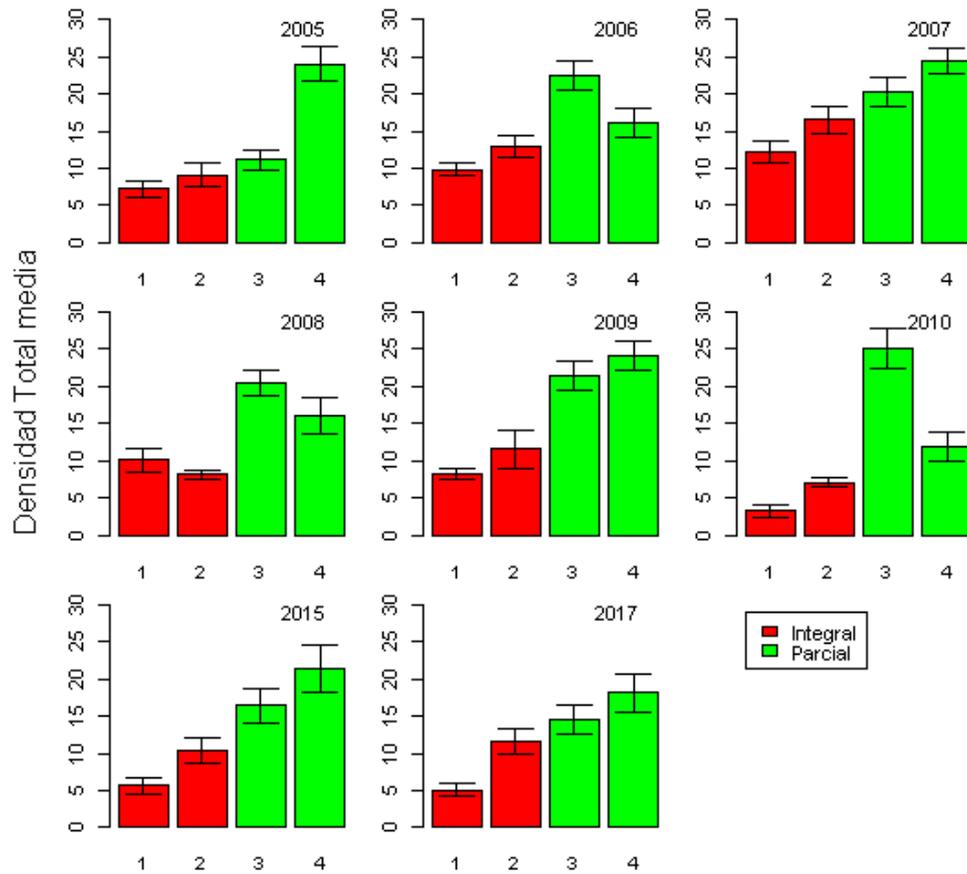


Figura 6.1 Valores medios (\pm DE) de la variable “Densidad total” en *E. singularis* por año, nivel de protección y sitio.

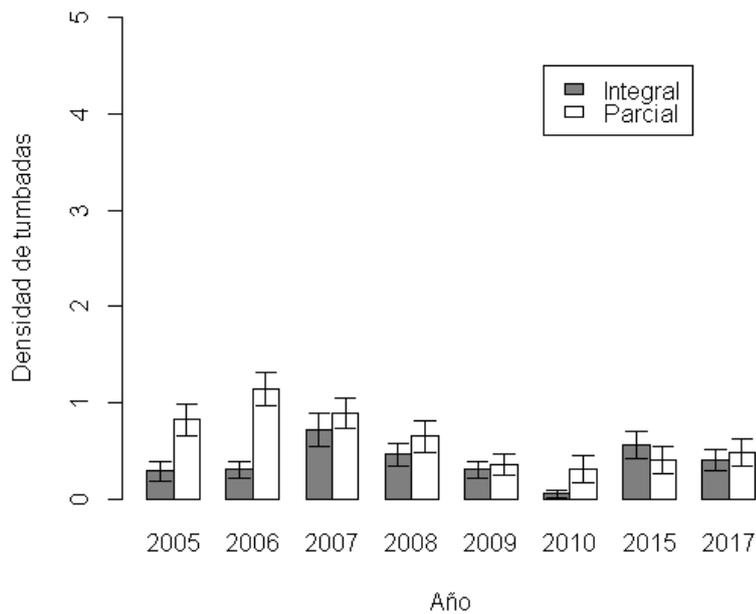


Figura 6.2 Valores medios (\pm DE) de la variable "Densidad de tumbadas" en la especie colonial *E. singularis* por año y nivel de protección.

La ratio de tumbadas:erectas mostró diferencias marginalmente significativas para el factor protección entre años. Así, las diferencias encontradas de esta variable en 2015 entre la reserva parcial y la integral fueron mucho mayores que en el 2015 que en el resto de años (Fig. 6.3).

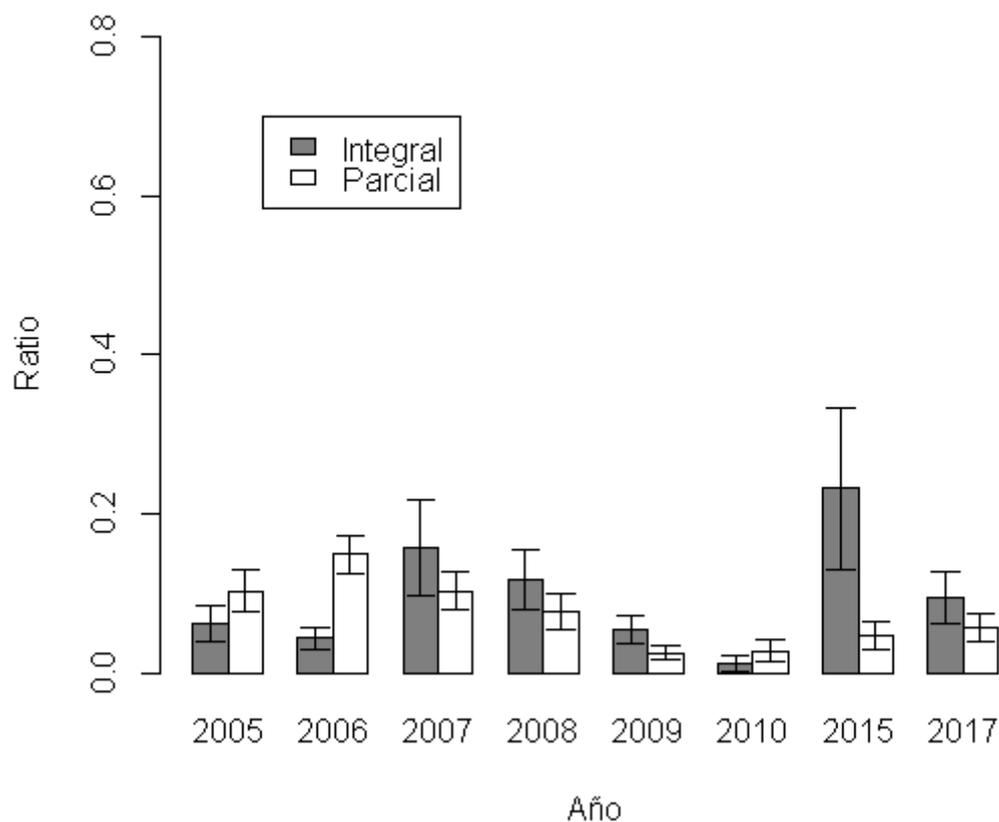


Figura 6.3 Valores medios (\pm DE) de la variable "ratio" en *E. singularis* por año y nivel de protección.

El factor Año sólo resultó marginalmente significativo para la variable densidad de colonias tumbadas (Tabla 6.1). Del año 2005 al 2007 se alcanzaron valores más altos de densidades de colonias tumbadas respecto a los años posteriores, en los que se alcanzaron cifras relativamente inferiores (Fig. 6.2). Finalmente, se detectó una variabilidad espacial significativa entre sitios dentro de cada combinación de Año y Nivel de protección para las tres variables: densidad total, de tumbadas o de erectas, factor S(A×P) (Tabla 6.1).

Tabla 6.1 Resultados ANOVA: influencia de los factores año y protección en las variables poblacionales: densidad de colonias total, erectas y tumbadas, así como del ratio tumbadas:erectas. • $P \leq 0,1$; * $P \leq 0,05$; ** $P \leq 0,01$; *** $P \leq 0,001$.

Variable respuesta	Fuente de variación	G.L.	S.C.	M.C.	F	P
Densidad total	A	7	1100,7	157,2	1,062	0,430
	P	1	6307,5	6307,5	42,583	0,000***
	A*P	7	273,1	39,0	0,263	0,960
	S(A*P)	16	2370,0	148,1	5,564	0,000***
	Res	224	5963,8	26,6		
Densidad erectas	A	7	20,615	2,945	1,1526	0,3809
	P	1	112,894	112,894	44,1843	0,000***
	A*P	7	9,285	1,326	0,5191	0,8073
	S(A*P)	16	40,881	2,555	5,0980	0,000***
	Res	224	112,268	0,501		
Densidad tumbadas	A	7	8,952	1,2789	2,4315	0,06689
	P	1	3,852	3,8522	7,3239	0,01557*
	A*P	7	5,356	0,7652	1,4548	0,25182
	S(A*P)	16	8,415	0,5260	1,9853	0,01505*
	Res	224	59,344	0,2649		
Ratio tumbadas:erectas	A	7	0,3715	0,0531	2,2275	0,088
	P	1	0,0335	0,0335	1,4067	0,253
	A*P	7	0,3959	0,0566	2,3738	0,072
	S(A*P)	16	0,3812	0,0238	1,1383	0,321
	Res	224	4,6888	0,0209		

6.3.2. Variables morfométricas: altura y necrosis

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 6.2). La altura media para el conjunto de años estudiados ha sido de $25,1 \pm 9,4$ y $24,9 \pm 9,7$ colonias m^{-2} (media \pm DE) en 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 6.2). Como ya se apuntó en el informe anterior, mientras que en 2005 y 2006 los valores de necrosis se mantenían muy bajos, en 2007 hubo un episodio de mortalidad parcial acusado, observándose afección por necrosis en el $57,5 \pm 11,9$ % de las colonias, y en promedio, a un $12,4 \pm 20,2$ % de cada colonia (Fig. 6.4). En los años siguientes la situación mejoró, aunque los valores observados siempre fueron más elevados que antes del episodio de mortalidad registrado en 2007.

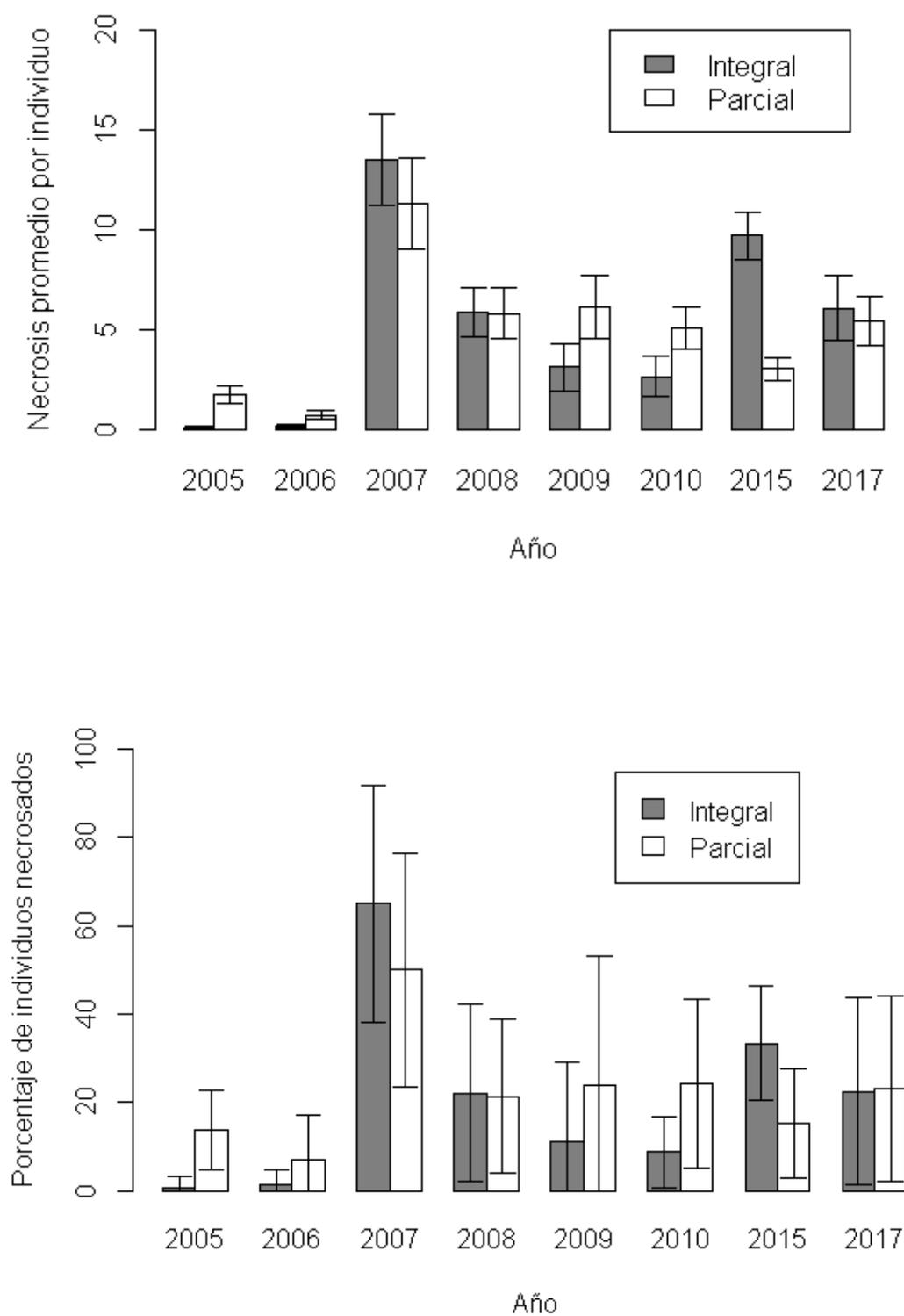


Figura 6.4 Arriba: valores medios (\pm DE) de la variable "Necrosis promedio por individuo" en *E. singularis* por año y nivel de protección. Abajo: valores medios (\pm DE) de la variable "Porcentaje de individuos necrosados" en *E. singularis* por año y nivel de protección.

Tabla 6.2 Síntesis de los resultados del PERMANOVA para las variables morfométricas (altura de las colonias, necrosis promedio de los individuos, porcentaje de individuos necrosados). Res: residual; GL: grados de libertad; SC: suma de cuadrados; MC: media cuadrática; Pseudo-F: estadístico F; P-valor; NP: número de permutaciones únicas. • $P \leq 0.1$; * $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; *** $P \leq 0.001$.

Variable respuesta	Fuente de variación	GL	SC	MC	Pseudo-F	P-valor	NP
Altura de las colonias	A	7	4853,4	693,35	1,3278	0,28	999
	P	1	39,349	39,349	$8,5839 \cdot 10^{-2}$	0,771	998
	A*P	7	3035,1	433,58	0,83032	0,57	999
	S(A*P)	16	8717,3	544,83	3,0424	0,002**	999
	Q(S(A*P))	223	40465	181,46	2,3786	0,001***	999
	Res	2273	$1,7343 \cdot 10^5$	76,288			
Total	2527	$2,3004 \cdot 10^5$					
Necrosis promedio de los individuos	A	7	22258	3179,7	6,0558	0,006**	998
	P	1	43,225	43,225	$9,1039 \cdot 10^{-2}$	0,769	998
	A*P	7	6622,2	946,02	1,8017	0,192	999
	S(A*P)	16	8686,7	542,92	2,0294	0,023*	999
	Q(S(A*P))	223	60142	269,7	1,5537	0,001***	999
	Res	2273	$3,9455 \cdot 10^5$	173,58			
Total	2527	$4,9465 \cdot 10^5$					
Porcentaje de individuos necrosados	A	7	59500	8500	9,9131	0,001***	999
	P	1	155,46	155,46	0,18132	0,661	996
	A*P	7	8805,7	1258	1,4671	0,251	999
	S(A*P)	16	13721	857,54	3,0203	0,001***	999
	Q(S(A*P))	223	63315	283,93			
	Res	254	$1,4565 \cdot 10^5$				
Total							

6.4. Discusión

La densidad total de colonias fue significativamente mayor en la reserva parcial que en la integral a lo largo de los años de 2005 a 2017, consecuentemente tanto la densidad de colonias erectas como tumbadas también fue mayor en la reserva parcial respecto a la integral.

Entre las principales amenazas antrópicas a las que se enfrentan clásicamente los corales, podemos citar el fondeo de embarcaciones, determinadas artes de pesca, el impacto asociado a la frecuentación de buceadores por contacto directo con aletas y otras partes del cuerpo o la recolección como objeto decorativo (Harmelin & Marinopoulos 1994, Witherell & Coon 2000, Yoshikawa & Asoh 2004, Linares & Doak 2010). Sin embargo, en la reserva marina de Cabo de Palos-islas Hormigas, la mayor densidad histórica de colonias en la reserva parcial versus la integral, apunta a una mínima influencia de estos factores sobre la densidad de colonias. Así, la gestión de la reserva parcial incluye medidas que impiden dichos impactos: el fondeo está limitado a ciertos puntos y actos como la recolección de organismos están terminantemente prohibidos. Por otro lado, el tipo de artes de pesca reguladas en la reserva y las zonas en las que se practican (rodeando los bajos) impiden un impacto de este factor (CARM 2018). Tampoco el buceo recreativo tiene impacto sobre esta variable tal como se demuestra también en informes de años anteriores (García-Charton *et al.* 2015).

De considerable importancia son los factores abióticos del hábitat tales como corrientes o disponibilidad de nutrientes (Riedl 1971, Weinbauer & Velimirov 1996, Coma *et al.* 2000, Garrabou & Harmelin 2002, Mass *et al.* 2007, Linares *et al.* 2008, Gori *et al.* 2011). Estos podrían explicar las diferencias encontradas entre la reserva integral y parcial, y asimismo espacialmente dentro de cada una de dichas áreas. Sin embargo, otros factores bióticos del hábitat podrían estudiarse, como la presencia de algas invasoras que se ha visto impiden el reclutamiento y afectan a la supervivencia de las gorgonias (Cebrián *et al.* 2012, Linares *et al.* 2012).

La densidad de colonias tumbadas fue ligeramente superior en los años anteriores al 2007, respecto a los años posteriores, pero dichas diferencias fueron sólo marginalmente significativas, no pudiendo atribuirse -a falta de más datos sobre la variabilidad ambiental ocurrida en dichos años-, a ningún factor concreto. En todos los años la proporción de colonias tumbadas fue relativamente baja (del 3 al 11% del total de colonias, según los años). Sólo en 2015 parece haber una gran proporción de colonias tumbadas respecto a las erectas. Los resultados de la variable "Ratio" fueron idénticos a los encontrados en 2015 (véase García-Charton *et al.* 2015) y no se encontraron patrones consistentes entre los niveles de protección a lo largo de los años. Es necesario apuntar aquí que en el caso de la reserva marina de Cabo de Palos Islas Hormigas, el buceo recreativo podría únicamente ser una causa puntual de la presencia de colonias tumbadas en la reserva, dada la ausencia de diferencias consistentes a lo largo de los años de la variable "Ratio" entre niveles de protección

(los resultados aquí mencionados) y la ausencia de diferencias encontradas en el pasado entre temporadas de mayor y menor frecuentación por buceadores, véase García-Chariton et al (2015).

Para determinar qué factores mecánicos u otros son generadores de la presencia de colonias tumbadas, se hace necesaria una valoración en un contexto y con una información más amplia.

De los resultados se deduce la relativa estabilidad en la densidad de colonias a lo largo de los años desde el episodio de mortalidad masiva en 2007, ya que los últimos años y en la actualidad la densidad de colonias se asemeja a los valores previos al evento de mortalidad.

En cuanto a la morfometría de las colonias, ésta indica las mismas tendencias señaladas en el informe anterior; por un lado, las tallas medias fueron similares a lo largo de los años y en los distintos niveles de protección, reiterando una relativa estabilidad de la población, y por otro lado, los fenómenos de necrosis alcanzaron su momento álgido en el episodio de mortalidad masiva del 2007 (Coma et al. 2007, García-Chariton et al. 2008), pero fueron reduciéndose los años posteriores, hasta niveles muy próximos a los anteriores al evento, lo que permite decir que las colonias se encuentran en un estado saludable. No obstante, nunca se recuperaron los valores iniciales en términos de “Necrosis promedio por individuo” o de “Porcentaje de individuos necrosados”, lo que es indicativo de la importancia del cambio climático como motor de cambio en la reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas.

Este seguimiento resulta muy necesario para continuar la monitorización de uno de los efectos más notables del cambio climático, como son los fenómenos de mortalidad masiva en gorgonias.

7. Ciencia ciudadana y monitoreo de indicadores de cambio climático

7.1. Introducción

7.1.1. La ciencia ciudadana y su papel en el monitoreo del cambio climático

La ciencia ciudadana (en adelante CC) surge de la curiosidad del ser humano y de su sentimiento de responsabilidad ante la grave crisis que la naturaleza está sufriendo a consecuencia de nuestra acción (Crutzen 2002). La CC consiste en la participación voluntaria del público en actividades científicas (Sanz *et al.* 2014): la ciudadanía voluntaria, previamente formada por los científicos, participa en el desarrollo intelectual de los programas científicos, y particularmente en la recogida de datos (Riesch & Potter 2014), donde su labor resulta crucial como vigilantes del medio natural (Dickinson *et al.* 2010). La implicación de la ciudadanía en la recogida de datos permite la multiplicación del esfuerzo de muestreo, cubriendo amplias escalas geográficas y temporales y ofreciendo una imagen más amplia de los procesos naturales (Cohn 2008, Dickinson *et al.* 2010, Theobald *et al.* 2015).

Al mismo tiempo, la CC resulta altamente beneficiosa para la sociedad, siendo un canal muy efectivo para una divulgación científica profunda (Riesch & Potter 2014) y que permite el aumento del cuestionamiento y la concienciación sobre los efectos de las actividades humanas en los procesos naturales (Jordan *et al.* 2011, Haywood 2014). Este hecho favorece notablemente en la propia sociedad, al reducir los impactos sobre el medio y por tanto de los recursos económicos que se dirigen a su restauración.

Esta alianza entre científicos y ciudadanos a lo largo del siglo XX ha contribuido marcadamente al desarrollo científico de la ecología terrestre, donde se ha centrado su desarrollo (Dickinson *et al.* 2010, Theobald *et al.* 2015). Más recientemente, los científicos del medio marino han aumentado su interés en esta herramienta (Foster-Smith & Evans 2003, Irving 2003), debido a la vasta extensión del océano y a las dificultades para realizar observaciones en este medio, incluso a nivel local (Pattengill-Semmens 2002, Pattengill-Semmens & Semmens 2003).

Entre las materias ecológicas que se han abordado mediante las CC, el cambio climático es una de las más importantes, dada la extensión de esta problemática, que

influye en los ecosistemas de múltiples formas, y por tanto requiere altos esfuerzos de muestreo (Theobald *et al.* 2015).

El mar Mediterráneo es una de las regiones del mundo más sensibles al cambio climático debido a su configuración y su explotación histórica (Nicholls & Hoozemans 1996, Giorgi & Lionello 2008, Lejeusne *et al.* 2010) y la reserva marina de interés pesquero (RMIP) de Cabo de Palos-Islas Hormigas no está exenta a los efectos de este fenómeno.

Los efectos del cambio climático se han observado en muchas formas, por ejemplo (Bejarano *et al.* 2016): (i) en el aumento de las temperaturas, (ii) los eventos de mortalidad y blanqueamiento masivos (iii) los cambios en la distribución de especies sensibles a las temperaturas, incluida la expansión de especies foráneas, que pueden llegar a tener carácter invasivo; iv) los cambios en la fenología reproductiva y blooms poblacionales.

Resulta de particular interés conocer los efectos del cambio climático en las Áreas Marinas Protegidas (AMPs) mediterráneas, ya que las AMPs son las áreas marinas mejor conservadas al estar protegidas de otros impactos antrópicos, por lo que suponen verdaderos laboratorios experimentales para discernir los efectos del mismo (Hannah *et al.* 2007, Dudley *et al.* 2010), hecho imprescindible para poder desarrollar programas de mitigación y adaptación al cambio climático. Sin embargo, la mayoría de las AMPs no pueden permitirse implementar monitoreos del cambio climático a largo plazo, debido a los extensos efectos del cambio climático en la biodiversidad local (Dickinson *et al.* 2010, Theobald *et al.* 2015) y al alto coste de las metodologías usuales (Jameson *et al.* 2002). Por ello la CC resulta una herramienta de mucho potencial, en especial si son programas que permiten la implicación de los sectores económicos que dependen de ellas.

Este tipo de programas de CC puede facilitar: (i) la existencia de monitoreos a largo plazo semisostenibles (Gouveia *et al.* 2004), (ii) el refuerzo de los canales de comunicación entre los distintos actores partícipes de las AMP, imprescindibles para una gestión efectiva de las mismas (Gouveia *et al.* 2004, Hogg *et al.* 2016, Markantonatou *et al.* 2016a), (iii) el aumento de la concienciación sobre los efectos del cambio climático, y por tanto de la implicación del público general en la protección de las AMPs, promocionando la conservación participativa de sus recursos (Gouveia *et al.* 2004, McKinley & Fletcher 2012, Haywood 2014, Branchini *et al.* 2015); (iv) la existencia de información de alta calidad para la toma de decisiones para la mitigación y adaptación al cambio climático por parte de las autoridades (McLeod *et al.* 2009, Resnik 2011, McKinley & Fletcher 2012).

7.1.2. Programas de ciencia ciudadana existentes que permiten el monitoreo del cambio climático en el Mediterráneo

7.1.2.1. Observadores del Mar

Observadores del Mar es una plataforma web nacional (www.observadoresdelmar.es) creada en 2009 y coordinada desde el Instituto de Ciencias del Mar de Barcelona (CSIC), cuya finalidad es la de recoger el máximo posible de datos en el Mediterráneo para determinar el impacto del cambio climático (y de otras acciones humanas) sobre sus ecosistemas, mediante la colaboración de la ciudadanía. Cualquier ciudadano puede participar, y para ello es suficiente con registrarse en la página web e informarse de los proyectos que la plataforma ha creado para responder a los diversos retos científicos que plantea la plataforma (véanse éstos en la página web) y que se resumen en el seguimiento de poblaciones de vertebrados (peces invasores o mediterráneos y aves), e invertebrados (cnidarios, esponjas, equinodermos, moluscos y crustáceos de interés) así como de algas invasoras, fanerógamas y polución macroscópica marina. El voluntario selecciona aquel/aquellos proyectos que le resultan de mayor interés y cada observación que sube a la plataforma se hace en el marco de uno de dichos proyectos, y por tanto en el marco de un protocolo específico de recogida de datos. Estos protocolos son sencillos, y generalmente consisten en la recogida de información en forma de fotografías acompañadas de datos de posicionamiento temporal, geográfico, bionómico y batimétrico.

La plataforma recoge todas las observaciones de los ciudadanos, y posteriormente, expertos de diferentes centros de investigación, nacionales e internacionales, validan, comentan y analizan las observaciones recibidas por la ciudadanía.

El grupo de investigación "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia es desde diciembre de 2016 una de las 7 estructuras centinela de Observadores del Mar que se extienden a lo largo de la costa mediterránea española, siendo esta estructura centinela encargada del apoyo a Observadores del Mar para dar a conocer esta iniciativa y canalizar el interés de la ciudadanía en sus actividades en la Región de Murcia.

7.1.2.2. CIESM Tropical Signals Program

El programa Tropical Signals (www.ciesm.org/marine/programs/tropicalization.htm) surge en el seno de La Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Méditerranée (CIESM, www.ciesm.org), nacida en Mónaco en 2008. Tiene la finalidad de evaluar los efectos de la tropicalización del mar Mediterráneo. Cuenta con la participación de 21 equipos científicos en 15 estados miembros y focaliza, entre otras, su acción en el monitoreo de la distribución de especies (macrófitos, invertebrados

marinos y peces), probadamente sensibles a la temperatura, a lo largo del tiempo (invasoras o nativas). En este programa se han diseñado protocolos específicos para pescadores y buceadores expertos para obtener información complementaria sobre las especies seleccionadas (Moschella *et al.* 2008). El grupo de "Ecología y Conservación Marina" de la UMU es colaborador científico de la plataforma CIESM.

7.1.2.3. Mediterranean Reef Check U-CEM Program

U-CEM (Underwater Coastal Environment Monitoring) es el protocolo de monitoreo para el Mar Mediterráneo de Reef Check Italia Onlus (www.reefcheckitalia.it), asociación sin ánimo de lucro creada en 2008, y sede mediterránea de la Fundación Reef Check, nacida en 1997 en Los Ángeles (EE.UU. de América) y oficialmente reconocida por las Naciones Unidas para la monitorización de los arrecifes coralinos. Este protocolo tiene su germen en el proyecto MAC (Monitorización del Ambiente Costero Mediterráneo), un protocolo de monitoreo ideado por investigadores de las Universidades de Génova, Bolonia y la Universidad Politécnica de le Marche - Ancona, Italia).

Esta iniciativa tiene la finalidad de ampliar los conocimientos sobre la distribución de algunas especies de especial interés ecológico en el Mediterráneo, tanto vertebrados (peces) como invertebrados (cnidarios, esponjas, equinodermos, ascidias, moluscos y crustáceos), entre las que se incluyen especies vulnerables al cambio climático. También intenta localizar áreas de presencia de burbujas marinas, y se interesa por las variaciones anuales de temperatura en la columna de agua y sus eventuales anomalías, para poder localizar las áreas vulnerables a sufrir fenómenos de mortalidad masiva.

Para poder participar es necesario ser buceador de titulación superior y los voluntarios Reef Check reciben una certificación que asegura el correcto reconocimiento de las especies y la correcta ejecución de los protocolos, para ello realizan una formación previa obligatoria. Tras esto los voluntarios pueden subir sus observaciones a una plataforma (www.progettomac.it, o *App* Reef Check Med). Dichas observaciones también son comprobadas por investigadores expertos.

Una de las variantes principales de este protocolo de monitoreo, consiste en que a lo largo del devenir de la inmersión rutinaria que haga el participante va anotando presencia/ausencia y/o abundancia de especies que previamente ha focalizado como objetivo, de acuerdo a sus motivaciones personales y en una franja de tiempo que el mismo buceador acota. Es un método derivado de la técnica "time swims", ya empleada para el monitoreo de las poblaciones bentónicas de macro-invertebrados y peces en los arrecifes tropicales (Hill & Wilkinson 2004).



Figura 7.1 Tablillas de PVC sumergibles del protocolo U-CEM de Reef Check

La información que se recoge también va acompañada de datos sobre el lugar, la fecha y hábitat donde se produjo la observación. Para ayudar en el reconocimiento de las especies, los buceadores disponen de tablillas sumergibles que contienen dibujos de algunos de los organismos de los que pueden realizarse observaciones.

El grupo de "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia presta desde diciembre de 2016 apoyo a dicho programa.

7.1.2.4. RAC/SPA

El Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC/SPA - www.rac-spa.org) fue fundado en Túnez en 1985 por decisión de las partes participantes en la Convención para la protección de Mar Mediterráneo contra la contaminación (Convención de Barcelona). Las acciones realizadas por RAC/SPA aspiran a la conservación de ecosistemas, hábitats, especies y localidades del Mediterráneo con un enfoque centrado en el cambio climático (Bejarano *et al.* 2016).

Un equipo de expertos del RAC/SPA (entre los que se cuentan investigadores del grupo de investigación) ha seleccionado 5 indicadores de interés altamente prioritario para entender el impacto del cambio climático sobre la diversidad biológica de las AMPs del Mediterráneo: (i) temperaturas y estratificación térmica; (ii) eventos masivos de mortalidad y blanqueamiento, (iii) cambios en la distribución de especies sensibles a la temperatura: nativas o invasoras (iv) cambios en la fenología reproductiva

de tortugas y aves marinas, de peces y de la floración de *Posidonia oceanica* (v) blooms de especies, como algas o medusas.

Además, ha desarrollado protocolos estándar, tanto científico-técnicos como centrados en la participación de ciudadanos, dando un rol a cada tipo de público y que son extensamente aplicables en toda la región mediterránea. Dichos protocolos se basan en la bibliografía científica del Mediterráneo y la experiencia previa directa del equipo de expertos de la RAC/SPA en el monitoreo de AMPs mediterráneas, en las que se incluye Cabo de Palos-Islas Hormigas. Estos protocolos están diseñados para garantizar una posible integración de los datos en bases de datos comunes, tanto de redes nacionales, como internacionales (Bejarano *et al.* 2016).

Todas las iniciativas anteriores han probado la eficacia del uso de las CC para detectar los efectos del cambio climático en el Mar Mediterráneo ya que siguen las pautas que se recomiendan para que este tipo de programas de CC sean exitosos, dicho de otro modo, para que proporcionen datos científicamente válidos: (i) están diseñados en adecuación a las capacidades de los voluntarios (Foster-Smith & Evans 2003, Thiel *et al.* 2014), (ii) en ellas los voluntarios reciben entrenamiento o tienen acceso a su formación (Fore *et al.* 2001, Thiel *et al.* 2014), y (iii) cuentan con rigurosa supervisión científica (Dickinson *et al.* 2010).

Además, estas iniciativas cuentan de forma significativa con la participación del sector del buceo recreativo. Los centros de buceo y los buceadores que se implican activamente en este tipo de iniciativas de CCs participan en la protección del patrimonio marino, base de su actividad económica y recreativa. Esta implicación se desarrolla a través de su labor como centinelas, labor clave en la detección de cambios y anomalías en el medio marino, y de la toma de conciencia del impacto que su actividad genera (Orams 1996). De este modo son modelos de conducta submarina y al mismo tiempo sientan las bases para la gobernanza participativa del medio marino (Hammerton *et al.* 2012, Markantonatou *et al.* 2016b). Muchos grupos de trabajo a nivel internacional que han incluido este tipo de iniciativas participativas en sus actividades submarinas, han conseguido un reconocimiento institucional propio a este objetivo.

7.1.3. Iniciativas de ciencia ciudadana en Cabo de Palos

A nivel regional, el esfuerzo del grupo de investigación en "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia para implementar programas de CCs con el sector, del que la región cuenta escasos precedentes, se remonta al año 2007 (García Charton *et al.* 2007). En este año, desde el mes de agosto hasta el mes de noviembre, se realizó en Cabo de Palos una primera actividad piloto de CC con los centros de buceo. Esta actividad pretendió (1) evaluar la posibilidad de desarrollar programas de CC en el área; (2) comprobar la validez científica de los datos recogidos por buceadores voluntarios; y (3) observar la posibilidad de que dichas actividades fueran

acogidas en el futuro como alternativa para la diversificación de la oferta recreativa del sector buceo -históricamente muy focalizada en la reserva. Los buceadores voluntarios y los científicos llevaron a cabo censos de peces y erizos y estimas de la cobertura algal dentro y fuera de la reserva a fin de evaluar el efecto reserva. Este muestreo resultó muy exitoso, tanto por la buena respuesta a la actividad (alta representación del sector del buceo: 7 centros implicados), como por la demostrada validez de los datos tomada por los observadores voluntarios, que no presentaron en su mayoría diferencias significativas con los datos tomados por los científicos. Esto confirma la viabilidad de organizar este tipo de actividades de CC, pues la colaboración de los centros de buceo está garantizada, y permite la obtención de datos científicamente válidos y quedó patente la posibilidad de que dichas actividades pudieran integrarse en la oferta de los centros de buceo.

Sin embargo, se apuntaron ciertas cuestiones mejorables para obtener unos resultados aún más satisfactorios (García Charton *et al.* 2007). Por un lado, los autores de la iniciativa estimaron que una mayor participación hubiera sido deseable, ya que de los 7 centros implicados en los muestreos, sólo 55 voluntarios se apuntaron a la actividad, y que dicho objetivo podría ser fácilmente alcanzable mediante un mayor esfuerzo publicitario. Por otro lado, se detectaron dificultades en la identificación de ciertas especies las cuales conllevaron una variabilidad en la estima de sus abundancias y de la cobertura algal. Esta variabilidad se produjo principalmente en aquellos buceadores con menor titulación y/o experiencia (en términos de número de inmersiones). Sin embargo, los autores apuntaron que podrían ser fácilmente subsanables con una mayor familiarización con el medio marino, que se consigue con mayor entrenamiento de los participantes, tal y como realizan los propios científicos expertos para mejorar la precisión de sus estimas (Thompson & Mapstone 1997).

7.1.4. Objetivos

Ante la demostrada importancia de las CCs en la monitorización del cambio climático en el Mediterráneo y frente a los buenos resultados del 2007, que permitieron establecer que la implementación de programas de CC con centros de buceo se hace posible en la reserva, en 2016 el grupo de investigación multiplicó los esfuerzos para proporcionar infraestructuras de CC perdurables a largo plazo, a fin de tener sistemas de alerta ambiental marina para la observación de especies termófilas y de la proliferación de especies indicadoras del cambio climático, nativas e invasoras, en la reserva y en la región. Para ello los esfuerzos se han focalizado en (1) una nueva propuesta de CC con la ACBRM, y (2) la dinamización de la participación de los buceadores recreativos en los programas de monitoreo mediterráneo nacionales e internacionales (Observadores el Mar y Reef Check).

7.2. Material y métodos

7.2.1. MMMDivers, una nueva propuesta de CC con la ACBRM

Con la incorporación de dos estudiantes de postgrado, Francesca Fuzio y Chiara Terranova (Universidad Politécnica delle Marche, Ancona, Italia), al grupo de investigación de "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia, se desarrolló una nueva propuesta de CC con la colaboración de la Asociación de Centros de Buceo de la Región de Murcia (ACBRM). Ambas estudiantes versaron su trabajo de postgrado en esta propuesta, que fue denominada MMMDivers (Mediterranean MPA Monitoring Divers) (Fuzio 2017, Terranova 2017). La propuesta tuvo como objetivo contrastar los resultados obtenidos en la experiencia de voluntariado de 2007 sobre (i) la posibilidad de desarrollar programas de CC con los centros de buceo, (ii) la validez científica de los datos recogidos por buceadores voluntarios, y (iii) la posibilidad de que dichas actividades fueran implementadas (y no solamente acogidas) como alternativa para la diversificación de la oferta recreativa de los centros de buceo. Para ello se propuso el seguimiento de la expansión del coral invasor *Oculina patagonica* (De angelis, 1908), de las abundancias de los erizos *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) y *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) y de la cobertura vegetal de los fondos.

Resulta de gran importancia realizar un seguimiento en la reserva del coral invasor *O. patagonica*, ya que es una especie que simplifica la biodiversidad de los sustratos rocosos y que está en expansión en la cuenca mediterránea (Zibrowius 1974, Fine et al. 2001, Cvitković et al. 2013, Rubio-Portillo et al. 2014). Se cree que dicha expansión pudiera estar favorecida por el cambio climático, que lejos de dañarla - es resistente a los blanqueamientos (Fine et al. 2002)- podría favorecer su crecimiento y reproducción al aumentar la temperatura de las aguas (Rubio-Portillo et al. 2014). Sin embargo, se proponen otras causas como facilitadoras de la expansión de este coral. Por ejemplo, la denudación de superficies rocosas a causa de la herbivoría por densidades altas de erizos, que facilita la existencia de sustratos libres para la colonización (desiertos submarinos) y expansión del coral, tal como fue evidenciado por Coma et al. (2011). Este hecho no ocurriría en aquellos ecosistemas donde los depredadores de erizos (como los peces del género *Diplodus* spp.) no fueran extraídos por la pesca (Sala et al. 1998, Hereu et al. 2012), tal como ocurre en las reservas. Sin embargo, en la zona integral de la RMIP de C. Palos-Islas Hormigas han sido observadas altas densidades de erizos asociadas a altas abundancias de peces (Coma et al. 2011, García-Charton et al. 2014).

Conseguir un alto grado de implicación de buceadores voluntarios, que permitiera una replicación espacial y temporal suficiente, permitiría mejorar el conocimiento sobre la interacción *O. patagonica*- herbivoría- erizos, y la posible influencia del cambio climático en este proceso.

Como se explicará más adelante, para realizar este seguimiento se establecieron dos protocolos complementarios, el protocolo A, potencialmente útil para mejorar el conocimiento sobre la relación entre la expansión del coral y las densidades de erizos y el protocolo B, potencialmente útil para cuantificar la herbivoría en relación con las densidades de erizos.

Para la organización de esta acción de voluntariado, el 25 de octubre de 2016 se presentó la iniciativa al núcleo organizativo de la ACBRM, asociación que cuenta con la participación de 17 centros de buceo repartidos en Cartagena, La Azohía, Mazarrón, La Manga y especialmente, en Cabo de Palos. Los primeros protocolos fueron sometidos a exhaustivos controles de calidad. A lo largo de dichos controles, dichos protocolos fueron evolucionando para obtener finalmente sistemas de muestreo que fueran abordables por los clientes de los centros de buceo de la ACBRM. Los protocolos originarios fueron inicialmente testados el 19 de noviembre de 2016 en Cabo de Palos por el grupo de investigación. Seguidamente, el 29 de noviembre de 2016, fueron puestos a prueba por el núcleo organizativo de la ACBRM en el centro de buceo Hespérides. Posteriormente, dichos protocolos se presentaron en una jornada celebrada el 16 de diciembre de 2016 en el Centro de Interpretación de Cabo de Palos, a todos los miembros de la asociación, a representantes de la administración (Emilio María Dolores) así como a representantes de otras redes de CC como Observadores del Mar, Reef Check y PosiMed. Dicho público contribuyó notablemente con sugerencias para mejorar la actividad, y permitieron la simplificación de los protocolos, haciéndolos así abordables por el público menos experto, y estableciéndose la conveniencia de iniciar dicha acción en abril de 2017. Consecuentemente, los protocolos definitivos fueron presentados al núcleo organizativo de la ACBRM en un encuentro celebrado el 14 de marzo de 2017 en el centro de buceo Mangamar.

Los protocolos definitivos, y las explicaciones sobre los mismos (imprescindibles para el correcto desarrollo de la actividad por voluntarios), fueron puestos a prueba por instructores y propietarios procedentes de un gran número de centros de la ACBRM en el centro de buceo Rivemar de La Azhoía (Mazarrón) el día 17 de marzo de 2017. Asimismo, se multiplicaron los esfuerzos publicitarios conjuntos para captar la atención de un número máximo de público. De este modo, este mismo día la ACBRM llevó a cabo la filmación de la actividad y se realizaron entrevistas a los responsables de la acción (Grupo de Ecología y Conservación Marina) y al Presidente de la ACBRM (en aquel momento, Daniel Martínez Bernal): <https://vimeo.com/211541255>.

Una vez los protocolos establecidos y testados, se llevó a cabo la preparación del material necesario para la realización exitosa de la actividad. Este material tuvo tres objetivos: (1) publicitarios; (2) divulgativos; (3) para la realización de los muestreos, tal y como se desarrolla a continuación.

(I) Por un lado se incidió en el material necesario para la difusión publicitaria del proyecto:

- Se creó un logotipo visual que identificase el proyecto (Fig. 7.2).

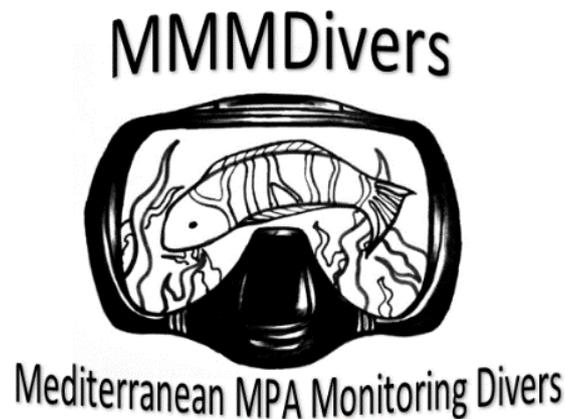


Figura 7.2 Logotipo de la iniciativa MMPADivers

- Se desarrolló por la ACBRM, en colaboración con el grupo de investigación, una web (www.cienciaciudadanabuceo.com) en la que se incluían explicaciones sobre la actividad, un video promocional de la misma, y un calendario (de abril a julio de 2017). Dicho calendario tuvo la función de servir de agenda coordinada, para que los distintos centros pudieran concretar las fechas de realización de la actividad (salidas) con los miembros del grupo de investigación, encargados éstos de explicar la actividad y acompañar a los clientes, enseñando de este modo a los propietarios e instructores de los centros cómo realizar la actividad.
- Se realizaron multitud de pósters para la publicitación de cada una de las salidas con los centros.
- Se crearon eventos en Facebook para publicitar cada salida, dejándolos disponibles para que los centros promocionaran la actividad entre su clientela.
- Se realizaron folletos publicitarios de la actividad que fueron repartidos en los distintos centros de buceo.
- Se llevó a cabo la difusión de la actividad mediante correo electrónico y mensajes de WhatsApp que fueron enviados a todos los centros.
- Se presentó el proyecto en un curso especializado en CC (de Reef Check) del 24 al 26 de Abril de 2017 en el Centro de Interpretación de la Naturaleza de Cabo de Palos (Fig. 7.3 y 7.4).



Figura 7.3 Imagen de la presentación del curso "Ciencia Ciudadana para la investigación marina - con habilitación ReefCheck EcoDiver MAC Trainer, 24 de abril de 2018.



Figura 7.4 Imagen de los participantes tras la clausura del curso "Ciencia Ciudadana para la investigación marina - con habilitación ReefCheck EcoDiver MAC Trainer, 26 de abril de 2018.

(2) Además, se creó material divulgativo para la presentación de la actividad a los clientes de los centros de buceo en cada salida, y la realización de talleres en tierra previa-inmersión. Se creó material divulgativo suficiente para que pudiera nutrir a todos los centros participantes (Fig. 7.5):

- Se creó una presentación powerpoint atractiva para captar la atención del público y conseguir el buen entendimiento de la acción. En ella, se daba primero una explicación sobre lo que son los programas de CC, segundo las razones de interés científico para llevar a cabo los seguimientos de la propuesta MMMDivers, y una tercera parte en la que se explicaba en detalle el muestreo a realizar. En dicha parte se incluyeron vídeos grabados previamente por la ACBRM con los investigadores haciendo una simulación del muestreo en la piscina de la Universidad de Murcia. También en esta presentación se transmitía a los centros que la propuesta era susceptible de realizarse en escafandra autónoma o con snorkel.
- Se creó un juego interactivo que asegurase la correcta identificación del coral invasor. Dicho juego consistió en un poster A3 con multitud de imágenes de *O. patagonica* y otra especie confundible (*Cladocora caespitosa*).
- Se recogieron 2 ejemplares de erizos: uno de *A. lixula*, el otro de *P. lividus*, que fueron preservados en alcohol al 5 % para poder mostrarlos a los voluntarios, y de este modo facilitar la identificación de ambas especies.
- Se crearon unidades artificiales de 1 m² de algas de plástico, con coberturas de distinta densidad, para simular el muestreo de cobertura algal.
- Se crearon réplicas de erizos de ambas especies a distintos tamaños en PVC para facilitar la identificación de adultos y juveniles de erizos.
- Se crearon réplicas de colonias de *O. patagonica* en PVC con diversas formas para poder simular la estima de sus superficies.

(3) Por otro lado se llevó a cabo la adquisición y construcción del material necesario para los muestreos, que pudiera nutrir a todos los centros participantes:

- Se adquirieron carretes de 50 m para la definición de la longitud de los transectos y cintas métricas para la realización de mediciones de la superficie de *O. patagonica*.
- Se construyeron tablillas de PVC visuales para la toma de datos, contiendo imágenes de las especies, para facilitar su identificación. Se crearon dos tipos de tablillas (A y B) correspondientes a cada protocolo de seguimiento A y B (Fig. 7.6). En las tablillas A, una de las caras contenía los campos necesarios para la toma de datos de erizos, incluyendo una línea de 2 cm que sirviera de referencia para distinguir erizos juveniles de adultos. La otra de las caras contenía los campos necesarios para la toma de datos de *O. patagonica*. Las tablillas B contenían, en una cara los campos necesarios para la toma de datos de erizos y en la otra los campos necesarios para la toma de datos de cobertura vegetal. Ambas tablillas tenían campos por defecto con la información crucial de: nombre del observador, sitio, las coordenadas, tipo de sustrato y pendiente. Así como un apartado de observaciones, donde podían incluirse por ejemplo anotaciones sobre otras

especies que los clientes consideraran de interés tras las explicaciones de los investigadores (por ejemplo, *Centrostephanus longispinus*, *Sphaerechinus granularis*, *Echinus melo*).



Figura 7.5 Parte del material divulgativo creado para MMMDivers.

- Asimismo, se construyeron cuadrados de PVC de 25x25 cm, divididos en cuadrados de 5 cm² para la estima de cobertura algal (Fig. 7.7), así como barras de 1 metro para poder estimar la anchura de los transectos.

Para tratar de potenciar las capacidades de muestreo de los voluntarios, independientemente de su titulación y experiencia, previa inmersión se realizaba la presentación detallada del proyecto (30-40 min), en la que como hemos apuntado se incluían videos con las grabaciones de los científicos llevando a cabo las tareas específicas del muestreo en piscina, juegos participativos y diferentes mímicas de los organismos para ayudar en la correcta identificación de las especies. Al finalizar la charla, instructores -si presentes- e investigadores preguntaban a los participantes el grado de titulación y/o experiencia de buceo, para adecuar el reparto de tareas de muestreo según este criterio y para tranquilizar en caso necesario a los participantes. Una vez repartidos los roles de los participantes, se llevaba a cabo un taller en tierra, previa inmersión, en el que se ensayaban los roles de cada participante, y se simulaba el muestreo empleando para ello los mencionados recursos divulgativos (10-15 min). Posteriormente se llevaba a cabo el muestreo en inmersión (1 hora) por parte de los buceadores voluntarios en compañía de los investigadores (e instructores -si presentes-).



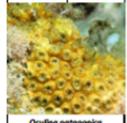
Nombre/Name _____ Fecha/Date _____
 Sitio/Site _____ Profundidad _____
 Lat. _____ Long. _____
 Hora/Hour _____ °C _____ Pendiente _____
 Profundidad observaciones/Observation depth _____ m Tipo de fondo/ Seabed type _____

0 2	<i>Paracentrotus lividus</i>		<i>Arbacia lixula</i>	
				
	<2 cm	>2 cm	<2 cm	>2 cm

Observaciones: _____



Nombre/Name _____ Fecha/Date _____
 Sitio/Site _____ Profundidad _____
 Lat. _____ Long. _____
 Hora/Hour _____ °C _____ Pendiente _____
 Profundidad observaciones/Observation depth _____ m Tipo de fondo/ Seabed type _____

Anch.	Alt.	Anch.	Alt.	Anch.	Alt.	Anch.	Alt.
						 <i>Oculina patagonica</i>	

Observaciones: _____



Nombre/Name _____ Fecha/Date _____
 Sitio/Site _____ Profundidad _____
 Lat. _____ Long. _____
 Hora/Hour _____ Tiempo observación/Observation time _____ min
 Profundidad observaciones/Observation depth _____ m Tipo de fondo/ Seabed type _____

0 2	<i>Paracentrotus lividus</i>		<i>Arbacia lixula</i>	
				
	<2 cm	>2 cm	<2 cm	>2 cm

Observaciones: _____



Nombre/Name _____ Fecha/Date _____
 Sitio/Site _____ Profundidad _____
 Lat. _____ Long. _____
 Hora/Hour _____ °C _____ Pendiente _____
 Profundidad observaciones/Observation depth _____ m Tipo de fondo/ Seabed type _____

Réplicas	Nº cuadrados sin algas

Observaciones: _____

Figura 7.6 Hojas de muestreo diseñadas para la toma de datos de densidad de erizos y densidad y cobertura de *Oculina patagonica*.



Figura 7.7 Cuadrados de 25x25 cm para la toma de datos de cobertura algal

Los muestreos, realizados en Cartagena, La Azohía, Mazarrón, La Manga y especialmente en Cabo de Palos, consistieron en transectos de 50x1 m a la profundidad de 6 m. A lo largo de estos transectos se anotaron el número de colonias de *O. patagonica* que estaban incluidas en el área del transecto al menos en un 50% de su superficie, se anotó la superficie que ocupaba cada colonia (medida de las dimensiones de la colonia: largo y ancho máximo) (Protocolo A) (Fig. 5.10); además, se tomaron los datos de abundancia de los erizos *A. lixula* y *P. lividus*, distinguiendo individuos juveniles (<2 cm) de adultos (>2 cm) (Protocolos A y B). La cobertura vegetal se estimó mediante 10 cuadrados de 25x25 cm a lo largo de los transectos, donde visualmente se estimó el recubrimiento porcentual de morfotipos vegetales (algas erectas, arbóreas, cespitosas e incrustantes y fanerógamas), modificado de Litter & Litter (1984) (Protocolo B). El diseño de muestreo se realizó de acuerdo a Coma *et al.* (2011), con el propósito de, eventualmente, comparar los resultados obtenidos en estos muestreos con los obtenidos en dicho estudio. En cada sitio de inmersión se realizaron 3 transectos. Los sitios fueron elegidos por los centros de acuerdo a su plan de inmersiones rutinario.

Al finalizar el buceo, los voluntarios insertaron los datos recogidos en cuestionarios google, integrándose éstos de forma automática en bases de datos. Asimismo se envió por email a los participantes un cuestionario donde podían valorar: (a) la actividad (puntuación de 1 a 5, donde 1 es la mínima puntuación), (b) el interés por repetir la actividad (no, quizás, probablemente, seguro), (c) si la actividad supuso un aumento en su preocupación sobre las problemáticas marinas y (d) si condujo a un

aumento en su curiosidad sobre las especies marinas. Asimismo, esta encuesta contenía un apartado para que los voluntarios incluyeran sugerencias para la mejora de la actividad.

Paralelamente, también se realizaron muestreos, siguiendo los mismos protocolos (A y B) por el personal del propio grupo de investigación, en las mismas localidades estudiadas por los voluntarios, a fin de contrastar los datos tomados por los voluntarios.

Para conocer la posibilidad de desarrollar programas de CC, se llevaron a cabo estadísticas descriptivas en base a la participación de los centros de la ACBRM y del número de voluntarios, así como a las encuestas de valoración enviadas.

Para el análisis estadístico comparativo entre los datos recogidos por voluntarios y científicos, se llevó a cabo el procesado de los datos de los protocolos A y B. Los parámetros considerados fueron: número de colonias de *O. patagonica* (protocolo A), número de erizos de cada especie -distinguiendo adultos y juveniles- (protocolos A y B), ambos expresados en términos de densidad (n° de colonias o n° de individuos en 100 m^2), la cobertura de las colonias de *O. patagonica* de cada transecto (protocolo A), que fue calculada en base a las dimensiones de cada colonia y expresada en % y la cobertura algal promedio (protocolo B), que fue expresada en términos del número de cuadrados del quadrat que no presentaron recubrimiento algal.

Se empleó un análisis de varianza de 2 niveles, considerando los efectos de los factores ortogonales: (i) Observadores (factor C, fijo, con 2 niveles, buceadores voluntarios vs. científicos), (ii) Sitio (factor S, aleatorio, con 4 niveles-en el protocolo A -Cala Escalera, Cala Mayor, Islotes de los Punchosos, Isla Escombreras- y con 3 niveles en el protocolo B – Cala Escalera, Cala Mayor e Islotes de los Punchosos) y su interacción.

La homogeneidad de varianzas fue explorada empleando el test de Cochran, y cuando fue necesario, los datos fueron transformados ($\ln[x + 1]$) para obtener la homocedastidad de varianzas. Cuando tras dicha transformación no se consiguió dicho objetivo, los análisis se llevaron a cabo de todos modos, ya que el análisis de la varianza, es suficientemente robusto frente a las desviaciones, aunque los resultados fueron interpretados con cautela (Underwood 1987). Los análisis se realizaron empleando el paquete GAD en el software R (R Development Core Team 2017).

Para conocer la posibilidad de que dichas actividades fueran acogidas como alternativa para la diversificación de la oferta recreativa de los centros de buceo, se tomaron en cuenta los análisis descriptivos de participación inicial y la continuidad de la propuesta en el tiempo de forma autónoma (sin la asistencia de los investigadores a cada salida de muestreo). Los resultados obtenidos fueron comparados cualitativamente con la acción de voluntariado realizada en 2007.

7.2.2. Dinamización de la participación de los buceadores en los programas de monitoreo existentes

Para facilitar la implementación en la reserva (y en el litoral murciano) de programas de CC nacionales e internacionales, se llevó a cabo una jornada divulgativa, coordinada por la Universidad de Murcia, y la ACBRM donde los protocolos y funcionamiento de programas nacionales e internacionales de CC fueron presentados por expertos representantes de las mismas (Dr. Carlo Cerrano, Presidente de Reef Check Med; Dr. Elisabetta Broglio, Coordinadora de Observadores del Mar y Dr. Jaime Bernardeau, ponente representante de la red de CC POSIMED) al sector buceo de la RMIP de Cabo de Palos-Islas Hormigas el 16 de diciembre de 2016.

Ante la motivación despertada por los asistentes para poder participar en Reef Check, la Universidad de Murcia coordinó junto con la ACBRM un curso de formación Reef Check del 24 al 26 de Abril de 2017 en el Centro de Interpretación de la Naturaleza de Cabo de Palos a fin de que los voluntarios que quisieran pudieran realizar de forma autónoma el protocolo de monitoreo mediterráneo U-CEM (Underwater Coastal Environment Monitoring) (García-Charton *et al.* 2017). En este curso volvió a recordarse la labor de otros programas de CC. Dichas jornadas permitieron la obtención del certificado Reef Check Eco Diver a los participantes (instructores y guías), habilitando de este modo a dicho público en la realización de muestreos y permitiendo así la integración de sus observaciones a la plataforma de Reef Check Italia, de la que el grupo de investigación llevó a cabo la creación del apartado en castellano. Además fue cedido el material de muestreo Reef Check (tablillas sumergibles) a los centros de buceo, por lo que ellos pudieron (y pueden) continuar empleándolo para subir observaciones o formar a sus clientes en la identificación de organismos del medio marino desde la misma fecha de finalización del curso hasta la actualidad.

Asimismo, el grupo de investigación "Ecología y Conservación Marina" de la Universidad de Murcia puso a disposición de los centros a su equipo investigador, a fin de acompañar a los clientes en sus salidas con el protocolo Reef Check. Para ello preparó una presentación simplificada del curso realizado de Reef Check. Los datos recogidos desde entonces hasta la actualidad han sido analizados por la plataforma Reef Check Med.

Por otro lado, se multiplicaron los esfuerzos para que los buceadores y otro público se integraran en Observadores del Mar. Para ello se creó un correo web donde los observadores podían consultar a la Universidad dudas en relación con observaciones (observadoresdelmar@um.es). De entre todos los proyectos que se proponen en Observadores del Mar (www.observadoresdelmar.com), y en el contexto de la región, donde algunos de los objetivos científicos de Observadores del Mar ya están cubiertos por diferentes organizaciones (p.e. POSIMED, Hippocampus, Proyecto

Nacras del IEO), se decidió focalizar los esfuerzos publicitarios en dar a conocer diferentes especies invasoras del Mediterráneo, fácilmente identificables y de gran interés por su expansión y potencial llegada a las costas murcianas (incluyendo especies de peces, crustáceos, organismos gelatinosos y algas, véase listado) a fin de obtener un sistema de alerta temprano. También se continuó el interés por la localización en la región de desiertos submarinos.

Para dar a conocer las especies de interés, el grupo de investigación se puso a disposición de los centros para realizar una presentación, donde se detalla el interés de alertar la presencia de dichas especies, así como de localizar los desiertos submarinos. Asimismo, se realizaron dos tipos de pósteres en colaboración con Observadores del Mar, uno indicando estas especies invasoras, y el otro presentando el protocolo de muestreo de los desiertos submarinos. Ambos pósters fueron repartidos por todos los centros de la ACBRM, así como en escuelas de formación de buceadores profesionales, y en lonjas, para maximizar la difusión y poder crear este sistema de alerta temprano en la reserva, extensible a otras regiones de la costa murciana.

La incorporación del estudiante Víctor Orenes y su trabajo de fin de grado (Orenes 2017), así como el trabajo de otros miembros del grupo de investigación, permitieron discutir las bases para un futuro desarrollo de las CC en la reserva. Dicho autor llevó a cabo una recopilación bibliográfica exhaustiva de los programas de CC en la ecología, focalizando el desarrollo del trabajo en el compendio de las ventajas y retos a los cuales de enfrenta esta herramienta científica. En base a dicha recopilación y a los resultados de programas realizados o en realización por la Universidad de Murcia en la reserva, se concluyeron las vías de actuación más propicias para reforzar la implementación de programas de CC con una continuidad semi-sostenible económicamente en relación al cambio climático.

7.3. Resultados

7.3.1. MMMDivers

7.3.1.1. Nivel de participación

De los 17 centros que constituyen la ACBRM, a los que se propuso la actividad, 8 centros mostraron interés activo en participar, llevándose a cabo un mínimo de una salida con cada uno de dicho centros de abril a julio (Tabla 7.1). Un total de 65 buceadores voluntarios participaron en la propuesta (lo que constituyen una media de alrededor de 5 participantes por salida). Del total de voluntarios que participaron, sólo 28 respondieron a las encuestas de satisfacción. El 75% de los voluntarios que respondieron las encuestas de satisfacción, expresaron una máxima satisfacción con la actividad (puntuación 5). El 71.4% de los participantes afirmaron que seguro o muy probablemente estarían dispuestos a repetir la actividad (sólo un 7.1% se negó a dicha posibilidad). En general los comentarios sobre la actividad fueron positivos y la mayoría mostró interés por la actividad. Asimismo, la totalidad de las personas que

respondieron al cuestionario mostraron que la actividad supuso un aumento en su preocupación sobre las problemáticas marinas y condujo a un aumento en la curiosidad sobre las especies marinas. Además, se logró que la actividad tuviera lugar en varios puntos del litoral murciano (Cabo Palos, Cartagena, La Manga, Mazarrón y la Azohía). Sin embargo, de todos los centros participantes, sólo un centro mostró interés por adquirir el material creado para los muestreos para fines divulgativos, sin embargo, la actividad no obtuvo continuidad de forma autónoma por ninguno de los centros participantes.

Tabla 7.1 Centros de buceo por localidad y número de salidas realizadas con cada uno de los centros.

Centro de Buceo	Localidad	Número de salidas organizadas con la UMU
Hespérides	Cartagena	2
Balkysub Dive Operations	Cabo de Palos	4
Planeta Azul	Cabo de Palos	2
Islas Hormigas	Cabo de Palos	1
Mangamar	Cabo de Palos	1
Rivemar	La Azohía	1
Buceo Hispania	Mazarrón	1
Masmar buceo	La Manga	1

7.3.1.2. Validez científica de los datos recogidos por buceadores voluntarios

La densidad media de *Oculina patagonica* estimada por los científicos varió espacialmente de $0,7 \pm 0,7$ colonias 100 m^{-2} (Sitio 3) a $17,3 \pm 6,7$ colonias 100m^{-2} (Sitio 4), y la cobertura media de $1,2 \pm 1,2\%$ (Sitio 1) a $3,8 \pm 3,7 \%$ (Sitio 4) (Fig. 7.8). Los datos obtenidos de estas variables por los voluntarios no difirieron significativamente de los datos obtenidos por los científicos, aunque en la mayoría de sitios los científicos observaron ligeramente una mayor densidad y cobertura que los voluntarios (Tabla 7.2).

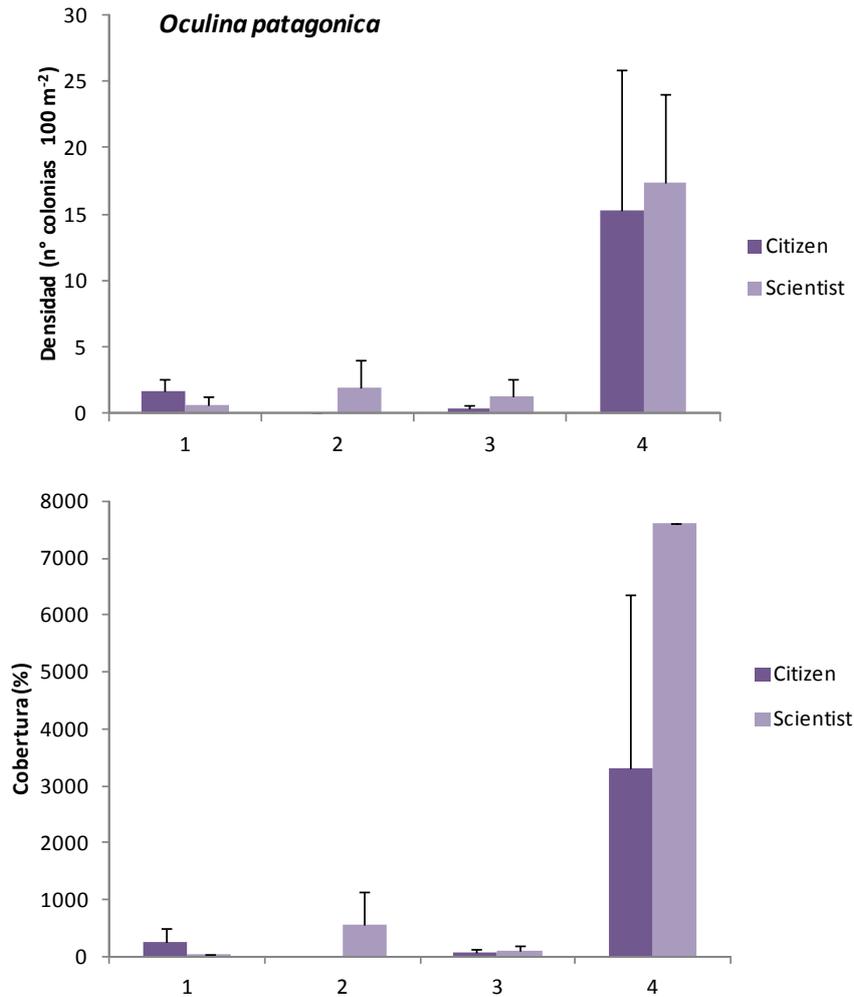


Figura 7.8 Comparación entre los valores medios de densidad y cobertura de *Oculina patagonica* obtenidos por los buceadores recreativos participantes y el equipo científico en los diferentes sitios de estudio (1: Cala Escalera, 2: Cala Mayor, 3: Islotes de los Punchosos, 4: Isla Escombreras).

Respecto a las diferentes categorías de densidad del erizo común *Paracentrotus lividus*, para las variables densidad total y densidad de adultos se observa cierta tendencia a que los científicos estimen densidades superiores a los voluntarios, mientras que para la densidad de juveniles se observa una mayor variabilidad de los datos (Fig. 7.9). A pesar de lo anterior, los datos obtenidos de estas variables por los voluntarios no difirieron significativamente de los datos obtenidos por los científicos (Tabla 7.2). Como apoyo a estos resultados, en el protocolo B se confirman algunas de estas tendencias, así por ejemplo tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los datos estimados por científicos y voluntarios en cuanto a densidad media total de erizos, de adultos o juveniles, sin embargo, la tendencia de los voluntarios a subestimar el número de juveniles se hizo patente en el protocolo B, ya que, a diferencia de los científicos, los voluntarios no encontraron juveniles de erizo.

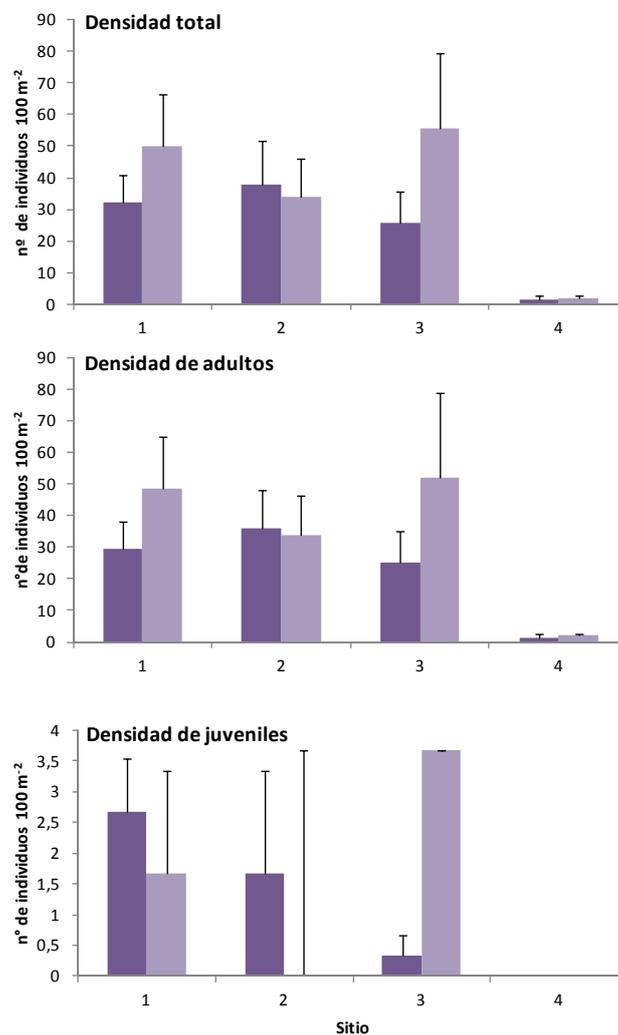


Figura 7.9 *Paracentrotus lividus*. Arriba: densidad media total: adultos + juveniles (\pm SE); en medio: densidad media de adultos, y abajo: densidad media de juveniles, en los sitios prospectados (1: Cala Escalera, 2: Cala Mayor, 3: Islotes de los Punchosos, 4: Isla Escombreras) estimadas por los voluntarios (violeta oscuro) y los científicos (violeta claro).

La densidad media total del erizo negro, *Arbacia lixula* estimada por los científicos fue significativamente mayor que la densidad media estimada por los voluntarios en el protocolo A (Fig. 7.10). Sin embargo, en el protocolo B, no se encontraron diferencias entre las densidades de erizo negro estimadas por voluntarios y científicos

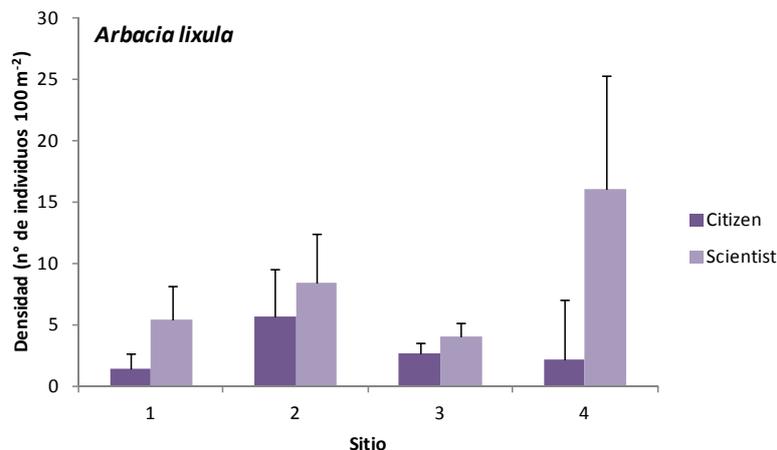


Figura 7.10 *Arbacia lixula*. Densidad media de adultos en los sitios prospectados (1: Cala Escalera, 2: Cala Mayor, 3: Islotes de los Punchosos, 4: Isla Escombreras) estimada por los científicos y los voluntarios.

Finalmente, la cobertura de macroalgas estimada por científicos y voluntarios no varió significativamente. Sin embargo el valor de p fue próximo a $\alpha=0,05$. De hecho, los datos de macroalgas recogidos por los voluntarios parecen reflejar una subestimación de la cobertura algal si los comparamos con aquellos recogidos por los científicos (Fig. 7.11).

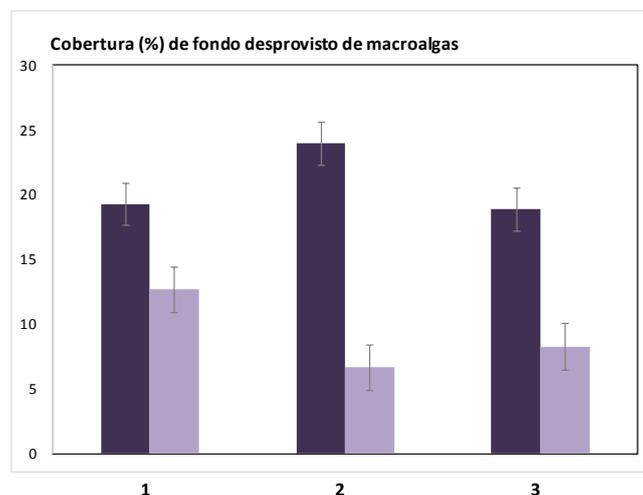


Figura 7.11 Cobertura de fondo desprovisto de macroalgas en los sitios prospectados (1: Cala Escalera, 2: Cala Mayor, 3: Islotes de los Punchosos, 4: Isla Escombreras) estimada por los voluntarios (violeta oscuro) y los científicos (violeta claro).

Tabla 7.2 Análisis de varianza de 2 niveles, considerando los efectos de los factores ortogonales: (i) Observadores (factor C, fijo, con 2 niveles, buceadores voluntarios, vs. científicos), (ii) Sitio (factor S, aleatorio, con 4 niveles) y su interacción para las variables consideradas.

Variable respuesta		gl	MC	F	P
Densidad de <i>Oculina patagonica</i>	C	1	6	2	0,252
	S	3	352,78	5,7362	0,007
	C:S	3	3	0,0488	0,985
	Residuales	3	61,50	-	-
		16			
Cobertura <i>Oculina patagonica</i>	C	1	1,990	0,3814	0,581
	S	3	40,175	4,4538	0,019
	C:S	3	5,219	0,5785	0,637
	Residuales	16	9,020	-	-
Densidad total de <i>Paracentrotus lividus</i>	C	1	759,38	2,0758	0,245
	S	3	2142,82	4,1818	0,023
	C:S	3	365,82	0,7139	0,558
	Residuales	16	512,42	-	-
Densidad total de adultos de <i>Paracentrotus lividus</i>	C	1	737,04	2,5190	0,21068
	S	3	1944,82	3,5479	0,0384
	C:S	3	292,60	0,5338	0,66569
	Residuales	16	584,17	-	-
Densidad total de juveniles de <i>Paracentrotus lividus</i>	C	1	0,1667	0,026	0,890
	S	3	6,2778	0,8417	0,491
	C:S	3	7,3889	0,9907	0,422
	Residuales	16	7,4583	-	-
Densidad total de <i>Arbacia lixula</i>	C	1	80,667	10,3714	0,049
	S	3	116,611	2,0503	0,147
	C:S	3	7,778	0,1368	0,937
	Residuales	16	56,875	-	-
Cobertura de macrófitos	C	2	9,21	0,0654	0,937
	S	1	600,89	13,7959	0,065
	C:S	2	43,56	0,3095	0,739
	Residuales	12	31,89	-	-

7.3.2. Dinamización de la participación de los buceadores en los programas de monitoreo existentes

Un total de 30 buceadores instructores o Dive Masters participaron en el curso de formación Reef Check de Abril de 2017. La totalidad de los participantes obtuvo el certificado Reef Check Eco Diver.

Como resultado de la afiliación de los voluntarios a la iniciativa Reef Check y al programa de monitoreo para el Mediterráneo U-CEM (Underwater Coastal Environment Monitoring), se han recogido hasta la actualidad unas 400 observaciones, enviadas por un total de 20 buceadores en 31 inmersiones. Se tomaron datos de un

total de 42 taxa, de los cuales 25 fueron encontrados en abundancias variables y en lugares distintos. Las observaciones fueron realizadas principalmente en la RMIP de Cabo de Palos - Islas Hormigas (Fig. 7.12).

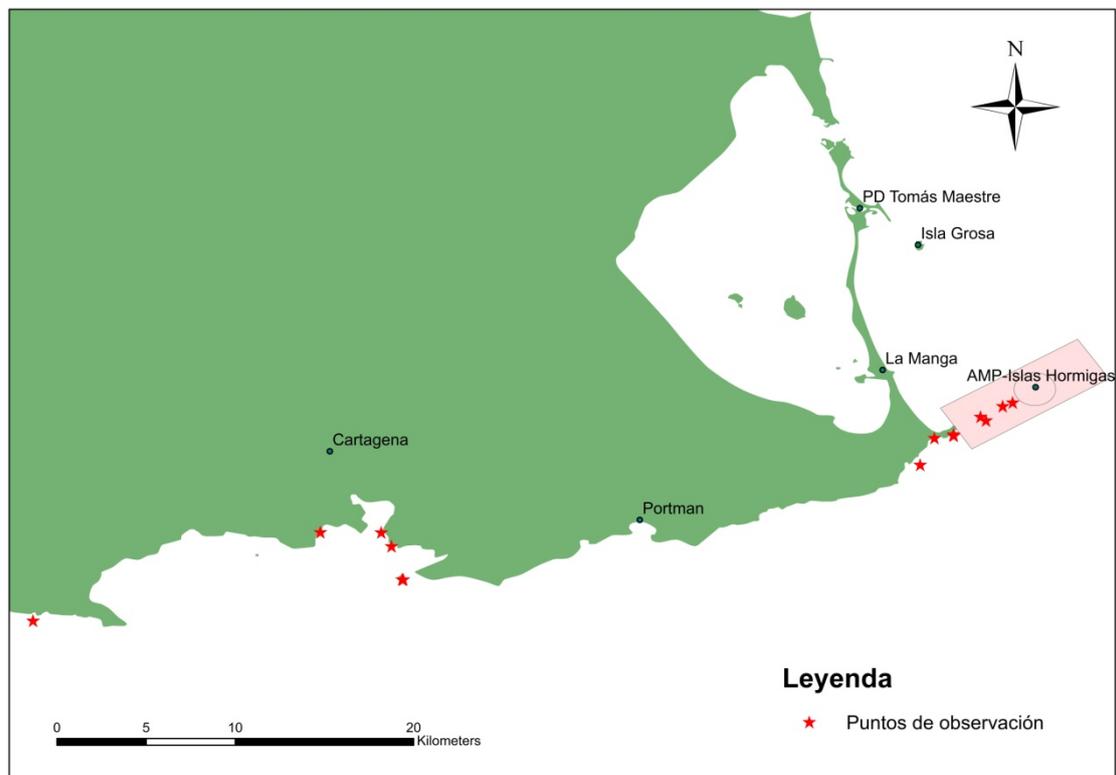


Figura 7.12 Puntos en los que se han realizado observaciones en el litoral murciano por parte de los voluntarios Reef Check.

Aunque los datos obtenidos siguen siendo escasos, son ya suficientes para comenzar a mostrar la presencia y/o ausencia y distribución de algunas especies que resultan importantes por su papel ecológico, incluyendo especies protegidas.

Siendo destacable la acogida de este protocolo por los buceadores, un mayor esfuerzo de muestreo es posible y en la actualidad se continúa en comunicación con los centros de buceo de la ACBRM para reactivar dicho protocolo.

En cuanto a Observadores del Mar, las observaciones en la región se han multiplicado desde la creación del Observatorio Centinela de la Región de Murcia en 2016. Las observaciones más destacadas se realizaron en el marco de distintos proyectos de Observadores del Mar por un total de 6 personas y 3 instituciones (Tabla 7.3). De las observaciones destacadas, los científicos destacan la “meridionalización” que está sufriendo el Mediterráneo como consecuencia del cambio climático. De este modo, se han observado especies ícticas como *Pseudocaranx dentex*, *Serranus atricauda* (en la reserva o proximidades), y las especies invasoras *Selene dorsalis* (en Mazarrón), de la que sólo había constancia de dos citas anteriores en todo el

Mediterráneo (Malta y Mar de Alborán) y *Seriola fasciata* (en Cabo de Palos). Asimismo se han realizado dos observaciones relativamente novedosas de la proliferación de algas invasoras sobre gorgonias y nacras (Cabo de Palos). También ha continuado apareciendo en las observaciones el coral invasor *Oculina patagonica* (Cabo de Palos), y el blanqueamiento del coral *Cladocora caespitosa* (en el Portús) y desde marzo de 2018 ya se detectaban frutos de *Posidonia oceanica*. Mayor esfuerzo de muestreo espacio temporal permitirá conocer las tendencias de posible expansión y/o frecuencia de aparición de estas especies o fenómenos. Por último, la Universidad de Murcia, recibió aviso de la presencia de *Fistularia commersoni* en el noviembre de 2017, sin embargo dichas observaciones y las correspondientes fotografías no fueron subidas a la plataforma Observadores del Mar.

Tabla 7.3 Observaciones destacables realizadas desde 2016, por proyecto de Observadores del Mar y observadores participantes.

Proyecto	Nº de observaciones destacadas	Observadores
Algas invasoras	3	Marta I. Terry López, Eulalia Rubio Pérez
Atención Corales	2	Marta I. Terry López, Patricia Carrasco Jiménez
Crustáceos Decápodos	1	Isabel Rubio Pérez
Nacras	1	Marta I. Terry López
Peces invasores	2	Óscar Esparza Alaminos, Concejalía de Medio Ambiente (Ay. De Torrevieja)
Peces mediterráneos	2	Marta I. Terry López
Plástico 0	2	Universidad de Murcia, Naranjito Buceo
Praderas marinas en reproducción	1	Almudena Cánovas Molina

7.4. Discusión

Tal y como apuntaban la actividad de voluntariado de 2007 (y en el marco de otras actividades de voluntariado realizadas a lo largo de estos años en el área por otras instituciones como la Asociación Hippocampus -con la red de avistamientos de caballitos de Mar y la recogida de plomo- o POSIMED), se constató una muy buena acogida de actividades de voluntariado en la RMIP de Cabo de Palos-Islas Hormigas y en el litoral murciano. Por un lado, la nueva propuesta de voluntariado con la ACBRM planteada en 2016, MMMDivers, alcanzó una alta participación, hasta 8 centros de buceo participaron frente a los 7 centros participantes en el 2007, así como 65 voluntarios frente a los 55 registrados en 2007 y se realizaron un total de 13 salidas. Además el mayor esfuerzo publicitario realizado para la actividad por parte del grupo de investigación, y también de forma muy activa por la ACBRM, permitió un mayor ámbito de actuación geográficamente, donde los muestreos se realizaron tanto en la RMIP de Cabo Palos Islas hormigas como en otras zonas del litoral murciano (Cartagena, La Manga, Mazarrón y la Azohía). Además, los voluntarios que respondieron a las encuestas (en su mayoría clientes de los centros de la ACBRM) expresaron un interés por continuar este tipo de actividades.

Por otro lado, fue notable el alto grado de interés observado por los instructores y dive masters por el proyecto Reef Check, por primera vez implementado en la región, que consiguió la asistencia a sus cursos de hasta 30 participantes, de los cuales 20 buceadores realizaron un total de 400 observaciones en 31 inmersiones. También por el interés despertado por la plataforma Observadores del Mar donde las observaciones en la región se han multiplicado desde la creación del Observatorio Centinela de la Región de Murcia en 2016, aunque las observaciones destacadas se centran en la participación de un bajo número de voluntarios, con un notable esfuerzo de algunos de ellos.

Estos resultados demuestran de nuevo que la posibilidad de desarrollar programas de CC con los centros de buceo y con buceadores voluntarios en la región y en Cabo de Palos en particular, es un objetivo factible.

Sin embargo, los centros no continuaron la iniciativa MMMDivers de forma autónoma, por lo que la posibilidad de que esta iniciativa pudiera implementarse como alternativa para la diversificación de la oferta recreativa quedaría descartada. A pesar de lo anterior, las observaciones en el marco de los proyectos Reef Check y Observadores del Mar se realizaron en su mayoría de forma autónoma. Estos hechos apuntan a que el protocolo MMMDivers puede resultar de mayor complejidad para su realización autónoma en los centros, bien sea por el tiempo que requiere la exposición del trabajo a realizar previa inmersión (30-40 min) o a la dificultad del empleo de material científico específico para su realización por los clientes (transectos y quadrats). También, a pesar de las buenas puntuaciones de la actividad por los voluntarios que respondieron las encuestas, cabe la posibilidad de que el protocolo

MMMDivers resulte menos atractivo por los clientes que otra oferta actual recreativa de los centros, ya que en MMMDivers la mayor parte de la inmersión está focalizada en la realización del muestreo, mientras que los protocolos de Reef Check u Observadores del Mar, permiten que el tiempo dedicado durante las inmersiones rutinarias de los centros sea el elegido por los clientes, pudiendo ser mínimo. Asimismo el protocolo MMMDivers resulta muy concreto en sus objetivos, forzando a los buceadores a focalizarse en determinados organismos (erizos, *Oculina patagonica* y algas), hecho que puede *a priori* resultar menos atractivo que en los protocolos de las otras iniciativas, donde los buceadores son libres de elegir el organismo que más pueda llamarles la atención entre una batería amplia. Por estos motivos, es posible que los centros consideren la actividad MMMDivers de menor interés para su clientela que la oferta recreativa que actualmente defienden.

En base a estos resultados se hace necesaria la revisión, creación o focalización en protocolos sencillos que permitan un mínimo esfuerzo por parte de la clientela y que resulten adaptables a las preferencias de cada buceador (Foster-Smith & Evans 2003, Thiel *et al.* 2014).

En cuanto a la validez de los datos científicos recogidos por los voluntarios, los resultados obtenidos en 2007, vuelven a repetirse, demostrándose la capacidad de los voluntarios, previa formación (Fore *et al.* 2001, Thiel *et al.* 2014), en la toma de datos. Así los datos obtenidos por científicos y voluntarios tanto en 2007 como en 2016 apuntan a la ausencia de diferencias significativas. Y la gran mayoría de observaciones realizadas por los voluntarios en el marco de Reef Check y Observadores del mar, han resultado validados por los científicos de forma exitosa. Sin embargo, tal como ocurrió en la actividad de voluntariado de 2007, se observó en MMMDivers ciertos patrones que indican una tendencia no significativa a cometer la subestimación de las abundancias de especies o grupos. Destacaron en MMMDivers la variabilidad en la estimación de los juveniles de *Paracentrotus lividus* por los voluntarios en el protocolo A, que incluso llegó a ser estadísticamente distinta de la abundancia estimada por ambos tipos de observadores en el protocolo B, donde los voluntarios no observaron erizos juveniles, todo ello indica la dificultad de localizar los erizos juveniles de menos de 2 cm, normalmente escondidos y protegidos en oquedades. Similarmente a lo observado en 2007, los voluntarios tuvieron dificultades para distinguir ambas especies de erizo, de este modo en el protocolo A no se encontraron diferencias significativas en la densidad de adultos de *A. lixula* muestreados por científicos y voluntarios, pero sí que se observan diferencias significativas en el protocolo B. Estas subestimaciones se repiten para la cobertura algal, y aunque las diferencias no llegan a ser significativas, se observó una muy clara tendencia a subestimar la cobertura algal (hecho que no se dio en el voluntariado de 2007), tal vez de nuevo por la problemática de distinguir los distintos morfotipos de algas.

Todas estos errores de estima pueden ser fácilmente solventables con una mayor experiencia en el medio marino tal y como se indicó en la actividad de voluntariado de 2007 (García Charton *et al.* 2007).

Por último, el trabajo bibliográfico realizado en paralelo a las iniciativas de CC (Orenes 2017), junto a las conclusiones extraídas de dichas iniciativas, permitió de nuevo concluir que se hacen necesarios protocolos sencillos, con un mínimo esfuerzo de muestreo, atractivos para el buceador voluntario y que se focalicen en cuestiones aún poco exploradas, en especial sobre el cambio climático, que tal como se ha observado en el litoral murciano, está causando cambios importantes en la fauna marina (véanse por ejemplo, las observaciones destacadas obtenidas en este último periodo por Observadores del Mar). Éste afecta a la biodiversidad del medio marino en múltiples formas, concluyéndose que lo más factible sería centrar los esfuerzos en especies invasoras para obtener sistemas de detección temprana y su seguimiento, así como en cambios en la fenología reproductiva.

8. Conclusiones

Poblamiento de peces de fondos rocosos:

- 1) Las especies más beneficiadas por las medidas de protección pesquera en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas son especies depredadoras de gran tamaño e interés comercial (meros, falsos abadejos, chernas, sargos reales, corvas, dentones, etc.), y, en general, especies piscívoras. Los incrementos medidos a lo largo del tiempo están entre los mayores registrados en áreas marinas protegidas del Mediterráneo.
- 2) Tras la importante disminución de las abundancias de estas especies registrada a partir de 2011, achacable principalmente a la pesca furtiva (sobre todo en la reserva integral), parece estar ocurriendo una cierta recuperación en alguna de las especies afectadas (sobre todo meros y corvas), aunque no es suficiente como para verse reflejada en una recuperación del compartimento piscívoro, y con ello para que se esté produciendo una total rehabilitación de la estructura trófica del sistema.
- 3) Existe una heterogeneidad espacial en la dinámica temporal observada desde la implementación de la reserva marina, motivada principalmente por diferencias de hábitat estructural: en el sector más cercano a la costa una mayor heterogeneidad de hábitat (debida a una mayor importancia de los fondos arenosos o cubiertos por *Posidonia oceanica*) implica la presencia o mayor abundancia de determinadas especies (p. ej. raspallones, salmonetes, pequeños lábridos, etc.), mientras que las especies de mayor tamaño (meros, corvas, espetones, dentones, etc.) se concentran en los bajos más alejados y la reserva integral (archipiélago de las islas Hormigas), más abruptos, con una mayor presencia de fondos rocosos y que alcanzan mayores profundidades. A esta heterogeneidad ha podido contribuir la acción de los furtivos, así como la pesca recreativa (tanto la permitida como la incontrolada) en las zonas más costeras de la reserva. Además, se ha observado una fuerte heterogeneidad a la escala de zonas separadas varios cientos de metros entre sí dentro de cada sector, así como entre réplicas (separadas por decenas de metros), asimismo achacables a la heterogeneidad de hábitat a esas escalas espaciales.
- 4) El poblamiento íctico en la recientemente declarada reserva marina de Cabo Tiñoso aún no da señales de recuperación como consecuencia de la implementación de las medidas de protección.
- 5) La técnica de censos TRT+DS parece ser más adecuada para estimar de un modo más preciso y exacto la densidad de especies de gran tamaño y/o comportamiento gregario y distribución agregada, debiendo seguir aplicándose para esas especies

para una mejor caracterización de la estructura funcional del poblamiento de peces de fondos rocosos.

Pesca artesanal en el litoral murciano:

- 6) Las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) medidas a partir de datos oficiales de lonja para el conjunto de los barcos que faenan dentro y en los alrededores de las reservas marinas estudiadas (Cabo de Palos y Cabo Tiñoso) y en el entorno de Cabo Cope, reflejan mayores valores en la zona de Cabo de Palos; se confirma pues la utilidad de la reserva marina como herramienta de promoción de las capturas pesqueras por parte de la flota de artes menores.
- 7) Sin embargo, en las tres localidades se ha registrado una disminución continuada de las CPUE a lo largo del tiempo.
- 8) Además, las mayores CPUE se realizan en las zonas más cercanas a la reserva marina, corroborando de este modo la decisiva influencia de la misma sobre las capturas pesqueras.
- 9) Estas diferencias son debidas a unas pocas especies característicamente beneficiadas por las medidas de protección (lecha, mero, rascasa), así como de otras especies que probablemente se ven beneficiadas por condiciones de hábitat especialmente favorables (caso del salmonete). Otras especies, en cambio (dentón, sargo) han registrado mayores CPUE en Cabo Tiñoso y Cabo Cope que en Cabo de Palos.
- 10) La mayor parte de los lances de pesca se realizan fuera de la reserva. En los pocos casos en los que se han podido comparar los estadillos de captura diaria entregados en la reserva de Cabo de Palos (para pescas realizadas dentro de la reserva marina) con los datos de lonja, se han podido detectar una serie de posibles mejoras en la cumplimentación de dichos estadillos, tanto en la precisión de los datos consignados, como en el registro de las capturas y su adecuación a lo reflejado en las estadísticas oficiales.
- 11) Se insiste en la necesidad de continuar con los registros de capturas por parte de observadores a bordo de las unidades pesqueras artesanales, como la fuente más precisa y fiable de datos pesqueros para una mejor gestión de la reserva marina.

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

- 12) El esfuerzo pesquero recreativo desde costa está claramente relacionado con la presencia de la reserva marina. En cuanto a la distribución del esfuerzo pesquero desde embarcación, la principal área de concentración de esta actividad se localiza en el entorno de la isla Grosa. No obstante, una proporción significativa de los barcos detectados (casi la mitad) se encontraron faenando en la posible área de influencia de la reserva marina (por estar a una distancia susceptible de recibir

biomasa íctica de la reserva a través del fenómeno de *spillover* o exportación de dentro a fuera).

- 13) Sin embargo, la distancia a puerto pesa significativamente sobre la localización de las embarcaciones, sugiriendo que la expectativa de mayores capturas no es el único factor que influye en las decisiones de pesca de las personas que practican estas modalidades pesqueras.
- 14) La mayor concentración de barcos censados se produce a distancias y profundidades coincidentes con la distribución del límite inferior de la pradera de *Posidonia oceanica* en contacto con los fondos detríticos (la popularmente conocida como "barbá"), sugiriendo que este hábitat pudiera ser especialmente productivo para la pesca recreativa.
- 15) Otros factores ambientales (tales como las condiciones meteorológicas y el estado de la mar) bien pudieran influir en la intensidad y la distribución espacial del esfuerzo pesquero recreativo.
- 16) Son necesarios nuevos estudios que determinen qué factores son los potencialmente responsables de las estrategias y tácticas pesqueras recreativas, así como qué técnicas pesqueras son las más utilizadas, y cuáles son las especies más afectadas por esta actividad.

Impacto del submarinismo recreativo:

- 17) Se ha realizado un estudio piloto encaminado a identificar nuevas especies indicadoras del impacto del submarinismo en la reserva marina. Algunas especies han aparecido en exclusiva en la reserva integral, y se confirman las diferencias de densidad del briozoo "falso coral" (*Myriapora truncata*) entre la reserva integral y la reserva parcial (en la que el buceo recreativo está regulado). Sin embargo, no se han encontrado diferencias de densidad para la mayoría de las especies estudiadas, e incluso el briozoo *Adeonella calveti* ha resultado significativamente más abundante en la reserva parcial.
- 18) Por tanto, de nuestro estudio se puede inferir que, o no hay impacto del submarinismo en esas otras especies, o bien el diseño experimental de campo o el esfuerzo de muestreo desarrollado no han sido capaces de detectarlo.
- 19) Para algunas de las especies incluidas en el estudio puede ocurrir que no resulten frágiles ante el paso continuado de buceadores (caso de ascidias y esponjas), por lo que no parecen ser buenas indicadoras del efecto erosivo de esta actividad turística recreativa en la reserva marina.
- 20) Resulta necesario profundizar en el estudio de estas especies más frágiles (1) ampliando la profundidad de los muestreos, (2) intensificando el número de réplicas, con el fin de contrarrestar la rareza de buena parte de estas especies y su probable distribución a mayores profundidades, y (3) explorando las posibles diferencias morfométricas de las especies estudiadas. Además, se debería ampliar el espectro de indicadores potenciales a otras especies, para así dar respuesta a la

necesidad de contar con buenos indicadores de impacto de esta importante actividad en las reservas marinas mediterráneas.

Seguimiento de las poblaciones de gorgonia blanca en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas:

- 21) Los resultados confirman la estabilidad de los parámetros poblacionales considerados en el estudio (densidad total, relación densidad total:tumbadas) tras el episodio de mortalidad parcial registrado en 2017.
- 22) Asimismo, las variables morfométricas (altura de las colonias) y la afección por necrosis (afección media por individuo, proporción de colonias afectadas) se mantienen estables respecto a los últimos años prospectados.
- 23) Resulta necesario mantener un seguimiento rutinario de las poblaciones de *Eunicella singularis* en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas como mecanismo de vigilancia frente a posibles efectos del cambio climático en el medio marino.

Ciencia ciudadana y monitoreo de indicadores de cambio climático:

- 24) Se ha diseñado y puesto en práctica una iniciativa original de ciencia ciudadana en el medio marino con centros de buceo (denominada MMMDivers) focalizada en la caracterización de las poblaciones del coral invasor *Oculina patagonica* y su relación con la densidad de erizos (*Paracentrotus lividus* y *Arbacia lixula*) y la cobertura algal. Se ha demostrado que los datos obtenidos por buceadores voluntarios son utilizables para el seguimiento científico de la biodiversidad marina en áreas marinas protegidas.
- 25) Por otra parte, se ha dinamizado la participación de los centros de buceo recreativo de la Región en iniciativas existentes (Observadores del Mar y Reef Check Med).
- 26) Ambas iniciativas demuestran el interés y la viabilidad de este tipo de actividades para dar apoyo a la obtención de datos científicos, a la vez que constituye una importante herramienta de concienciación y educación ambiental y permite la diversificación de la oferta comercial de los centros de buceo.
- 27) Se han identificado parcelas de mejora a la hora de organizar este tipo de actividades de ciencia ciudadana; en particular, se ha puesto de manifiesto la necesidad de diseñar protocolos sencillos y que requieran un mínimo esfuerzo de muestreo, atractivos para el buceador voluntario y que se focalicen en cuestiones aún poco exploradas, en especial sobre el cambio climático.

9. Bibliografía

- Almany GR, Hamilton RJ, Bode M, Matawai M, Potuku T, Saenz-Agudelo P, Planes S, Berumen ML, Rhodes KL, Thorrold SR, Russ GR, Jones GP (2013) Dispersal of grouper larvae drives local resource sharing in a coral reef fishery. *Curr Biol* 23: 626–630. doi: 10.1016/j.cub.2013.03.006
- 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, Gorley R, Clarke KR (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth, UK
- Anderson, M.J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26 (1): 32 – 46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Au AC, Zhang L, Chung S, Qiu J-W (2014) Diving associated coral breakage in Hong Kong: differential susceptibility to damage. *Marine pollution bulletin* 85:789–796
- Barker NH, Roberts CM (2004) Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120:481–489
- 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
- Bejarano I, Cerrano C, Mateos-Molina D, Ruíz-Fernández J, Bernardeau J, García-Charton J (2017) Indicators of climate change impact in Specially Protected Areas of Mediterranean Importance. RAC/SPA UNEP(DEPI)/MED WG.431/Inf.11
- Blasco MJV, González MM (2014) Confort psicológico y experiencia turística. Casos de estudio de espacios naturales protegidos de la Comunidad Valenciana (España). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*:293–316
- 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.
- Branchini S, Meschini M, Covi C, Piccinetti C, Zaccanti F, Goffredo S (2015) Participating in a citizen science monitoring program: implications for environmental education. *PLoS One* 10:e0131812
- Bravo G, Márquez F, Marzinelli EM, Mendez MM, Bigatti G (2015) Effect of recreational diving on Patagonian rocky reefs. *Marine environmental research* 104:31–36
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL, Borchers DL, Thomas L (2001) *Introduction to Distance Sampling*, Oxford University Press, Oxford.
- Burnham KP, Anderson DR, Laake JL (1980) Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildl Monogr* 72: 1–202

- 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.
- Camp E, Fraser D (2012) Influence of conservation education dive briefings as a management tool on the timing and nature of recreational SCUBA diving impacts on coral reefs. *Ocean & coastal management* 61:30–37
- Casoli E, Nicoletti L, Mastrantonio G, Jona-Lasinio G, Belluscio A, Ardizzone G (2017) Scuba diving damage on coralligenous builders: Bryozoan species as an indicator of stress. *Ecological indicators* 74:441–450
- Cebrián E, Linares C, Marschal C, Garrabou J (2012) Exploring the effects of invasive algae on the persistence of gorgonian populations. *Biol Invasions* 14:2647–2656
- Cerrano C, Bavestrello G, Bianchi CN, Cattaneo-Vietti R, Bava S, Morganti C, Morri C, Picco P, Sara G, Schiaparelli S (2000) A catastrophic mass-mortality episode of gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecol Lett* 3:284–293
- Chacón CR (2016) Educación ambiental en el año internacional de la biodiversidad. *Biocenosis* 24
- Chiba SN, Iwatsuki Y, Yoshino T, Hanzawa N (2009) Comprehensive phylogeny of the family Sparidae (Perciformes: Teleostei) inferred from mitochondrial gene analyses. *Genes Genet. Syst.* 84:153–170
- Clarke KR, Gorley RN (2006) *Primer v6: User Manual/Tutorial* - Primer-E Ltd. :190
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenici P, García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandepierre F, Valle C, Planes S (2008) Marine reserves: Size and age do matter. *Ecol Lett* 11: 481-
- Claudet J, Osenberg CW, Domenici P, Badalamenti F, Milazzo M, Falcón JM, Bertocci I, Benedetti-Cecchi L, García-Charton JA, Goñi R, Borg JA, Forcada A, de Lucia GA, Pérez-Ruzafa A, Afonso P, Brito A, Guala I, Le Diréach L, Sánchez-Jerez P, Sommerfield PJ, Planes S (2010) Marine reserves: Fish life history and ecological traits matter. *Ecol Appl* 20: 830–839. doi: 10.1890/08-2131.1
- Cohn JP (2008) Citizen science: Can volunteers do real research? *AIBS Bull* 58:192–197
- 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, Linares C, Ribes M, Diaz D, Garrabou J, Ballesteros E (2006) Consequences of a mass mortality in populations of *Eunicella singularis* (Cnidaria: Octocorallia) in Menorca (NW Mediterranean). *Mar Ecol Prog Ser* 327:51–60
- Coma R, Pola E, Ribes M, Zabala M (2004) Long-term assessment of temperate octocoral mortality patterns, protected vs. unprotected areas. *Ecological Applications* 14:1466–1478
- Coma R, Ribes M (2003) Seasonal energetic constraints in Mediterranean benthic suspension feeders: effects at different levels of ecological organization. *Oikos* 101:205–215
- Coma R, Ribes M, Gili J-M, Zabala M (2000) Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends Ecol Evol* 15:448–453
- Coma R, Serrano E, Linares C, Ribes M, Calvín J (2007) Informe sobre el estado de las poblaciones de gorgonias de la reserva marina de Cabo de Palos– Islas Hormigas (septiembre – noviembre 2007).

- Coma R, Serrano E, Linares C, Ribes M, Díaz D, Ballesteros E (2011) Sea urchins predation facilitates coral invasion in a marine reserve. *PLoS One* 6:e22017
- Cooke SJ, Cowx IG (2004) The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54: 857.
- 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.
- Crutzen PJ (2002) Geology of mankind. *Nature* 415:23
- Cvitković I, Despalatović M, Nikolić V, Žuljević A (2013) The first record of *Oculina patagonica* (Cnidaria, Scleractinia) in the Adriatic Sea. *Acta Adriat* 54:87–92
- Davis D, Tisdell C (1996) Economic management of recreational scuba diving and the environment. *Journal of Environmental Management* 48:229–248
- de la Nuez-Hernández D, Valle C, Forcada A, Correa JMG, Torquemada YF (2014) Assessing the erect bryozoan *Myriapora truncata* (Pallas, 1766) as indicator of recreational diving impact on coralligenous reef communities. *Ecological indicators* 46:193–200
- Dearden P, Bennett M, Rollins R (2007) Perceptions of diving impacts and implications for reef conservation. *Coastal Management* 35:305–317
- Di Franco A, Marchini A, Baiata P, Milazzo M, Chemello R (2009) Developing a scuba trail vulnerability index (STVI): a case study from a Mediterranean MPA. *Biodiversity and conservation* 18:1201
- Di Franco A, Thiriet P, Di Carlo G, Dimiatrides C, Francour P, Gutiérrez NL, Jeudy de Grissac A, Koutsoubas D, Milazzo M, Otero MM, Piante C, Plass-Johnson J, Sainz-Trapaga S, Santarossa L, Tudela S, Guidetti P (2016) Five key attributes can increase marine protected areas performance for small-scale fisheries management. *Scientific Reports* 6:38135
- 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
- Dickinson JL, Zuckerberg B, Bonter DN (2010) Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 41:149–172
- 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.
- Dorazio RM, Royle JA (2005) Estimating size and composition of biological communities by modeling the occurrence of species. *J Am Stat Assoc* 100: 389–398
- Dudley N, Stolton S, Belokurov A, Krueger L, Lopoukhine N, Mackinnon K, Sandwith T, Sekhran N (2010) Natural solutions: Protected areas helping people cope with climate change. *Nat Solut Prot Areas Help People Cope Clim Change*

- Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Willis TJ, Kininmonth E, Banks S, Barret N, Becerro MA, Bernard ATF, Berkhout J, Buxton CD, Campbell SJ, Cooper AT, Davey D, Edgar SC, 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
- Fine M, Oren U, Loya Y (2002) Bleaching effect on regeneration and resource translocation in the coral *Oculina patagonica*. *Mar Ecol Prog Ser* 234:119–125
- Fine M, Zibrowius H, Loya Y (2001) *Oculina patagonica*: a non-lessepsian scleractinian coral invading the Mediterranean Sea. *Mar Biol* 138:1195–1203
- Font T, Lloret J (2011) Socioeconomic implications of recreational shore angling for the management of coastal resources in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 108(1): 214-217.
- Font T, Lloret J (2014) Biological and ecological impacts derived from recreational fishing in mediterranean coastal areas. *Rev Fish Sci Aquacult* 22: 73-85.
- Font T, Lloret J, Piante 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
- Fore LS, Paulsen K, O’Laughlin K (2001) Assessing the performance of volunteers in monitoring streams. *Freshw Biol* 46:109–123
- Foster-Smith J, Evans SM (2003) The value of marine ecological data collected by volunteers. *Biol Conserv* 113:199–213
- 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 EE (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. doi: 10.3354/meps230253
- Fuzio F (2017) Citizen Science in Mediterranean MPAs: monitoring on invasive coral and sea urchins with recreational divers. Tesis de Fin de Máster, Università Politecnica delle Marche, Ancona, Italia
- García-Charton J, Calò A, Cuadros A, Fuzio F, Hernández-Andreu R, Pereñíguez-López J, Rojo-Moreno I, Terranova C (2017) 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, Aguilar A, Barcala Bellod E, Bejarano I, Calò A, Hernández Andreu R, Mateo Molina D, Pereñíguez-López JM, Rojo-Moreno I, Marcos C, Pérez-Ruzafa (2014) 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, 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, Calò A, Cuadros Casado A, Fuzio F, Hernández Andreu R, Pereñíguez López JM, Rojo Moreno I, Terranova C, Marcos C, Pérez Ruzafa A (2016) Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2016. Consejería de Agricultura y Agua- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- García-Charton JA, Esparza Alaminos O, Rodríguez Hernández A, Saber Rodríguez S, Trevino Otón J, Herrero Pérez J, Pérez-Ruzafa A, Marcos Diego C (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
- García-Charton JA, Esparza Alaminos O, Segovia-Viadero M, Treviño Otón J, Herrero Pérez A, Cenci E, Pérez-Ruzafa J, Marcos Diego C (2008) 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, Hackradt CW, Félix Hackradt F, Segovia-Viadero M, Martínez Garrido J, González Andrés C, Fernández Márquez D, Tubío A, Sanchis Martínez A, Morcillo Buendía E, Treviño Otón J, Marcos Diego C, Pérez-Ruzafa J (2010) 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, Hackradt CW, Félix-Hackradt FC, Segovia Viadero M, Martínez Garrido J, Tubío A, Sanchis Martínez A, Morcillo Buendía E, Treviño Otón J, Pérez Ruzafa A (2010) Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas 2010. Consejería de Agricultura y Agua- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- García-Charton JA, Herrero Pérez A, Esparza Alaminos O, Pérez Ruzafa A, Marcos Diego C (2006) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas 2006. Consejería de Agricultura y Agua- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- García-Charton JA, Herrero Pérez A, Esparza Alaminos O., Espejo Cayuela, C. C, Pérez Ruzafa, A., Marcos Diego, C. (2005) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas 2005.
- García-Charton JA, Lorenzi MR, Calo 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 (1998). Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *Marine Ecology* 19(2): 111-128.
- 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 Á, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O, Moreno D (2004) Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine

- reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Mar Biol* 144: 161–182. doi: 10.1007/s00227-003-1170-0
- García-Charton JA, Segovia-Viadero M, Esparza Alaminos O, Martínez Garrido J, Fernández Márquez D, Hackradt CW, Treviño Otón J, Félix Hackradt F, Marcos Diego C, Pérez-Ruzafa J (2009) 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-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.
- García-Rubies A, Zabala M (1990) Effects of total fishing prohibition on the rocky fish assemblages of Medes Islands marine reserve (NW Mediterranean). *Sci Mar* 54: 317–328.
- Garrabou J, Harmelin J (2002) A 20-year study on life-history traits of a harvested long-lived temperate coral in the NW Mediterranean: insights into conservation and management needs. *J Anim Ecol* 71:966–978
- Garrabou J, Sala E, Arcas A, Zabala M (1998) The impact of diving on rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology* 12:302–312
- 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, Grorud-Colvert C, Thiriet P, Claudet J, Di Carlo G, Di Franco A, Gaines SD, García-Charton JA, Lubchenco J, Reimer J, Sala E, Guidetti P (2017) Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: A regional meta-analysis. *Sci Rep* 7: 1–12. doi: 10.1038/s41598-017-08850-w
- 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, Schuhmann PW, Oxenford HA (2015) Recreational diver preferences for reef fish attributes: economic implications of future change. *Ecological Economics* 111:48–57
- Giorgi F, Lionello P (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Mediterr Clim Trends Var Change* 63:90–104
- 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. doi: 10.1002/eap.1511
- Goñi R, Adlerstein S, Alvarez-Berastegui D, Forcada A, Reñones O, Criquet G, Polti S, Cadiou G, Valle, C, Lenfant, P, Bonhomme P, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Lizaso JL, García-Charton JA, Bernard G, Stelzenmüller V, Planes S (2008) Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Mar Ecol Prog Ser* 366: 159–174. doi: 0.3354/meps07532
- Gori A, Rossi S, Linares C, Berganzo E, Orejas C, Dale MR, Gili J-M (2011) Size and spatial structure in deep versus shallow populations of the Mediterranean gorgonian *Eunicella singularis* (Cap de Creus, northwestern Mediterranean Sea). *Mar Biol* 158:1721–1732
- Gouveia C, Fonseca A, Câmara A, Ferreira F (2004) Promoting the use of environmental data collected by concerned citizens through information and communication technologies. *J Environ Manage* 71:135–154

- Grau A (2008) Recreational maritime fishing in the Balearic Islands: tradition and future. Abstract. *Options Méditerranéennes*: 97-105.
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, Pais A, Spanò N, Balzano R, Agardy T, Boero F, Carrada G, Cattaneo-Vietti R, Cau A, Chemello R, Greco S, Manganaro A, Notarbartolo di Sciara G, Russo G, Tunesi L (2008) Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation* 141:699-709
- 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. doi:10.1371/journal.pone.0091841
- Guzmán HM, Cortés J (2001) Changes in reef community structure after fifteen years of natural disturbances in the eastern Pacific (Costa Rica). *Bull Mar Sci* 69:133-149
- 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. doi: 10.1371/journal.pone.0098206
- Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and long lasting effects. *Ecol Lett* 5: 361-366. doi: 10.1046/j.1461-0248.2002.00326.x
- Hammerton Z (2017) Determining the variables that influence SCUBA diving impacts in eastern Australian marine parks. *Ocean & Coastal Management* 142:209-217
- Hammerton Z (2018) Risk assessment of SCUBA diver contacts on subtropical benthic taxa. *Ocean & Coastal Management* 158:176-185
- Hammerton Z, Dimmock K, Hahn C, Dalton SJ, Smith SD (2012) Scuba diving and marine conservation: collaboration at two Australian subtropical destinations. *Tour Mar Environ* 8:77-90
- Hannah L, Midgley G, Andelman S, Araújo M, Hughes G, Martinez-Meyer E, Pearson R, Williams P (2007) Protected area needs in a changing climate. *Front Ecol Environ* 5:131-138
- Harmelin JG, Bachet F, Garcia F (1995). Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Marine Ecology* 16(3): 233-250.
- Harmelin J-G, Marinopoulos J (1994) Population structure and partial mortality of the gorgonian *Paramuricea clavata* (Risso) in the north-western Mediterranean (France, Port-Cros Island). *Mar Life* 4:5-13
- Harmelin-Vivien M, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, García-Charton J A, 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.
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin (1975) Présentation d'une méthode d'évaluation insitu de la faune ichthyologique. *Trav Sci Parc nation Port-Cros I* :47-52
- Hasler H, Ott JA (2008) Diving down the reefs? Intensive diving tourism threatens the reefs of the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin* 56:1788-1794
- Hawkins JP, Roberts CM, Kooistra D, Buchan K, White S (2005) Sustainability of scuba diving tourism on coral reefs of Saba. *Coastal Management* 33:373-387

- Hawkins R Julie P (1997) Estimating the carrying capacity of coral reefs for scuba diving. In: p 1923–1926
- Haywood BK (2014) A “sense of place” in public participation in scientific research. *Sci Educ* 98:64–83
- Hereu B, Linares C, Sala E, Garrabou J, Garcia-Rubies A, Diaz D, Zabala M (2012) Multiple processes regulate long-term population dynamics of sea urchins on Mediterranean rocky reefs. *PLoS One* 7:e36901
- Hill J, Wilkinson C (2004) Methods for ecological monitoring of coral reefs. *Aust Inst Mar Sci Townsv* 117
- Hoegh-Guldberg O (1999) Climate change, coral bleaching and the future of the world’s coral reefs. *Marine and freshwater research* 50:839–866
- Hogg K, Young S, Semitiel-García M, Noguera-Méndez P (2016) Set of guidelines for social science research in MPAs. *Monit Mediterr Mar Prot AREAS*:89
- 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
- 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
- Irving R (2003) Volunteer participation in marine surveys. *English Nature*, Peterborough, UK
- IUCN (2017) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017–2. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 14 September 2017.
- Jackson J (1985) Distribution and ecology of clonal and aclonal benthic invertebrates.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlanson 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. doi: 10.1126/science.1059199
- Jameson SC, Tupper MH, Ridley JM (2002) The three screen doors: can marine “protected” areas be effective? *Mar Pollut Bull* 44:1177–1183
- 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. doi: 10.1046/j.1523-1739.1999.98324.x
- Jiménez-Gutiérrez SV, Martín-González G, Tena-Medialdea J (2009) Patterns of scuba diver behaviour to assess environmental impact on marine benthic communities: a suitable tool for management of recreational diving on Benidorm island (Western Mediterranean sea). *Nereis. Estudios y propuestas científico técnicas* 2: 19-28
- Jordan RC, Gray SA, Howe DV, Brooks WR, Ehrenfeld JG (2011) Knowledge gain and behavioral change in citizen-science programs. *Conserv Biol* 25:1148–1154
- Kulbicki M, Sarraména 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 (5): 315–325
- Kulbiki M (1998) How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual censuses. *J Exp Mar Biol Ecol* 222: 11–30.

- Lamb JB, True JD, Piromvaragorn S, Willis BL (2014) Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biological Conservation* 178:88–96
- Landmann G (2003) Evaluation of marine tourism sites in the Galapagos Marine Reserve.
- Lejeusne C, Chevaldonné P, Pergent-Martini C, Boudouresque CF, Pérez T (2010) Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends Ecol Evol* 25:250–260
- 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 (2008) Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series* 367:49–56
- Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI, Gaines SD, Airamé S, Warner R (2009) Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar Ecol Prog Ser* 384: 33–46
- Linares C, Cebrián E, Coma R (2012) Effects of turf algae on recruitment and juvenile survival of gorgonian corals. *Mar Ecol Prog Ser* 452:81–88
- Linares C, Coma R, Diaz D, Zabala M, Hereu B, Dantart L (2005) Immediate and delayed effects of a mass mortality event on gorgonian population dynamics and benthic community structure in the NW Mediterranean Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 305:127–137
- Linares C, Coma R, Garrabou J, Díaz D, Zabala M (2008) Size distribution, density and disturbance in two Mediterranean gorgonians: *Paramuricea clavata* and *Eunicella singularis*. *J Appl Ecol* 45:688–699
- Linares C, Doak DF (2010) Forecasting the combined effects of disparate disturbances on the persistence of long-lived gorgonians: a case study of *Paramuricea clavata*. *Mar Ecol Prog Ser* 402:59–68
- Littler MM, Littler DS (1984) Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J Exp Mar Biol Ecol* 74:13–34
- 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 (2008a). Spearfishing pressure on fish communities in rocky coastal habitats in a Mediterranean marine protected area. *Fisheries Research* 94(1): 84-91.
- Lloret J, Zaragoza N, Caballero D, Riera V (2008b). Biological and socioeconomic implications of recreational boat fishing for the management of fishery resources in the marine reserve of Cap de Creus (NW Mediterranean). *Fisheries Research* 91(2-3): 252-259.
- MacNeil MA, Graham NAJ, Conroy MJ, Fonnesebeck CJ, Polunin NVC, Rushton SP, Chabanet P, McClanahan TR (2008) Detection heterogeneity in underwater visual-census data. *J Fish Biol* 73: 1748–1763
- Markantonatou V, Noguera-Méndez P, Semitiel-García M, Hogg K, Sano M (2016a) Social networks and information flow: building the ground for collaborative marine conservation planning in Portofino Marine Protected Area (MPA). *Ocean Coast Manag* 120:29–38
- Markantonatou V, Noguera-Méndez P, Semitiel-García M, Hogg K, Sano M (2016b) Guidelines for increasing information flow and stakeholder engagement in marine protected areas. *Monit Mediterr Mar Prot AREAS*:99

- 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
- Mass T, Einbinder S, Brokovich E, Shashar N, Vago R, Erez J, Dubinsky Z (2007) Photoacclimation of *Stylophora pistillata* to light extremes: metabolism and calcification. *Mar Ecol Prog Ser* 334:93-102
- McClanahan TR (2000) Recovery of a coral reef keystone predator, *Balistapus undulatus*, in East African marine parks. *Biol Conserv* 94: 191-198
- McKinley E, Fletcher S (2012) Improving marine environmental health through marine citizenship: a call for debate. *Mar Policy* 36:839-843
- McLeod E, Salm R, Green A, Almany J (2009) Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Front Ecol Environ* 7:362-370
- Mellin C, Mouillot D, Kulbicki M, McClanahan TR, Vigliola L, Bradshaw CJA, Brainard RE, Chabanet P, Egdar GJ, Fordham DA, Friedlander AM, Parravicini V, Sequeira AMM, Stuart-Smith RD, Wantiez L, Caley MJ (2016) Humans and seasonal climate variability threaten large-bodied coral reef fish with small ranges. *Nat Commun* 7: 1-9. doi: 10.1038/ncomms10491
- Micheli FIM, Halpern BESH, Botsford LOWB (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecol Appl* 14: 1709-1723. doi: 10.1890/03-5260
- 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.
- Moschella P, Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Mediterranee- CIESM M, Briand F (2008) The new CIESM Tropicalization Programme-effects of climate warming on Mediterranean key taxa. In: CIESM, Monaco, p 47-50
- Nicholls R, Hoozemans F (1996) The Mediterranean: vulnerability to coastal implications of climate change. *Ocean Coast Manag* 31:105-132
- Orams MB (1996) Using interpretation to manage nature-based tourism. *J Sustain Tour* 4:81-94
- 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.
- Orenes Salazar V (2017) Iniciativas De Ciencia Ciudadana En Las Áreas Marinas Protegidas De La Región De Murcia. Tesis de Fin de Grado, Universidad de Murcia, Facultad de Biología
- Orrell TM, Carpenter KE (2004) A phylogeny of the fish family Sparidae (porgies) inferred from mitochondrial sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 32:425-434
- Pattengill-Semmens CV (2002) The reef fish assemblage of Bonaire Marine Park: An analysis of REEF fish survey data.
- Pattengill-Semmens CV, Semmens BX (2003) Conservation and management applications of the reef volunteer fish monitoring program. In: Coastal Monitoring through Partnerships. Springer, p 43-50

- 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.
- Pawson MG, Glenn H, Padda G (2008) The Definition of marine recreational fishing in Europe. *Marine Policy* 32: 339-350.
- Pérez Ruzafa, A., García Charton J.A., Espejo C, Herrero A, Lawrence, K., Marcos Diego, C., Polti S, Cánovas García, F. (2003) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2003. Consejería de Agricultura y Agua- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- Pérez Ruzafa, A., García Charton J.A., Herrero Pérez A., Gonzalez Wangüemert, Marcos Diego, C. (2004) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2004. Consejería de Agricultura y Agua- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- Pérez Ruzafa, A., Marcos Diego, C., García Charton, J.A., Gonzalez Wangüemert, Polti S, Vera, Jesus, Clemente, Cesar (2002) Seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas. Valoración del impacto de los buceadores 2002. Consejería de Agricultura y Agua- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Universidad de Murcia
- Perez T, Garrabou J, Sartoretto S, Harmelin J-G, Francour P, Vacelet J (2000) Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes Rendus Académie Sci-Ser III-Sci Vie* 323:853–865
- 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. doi: 10.3389/fmars.2017.00245
- Piniella F, Casimiro-Soriguer M, Pastoriza F (2010) Artisanal fishing in Andalusia (and III): "The Day After...". *Mar Pol* 34: 120-132
- Prato G, Thiriet P, Di Franco A, Francour P (2017) Enhancing fish Underwater Visual Census to move forward assessment of fish assemblages: An application in three Mediterranean Marine Protected Areas. *PLoS ONE* 12(6): e0178511. doi: 10.1371/journal.pone.0178511
- R Development Core Team (2017) R: A language and environment for statistical computing.
- Reñones O, Goñi R, Pozo M, Deudero S, Moranta J (1999) Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1934). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West-central Mediterranean). *Mar Life* 9(2): 45–53
- Resnik DB (2011) Scientific research and the public trust. *Sci Eng Ethics* 17:399–409
- 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. doi: 10.1098/rspb.2005.3281
- Riedl R (1971) Water movement: animals. *Mar Ecol* 1:1123–1156
- Riesch H, Potter C (2014) Citizen science as seen by scientists: Methodological, epistemological and ethical dimensions. *Public Underst Sci* 23:107–120
- Rodolfo-Metalpa R, Lombardi C, Cocito S, Hall-Spencer JM, Gambi MC (2010) Effects of ocean acidification and high temperatures on the bryozoan *Myriapora truncata* at natural CO₂ vents. *Marine Ecology* 31:447–456
- Rodwell LD, Barbier EB, Roberts CM, McClanahan TR (2003) The importance of habitat quality for marine reserve fishery linkages. *Can J of Fish Aquat Sci* 60: 171–181. doi: 10.1139/F03-009

- Ros JD, Romero J, Ballesteros E, Gili JM (1985) Diving in blue water. The benthos. *West Mediterr*:233–295
- Rouphael AB, Inglis GJ (2001) “Take only photographs and leave only footprints”?: An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation* 100:281–287
- Rubio-Portillo E, Vázquez-Luis M, Valle C, Izquierdo-Muñoz A, Ramos-Esplá AA (2014) Growth and bleaching of the coral *Oculina patagonica* under different environmental conditions in the western Mediterranean Sea. *Mar Biol* 161:2333–2343
- Russ GR, Alcalá AC (2004) Marine reserves: long-term protection is required for fully recovery of predatory fish populations. *Oecol* 138: 622–627.
- Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien M (1998) Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82:425–439.
- Sala E, Garrabou J, Zabala M (1996) Effects of diver frequentation on Mediterranean sublittoral populations of the bryozoan *Pentapora fascialis*. *Marine Biology* 126:451–459
- Sanciango MD, Carpenter KE, Betancur-R R (2016) Phylogenetic placement of enigmatic percomorph families (Teleostei: Percomorphaceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 94:565–576
- Sandrini-Neto L, Camargo Mg (2011) GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. Available on CRAN Vienna: R Foundation for Statistical Computing
- Santander-Botello LC, Frejomil EP (2009) Impacto ambiental del turismo de buceo en arrecifes de coral. *Cuadernos de turismo*:207–227
- Sanz F, Holocher-Ertl T, Kieslinger B, García F, Silva C (2014) White Paper on Citizen Science in Europe.
- 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
- 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.
- Sutter DA, Suski CD, Philipp DP, Klefoth T, Wahl DH, Kersten P, Cooke SJ, Arlinghaus R (2012) Recreational fishing selectively captures individuals with the highest fitness potential. *PNAS* 109: 20960-20965.
- Teixeira H, Berg T, Uusitalo L, Fürhaupter K, Heiskanen AS, Mazik K, Lynam CP, Neville S, Rodríguez JG, Papadopoulou N, Moncheva S, Churilova T, Kryvenko O, Krause-Jensen D, Zaiko A, Verissimo H, Pantazi M, Carvalho S, Patrício J, Uyarra MC, Borja A (2016) A catalogue of marine biodiversity indicators. *Frontiers in Marine Science* 3: 207
- Terranova C (2017) The role of recreational divers for surveying marine_ ecological processes: interaction between sea urchins and macroalgae_ in Marine Protected Areas. Tesis de Fin de Máster, Università Politecnica delle Marche, Ancona, Italia
- Theobald E, Ettinger A, Burgess H, DeBey L, Schmidt N, Froehlich H, Wagner C, HilleRisLambers J, Tewksbury J, Harsch M (2015) Global change and local solutions: Tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biol Conserv* 181:236–244

- Thiel M, Penna-Díaz MA, Luna-Jorquera G, Salas S, Sellanes J, Stotz W (2014) Citizen scientists and marine research: volunteer participants, their contributions, and projection for the future. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 52:257–314
- Thomas L, Buckland ST, Rextad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Bichop JRB, Marques TA, Burnhams KP (2010) Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *J Appl Ecol* 47: 5–14.
- Thompson A, Mapstone B (1997) Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. *Mar Ecol Prog Ser*:53–63
- Toyoshima J, Nadaoka K (2015) Importance of environmental briefing and buoyancy control on reducing negative impacts of SCUBA diving on coral reefs. *Ocean & Coastal Management* 116:20–26
- 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.
- Tupper M, Rudd MA (2002) Species-specific impacts of a small marine reserve on reef fish production and fishing productivity in the Turks and Caicos Islands. *Environmental Conservation* 29:484–492
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press
- Underwood M (1987) *Effective class management: a practical approach*. Pearson PTR
- Uyarra MC, Côté IM (2007) The quest for cryptic creatures: impacts of species-focused recreational diving on corals. *Biological Conservation* 136:77–84
- Walters R, Samways M (2001) Sustainable dive ecotourism on a South African coral reef. *Biodiversity & Conservation* 10:2167–2179
- Weinbauer MG, Velimirov B (1996) Relative habitat suitability and stability of the Mediterranean gorgonian coral *Eunicella cavolini* (Coelenterata: Octocorallia). *Bull Mar Sci* 58:786–791
- Witherell D, Coon C (2000) Protecting gorgonian corals off Alaska from fishing impacts. *Proc Nova Scotian Inst Sci*:117–115
- Yoshikawa T, Asoh K (2004) Entanglement of monofilament fishing lines and coral death. *Biol Conserv* 117:557–560
- Zakai D, Chadwick-Furman NE (2002) Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105:179–187
- Zibrowius H (1974) *Oculina patagonica*, scléreactiniaire hermatypique introduit en Méditerranée. *Helgoländer Wiss Meeresunters* 26:153
- Zupan M, Fragkopoulou E, Claudet J, Erzini K, Horta e Costa B, Gonçalves EJ (2018) Marine partially protected areas: drivers of ecological effectiveness. *Front. Ecol. Environ.* 16(7):1–7

ANEXO I:

Informe sobre el borrador de Orden de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente, por la que se modifica la Orden de 4 de junio de 2014 que regula el ejercicio de las actividades subacuáticas en aguas interiores de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas

José A. García Charton

Grupo de Investigación "Ecología y Conservación Marina" - Depto. Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

Antecedentes

1. El Servicio de Pesca y Acuicultura de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia solicita informe al abajo firmante, coordinador del grupo de investigación "Ecología y Conservación Marina", Depto. Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia, sobre el borrador de Orden por la que se modifica la normativa vigente sobre cupos de inmersiones en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas (*Orden de 4 de junio de 2014, de la Consejería de Agricultura y Agua, por la que se regula el ejercicio de las actividades subacuáticas en aguas interiores de la reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas*). Anteriormente (junio de 2016) se solicitó un informe relativo a un borrador de modificación de cupos ligeramente diferente al objeto del presente escrito, informe que se presentó el 1 de julio de 2016 (García-Charton 2016).
2. La Orden actualmente vigente propició, en primera instancia, una ligera disminución en el número de inmersiones anuales respecto a la situación anterior (en la que la actividad turística subacuática carecía de regulación efectiva); así, en 2014 se realizaron 21.637 inmersiones, lo cual supuso una reducción en unas 4.000 inmersiones anuales (es decir, alrededor de un 15%) respecto a años anteriores, en los cuales el número total de inmersiones se había estabilizado en torno a las 25.000 - 26.000 inmersiones anuales (Fig. 1). En 2015 el número de inmersiones fue notablemente similar a 2014, a pesar de que en 2014 la nueva regulación se implantó en el mes de junio. En 2016, sin embargo, y siempre según los datos facilitados por el propio Servicio de Pesca y Acuicultura, el número de inmersiones subió hasta algo menos de 28.000 inmersiones, alcanzándose de este modo la cifra más alta desde que hay registro (Fig. 1).

Cambios propuestos en el borrador de nueva Orden

3. En el borrador objeto del presente informe se proponen unos cambios en los cupos de buceo actuales, consistentes básicamente en (1) el establecimiento de una única regulación para la Temporada Alta (anteriormente se distinguían dos períodos, junio + septiembre + Semana Santa, y julio + agosto), (2) la incorporación de un punto adicional de buceo (Las Palomas, ubicado en la zona más costera de la reserva, en el paraje marino situado debajo del faro de Cabo de Palos) en todos los meses, (3) la autorización de buceo durante el mes de enero (actualmente vedado), y la extensión de la autorización a todos los días de la semana en marzo, noviembre y diciembre (anteriormente, únicamente permitido de jueves a domingo). Las demás disposiciones de la Orden vigente, y en particular la obligación de no poder amarrar más de dos embarcaciones por cada boya de fondeo, se mantendrían sin modificaciones.

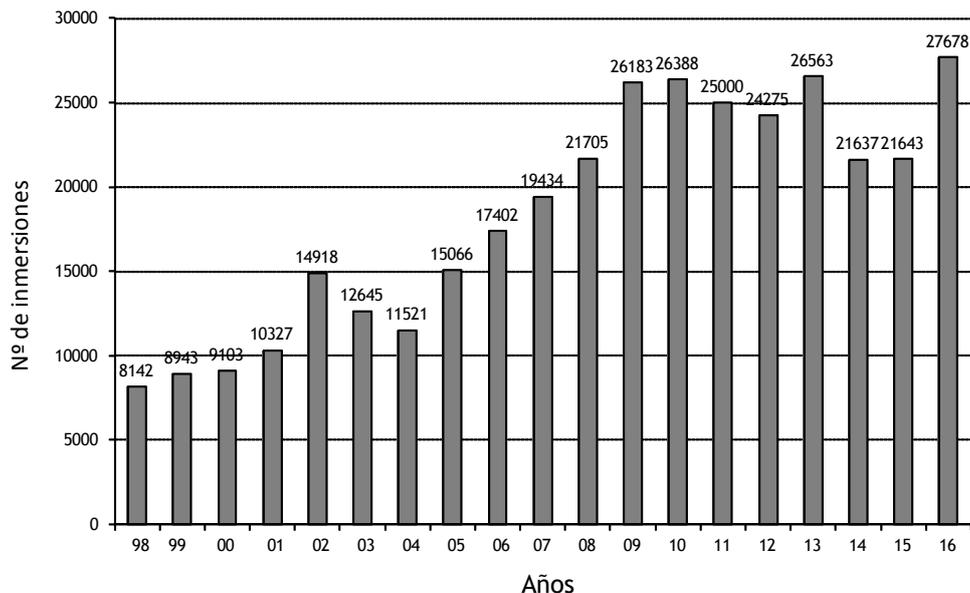


Figura I Evolución interanual del número de inmersiones registradas en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas desde 1998 a la actualidad (Fuente: Servicio Regional de Pesca y Acuicultura, CARM)

4. Con la aplicación de los nuevos cupos propuestos ocurrirá probablemente un aumento en el número total de inmersiones en la reserva marina con respecto a los niveles actuales, como consecuencia de (a) el incremento en el número de días e inmersiones permitidas en los puntos actuales - con mayor incidencia en verano, período durante el cual se concentran la mayor parte de las inmersiones, y (b) la apertura de un nuevo punto de buceo.

Impacto del submarinismo recreativo en la reserva marina

5. El estudio del posible impacto del submarinismo en la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas se abordó por vez primera por parte del equipo firmante del presente informe en 2002 (Pérez-Ruzafa *et al.* 2002), y desde entonces se han ido realizando diversos estudios, utilizándose diferentes técnicas de muestreo (muestreo visual con escafandra autónoma, seguimiento fotográfico, aproximación experimental, seguimiento del comportamiento erosivo de los buceadores, etc.):
 - 5.1. Los primeros estudios (Pérez-Ruzafa *et al.* 2002, 2003; García-Charton *et al.* 2005, 2006, 2007, 2008) no han mostrado efectos claros del submarinismo recreativo, aunque sí señales de una posible influencia (sin poderse establecer claramente una relación causa-efecto), tales como una mayor proporción de fondo desprovisto de cobertura algal, menor densidad de otras especies frágiles – esponjas, cnidarios, etc., mayor proporción de gorgonias tumbadas, y mayor densidad de erizos comestibles – *Paracentrotus lividus* en los bajos en los que se bucea en comparación con la reserva integral.
 - 5.2. Estudios experimentales (Pérez-Ruzafa *et al.* 2004; García-Charton *et al.* 2005, 2008) demostraron que el paso continuado de buceadores sobre parcelas marcadas ejerce un efecto erosivo sobre algas y determinados invertebrados bentónicos, entre los que se cuenta el falso coral, así como una resuspensión del sedimento depositado sobre el sustrato rocoso.
 - 5.3. En 2003 se realizó un estudio de comportamiento de los buceadores en la reserva y sus efectos erosivos sobre el fondo marino (Pérez-Ruzafa *et al.* 2003). Los principales resultados de este estudio fueron que el aleteo constituyó la acción que más daños

generó en el fondo, seguido por los contactos con el equipo y los apoyos con el fondo. Otros factores independientes del buceador que parecen influir en el comportamiento de los buceadores fueron la presencia o no de guía durante la inmersión y la celebración de un 'briefing', considerado éste como el conjunto de normas y recomendaciones que se deben dar a los buceadores en la embarcación antes de iniciar la inmersión. Asimismo, se observó que el manejo de cámaras aumentaba significativamente el número de interacciones del buceador con el fondo.

- 5.4. Desde 2010 se está utilizando como especie indicadora el briozoo *Myriapora truncata*, debido a su fragilidad. En los fondos rocosos de la reserva integral de la reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas, en la cual el buceo recreativo está prohibido, la densidad de zoarios vivos de *Myriapora truncata* es 6 veces mayor que en la reserva parcial (bajos de Dentro y Piles), con independencia de la profundidad, pauta que no difiere de lo observado en pasados años. Además, en la reserva integral, donde no hay impacto debido al buceo, la mayoría de los zoarios vivos se encuentran en puntos muy expuestos, mientras que en la reserva parcial la fracción de colonias expuestas es más baja, y resulta en un incremento relativo de las colonias menos expuestas, sobre todo de las más estructuradas. Estas diferencias son achacables con suficiente certeza a la frecuentación por buceadores recreativos en la reserva parcial, cuyo impacto resulta más de un efecto acumulativo que de la acción individual de cada buceador.
6. De todo lo anterior se dedujo en su momento, y así se reflejó en el correspondiente informe (García-Charton *et al.* 2013), la necesidad de establecer un límite al número de inmersiones en la reserva marina mediante los correspondientes cupos (hasta entonces, como se ha destacado anteriormente, se puede decir que no existían límites reales al desarrollo de esta actividad), para reducir la presión o, al menos, impedir ulteriores aumentos en la frecuentación por buceadores recreativos. El argumento para ello era que, aunque los impactos observados no eran de enorme magnitud, sí constituían una señal temprana ('early-warning') de que la actividad subacuática practicada actualmente es capaz de ejercer cambios detectables en diversas características de los fondos de la reserva marina, y cabía la posibilidad de que la relación entre perturbación y respuesta de los fondos de la reserva marina no fuera lineal, sino abrupta e incluso discontinua (histéresis), con un umbral de perturbación desconocido, por lo que se imponía la aplicación de un enfoque precautorio.

Sobre la ausencia de evidencias científicas que justifiquen una ampliación del cupo

7. Los resultados de estudios posteriores a la implantación del nuevo cupo (García-Charton *et al.* 2014, 2015, en prep.) no han mostrado una mejoría observable de la densidad y porte de zoarios de *Myriapora truncata* (explicable también por las características biológicas de la especie, en particular su lenta tasa de crecimiento), aunque el uso de otros indicadores (p. ej. *ratio* de colonias tumbadas de la gorgonia blanca *Eunicella singularis*) no han rendido señales de impacto.
8. Con todo ello, no hay ninguna razón objetiva, desde el punto de vista de los datos disponibles, que indique la conveniencia o la idoneidad de ampliar los cupos actualmente existentes, aunque también es verdad que no se ha observado un empeoramiento de la situación.

Sobre las medidas concretas propuestas en el borrador

9. Para la gestión del buceo recreativo en la reserva marina siempre hemos abogado por que las administraciones competentes establecieran mecanismos participativos y de autorregulación del propio sector, siguiendo esquemas de co-gestión adaptativa, en los que se satisficieran las expectativas y condicionantes de los sectores implicados en la

explotación de la reserva marina (centros de buceo, pero también pescadores artesanales, y otros usuarios del espacio protegido, como bañistas y navegantes), con base en la mejor información ecológica disponible, y siempre con el objetivo de garantizar la conservación de los fondos de la reserva, a la vez que promover la compatibilidad de usos, principalmente entre el buceo recreativo y la pesca artesanal.

10. La ampliación de los puntos de buceo con la instalación de una boya en la zona costera (las Palomas) podría ser adecuada para detraer parte de la presión de buceo ejercida en los bajos de la reserva (sobre todo en el bajo de Dentro, que recibe del orden del 45% de todas las inmersiones realizadas en la reserva marina), así como para permitir el buceo dentro de la reserva en condiciones de mala mar (con vientos de lebeche), máxime si, como parece ser el caso (tras consultas a los sectores potencialmente afectados), tal punto no interfiere con ninguna otra actividad en la zona (principalmente con la pesca artesanal). Como medida correctora, sin embargo, sugerimos que solamente se permita una embarcación a la vez operando en este punto (en vez de las 2 embarcaciones permitidas en el resto de la reserva), ya que la cala en la que se propone este nuevo punto, por su topografía y geomorfología, podría ser particularmente sensible a un excesivo paso de buceadores.
11. La autorización de buceo durante el mes de enero y la extensión de la autorización a todos los días de la semana en marzo, noviembre y diciembre son, en nuestra opinión, perfectamente asumibles, y de este modo contribuirían a la deseable desestacionalización del sector, añadiendo flexibilidad para admitir grupos de clientes durante la temporada baja, sin por ello suponer, probablemente, un gran aumento en el número total de inmersiones.
12. Sin embargo, el incremento en el número de inmersiones durante el verano, con la ampliación del período de temporada alta, plantea más problemas, ya que, como se indica más arriba (apartado 9), no hay ninguna razón objetiva, derivada del seguimiento científico, que aconseje o permita tal ampliación en los cupos. Esta ampliación de la temporada alta, por tanto, es una decisión de gestión enmarcada en una dinámica de acuerdos de la administración con el sector implicado, más que una consecuencia directa del seguimiento científico. No vincular los cambios en los cupos a los resultados del seguimiento científico, y realizar cambios en los cupos solo un año y medio después de implantados, introduce, a nuestro entender, un peligroso antecedente en cuanto a los criterios a seguir en el futuro para efectuar dichos cambios.
13. Si finalmente esta ampliación tuviera lugar, creemos imprescindible que las operadoras de buceo garanticen el establecimiento de una serie de medidas compensatorias del probable incremento del impacto (medidas que se ha comprobado permiten reducir el impacto observable de los buceadores - véase punto 6.3, más arriba), y más concretamente:
 - 13.1. Obligación de realizar 'briefings' previos a la inmersión, en los que se realicen recomendaciones dirigidas a minimizar el impacto individual de los buceadores (p. ej. flotabilidad, contacto con el fondo, manipulación o extracción de fauna y vegetación, uso de cámaras, etc.).
 - 13.2. Obligatoriedad de llevar guías acompañante en todas las inmersiones, ya que se ha demostrado que su presencia reduce el efecto erosivo de los buceadores, por su acción de control, o por simple imitación de un desenvolvimiento adecuado bajo el agua; para facilitar dicha tarea, se propone la organización de cursos oficiales de eco-guía y la edición de materiales divulgativos.
14. Por otro lado, en pasados informes hemos defendido reiteradamente la necesidad de que, además de la gestión del buceo recreativo basado en el establecimiento de un cupo anual (eso sí, mediante un mecanismo participativo y revisable y siguiendo esquemas adaptativos), se desarrollen e implementen otras medidas de gestión del buceo recreativo,

con el fin de minimizar los efectos económicos que el control y limitación del número de inmersiones en la reserva marina pudieran tener sobre el sector, tales como:

- oferta de puntos alternativos de buceo fuera de la reserva marina (pero aún sujetos a su influencia): itinerarios submarinos - guiados o autoguiados, promoción de puntos de buceo (hábitats, ambientes, paisajes singulares) fuera de la reserva marina, visita a arrecifes artificiales, pecios, etc.;
 - promoción de otros tipos de turismo subacuático, p. ej. turismo cultural (con especial incidencia sobre el conocimiento del patrimonio cultural sumergido), o turismo de la naturaleza (conocimiento de los ecosistemas marinos), no necesariamente ligados a la reserva marina;
 - organización de actividades de voluntariado científico, utilizable incluso para complementar las tareas de muestreo para el seguimiento de los efectos de la reserva marina;
 - edición de un manual de buenas prácticas subacuáticas;
 - desarrollo de una eco-marca (fuente de prestigio y reconocimiento) 'Reserva marina de Cabo de Palos – Islas Hormigas', cuya adhesión exija la firma de convenios específicos entre centros de buceo y la administración de la reserva, sujetos al cumplimiento de una serie de normas auto-impuestas orientadas a la sostenibilidad de la reserva marina.
15. Para todo ello, el grupo de investigación abajo firmante se pone a la entera disposición tanto de la administración como de la asociación de centros de buceo, con el fin de aportar nuestros conocimientos y experiencia al servicio de estas nuevas iniciativas.
16. Como todos sabemos, la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas es uno de los puntos de buceo más importantes de todo el Mediterráneo. Estamos convencidos de que su altísimo valor ecológico, paisajístico y cultural necesita del apoyo de todos y todas con el fin de conseguir el uso sostenible de sus recursos, compatible con la conservación del ecosistema marino que alberga.

Bibliografía citada

- García-Charton JA (2016) Informe sobre el borrador de Orden de la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente, por la que se modifica la Orden de 4 de junio de 2014 que regula el ejercicio de las actividades subacuáticas en aguas interiores de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas - 1 de julio de 2016. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Aguilar A, Barcala-Bellod E, Bejarano I, Calò A, Hernández-Andreu R, Mateos-Molina D, Pereñíguez-López JM, Rojo-Moreno I, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (2014) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2014. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Calò A, Codognotto-Capuzzo MS, Hernández-Andreu R, Irigoyen AJ, Pereñíguez-López JM, Rojo-Moreno I, Barcala-Bellod E, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (2015) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2015. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Calò A, Cuadros-Casado A, Fuzio F, Hernández-Andreu R, Pereñíguez-López JM, Rojo-Moreno I, Terranova C, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (*en prep.*) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2016. Universidad de Murcia.

- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Espejo-Cayuela C, Pérez-Ruzafa A, Marcos-Diego C (2005) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Pérez-Ruzafa A, Marcos-Diego C (2006) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2006. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Pérez-Ruzafa A, Marcos-Diego C (2007) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2007. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Esparza-Alaminos O, Pérez-Ruzafa A, Marcos-Diego C, Treviño-Otón J, Cenci E, Viadero M (2008) Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2008. Universidad de Murcia.
- García-Charton JA, Lorenzi MR, Calo A, Treviño-Otón J, Irigoyen A, Hernández-Andreu R, Muñoz-Gabaldón I, Marcos-Diego C, Pérez-Ruzafa A (2013) Estudios de seguimiento de la Reserva marina de Cabo de Palos-Islas Hormigas 2013. Universidad de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A, García-Charton JA, Espejo-Cayuela C, Herrero-Pérez A, Lawrence KE, Marcos-Diego C, Polti S, Cánovas-García F (2003) Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas - 2003. Universidad de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A, García-Charton JA, Herrero-Pérez A, Espejo-Cayuela C, González-Wangüemert M, Marcos-Diego C (2004) Estudios de seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas - 2004. Universidad de Murcia.
- Pérez-Ruzafa A, Marcos-Diego C, García-Charton JA, González-Wangüemert M, Polti S, Vera J, Clemente C (2002) Seguimiento de la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. Valoración del impacto de los buceadores. Universidad de Murcia.

Murcia, a 25 de abril de 2017.



Fdo.: José A. García Charton
Profesor Titular de Ecología
Universidad de Murcia