

# IDENTIFICACIÓN DEL PATRÓN DE MOVIMIENTOS Y FACTORES AMBIENTALES QUE DETERMINAN LA DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MERO *EPINEPHELUS MARGINATUS* EN EL PARQUE NACIONAL MARÍTIMO-TERRESTRE DEL ARCHIPIÉLAGO DE CABRERA: APLICACIONES PARA SU CONSERVACIÓN

OLGA REÑONES<sup>1</sup>, DIEGO ÁLVAREZ-BERASTEGUI<sup>2</sup>, JOSEP COLL<sup>3</sup>,  
GABRIEL MOREY<sup>3</sup>, OLIVER NAVARRO<sup>3</sup>, LUCÍA RUEDA<sup>1</sup>, AMALIA GRAU<sup>4</sup>,  
BEN STOBART<sup>5</sup>, DAVID DÍAZ<sup>1</sup>, ANTONIO BOX<sup>6</sup>, SALUD DEUDERO<sup>1</sup>,  
ANTONIO MARIA GRAU<sup>3</sup> Y RAQUEL GOÑI<sup>1</sup>

## RESUMEN

El mero (*Epinephelus marginatus*) es una especie clave del ecosistema rocoso Mediterráneo considerada «En Peligro». En el Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera (PNMTAC) el mero presenta densidades elevadas en comparación con el resto del Mediterráneo, aunque las diferencias entre los distintos niveles de protección en el interior del parque no concuerdan con lo esperable a priori. Estas observaciones preliminares plantearon la necesidad de identificar los hábitats óptimos para juveniles y adultos de la especie, así como sus patrones de movimientos, para determinar si las actuales medidas de gestión del PNMTAC son adecuadas para su correcta conservación. La consecución de estos objetivos requirió la estimación de la talla de primera madurez de la población de mero en el parque, así como el desarrollo de métodos específicos de captura para minimizar el impacto sobre ésta y otras especies en el área de estudio. Las estimaciones de abundancia y caracterización del hábitat se llevaron a cabo mediante censos en inmersión, mientras que el estudio del patrón de movimiento se abordó mediante técnicas de marcado-recaptura.

Los resultados mostraron diferencias en la distribución espacial y temporal de los juveniles y adultos de la población y entre épocas de reproducción y postreproducción. Los juveniles se distribuyen pre-

<sup>1</sup> Centro Oceanográfico de Baleares (IEO). Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Illes Balears. E-mail: olga.renonés@ba.ieo.es, lucia.rueda@ba.ieo.es, david.diaz@ba.ieo.es, raquel.goni@ba.ieo.es

<sup>2</sup> Centro Oceanográfico de Baleares (IEO). Moll de Ponent s/n, 07015 Palma de Mallorca, Illes Balears. Dirección actual: ICTS SOCIB - Sistema d'observació i predicció costaner de les Illes Balears. Parc Bit, Naorte, Bloc A 2º p. pta. Palma de Mallorca. e-mail: diego.alvarez@ba.ieo.es

<sup>3</sup> Direcció General de Medi Rural i Marí. Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears. Foners 10, 07006 Palma de Mallorca, Illes Balears. E-mail: jcoll@dgpesca.caib.es, gmorey@dgpesca.caib.es, onavarro@milloraagraria.cat, agrau@dgpesca.caib.es

<sup>4</sup> Laboratori d'Investigacions Marines i Aqüicultura, LIMIA, Ingeniero Gabriel Roca 69, 07157 Port d'Andratx, Illes Balears. E-mail: amaliagrau@dgpesca.caib.es

<sup>5</sup> Lincoln Marine Science Centre. PO Box 1511. Port Lincoln SA 5606. Australia. E-mail: Ben.Stobart@sa.gov.au

<sup>6</sup> Laboratorio de Biología Marina, Universitat de les Illes Balears. Palma de Mallorca, 07122. Illes Balears. E-mail: boxtoni@yahoo.es

ferentemente en zonas rocosas de elevada rugosidad y bajo hidrodinamismo a profundidades menores a 18 m, mientras que los adultos muestran preferencia por zonas de corriente, sobre sustrato en pendiente con pequeños rodales rocosos, de alta rugosidad, a profundidades mayores de 17 m. Asimismo, durante la época de postreproducción la localización más profunda de la termoclina parece influir en una distribución positiva y lineal de la densidad de adultos con la profundidad.

Estos resultados ponen de manifiesto que las medidas de gestión espacial actualmente en vigor en el PNMTAC (prohibición de la pesca a menos de 20 m de profundidad, y localización de las reservas integrales) suponen una protección de los hábitats óptimos para los juveniles de *E. marginatus*, pero no de los hábitats preferenciales de los adultos. En consecuencia, se recomienda la modificación de las actuales medidas de gestión, y se proponen una serie de medidas complementarias con las ya existentes que incluyen los hábitats esenciales de *E. marginatus*. Dichas propuestas están basadas no solamente en las densidades de *E. marginatus* sino también en otros indicadores como el valor ecológico, la capacidad de vigilancia y el esfuerzo pesquero de las zonas evaluadas.

**Palabras clave:** Parque Nacional de Cabrera, *Epinephelus marginatus*, hábitat, distribución, patrones de movimiento, gestión, conservación.

## SUMMARY

The dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) is a key species in Mediterranean rocky reef ecosystems, and it is listed as Endangered. In the Cabrera Archipelago National Park (PNMTAC) the dusky grouper shows high densities in comparison with the rest of the Mediterranean, although the relationship between density values and protection levels within the park does not match with what should be expected. These preliminary observations led to the need of identifying the optimal habitats and the movement patterns of juveniles and adults of *E. marginatus*, for determining whether the current management measures in the PNMTAC are suitable for the conservation of the species. The achievement of these objectives required the estimation of the length at maturity for the dusky grouper population in the park, as well as the development of specific methods of capture for minimizing the impact on groupers and other fish species in the area. Groupers abundance and habitat characterization were estimated through underwater visual census, whereas the movement patterns were investigated by means of tag-recovery methods.

Our results showed differences in spatial and temporal distribution between juveniles and adults, and between the reproductive and postreproductive season. Juveniles are mainly distributed in rocky areas with high roughness and low hydrodinamism in the first 18 m depth. Instead, adults prefer sloping areas deeper than 17 m, characterized by small and highly rough rocky reefs where currents exist. Also, during the postreproductive season the displacement of the thermocline to greater depth seems to result in higher densities of adult groupers as the depth increases.

These results reveal that the spatial management measures currently implemented in PNMTAC (prohibition of fishing at less than 20 m depth, and location of the no-take areas inside bays) mean the protection of the optimal habitats for the juveniles of *E. marginatus*, but not of the preferred habitats by the adults. Therefore, it is recommended to modify the current management measures, and some new others are suggested herein which are complementary to those already including the *E. marginatus* critical habitats. These proposals are based not only on densities of *E. marginatus* along the PNMTAC, but also on other indicators such as the ecological value, vigilance capacity and fishing effort for each of the surveyed areas.

**Key words:** Cabrera National Park, *Epinephelus marginatus*, habitat, distribution, movement pattern.

## INTRODUCCIÓN

El Archipiélago de Cabrera (PNMTAC) fue declarado Parque Nacional en abril de 1991 (Ley 14/1991), constituyendo entonces el primer parque nacional en España que contemplaba una extensa área marina. El PNMTAC incluye 8703 ha marinas con gran diversidad de tipologías de fondo, comunidades bentónicas e ictiofauna (BALLESTEROS *et al.* 1993; GARCIA-RUBIES 1993; RIERA *et al.* 1993).

Las primeras medidas de gestión relativas al medio marino y que son más destacables desde la declaración del Parque fueron la prohibición absoluta de la pesca recreativa y deportiva, y el establecimiento de un censo cerrado de embarcaciones profesionales de artes menores. Asimismo, en el primer Plan Rector de Usos y Gestión (PRUG) de 1995 (BOE Núm. 92, de 18 de abril), en el Plan Sectorial de Pesca de 2001 (BOE Núm. 214, de 6 de septiembre) y en el PRUG de 2006 (BOIB Núm. 97, de 11 de julio) se establecieron y consolidaron dos medidas de gestión espacial de los recursos marinos: a) la declaración de 6 zonas de reserva integral, y b) la prohibición de cualquier tipo de pesca a profundidades inferiores a 20 m.

Los criterios establecidos en la declaración de las zonas de reserva integral tuvieron en su momento un componente muy significativo relativo a la conservación de la avifauna costera (*Pandion haliaetus*, *Phalacrocorax aristotelis*, *Falco eleonorae*, entre otras especies) y de una especie marina emblemática como es la planta superior *Posidonia oceanica*. Ello condujo a que la práctica totalidad de las 696 ha de reserva integral se constituyeran en calas y pequeñas bahías del Parque, quedando excluidos los enclaves acantilados, cabos y la mayoría de islotes que componen el archipiélago.

En los años que siguieron a la declaración del PNMTAC se iniciaron estudios sobre la ictiofauna litoral con objetivos claros de establecer una línea de base que sirviera de referencia para la evaluación de su estado de conservación. Así, disponemos de trabajos que inciden en la descripción de la comunidad íctica cabrerense, tra-

tando las distintas asociaciones de especies en función de factores ambientales concretos (MORALES-NIN *et al.* 1993; REÑONES *et al.* 1997), trabajos sobre posibles efectos indirectos de la protección (efecto cascada) (SALA 1997) y otros que se centraron en especies concretas especialmente vulnerables a la pesca de artes menores que se desarrolla en el Parque (MORANTA *et al.* 1995; COLL *et al.* 1995, 1999; REÑONES *et al.* 1999a). Son de especial relevancia los trabajos de GARCÍA-CHARTON *et al.* (2004), REÑONES *et al.* (1999b, 2004), GOÑI *et al.* (2008) y HARME-LIN-VIVIEN *et al.* (2008), donde se tratan distintos aspectos del efecto de la protección, la distribución de los *métiers* pesqueros y la exportación de biomasa desde las reservas integrales del Parque.

En la práctica totalidad de estos trabajos se pone de manifiesto la afirmación de SALA (2004), quien expone que en un contexto ecosistémico altamente alterado a escala regional mediterránea, donde la falta de depredadores apicales ya extinguidos a nivel poblacional o ecológico (e.g. foca monje, tiburones costeros) es la norma y no la excepción, es un gran serránido, el mero *Epinephelus marginatus* (LOWE 1834), quien actualmente ocupa este nicho ecológico en áreas que se caracterizan por su buen estado de conservación.

Las características biológicas de *E. marginatus* la convierten sin duda en una especie clave en el ecosistema rocoso mediterráneo que conlleva además unos requerimientos de conservación necesariamente abordables en cualquier plan de gestión de un área marina protegida (AMP). La gran talla (hasta 120 cm), longevidad (60 años), madurez tardía y hermafroditismo secuencial (REÑONES *et al.* 2007, 2010), así como su elevado valor de mercado, hacen que esta especie sea especialmente vulnerable a una explotación intensa y que se la considere «En Peligro» en el Mediterráneo (ABDUL-MALAK *et al.* 2011), aunque a nivel local algunas poblaciones puedan presentar un mejor estado de conservación (MAYOL *et al.* 2000). De hecho, las medidas pesqueras tradicionales, basadas en tallas mínimas (45 cm), cuotas de captura para la pesca recreativa y regulación de aparejos y esfuerzo para la flota

profesional no han evitado la sobreexplotación de crecimiento de esta especie y su rarefacción en la franja rocosa infralitoral y circalitoral superior de todo el archipiélago balear (COLL *et al.* 1999, 2004; MAYOL *et al.* 2000).

Desde su creación en 1991 y previamente a la declaración de las primeras reservas marinas pesqueras por parte del Govern de les Illes Balears (GOÑI & COLL 2003), el PNMTAC constituyó el único refugio efectivo para *E. marginatus* en la zona litoral mencionada. Los resultados de los censos desarrollados en el PNMTAC concuerdan con los datos de captura realizados por las flotas locales. El aumento de la densidad y la biomasa de esta especie pocos años después de la declaración del Parque redundó en un incremento substancial de capturas y en la recuperación del palangre, un aparejo selectivo y deseable en el contexto de una explotación sostenible dentro de un parque nacional.

Los indicadores directos e indirectos del estatus de *E. marginatus* en aguas del Parque llegaron a constituir una información de base suficiente para evidenciar su condición de especie clave, así como la necesidad de incrementar su estudio y mejorar su gestión. En este sentido, una de las observaciones que llevó a establecer las primeras hipótesis sobre las que gravita el estudio que aquí exponemos, fue la estabilización de las densidades de *E. marginatus* dentro de las zonas de reserva integral, incluso con valores inferiores a las zonas de uso restringido, donde se desarrolla la pesca de artes menores. Obviamente, el hecho de que el máximo nivel de protección establecido mediante reserva integral en el Parque arroja estos resultados planteaba la hipótesis de que los hábitats esenciales (hábitats favorables para el asentamiento, crecimiento, alimentación y reproducción) de la especie no estuviesen bien representados en estas zonas de reserva integral.

La gestión ecosistémica de los recursos marinos se viene abordando en la última década tanto desde una perspectiva de conservación como de su uso sostenible siendo las AMPs y reservas integral es una herramienta clave en su aplicación

(GARCÍA-CHARTON *et al.* 2008; FAO 2011). Asimismo, la literatura científica que aborda tanto el diseño como la selección de zonas de reserva marina (SALA *et al.* 2002; AIRAMÉ *et al.* 2003; AMENGUAL *et al.* 2008) coincide en indicar la necesidad de proteger los hábitats esenciales de las especies objetivo conjuntamente con sus áreas de conexión y dispersión (ROBERTS *et al.* 2001; GRUSS *et al.* 2011). Las contradicciones existentes entre algunos de los estudios que afrontan la necesidad de establecer AMPs en zonas determinadas radica en la métrica utilizada en las valoraciones (i.e. si ésta es de tipo multiespecífico, como los índices de biomasa total o de diversidad total de comunidades y asociaciones de especies, o si se enfoca sobre la estrategia vital de especies concretas). En el primer caso es difícil establecer hipótesis basadas en la ecología de las especies durante el análisis de las relaciones entre parámetros de la población (como el incremento de biomasa) y variables descriptoras del medio. Así, los estudios que lo abordan suelen derivar en conclusiones empíricas que pueden reflejar relaciones puramente casuales (VALAVANIS *et al.* 2008). En el segundo caso, cuando se aborda el estudio de una especie o de un conjunto de especies con estrategias de vida similares, es posible establecer hipótesis más sólidas en la evaluación de las relaciones medio-especie. Los resultados, en este segundo caso, aportan información relevante sobre cómo determinados aspectos del medio condicionan otros relativos al desarrollo de las especies objetivo. De esta manera los resultados pueden transferirse de forma más eficaz a la gestión.

El estudio que aquí exponemos responde a este segundo enfoque, donde la relación entre los hábitats esenciales, la madurez sexual y el patrón de movimientos de *E. marginatus* constituye la información de base para la correcta gestión de su población mediante el establecimiento de zonas de reserva integral. Para alcanzar este objetivo se precisa conocer los requerimientos de hábitat de la especie durante las distintas fases del ciclo vital e identificar cambios temporales en distribución a lo largo de un ciclo anual. Estos datos, conjuntamente con el conocimiento del esquema de explotación de la especie, son criterios de base

necesarios para poder evaluar y diseñar medidas de gestión específicas que aseguren su conservación. Debido a la plasticidad de los parámetros biológicos en función de la densidad y la estructura demográfica de la población, para poder relacionar los requerimientos de hábitat y movilidad con el ciclo vital de la especie ha sido necesario identificar el patrón reproductivo, en concreto la talla de primera madurez de la población en el área de estudio.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### Factores que determinan la distribución de *E. marginatus*

La abundancia de la población (por intervalo de talla de 2 cm) se estimó mediante censos visuales en inmersión, en transectos de 30 m de longitud y 5 m de anchura realizados sobre sustrato rocoso en 26 zonas del PN (Fig. 1). Las zonas fueron seleccionadas con el fin de maximizar las condiciones hidrodinámicas existentes, estableciéndose sus límites de forma que la variación dentro de las mismas fuera mínima. En cada zona, el esfuerzo de muestreo fue proporcional al hábitat rocoso disponible hasta 40 m de profundidad, realizándose entre 6 y 23 transectos por zona. Los censos se llevaron a cabo en 2008 durante la época de reproducción (julio) y en el periodo post-reproductor (octubre), época en la que la pesquería comercial se dirige específicamente a su captura.

Con el fin de evaluar si los requerimientos ambientales cambian a lo largo del ciclo vital de la especie, la abundancia de la población se dividió en juveniles y adultos en base a la talla mínima de madurez y a la talla de primera madurez de la población ( $L_{50}$ ) en el PN. Debido a que *E. marginatus* es una especie hermafrodita proterogónica monándrica, la clase «juveniles» integra a hembras inmaduras y la clase «adultos» engloba a hembras maduras, transicionales y machos.

Los factores considerados en el análisis incluyeron aspectos estructurales, hidrodinámicos y antrópicos (Tabla 1). Las variables estructurales se

estimaron a dos escalas espaciales: i) en el transecto (150 m<sup>2</sup>), y ii) en un área de 80 m de radio ( $\approx 20000$  m<sup>2</sup>) alrededor del punto central del transecto. Este área corresponde al área media de campeo estimada para la especie mediante telemetría en otras zonas del Mediterráneo (LEMBO *et al.* 1999; PASTOR *et al.* 2009).

Las variables estructurales registradas en el transecto fueron: profundidad, pendiente y heterogeneidad del sustrato (cobertura relativa de arena, pradera de *P. oceanica*, roca homogénea, y bloques pequeños (<1 m), medianos (entre 1 y 2 m) y grandes (>2 m)). Además se estimaron tres índices que definen la complejidad del sustrato: altura media, abundancia relativa de refugios de diferente tamaño, y rugosidad. El índice de rugosidad utilizado es una modificación del índice propuesto por ORDINES *et al.* (2005) estandarizado de 1 (mínimo) a 3 (máximo).

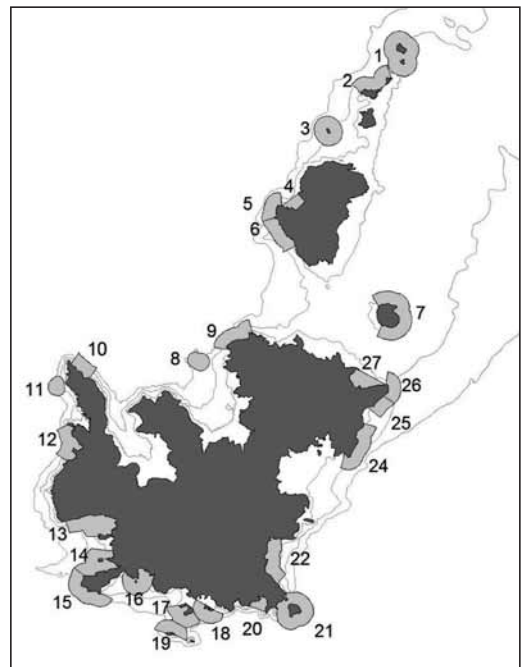


Figura 1. Mapa del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del mostrando las zonas de estudio.

Figure 1. Map of the Cabrera Archipelago National Park showing the studied localities.

Variable	Escala	Definición	Media $\pm$ DE	Rango
<b>Estructurales</b>				
Pt *	T	Profundidad media	19,2 $\pm$ 8,7	3 - 40,3
St*	T	Pendiente	1,5 $\pm$ 0,7	1 - 3
A	T	% de sustrato arenoso	2,7 $\pm$ 7,2	0 - 50
PD	T	% de <i>P. oceanica</i>	4,0 $\pm$ 10,1	0 - 70
RH	T	% de roca homogénea	24,4 $\pm$ 28,1	0 - 100
Bp	T	% de bloques <1 m.	18,6 $\pm$ 18,5	0 - 90
Bm	T	% de bloques entre 1 y 2 m.	22,6 $\pm$ 15,0	0 - 70
Bg	T	% de bloques >2 m.	27,0 $\pm$ 22,8	0 - 90
B	T	Suma de Bp, Bm y Bg	68,3 $\pm$ 29,0	0 - 100
Rt*	T	Suma de B y RH	92,6 $\pm$ 12,8	27 - 100
HSt*	T	Índice de diversidad de Shannon de sustratos	0,8 $\pm$ 0,5	0 - 1,67
Alt	T	Altura media del sustrato (m)	1,6 $\pm$ 0,8	1 a 4
Rpt	T	% en el T de refugios pequeños	52,5 $\pm$ 30,6	0 - 100
Rmt	T	% en el T de refugios medianos	26,1 $\pm$ 22,8	0 - 100
Rgt	T	% en el T de refugios grandes	21,2 $\pm$ 19,0	0 - 90
RUGt*	T	Índice de rugosidad	2,1 $\pm$ 0,7	1 a 3
PAC	AC	Profundidad media	22,6 $\pm$ 8,8	4,2 - 46,2
SAC*	AC	Pendiente	19,0 $\pm$ 6,2	5,1 - 34,7
CA*	AC	Área total ocupada por los fragmentos de roca	52,9 $\pm$ 21,5	4,3 - 100
NUMP	AC	Nº total de fragmentos de roca	7,1 $\pm$ 2,8	2 - 18
MNN*	AC	Media de las distancias entre fragmentos de roca	6,0 $\pm$ 7,6	0 - 47
RUGAC*	AC	Rugosidad media de los fragmentos de roca	2,4 $\pm$ 0,6	1 a 4
<b>Hidrodinámicas</b>				
EXPT	T	Exposición	47,8 $\pm$ 16,2	10,4 - 78,4
CORR *	Z	Intensidad media de corriente en la zona	3,3 $\pm$ 2,7	0,06 - 12,5
<b>Antrópicas</b>				
Gestión*	Z	Niveles de gestión en el PNMTAC		UR y RI
EP	Z	Esfuerzo de pesca	592,5 $\pm$ 672,4	0 - 2736

**Tabla 1.** Descripción, valor medio ( $\pm$  DE) y rango de las variables estructurales, hidrodinámicas y antrópicas estimadas a nivel de transecto (T), área de campeo (AC) y zona (Z). \* indica las variables incluidas en el modelo.

**Table 1.** Description, mean ( $\pm$  SD) and range of structural, hydrodynamic and anthropogenic variables estimated at the transect (T), home range (AC) and zone (Z) spatial scale. \* indicates those variables included in the GAM model.

En el área de campeo, la profundidad media, pendiente y los índices de paisaje se calcularon a partir de las cartografías bionómicas y mapas de batimetría desarrollados en el proyecto LIFE Posidonia (2001) ([http://lifeposidonia.caib.es/user/index\\_cs.htm](http://lifeposidonia.caib.es/user/index_cs.htm)). El procesado de los datos se realizó en ArcView 3.2. Los índices de paisaje (área total, número de fragmentos y distancia

media entre fragmentos) se calcularon, con el software Patch Analyst grid 3.0, a nivel de clase para el sustrato rocoso. A pesar de que la cartografía bionómica disponible distingue tipos de hábitats en función del sustrato base y biota bentónica asociada, la correlación entre profundidad y comunidad bentónica en el intervalo de profundidad estudiado (BALLESTEROS *et al.*

1993) impide la evaluación del efecto de la biomía en la distribución de la especie a esta escala espacial. El índice de rugosidad en el área de campeo (RUGAC) se estimó a partir de los datos recogidos en inmersiones hasta 45 m de profundidad realizadas en las zonas de muestreo y en zonas adyacentes a las mismas. En estas inmersiones se asignó una rugosidad media a cada fragmento de roca identificado en la cartografía. RUGAC se calculó como la media de las rugosidades de cada celda de sustrato rocoso en el área de campeo. Estas inmersiones sirvieron, además, para validar la cartografía disponible.

Las variables hidrodinámicas consideradas fueron la intensidad de corriente (CORR) y la exposición (EXPT). CORR se estimó con flujómetros (modelo 2030-R6 de General Oceanic) fondeados entre 10 y 15 m de profundidad, muestreándose como media 9 días en cada zona con un tiempo medio de muestreo por día de 9h 30min ( $\pm 1.4$  s.d). La intensidad de corriente estuvo comprendida entre 0.2 y 7.6 cm/s. Esta variable se estandarizó de 1 a 4. La EXPT se estimó a nivel de transecto. Para su cálculo se definió un punto cada 50 m en la línea de costa, trazándose desde cada punto 72 radios (uno cada 5°) de 2 km de longitud máxima. La exposición del transecto es la media de la suma de la longitud de los radios de los 3 puntos más próximos al mismo, expresada como porcentaje respecto al máximo teórico de un punto aislado en el mar.

Los factores antrópicos considerados fueron el esfuerzo de pesca (EP) y la gestión espacial (GE). El EP se estimó a nivel de zona, a partir de los datos recogidos en el proyecto BIOMEX (UE. Q5RS-2002-00891; <http://biomex.univ-perp.fr/>) para la pesquería de palangre de fondo dirigida a meros (metodología de muestreo y cálculo en GOÑI *et al.* 2008).

Para identificar los factores ambientales que determinan la distribución de la especie se aplicaron modelos aditivos generalizados (GAMs). La ventaja de esta aproximación analítica es su flexibilidad para modelar relaciones complejas entre las variables respuesta y las predictivas

(HASTIE & TIBSHIRANI 1990). Al modelar la abundancia, la distribución de errores elegida fue de Poisson con una función de vínculo logarítmica, teniendo en cuenta la sobredispersión. La construcción de los modelos se realizó con el procedimiento por pasos hacia atrás, a partir de un modelo que incluye todas las variables independientes no correlacionadas entre sí (coeficiente de correlación de Spearman  $< 0.4$ ), del cual se extraen de forma secuencial las que presentan menor significación. La selección del modelo final se basó en 2 criterios: i) comparación por la prueba de máxima verosimilitud (F test) de los modelos secuenciales generados, y ii) reducción del *Generalised Cross Validation*.

Las dos variables hidrodinámicas están correlacionadas con el esfuerzo de pesca (CORR vs EP:  $r=0,58$ ; EXPT vs EP:  $r=0,63$ ). Ello se debe tanto a las actuales medidas de gestión espacial del PN, como a la concentración del esfuerzo de pesca en las zonas de corriente. Teniendo en cuenta que la pesca reduce la abundancia y altera la estructura demográfica de la población, la correlación del esfuerzo de pesca con estas variables puede enmascarar el efecto de las mismas en la distribución de la especie. La existencia de una talla mínima de captura para la especie permite evaluar el efecto de las variables correlacionadas con el esfuerzo de pesca en los juveniles, si se asume el cumplimiento de esta medida de gestión y la supervivencia de los ejemplares liberados, pero limita su evaluación directa en la fracción adulta de la población. Para evaluar si las variables hidrodinámicas influyen en la distribución de la población adulta se comparó la abundancia y talla media entre zonas con distinto nivel de esfuerzo mediante ANCOVA. Para este análisis se seleccionaron las réplicas con hábitat óptimo identificado en el modelo final. Se predice que, si la distribución de los adultos es independiente de las condiciones hidrodinámicas, su abundancia y talla media debería ser mayor en zonas de menor esfuerzo. No fue posible evaluar el efecto de la corriente y/o la exposición para un mismo nivel de esfuerzo debido a la falta de replicación de zonas con distinto nivel de corriente para el mismo esfuerzo de pesca.

### Estimación de la talla de primera madurez

La talla a la cual el 50% de las hembras alcanzan la madurez sexual ( $L_{50}$ ) se estimó ajustando el porcentaje de hembras maduras por clase de talla a un modelo logístico. El sexo y la madurez se determinaron en ejemplares capturados en 2009 y 2010 en la zona de reserva integral de Illa de ses Rates-Coll Roig en base a los niveles relativos de vitelogenina y esteroides sexuales ( $17\beta$  estradiol, testosterona y 11-ketotestosterona) en plasma sanguíneo y en ejemplares procedentes de la pesquería artesanal de palangre que faena en las zonas de uso restringido del PN por análisis histológico de las gónadas.

### Movimientos

El estudio se realizó en 3 zonas de la reserva integral de Illa de ses Rates – Coll Roig (Fig. 1, zonas 13 y 14) en 2009 y 2010. Con el fin de minimizar el impacto de esta actividad, tanto sobre la especie objetivo como sobre la comunidad íctica, se evaluó la selectividad y el rendimiento de 5 métodos de captura: *jigs*, *llences*, anzuelo en inmersión (Ain), nasas tipo *gambins*, caladas desde la embarcación (Gem) y en inmersión (Gin), seleccionándose aquéllos que maximizaron ambos indicadores. Los ejemplares capturados se midieron (longitud total –LT– en mm) y se marcaron con marcas TBA, insertadas en la zona dorsal, y con marcas IEX-NY insertadas en la zona ventral, aplicándose un código de color distinto en cada una de las zonas de estudio. La liberación de los ejemplares se realizó en el punto central de la zona de captura.

La distribución y abundancia de la población marcada se estimó a partir de los datos obtenidos en las campañas de pesca y mediante censos visuales con GPS remolcado. Este método de censo permite conocer la localización geográfica de los ejemplares observados. Los censos visuales se realizaron desde Punta de Na Picamosques (39° 08,5607' N; 2° 54,8215' E) hasta Punta de n'Ensiola (39° 07,6968' N; 2° 55,2234' E) entre 3 y 40 m de profundidad. La distancia mínima y máxima de los límites de la zona de muestreo a los

puntos centrales de las zonas de marcado fue de 400 y 1.200 m, respectivamente. Además, los pescadores artesanales colaboraron aportando datos (fecha, número de marca, LT y localización) de los ejemplares recapturados.

Los datos de marcado-recaptura se analizaron aplicando el modelo abierto de Cormack–Jolly–Seber, que estima la probabilidad de captura ( $p$ ) y la supervivencia aparente ( $\phi$ ). El parámetro  $\phi$  incluye la supervivencia real y la pérdida de los ejemplares que se desplazan fuera del área de estudio. Se evaluaron los 4 modelos predefinidos en el programa MARK que comprueban la dependencia de  $p$  y  $\phi$  con el tiempo. Además, se realizó una aproximación básica basada en la evolución temporal de la tasa de recaptura por segmentos de la población (juveniles y adultos). Finalmente, a partir de los datos obtenidos en las campañas de pesca, se estimó la tasa de pérdida de la marca dorsal en la que se basan las recapturas visuales.

### Evaluación y diseño del plan de gestión del PNMTAC compatible con la conservación de la especie y la explotación pesquera

Con el fin de evaluar y proponer un plan de gestión espacial que optimice la conservación, objetivo principal del PN, se valoraron las distintas zonas estudiadas considerando cuatro aspectos expresados en siete indicadores:

**I. Densidad de población:** Predicciones de las densidades de juveniles y adultos de *E. marginatus* en función del hábitat de cada zona, obtenidas a partir de los modelos matemáticos desarrollados.

**II. Valor Ecológico (VE),** expresado como la combinación de dos indicadores:

- a) Abundancia y diversidad de grandes serránidos y especies vulnerables o amenazadas.
- b) Diversidad de las comunidades bentónicas y calidad del paisaje submarino.



**III. Capacidad de vigilancia (CV)**, expresado como la combinación de dos indicadores:

- a) Capacidad de vigilancia.
- b) Proximidad a zonas de uso especial y restringido.

**IV. Interacción con la actividad de pesca artesanal:** valorada en función de la distribución espacial del esfuerzo de pesca con trasmallo y palangre registrada en el PN.

Todos los indicadores se valoraron y estandarizaron de 1 (valor mínimo) a 3 (valor máximo) en el sentido de optimización de las condiciones de conservación y gestión de la especie objetivo. Así, una zona fácil de vigilar (por su cercanía al puerto base de las barcas de vigilancia, o proximidad a otras áreas de reserva) puntuará 3 para el indicador III.a, pero si es colindante a una zona de uso especial puntuará 1 para el indicador III.b. El valor final es el producto de ambos estandarizado de 1 a 3.

De los indicadores estimados se priorizó la densidad de adultos y el valor ecológico para obtener una clasificación de las distintas zonas. Esta selección se basa en la distribución de los juveniles y adultos de la población en relación con las actuales medidas de gestión. Asimismo, la información sobre el valor ecológico aporta un plus de información totalmente acorde con los objetivos de conservación del PN, más amplios que los de la conservación estricta de *E. marginatus*. En la generación de los distintos escenarios de protección que se proponen se valoró, además, la conectividad entre ambos segmentos de la población y la repercusión que la nueva zonación tendría sobre la actividad pesquera.

## RESULTADOS

### Factores que determinan la distribución de *E. marginatus*

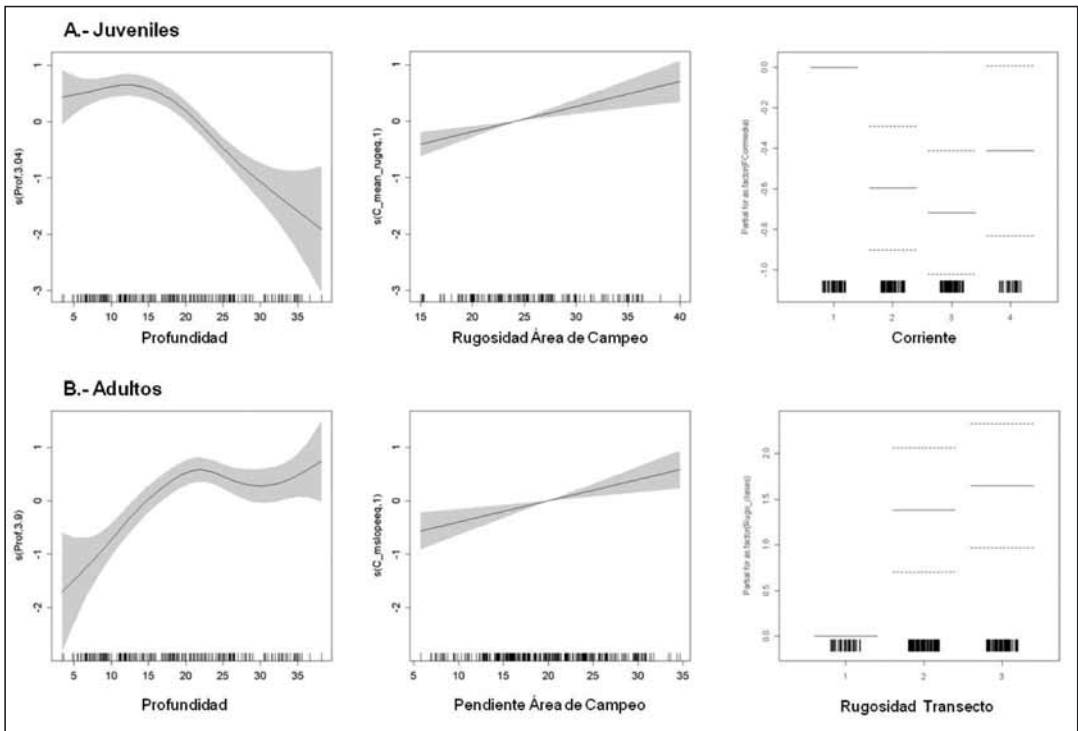
La mayoría de las 26 variables ambientales analizadas (Tabla 1) presentaron un alto grado de co-

rrelación, por lo que sólo 11 se incluyeron en el modelo final. La selección de las variables se realizó en función de su distribución, significación biológica y relación con la variable dependiente.

La identificación de las características ambientales óptimas para la especie durante la época de reproducción se basó en 346 transectos en los que se censaron 848 ejemplares entre 14 y 100 cm de LT.

La distribución de los juveniles en el PN durante la época estival está determinada por tres variables: profundidad, corriente y rugosidad en el área de campeo, explicando el modelo final el 30,8% de la desviación de los datos. Los resultados del modelo indicaron una relación significativa ( $F=16,0$ ;  $p=1,9e-11$ ) no lineal con PT (Fig. 2a). Los juveniles presentaron las máximas abundancias en las zonas someras hasta 18 m, profundidad a partir de la cual disminuye progresivamente su densidad hasta 40 m. La corriente fue el segundo factor en importancia identificado por el modelo ( $F=8,9$ ;  $p=1,2e-05$ ), estando las máximas abundancias asociadas a zonas calmadas con una intensidad media de corriente inferior a 1 cm/s (Fig. 2a). La RUGAC también determinó de forma significativa su distribución ( $F=15,02$ ;  $p=0,0001$ ). Los resultados del GAM indicaron una relación lineal positiva entre la rugosidad y la abundancia de este segmento de la población.

El modelo final seleccionado para los adultos durante la época de reproducción incluyó tres variables ambientales y explicó el 29,5% de la desviación de los datos. Al igual que los juveniles, los adultos presentaron una relación significativa ( $F=6,9$ ;  $p=5,7e-06$ ) no lineal con la profundidad (Fig. 2b). Sin embargo, el patrón de distribución de ambos segmentos de la población es inverso, alcanzando los adultos las máximas abundancias entre 17 y 40 m (Fig. 2b). Su distribución está además significativamente relacionada con la rugosidad del sustrato a pequeña escala espacial ( $F=12,2$ ;  $p=8,0e-06$ ), estando prácticamente ausentes de los rodales de roca con nula o baja disponibilidad de refugios (Fig. 2b). Asimismo, la abundancia aumentó linealmente



**Figura 2.** Modelado de la abundancia de los juveniles (A) y de los adultos (B) de *E. marginatus* en función de las variables ambientales que influyen de forma significativa en su distribución durante la época de reproducción. El área sombreada representa el intervalo de confianza del 95% de las predicciones del modelo. En el eje X se indica la distribución de los datos de base en el rango de las variables independientes analizadas.

**Figure 2.** Models showing the abundance of juveniles (A) and adults (B) of *E. marginatus* according to the environmental variables that determine their distribution during the reproductive season. The shadowed area indicates the 95% confidence interval for the model prediction. The X axis shows the data distribution within the observed range of the independent variables analyzed.

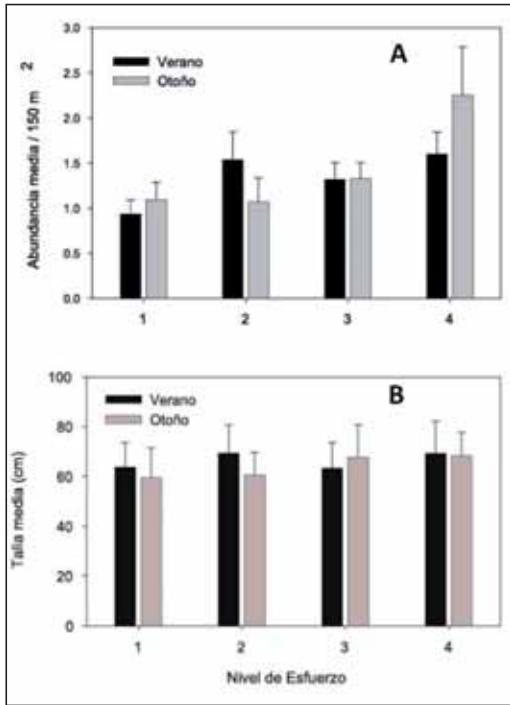
con la pendiente en el área de campeo ( $F=10,9$ ;  $p=0,001$ ).

La abundancia media de los adultos, en las zonas con distinto nivel de esfuerzo, estuvo comprendida entre 0,9 (0,2 EE) y 1,6 (0,2 EE) ind/150 m<sup>2</sup>, correspondiendo los valores mínimos y máximos a las zonas de reserva integral y con alto esfuerzo de pesca, respectivamente (Fig. 3a). La talla media osciló entre 63,3 (10,3 DE) y 69,4 (11,3 DE) cm, alcanzándose los valores máximos en las zonas con bajo y alto esfuerzo de pesca (Fig. 3b). La interacción entre el esfuerzo de pesca y la pendiente no resultó significativa para ninguno de los dos parámetros analizados ( $p>0,05$ ). Los resultados del ANCOVA indicaron que no existen diferencias significativas en abundancia y talla

media entre zonas con distinto nivel de esfuerzo (Abundancia:  $F_{3,152}=0,6$ ;  $p=0,6$ ; Talla media:  $F_{3,98}=1,3$ ;  $p=0,3$ ).

En la campaña de otoño, debido al mal tiempo, solamente se pudieron muestrear 16 de las 26 zonas seleccionadas para el estudio. Se realizaron 234 transectos, censándose 495 ejemplares entre 10 y 100 cm de LT.

La profundidad y la rugosidad del hábitat rocoso a pequeña escala espacial son las variables que determinan la distribución de los juveniles y de los adultos en el PN durante el periodo post-reproductor, explicando el modelo final el 21,2% de la desviación de los datos en el caso de los juveniles, y el 16,7%, en el de los adultos.



**Figura 3.** Abundancia media ( $\pm$  EE) (A) y talla media ( $\pm$  DE) (B) de *E. marginatus* durante el verano y el otoño en zonas del PNMTAC con distinto nivel de esfuerzo pesquero. El esfuerzo de pesca se ha agrupado en 4 niveles, correspondiendo el nivel 1 a las zonas de reserva integral y el 4 a las zonas con máximo esfuerzo de pesca.

**Figure 3.** Mean abundance ( $\pm$  SE) (A) and mean total length ( $\pm$  SD) (B) of *E. marginatus* during summer and autumn, corresponding to areas inside the PNMTAC under different fishing effort levels. Fishing effort has been categorized in 4 levels, from 1 (no take areas) to 4 (maximum fishing effort).

La PT fue el principal factor identificado por el GAM (juveniles:  $F=25,3$ ;  $p=3,2e-07$ ; adultos:  $F=32,9$ ;  $p=3,7e-08$ ), pero a diferencia de lo observado en verano, el modelo indicó una relación casi lineal tanto para los juveniles (negativa) como para los adultos (positiva). La distribución de ambos segmentos de la población está significativamente relacionada con la rugosidad del sustrato a pequeña escala espacial (juveniles:  $F=5,0$ ;  $p=0,007$ ; adultos:  $F=3,4$ ;  $p=0,03$ ), alcanzando los juveniles las máximas abundancias en sustratos con RUG<sub>T</sub> media y los adultos en rodales con RUG<sub>T</sub> media y alta (Fig. 4).

En otoño, la abundancia media de los adultos estuvo comprendida entre 1,1 (0,2 EE) y 2,3 (0,5 EE) ind/150 m<sup>2</sup>, correspondiendo las mayores densidades medias a las zonas con máximo esfuerzo pesquero (Fig. 3a). La talla media osciló entre 60,7 (11,0 DE) y 68,4 (9,1 DE) cm, con valores mínimos en las zonas de reserva integral y máximos en las de mayor esfuerzo pesquero (Fig. 3b). La interacción entre EP y PT no fue significativa para ninguno de los dos parámetros analizados ( $p>0,05$ ). Los resultados del ANCOVA indicaron que no existen diferencias significativas en abundancia y talla media entre zonas con distinto nivel de esfuerzo (Abundancia:  $F_{3,158}=0,4$ ,  $p=0,8$ ; Talla media:  $F_{3,89}=2,3$ ;  $p=0,09$ ).

### Estimación de la talla de primera madurez

La talla de primera madurez se estimó sobre una muestra de 119 hembras, entre 28 y 79,7 cm de LT. La hembra madura más pequeña presentaba una talla de 41 cm, y la hembra inmadura de mayor talla de 76,6 cm TL. En Cabrera las hembras alcanzan la madurez sexual a los 50,6 cm de LT (intervalo de confianza del 95% (IC): 47,3 - 54,1 cm LT).

### Movimientos

En las 181 pescas realizadas para evaluar la selectividad y rendimiento de los métodos de captura se capturaron 13 especies de peces pertenecientes a 7 familias. Los ejemplares de especies no objetivo representaron el 100% de la captura con *llences*, el 85% en *jigs*, el 80% en *Gem*, el 66% en *Gin* y el 0% en *Ain* (Fig. 5). Los rendimientos medios de la especie objetivo difirieron significativamente entre métodos de pesca (KW test=29,1;  $p<0,001$ ), siendo el anzuelo en inmersión y los *gambins* calados en inmersión los métodos que aportaron los mayores rendimientos.

En las campañas de pesca, dirigidas a estimar la movilidad de la especie, se capturaron 165 ejemplares (53,8% en *Coll Roig*, 32,7% en *Illa de ses Rates* y 13,5% en *Na Freda*) entre 28 y 83,5 cm LT

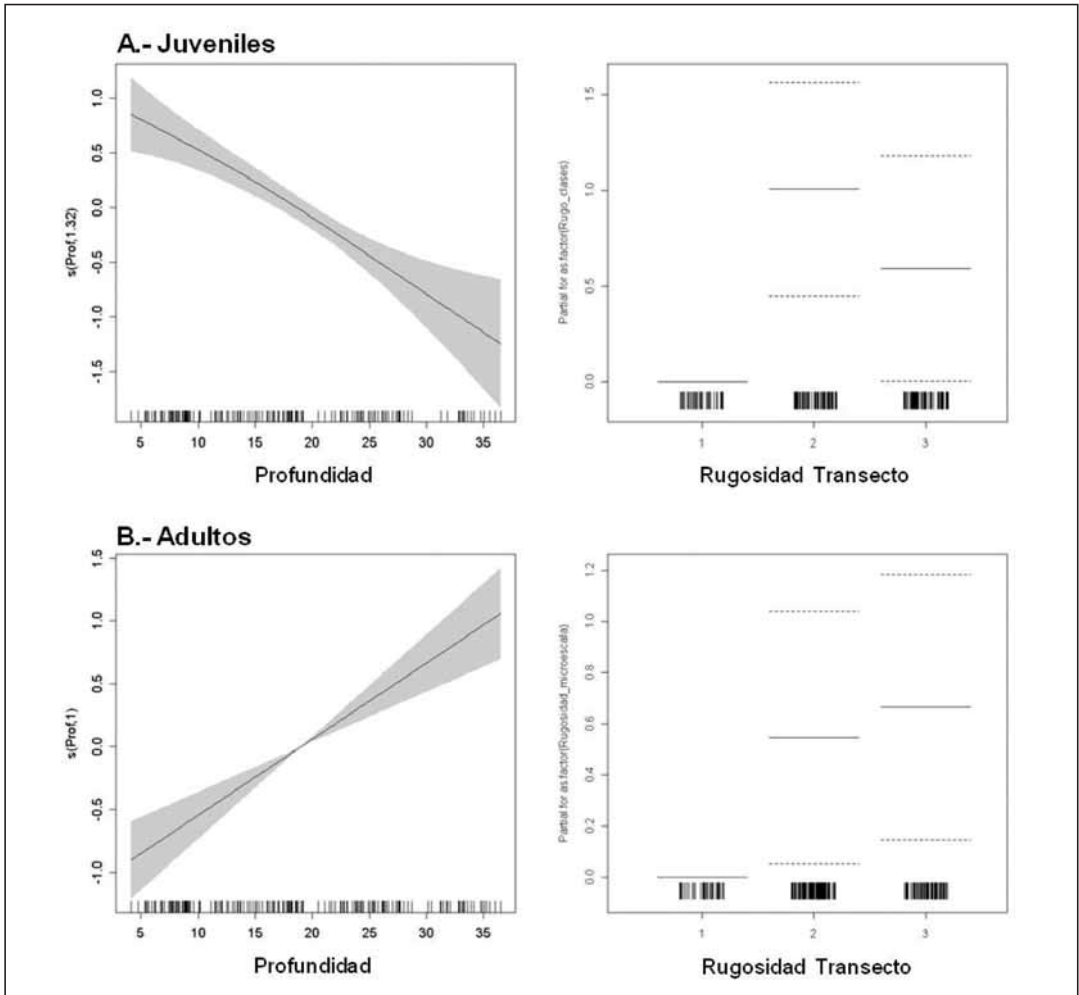


Figura 4. Resultados del GAM para la abundancia de juveniles (A) y adultos (B) de *E. marginatus* en función de las variables ambientales que influyen de forma significativa en su distribución durante el otoño.

Figure 4. GAM results for the abundance of juveniles (A) and adults (B) of *E. marginatus* according to the environmental variables that influence significantly the species distribution in autumn.

(Tabla 2). Del total de ejemplares capturados 41 correspondieron a recapturas (39% realizadas en la misma campaña y 61% en años consecutivos). El modelo abierto que mejor se ajustó fue el que considera los parámetros  $p$  y  $\phi$  constantes en el tiempo. Este modelo predice una probabilidad de recaptura del 0,31 (IC: 0,2 - 0,4) y una supervivencia aparente del 0,9 (IC: 0,02 - 1). Los amplios intervalos de confianza de  $\phi$  indicaron una baja precisión en las estimaciones del modelo. El pe-

queño tamaño de muestra y un número insuficiente de eventos de captura son las causas que no permitieron cuantificar de forma más precisa estos parámetros poblacionales.

La tasa de recaptura de los ejemplares que permanecieron 1 año en libertad aumentó linealmente con la talla ( $r^2=0,92$ ). Por segmentos de la población, la tasa de recaptura de los juveniles fue del 12,5%, y la de los adultos del 33,3%. Todos

los ejemplares se recuperaron en la misma zona en la que habían sido liberados. La tasa de pérdida de la marca dorsal, en la que se basaron las recapturas visuales, fue del 31,7%.

En las 4 campañas de recaptura visual se realizaron 405 recorridos con un tiempo efectivo de censo de 27h y 17minutos, censándose 1145 ejemplares entre 8 y 100 cm LT. Del total de recapturas el 17% correspondieron a juveniles y el 45% a

adultos. Este patrón se observó en todas las campañas excepto en verano de 2009. La tasa de recaptura fue mayor en verano que en otoño (Fig. 6). Todas las recapturas visuales, excepto dos, se realizaron en un radio menor a 100 m alrededor del punto central de la zona de marcado, entre 5,5 y 26 m de profundidad (Fig. 7). Dos de los ejemplares marcados (44 y 34 cm LT) se observaron a 350 y 420 m de distancia de la zona de marcado.

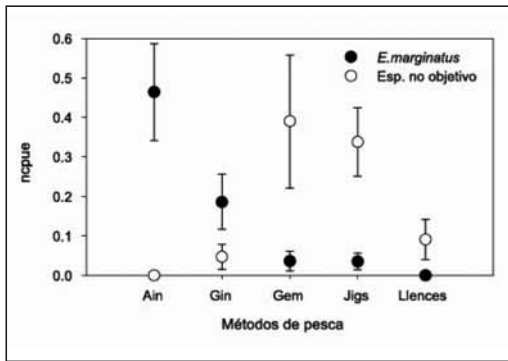


Figura 5. Rendimientos en número de ejemplares (ncpue; media  $\pm$  EE) de *E. marginatus* y de las especies no objetivo obtenidos con los métodos de pesca evaluados. Ain: anzuelo en inmersión; Gin: gambins calados en inmersión; Gem: gambins calados desde embarcación.

Figure 5. Number of individuals of *E. marginatus* and non-target species (ncpue; mean  $\pm$  SE) captured with the fishing gears assessed. Ain: hook while diving; Gin: traps deployed while diving; Gem: traps deployed from the boat.

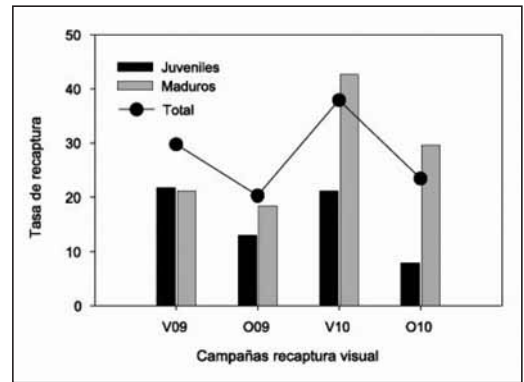


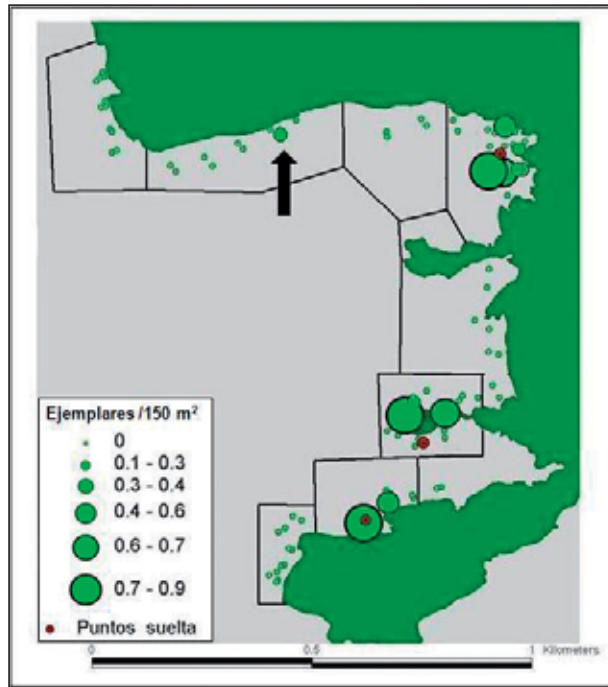
Figura 6. Tasa de recaptura total, de juveniles y adultos obtenidas en las campañas de recaptura visual realizadas en verano de 2009 (V09), otoño 2009 (O09), verano de 2010 (V10) y otoño 2010 (O10).

Figure 6. Recapture rate for juveniles, adults and total obtained during the visual recapture surveys carried out in summer 2009 (V09), autumn 2009 (O09), summer 2010 (V10) and autumn 2010 (O10).

Talla (cm)	Marcados			Recapturados		
	2009	2010	Total	Mismo año	1 año en libertad	Total
20 – 30	2		2			
30 – 40	21	15	36	4	3	7
40 – 50	18	14	32	2	3	5
50 – 60	17	11	28	4	7	11
60 – 70	9	6	15	3	6	9
70 – 80	7	2	9	3	6	9
80 – 90	2		2			
Total	76	48	124	16	25	41

Tabla 2. Número de ejemplares de *E. marginatus* marcados y recuperados por intervalo de tallas de 10 cm en las campañas de captura-marcado-recaptura realizadas en 2009 y 2010.

Table 2. Number of *E. marginatus* individuals by 10 cm TL size range tagged and recovered during the capture-mark-recapture surveys carried out in 2009 and 2010.



**Figura 7.** Densidad media de ejemplares marcados en la campaña de recaptura visual realizada en otoño de 2009. Se indica con una flecha la localización del ejemplar observado fuera de la zona de marcado.

**Figure 7.** Mean density of individuals tagged during the visual recapture survey carried out in autumn 2009. The arrow indicates the location of the individual observed outside the tagging area.

Únicamente 3 recapturas fueron notificadas por los pescadores artesanales. Las recapturas se realizaron entre octubre de 2010 y enero de 2011, correspondiendo a 2 hembras maduras de 70 y 58 cm LT (en el momento de marcado) y una hembra inmadura de 44 cm LT (en el momento de marcado). Los ejemplares se recapturaron en los límites de la bahía, a una distancia entre 350 y 1600 m del punto de liberación, habiendo permanecido entre 488 y 568 días en libertad.

#### Evaluación y diseño del plan de gestión del PNMTAC compatible con la conservación de la especie y la explotación pesquera

Las zonas se ordenaron jerárquicamente en función del producto entre la densidad de adultos y el valor ecológico de la zona (Fig. 8). Las tres zonas mejor valoradas fueron Estell des Coll, Na Foradada e Imperial.

Según esta valoración y teniendo en cuenta la optimización de la conservación de las zonas próximas a las reservas integrales preexistentes así como el impacto que la protección integral de estas nuevas zonas supondría en la actividad pesquera, se han generado 3 propuestas de protección que por los resultados del estudio consideramos de mínimos, y 3 propuestas consideradas óptimas para incorporar a la normativa y gestión del PN (Fig. 9).

#### Escenarios de mínimos:

1. Ampliación de la reserva integral del sur de Cabrera incluyendo el Estell des Coll e Imperial.
2. Ampliación de la reserva integral del sur de Cabrera incluyendo el Estell des Coll, y nueva reserva integral en Na Foradada.

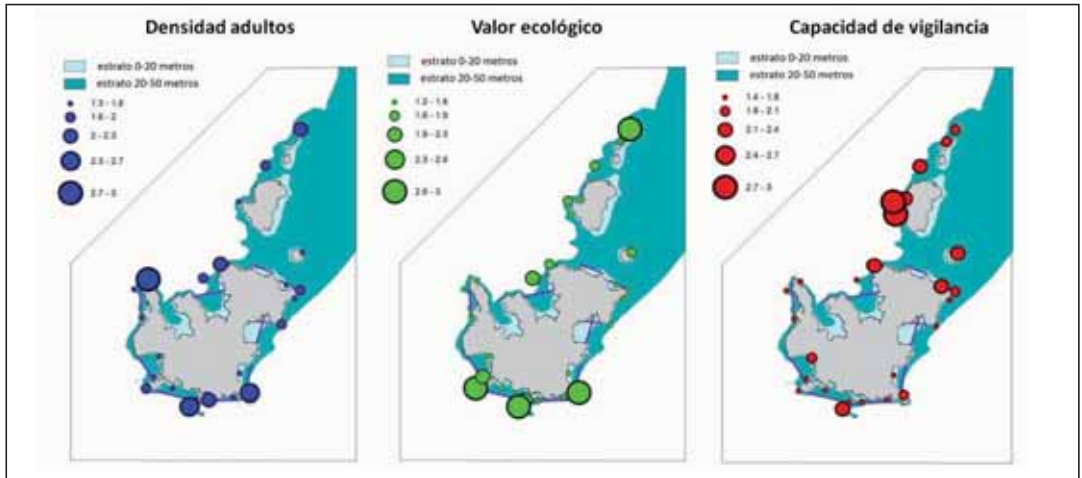


Figura 8. Representación gráfica de los indicadores estimados para la evaluación y selección de las nuevas propuestas de gestión espacial.

Figure 8. Graphic display of the indicators used for the evaluation and selection of the suggested new spatial management measures..

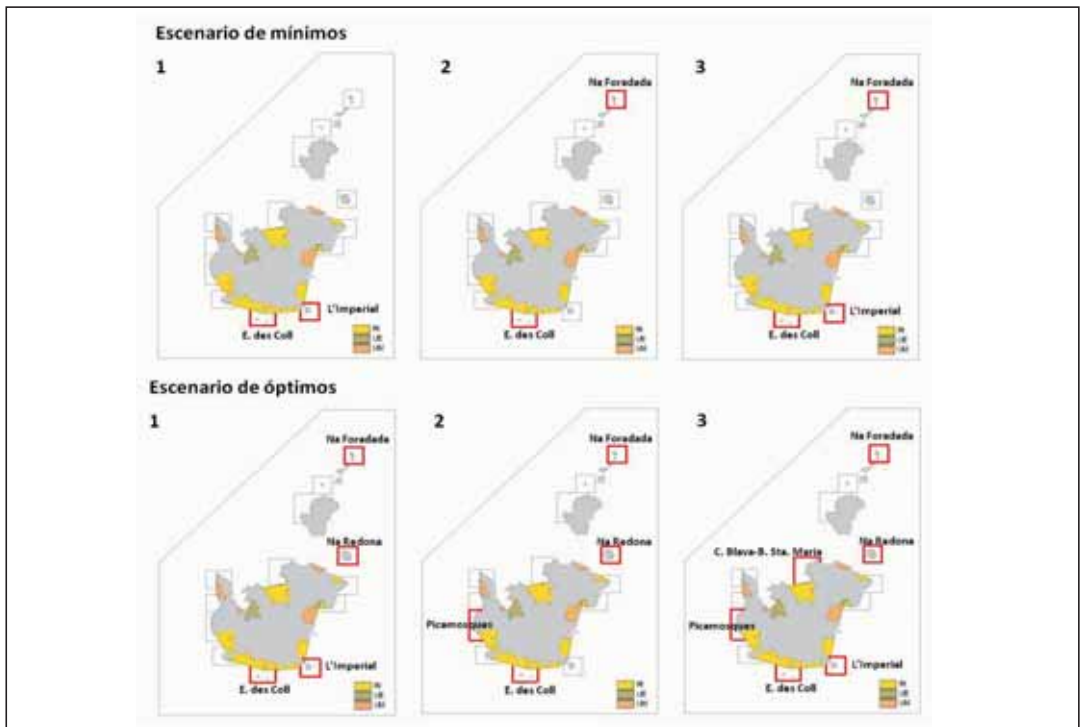


Figura 9. Localización de las nuevas reservas integrales propuestas en los dos escenarios considerados. En rojo se indican las potenciales zonas de reserva. UM: zonas de uso moderado; UR: zonas de uso restringido; IR: zonas de reserva integral.

Figure 9. Location of the new no-take areas suggested for the two scenarios considered. In each case, the proposed marine reserves are marked in red. UM: moderate use areas; UR: restricted use areas; IR: no-take areas.

3. Nuevas reservas integrales en Estell des Coll, Imperial y Na Foradada.

#### *Escenarios óptimos:*

1. Ampliación de la reserva integral del sur de Cabrera, incluyendo el Estell des Coll e Imperial, y nuevas reservas integrales en Na Foradada y Na Redona.
2. Ampliación de la reserva integral del sur de Cabrera, incluyendo el Estell des Coll, y de la reserva integral de Illa de ses Rates-Coll Roig, incluyendo Na Picamosques, y nuevas reservas integrales en Na Redona y Na Foradada.
3. Ampliación de la reserva integral del sur de Cabrera, incluyendo el Estell des Coll e Imperial, y de la reserva integral de Illa de ses Rates-Coll Roig, incluyendo Na Picamosques, y nueva reserva integral en la Cova Blava - Bajo de Cala Santa Maria.

Todas las nuevas reservas integrales deberían unirse con las zonas de reserva integral existentes más próximas y establecer un radio de protección, en función de la pendiente y distribución de los hábitats en cada una de las zonas propuestas, que asegure la protección de la especie.

## DISCUSIÓN

### **Factores que determinan la distribución de *E. marginatus***

Un aspecto de interés derivado de estos resultados es la importancia de las variables ambientales a escalas relacionadas con el entorno de la zona de muestreo. Múltiples estudios sobre las características que deben cumplir las reservas marinas para ser efectivas en cuanto a la protección de especies de interés, se han basado en datos tomados a nivel de transecto. La importancia de las características del entorno en la distribución de las especies es algo de sobra conocido e implementado en estudios de hábitat

esenciales en el medio terrestre, dando lugar a la disciplina de «ecología del paisaje». Sin embargo este enfoque no está extendido en el medio marino y son pocos los ejemplos que lo abordan (revisión en MELLIN *et al.* 2009) y que demuestran la necesidad de ampliar el horizonte espacial para la correcta caracterización de los hábitats esenciales de especies litorales.

Existen diferencias en las variables ambientales que determinan la distribución de los estadios de desarrollo de *E. marginatus*, así como una variación estacional en estos requerimientos. Cada una de estas variables puede estar asociada a cambios en las estrategias de vida entre los juveniles y adultos y entre las épocas de reproducción y post-reproducción. La distribución en distintos hábitats durante la fase de vida bentónica es una de las estrategias más frecuentes en especies ícticas litorales de zonas templadas y tropicales y responde prioritariamente a los cambios de alimentación, riesgo de depredación y reproducción que experimentan los individuos a lo largo del desarrollo (SHUTERLAND 1996).

En el PNMT, la profundidad, complejidad del hábitat, corriente y pendiente son los factores clave que han determinado la distribución de los juveniles y/o adultos de la población, difiriendo su importancia relativa en función de la fase de desarrollo y del ciclo reproductor.

La profundidad es el factor que ha generado mayor variación, observándose diferencias estacionales en el rango batimétrico en el que ambos segmentos de la población alcanzan las máximas abundancias.

Los procesos relacionados con el asentamiento desde la fase larvaria y la supervivencia post-asentamiento determinan que los hábitats óptimos en las etapas juveniles se circunscriban a zonas someras con bajo hidrodinamismo (ÁLVAREZ-BERASTEGUI *et al.* 2010). Asimismo, esta fracción juvenil requiere de amplias zonas con alta diversidad y abundancia de refugios, aspecto que favorece la supervivencia y el crecimiento (DAHLGREN & EGGLESTON 2000). En las campañas de otoño se ha encontrado una res-



puesta a la complejidad estructural a menor escala espacial. En el contexto de reducción del área de campeo, PASTOR *et al.* (2009) constataron una disminución de la actividad en respuesta a perturbaciones ambientales y al descenso de temperatura.

Contrariamente a lo que ocurre con la fracción juvenil, las zonas de corriente son los hábitats óptimos de la población adulta. La corriente favorece el crecimiento poblacional de animales residentes a través del incremento de alimento en suspensión para posibles presas, que a su vez propagan la materia y la energía hacia niveles superiores de la red trófica (GENIN 2004; AUSTER *et al.* 2009). La presencia de un mayor esfuerzo de pesca en estos enclaves altamente productivos es una consecuencia del proceso de enriquecimiento comentado que, a su vez, enmascara el efecto real sobre la densidad final de *E. marginatus*.

Paralelamente a causas de naturaleza trófica en la distribución de la fracción adulta, aparecen causas reproductivas con un componente evolutivo muy marcado. La hipótesis más ampliamente aceptada en la elección de sitios con corriente, tanto por especies que forman agregaciones como las que no, es que un mayor flujo hidrodinámico favorece una mayor dispersión de la puesta hacia zonas alejadas del fondo rocoso. Así, se reduce el riesgo de depredación por parte de especies planctófagas (JOHANNES 1978); y por otro lado se aumenta la probabilidad de que las postlarvas encuentren nuevos sitios donde asentarse o, en su caso, al acoplamiento de éstas a zonas próximas de retención que pueden favorecer el auto-reclutamiento en la zona (LOBEL & ROBINSON 1988; BASTERRETXEA *et al.* in press).

Durante la época de reproducción, la densidad de adultos es mayor en zonas de pendiente a profundidades próximas a la termoclina (>18 m). Estos enclaves son zonas de alta producción, y en función de su localización, producen una aceleración de la corriente dominante (GENIN 2004), condiciones idóneas para la reproducción y crecimiento. El incremento de la capa de mezcla a

final de verano produce un hundimiento de la termoclina y la desaparición del pico estival de abundancia, observado a partir de 18 m, a favor de un incremento lineal con la profundidad. Además, la importancia de la pendiente en el área de campeo desaparece con la aproximación creciente de los máximos de densidad a fondos sedimentarios más aplacerados, típicos de las bases de acantilados rocosos e islotes del archipiélago (BALLESTEROS *et al.* 1993). En las campañas de otoño se ha encontrado por tanto una distribución profunda de la fracción adulta de *E. marginatus*, con una respuesta a la complejidad estructural de pequeña escala espacial y con menos pendiente.

En conclusión, distintos estadios de desarrollo de *E. marginatus* tienen requerimientos de hábitat diferentes, lo que supone una segregación espacial de individuos juveniles y adultos dentro del ambiente rocoso del piso infralitoral y circalitoral superior. Estas relaciones entre el espacio y la estructura de la población hacen que la gestión espacial del PN determine directamente qué intervalos de talla se ven beneficiados por la protección.

### Talla de primera madurez

En el PNMTAC la población de *E. marginatus* alcanza la madurez sexual a una talla ligeramente mayor que la estimada para las zonas explotadas de Baleares (50,6 vs 49,1 cm LT; REÑONES *et al.* 2010), siendo en ambos casos superior a la talla mínima legal de captura establecida para la especie (45 cm LT). Estos resultados evidencian nuevamente que esta medida de gestión, dirigida a evitar tanto la sobrepesca de crecimiento como de reclutamiento, debe ser modificada y ampliarse como mínimo a 50 cm LT.

### Movimiento

Uno de los resultados más relevantes de este estudio es la identificación de métodos de pesca selectivos con altos rendimientos para la especie objetivo. En este sentido, cabe decir que éste fue

uno de los problemas metodológicos que limitaron estudios anteriores de movilidad de la especie (PASTOR *et al.* 2009; AFONSO *et al.* 2012). Los *gambins*, arte utilizado tradicionalmente en Baleares para la captura de mero, conjuntamente con la pesca con anzuelo en inmersión, permitieron obtener una muestra representativa de la población para abordar los principales objetivos planteados. Los buenos resultados obtenidos en la pesca con *gambins*, en cuanto a selectividad y rendimiento, sugieren que este aparejo podría ser reintroducido en determinadas zonas del parque, permitiendo la eliminación de aparejos y artes más perjudiciales para el conjunto de la comunidad íctica y el hábitat. Esta medida contribuiría a la compatibilización de la conservación de la fauna con la pesca de artes menores en un contexto de sostenibilidad.

Un resultado inesperado fue la elevada tasa de pérdida de la marca dorsal. Teniendo en cuenta que la tasa de pérdida se calculó a partir de ejemplares marcados en la primera campaña, la inexperiencia inicial del equipo de marcado pudo influir en estos resultados. Asimismo el comportamiento de la especie, que se refugia en grietas y huecos, puede influir en una mayor tasa de pérdida. La corta duración del estudio no permitió identificar la importancia relativa de estos factores. En este mismo sentido, la duración del estudio también fue insuficiente para aplicar modelos de movimiento que permitieran obtener parámetros más representativos de su patrón de dispersión.

Los resultados del estudio de movimiento indican que los individuos entre 30 y 83 cm LT presentan una alta fidelidad al sitio en el que fueron capturados, y un comportamiento residente en la zona de reserva integral. Los datos aportados por las recapturas visuales indicaron fidelidad en un área entre 16000 y 30000 m<sup>2</sup> durante periodos de 1 a 3 meses, mientras que los datos de marcado-recaptura confirmaron este comportamiento en una escala temporal de 1 año. El bajo número de recapturas reportadas por los pescadores artesanales, a pesar del alto esfuerzo de pesca ejercido en los límites de la zona de reserva integral en la que se realizó el estudio (GOÑI *et al.* 2008), re-

fuerza estos resultados. Nuestros datos, sin embargo, no permitieron saber si los individuos permanecen en el área durante todo el tiempo o si realizan desplazamientos a distintas escalas temporales de mayor amplitud, tal como se ha demostrado en otros enclaves geográficos. En este sentido, AFONSO *et al.* (2012) en un estudio realizado en las Islas Azores constataron ausencias del área de campeo entre 2 y 7 días, con desplazamientos superiores a 5 km, mientras que en la reserva marina de las Islas Medes se observó que durante el verano las hembras abandonan su área de campeo habitual, realizando amplios desplazamientos de corta duración para reproducirse (M. Zabala, comunicación personal). Estudios con telemetría acústica por periodos de hasta 5 años coinciden en indicar una alta fidelidad y un área de campeo reducida para la especie (LEMBO *et al.* 1999; PASTOR *et al.* 2009; AFONSO *et al.* 2012).

Las tasas de recaptura obtenidas tanto mediante pescas como mediante observación en inmersión sugieren que existen diferencias de movilidad entre segmentos de la población. Dado que estas tasas resultaron hasta 3 veces superiores en adultos que en juveniles, posiblemente la fracción más joven de la población esté sujeta a procesos que inducen a una mayor movilidad. Dos mecanismos, no excluyentes entre sí, pueden explicar la mayor movilidad de los juveniles. El análisis de las densidades observadas y esperadas según los modelos de relación con el hábitat indicó que en la zona en la que se realizó el estudio se observan más juveniles de los que estima el modelo y menos adultos de los que debería haber según el modelo predictivo. La fracción juvenil estaría, por tanto, inmersa en una mayor competencia por los recursos (hábitat y/o alimento), lo que daría origen a movimientos denso-dependientes (KRAMER & CHAPMAN 1999; SANCHEZ-LIZASO *et al.* 2000). A su vez, el desplazamiento de los ejemplares próximos a la talla de primera madurez desde los hábitats de reclutamiento hacia los hábitats de adultos (movimientos denso-independientes) pueden contribuir a la mayor movilidad observada en los juveniles. Los datos de captura registrados por GOÑI *et al.* (2008) en los límites de las reservas integrales de Cabrera co-

roboran la existencia de estructuras de tallas con alta frecuencia de individuos próximos a 50 cm. La importancia relativa de los mecanismos dependientes o independientes de la densidad de población requeriría de estudios específicos en zonas de reclutamiento con distinta densidad de población.

## Gestión

La relación de *E. marginatus* con el hábitat que se ha descrito en este estudio pone de manifiesto que la distribución y ubicación de las reservas integrales actuales es insuficiente para disponer de unas poblaciones bien conservadas, ya que las zonas con hábitat idóneo para los estadios adultos de la especie quedan fuera de las mismas.

Objetivos como la diversidad y madurez en la estructura demográfica, la diversidad genética, y el alcance de su máximo potencial reproductor entran dentro del decálogo básico establecido para la conservación de poblaciones de peces mediante reservas marinas a nivel mundial (PLAN DEVELOPMENT TEAM 1990; LONGHURST 2002; BERKELEY *et al.* 2004). Estos objetivos no pueden alcanzarse de forma satisfactoria cuando gran parte de los adultos de la población está sometido a una presión pesquera elevada.

La necesidad de compatibilizar objetivos de conservación con la actividad pesquera de artes menores y en conocimiento de la posible presión que puede ejercer el sector pesquero frente al incremento de reservas integrales nos ha llevado a establecer dos escenarios posibles. Uno de requerimientos mínimos, que debería ser insoslayable para que el PNMTAC alcance los objetivos de conservación de la riqueza natural y de la actividad pesquera artesanal, para los que fue declarado y otro escenario que consideramos como óptimo y donde prevalece el criterio conservacionista.

Tanto en uno como en otro escenario se incluyen zonas que han demostrado un potencial elevado para albergar altas densidades de meros adultos, así como valores ecológicos importantes relacio-

nados con la diversidad de las comunidades ícticas y bentónicas, la calidad del paisaje submarino y su elevado valor como patrimonio natural sumergido.

Situándonos en el escenario de mínimos y que debería ser irrenunciable por parte de las autoridades gestoras, se tienen en cuenta 3 zonas donde los valores comentados anteriormente son elevados: los islotes de l'Estell des Coll, de l'Imperial y de Na Foradada. La primera propuesta, que contiene únicamente los dos primeros islotes mencionados, ofrece ventajas destacables. Por una parte, tanto l'Estell des Coll como l'Imperial resultarían en una gran reserva integral al comunicarse con las existentes en el sur y sur-este de Cabrera. Además de integrarse con estos espacios de máxima protección que ya han demostrado su efectividad en proteger parte importante de la ictiofauna y de la misma especie tratada (COLL *et al.* 1999; REÑONES *et al.* 1999a,b;), destacaría el valor de la conectividad entre las poblaciones de juveniles y adultos.

Gran parte de las reservas integrales anexas a los islotes de los Estells, y del Codolar de l'Imperial, están caracterizadas por fondos rocosos someros (<20 m), lo que las habilita para suministrar individuos inmaduros o hembras jóvenes a las zonas que proponemos como nuevas reservas integrales y donde los individuos podrían alcanzar sus tallas máximas en ausencia de mortalidad por pesca. La conectividad entre poblaciones de juveniles y adultos se ha esgrimido como un factor limitante de importancia en la recuperación de poblaciones de peces en espacios marinos protegidos (CARR & REED 1993; ALLISON *et al.* 1998; JENNINGS 2001) un valor que estaría asegurado por la continuidad y/o proximidad entre los hábitats de ambos estados de desarrollo en el escenario propuesto.

Además de conseguir una conservación óptima para *E. marginatus*, para otras especies de grandes serránidos y para la ictiofauna en general, l'Estell des Coll y, sobretudo, l'Imperial presentan un patrimonio natural sumergido de los más importantes del PNMTAC. La presencia de túneles y cuevas con gran diversidad de esponjas,

briozoos y cnidarios (*Corallium rubrum* entre ellos; BALLESTEROS *et al.* 1993) así como de comunidades algales con *Cystoseira* spp., representan parte de estos valores. Asimismo, es la comunidad coralígena con suspensívoros (*Paramuricea clavata*) la que destaca como valor a conservar y que alcanza su máximo desarrollo en l'Imperial, convirtiéndola en este sentido en un enclave singular del PNMTAC. A diferencia de otros grupos zoológicos y vegetales comentados, *Paramuricea clavata* y las especies de *Cystoseira* de profundidad (*C. spinosa*, *C. zosterooides*) que aparecen en las bases de los acantilados submarinos en la comunidad coralígena, son sensibles a la acción mecánica de aparejos de pesca como palangres y trasmallos. La protección de *E. marginatus* mediante reserva integral en estos enclaves redundaría sin duda en una conservación de sus comunidades bentónicas, ahora amenazadas por el impacto indirecto de la pesca y debilitadas por cambios globales que afectan a la temperatura del agua (GARRABOU *et al.* 2009).

La incorporación del islote de Na Foradada redundaría en los valores antes mencionados sobre patrimonio natural, especialmente en una abundante y diversa ictiofauna (REÑONES *et al.* 1997). Además, este enclave aporta valor al escenario de mínimos en una doble vertiente. Por una parte sería de un alto interés científico observar la evolución de una zona que soporta uno de los esfuerzos pesqueros más intensos del Parque y que aun así constituye uno de los *hot spots* de biodiversidad y biomasa fícticas más importantes de Baleares (FRAU *et al.* 2011). Conocer los límites de este enclave, su capacidad de carga real, actualmente mermada por la pesca, así como los cambios a nivel de toda la comunidad que pudiera producir su protección total clarificaría la dialéctica actual sobre el tiempo requerido en la recuperación y saturación de las reservas marinas (McCLANAHAN *et al.* 2007; GARCÍA-CHARTON *et al.* 2008; BABCOCK *et al.* 2010; COLL *et al.* in press).

Por otro lado, la incorporación del islote más septentrional del PNMTAC (Na Foradada), establecería un mejor balance geográfico y oceanográfico

en la asignación de máxima protección a enclaves del Parque. Las poblaciones demográficamente diversas y maduras que se consiguen con la protección total estarían así repartidas entre el norte y el sur del archipiélago. Además, el producto de la reproducción (huevos y larvas pelágicos) en este enclave septentrional se vería inmerso en el área de retención de masas de agua (CREC'HRIOU *et al.* 2010) con lo que ello influye en los importantes procesos de autoreclutamiento y mantenimiento de las poblaciones del PN (BASTERRETxea *et al.* in press).

Pensamos que la incorporación de estas zonas proporcionaría al PNMTAC un valor añadido muy significativo en cuanto a conservación del patrimonio natural sumergido y completaría la actual red de reservas integrales, que si bien ha actuado de forma eficaz en la protección de la fracción juvenil de *E. marginatus*, se ha demostrado del todo insuficiente para una conservación integral de ésta y otras especies desde un enfoque ecosistémico.

En función de los registros de esfuerzo pesquero obtenidos en el proyecto BIOMEX, este resultado se conseguiría con una reducción del esfuerzo pesquero entre un 7 y un 11% en el escenario de mínimos y entre un 15 y un 21% en el escenario de óptimos; aspecto significativo y a considerar en el momento de plantear estos objetivos al sector pesquero de artes menores que opera en el PNMTAC.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a las autoridades gestoras del PNMTAC (J. Moreno y J. Amengual), así como al equipo de guardería, su colaboración a lo largo del desarrollo de este proyecto. A T. Orell, J. Gelabert, J. Calafat, X. Verger y L. Gonzales por su participación en las campañas y/o análisis de datos. Merece una mención la colaboración de los pescadores artesanales de Cabrera, en especial la de G. Sastre. A Luis Mas, que nos dejó en el transcurso del proyecto, le dedicamos la ilusión que nos ha producido la realización de este estudio.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABDUL MALAK, D., LIVINGSTONE, S. R., POLLARD, D., POLIDORO, B. A., CUTTELOD, A., BARI-CHE, M., BILECENOGLU, M., CARPENTER, K. E., COLLETTE, B. B., FRANCOUR, P., GOREN, M., HICHEM KARA, M., MASSUTÍ, E., PAPACONSTANTINO, C. & TUNESI, L. 2011. Overview of the conservation status of the marine fishes of the Mediterranean sea. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. vii + 61 pp.
- AFONSO, P., FONTES, J. & SANTOS, R.S. 2012. Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. *Biological Conservation* 144: 2739-2744.
- AIRAMÉ, S., DUGAN, J. E., LAFFERTY, K. D., LESLIE, H., McARDLE, D. A. & WARNER, R. R. 2003. Applying ecological criteria to marine reserve designs: a case study from California Channel Islands. *Ecological Applications* 13: S170-S184.
- ALLISON, G. W., LUBCHENCO, J. & CARR, M.H. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications* 8: 79-92.
- ALVAREZ-BERÁSTEGUI, D., APARICIO, A., RUEDA, L., MOREY, G., NAVARRO, O., COLL, J., GRAU, A.M., DEUDERO, S., & REÑONES, O. 2010. Marine habitat mapping: Estimation of wave exposure in Cabrera Archipelago National Park for identification of essential fish habitats. XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina (SIEBM). Septiembre 2010, Alicante, Spain.
- AMENGUAL, J., ÁLVAREZ-BERASTEGUI, D., REÑONES, O., COLL, J. & MARBÀ, N. 2008. Rapid assessment of coastal areas as a tool in the decision-taking process for MPAs planning. Field Study, Cabrera NP partner, MEDPAN project Interreg IIIc.
- AUSTER, P.J., GODFREY, J., WATSON, A., PAQUETTE A., & MCFALL, G. 2009. Behavior of prey links midwater and demersal piscivorous reef fishes. *Neotropical Ichthyology* 7:109-112
- BABCOCK, R. C., SHEARS, N. T., ALCALA, A., BARRET, N.S., EDGAR, G. J., LAFFERTY, K. D., MCCLANAHAN, T. R. & RUSS G. R. 2010. Decadal trends in marine reserves reveal differential rates of change in direct and indirect effects. *PNAS*. 107: 18256-18261.
- BALLESTEROS, E., ZABALA, M., URIZ, A., GARCIA-RUBIES, A. & TURON, X. 1993. El bentos: les comunitats. En: J.A. Alcover, E. Ballesteros & J. Fornós (eds.) *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. pp. 687-730. CSIC-Edit.Moll.
- BASTERRETXEA, G., JORDI, A., CATALÁN, I. & SABATÉS, A.. *In press*. Model-based assesment of local-scale fish larval connectivity in a network of marine protected areas (MPAs). *Fisheries Oceanography*.
- BERKELEY, S. A., HIXON, M. A., LARSON, R.J. & LOVE, M. S. 2004. Fisheries sustainability via protection of age structure and spatial distribution of fish populations. *Fisheries* 29: 23-32.
- CARR, M.H. & REED, D.C. 1993. Conceptual issues relevant to marine harvest refuges: examples from temperate reef fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2019-2028.
- COLL, J., REÑONES, O., MORANTA, J. & MORALES-NIN, B. 1995. Base study for monitoring the reserve effect in the Cabrera National Park, Balearic Islands. An indicator species example: *Epinephelus guaza* (L.). *Rapport Commission International Mer Méditerranée* 34: 240.
- COLL, J., GARCÍA-RUBIES, A., MORANTA, J., STEFANNI, S. & MORALES-NIN, B. 1999. Efectes de la prohibició de la pesca esportiva sobre l'estructura poblacional de l'anfós (*Epinephelus marginatus* Lowe, 1834. Pisces, Serranidae) en el Parc Nacional de Cabrera. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 42: 125-138.
- COLL, J., LINDE, M., GARCÍA-RUBIES, A., RIERA, F. & GRAU, A.M. 2004. Spear fishing in the Balearic Islands: species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research* 70: 97-111.
- COLL, J., GARCIA-RUBIES, A., MOREY, G. & GRAU, A. M. *In press*. The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*.

- CREC'HRIOU, R., ALEMANY, F., ROUSSEL, E., CHASSANTE, A., MARINARO, J.Y., MADER, J., ROCHEL, E. & PLANES, S. 2010. Fisheries replishment of early life taxa: potential export of fish eggs and larvae from a temperate marine protected area. *Fisheries Oceanography* 19: 135-150.
- DAHLGREN, C.P. & EGGLESTON, D.B. 2000. Ecological processes underlying ontogenetic habitat shifts in a coral reef fish. *Ecology* 81:2227-2240.
- FAO 2011. Fisheries management. 4. Marine protected areas and fisheries. FAO Technical Guidelines For Responsible Fisheries. N° 4, Suppl. 4. Rome, FAO. 198 p.
- FRAU, A., COLL, J., MOREY, G., NAVARRO, O., YUSTE, L. & GRAU, A.M. 2011. Evaluación de la costa de la Serra de Tramuntana (Mallorca. Islas Baleares) comprendida entre Ses Puntes i Cala Romagueral para el establecimiento y zonificación de una reserva marina. Informe técnico del Servei de Recursos Marins de la Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears (Tragsatec-Semilla). FEP. 57 pp.
- GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-JEREZ, P., BAYLE-SEMPERE, J.T., REÑONES, O. & MORENO, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161-182.
- GARCÍA-CHARTON, J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., MARCOS, C., CLAUDET, J., BADALAMENTI, F., BENEDETTI-CECCHI, L., FALCON, J.M., MILAZZO, M., SCHEMBRI, P.J., 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 populations, communities and ecosystems? *Journal of Nature Conservation* 16: 193-221.
- GARCIA-RUBIES, A. 1993. Distribució batimètrica dels peixos litorals de substrat rocos a l'illa de Cabrera. En: J.A. Alcover, E. Ballesteros & J. Fornós (eds.) *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. pp. 645-662. CSIC-Edit.Moll.
- GARRABOU, J., COMA, R., BALLY, M., BENSOUSSAN, N., CHEVALDONNÉ, P., CIGLIANO, M., DIAZ, D., HARMELIN, J.G., GAMBI, M.C., KERSTING D. K., LEJEUSNE, C., LINARES, C., MARCHAL, C., PÉREZ, T., RIBES, M., ROMANO, J.C., SERRANO, E., TEIXIDÓ, N., TORRENTS, O., ZABALA, M., ZUBERER, F & CERRANO, C. 2009. Mass mortality in northwestern Mediterranean rocky benthic communities : effects of the 2003 heat wave. *Global Change Biology* 15:1090-1103.
- GENIN, A. 2004. Bio-physical coupling in the formation of zooplankton and fish aggregations over abrupt topographies. *Journal of Marine Systems* 50: 3-20.
- GOÑI, R. & COLL, J. 2003. Les Reserves Marines de les Illes Balears. Quadern de pesca n° 7. 119 pp. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca, España.
- GOÑI, R., ADLERSTEIN, S., ÁLVAREZ-BERASTEGUI, D., FORCADA, A., REÑONES, O., CRIQUET, G., POLTI, S., CADIOU, G., VALLE, C., LENFANT, P., BONHOMME, P., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., GARCÍA-CHARTON, J.A., BERNARD, G., STELZENMÜLLER, V. & PLANES, S. 2008. Spillover from six western Mediterranean marine protected areas: evidence from artisanal fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 366: 159-174.
- GRÜSS, A., KAPLAN, D. M., GUÉNETTE, S., ROBERTS, C. M. & BOTSFORD, L. W. 2011. Consequences of adult and juvenile movement for marine protected areas. *Biological Conservation* 144: 692-702.
- HARMELIN-VIVIEN, M., LE DIREACH, L., BAYLE-SEMPERE, J., CHARBONNEL, E., GARCÍA-CHARTON, J.A., ODY, D., PÉREZ-RUZAFÁ, A., REÑONES, O., SANCHEZ-JEREZ, P. & VALLE, C. 2008. Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: Evidence of fish spillover? *Biological Conservation* 141: 1829-1839.
- HASTIE, T.J. & TIBSHIRANI, R.J. 1990. *Generalized additive models*. Chapman & Hall/CRC.
- JENNINGS, S. 2001. Patterns and prediction of population recovery in marine reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10: 209-231.

- JOHANNES, R. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Environmental Biology of Fishes* 3:65–84.
- KRAMER, D.L. & CHAPMAN, M.R. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes* 55: 65-79.
- LEMBO, G., FLEMING, I.A., ØKLAND, F., CARBONARA, P. & SPEDICATO, M.T. 1999. Site fidelity of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) studied by acoustic telemetry. *Marine Life* 9(2): 37-43.
- LOBEL, P.S. & ROBINSON, A.R. 1988. Larval fishes in the zooplankton in a cyclonic eddy in Hawaiian waters. *Journal of Plankton Research* 10: 1209–1233.
- LONGHURST, A. 2002. Murphy's law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. *Fisheries Research* 56: 125-131.
- MAYOL, J., GRAU, A.M., RIERA, F. & OLIVER, J. 2000. Llista vermella dels peixos de les Balears. Quadern de pesca nº 4. 126 pp. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca, España.
- McCLANAHAN, T. R., GRAHAM, N. A. J., CALNAN, J. M & MACNEIL, M. A. 2007. Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral reef marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17: 1055-1067.
- MELLIN, C., ANDRÉFOUËT, S., KULBICKI, M., DALLEU, M. & VIGLIOLA, L. 2009. Remote sensing and fish-habitat relationships in coral reef ecosystems: Review and pathways for systematic multi-scale hierarchical research. *Marine Pollution Bulletin* 58: 11-19.
- MORALES-NIN, B., COLL, J., MORENO, I., REÑONES, O. & MORANTA, J. 1993. Estudio de las poblaciones de peces asociadas a las principales comunidades bentónicas del P.N. Marítimo Terrestre del Archipiélago de Cabrera. Determinación del estado actual de la ictiofauna como base del estudio del efecto reserva. Informe técnico del CSIC y UIB. 150 pp.
- MORANTA, J., COLL, J., REÑONES, O. & MORALES-NIN, B. 1995. Abundance and size distributions of *Diplodus vulgaris* of the National Park of the Cabrera Archipelago (Balearic Islands) during summer. *Rapport Commission International Mer Méditerranée* 34: 251.
- ORDINES, F., MORANTA, J., PALMER, M., LERYCKE, A., SUAÚ, A., MORALES-NIN, B. & GRAU, A.M. 2005. Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 304: 221-233.
- PASTOR, J., VERDOIT-JARRAYA, M., ASTRUCH, P., DALIAS, N., NELVA PASQUAL, J.S., SARAGONI, G. & LENFANT, P. 2009. Acoustic telemetry survey of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the Marine Reserve of Cerbère-Banyuls: informations on the territoriality of this emblematic species. *Comptes Rendus Biologies* 332: 732–740.
- PLAN DEVELOPMENT TEAM. 1990. The potential of Marine Fishery Reserves for reef fish management in the U.S Southern Atlantic. NOAA Technical memorandum. NMFS-SEFC 261: 1-40.
- REÑONES, O., MORANTA, J., COLL, J. & MORALES-NIN, B. 1997. Rocky bottom fish communities of Cabrera Archipelago National Park (Mallorca, Western Mediterranean). *Scientia Marina* 61: 495-506.
- REÑONES, O., GOÑI, R., POZO, M., DEUDERO, S. & MORANTA J. 1999a. Effects of protection on the demographic structure and abundance of *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834). Evidence from Cabrera Archipelago National Park (West – central Mediterranean). *Marine Life* 9: 45-53.
- REÑONES, O., GOÑI, R., POZO, M. & DEUDERO, S. 1999b. Effects of the cessation of fishing in protected areas of the Cabrera Archipelago National Park. Results of species of the Serranidae and Sparidae families. 1<sup>st</sup> International Workshop on Marine Reserves, Murcia (Spain). March, 1999.
- REÑONES, O., GOÑI, R., FERNÁNDEZ, J.L., MAS, X. & POZO, M. 2004. Small-scale fisheries in Cabrera Archipelago National Park (W Mediterranean): identification of fishing métiers. *Rapport Commission International Mer Méditerranée* 37: 426.

- REÑONES, O., PIÑEIRO, C., MAS, X. & GOÑI, R. 2007. Age and growth of the dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) in an exploited population of the western Mediterranean Sea. *Journal of Fish Biology* 71: 346-362.
- REÑONES, O., GRAU, A., MAS, X., RIERA, F. & SABORIDO-REY, F. 2010. Reproductive pattern of an exploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe 1834) (Pisces: Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina* 74(3): 523-537.
- RIERA, F., POU, S. & GRAU, A. M. 1993. La ictiofauna. En: J.A. Alcover, E. Ballesteros & J. Fornós (eds.) *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. pp. 623-644. CSIC-Edit.Moll.
- ROBERTS, C. M., BOHNSACK, J. A., GELL, F., HAWKING, J. P. & GOODRIDGE, R. 2001. Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science* 294: 1920-1923.
- SALA, E. 1997. Fish predators and scavengers of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in protected areas of the north-west Mediterranean Sea. *Marine Biology* 129: 531-539.
- SALA, E. 2004. The past and present topology and structure of Mediterranean subtidal rocky-shore food webs. *Ecosystems* 7: 333-340.
- SALA, E., ABURTO-OROPEZA, O., PAREDES, G., PARRA, I., BARRERA, J.C. & DAYTON, P.K. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science* 298: 1991-1993.
- SÁNCHEZ LIZASO, J., GOÑI, R., REÑONES, O., GARCÍA-CHARTON, J.A., GALZIN, R., BAYLE, J.T., SÁNCHEZ-JEREZ, P., PÉREZ-RUZAFÁ, A., RAMOS, A.A. 2000. Density dependence in marine protected populations: a review. *Environmental Conservation* 27: 144-158.
- SHUTERLAND, W.J. 1996. *From individual behaviour to population ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- VALAVANIS, V.D., PIERCE, G.J., ZUUR, A.F., PALIALEXIS, A., SAVELIEV, A., KATARA, I. & WANG, J. 2008. Modelling of essential fish habitat based on remote sensing, spatial analysis and GIS. *Hydrobiologia* 612: 5-20.