



obsam

Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca

Diciembre 2020

Proyecto financiado por:



G VICEPRESIDÈNCIA
O I CONSELLERIA
I INNOVACIÓ
B RECERCA I TURISME
DIRECCIÓ GENERAL
INNOVACIÓ I RECERCA



Unión Europea

Fondo Europeo de Desarrollo Regional
"Una manera de hacer Europa"

Con el apoyo de:



Este proyecto ha sido desarrollado en el marco del programa de Seguimiento del medio marino del Observatorio Socioambiental de Menorca y de la Estación de Investigación "Jaume Ferrer" de la Mola.

El OBSAM ha sido cofinanciado por la Fundación para la Preservación de Menorca. La Estación Jaume Ferrer es financiada por la Dirección General de Innovación e Investigación del Gobierno de las Islas Baleares a través de fondos FEDER y por el Instituto Español de Oceanografía. Se ha contado con el apoyo logístico de la embarcación del Grup d'Acció Local de Pesca (GALP), perteneciente a la Associació LEADER, y con la aprobación de la Dirección General de Pesca y Medio Marino.

COORDINACIÓN DEL PROYECTO

Estación de Investigación Jaume Ferrer (COB-IEO y DG I+D)
Observatorio Socioambiental de Menorca (IME-OBSAM)

TÉCNICOS RESPONSABLES

Maria Elena Cefali, doctora en Ecología Marina (COB-IEO)
Olga Reñones Pérez, técnica especialista I+D+i (COB-IEO)
Eva Marsinyach Perarnau, licenciada en Ciencias del Mar (OBSAM)

TÉCNICOS COLABORADORES DEL PROYECTO

Marina Bagur Bendito, grado en Biología (OBSAM).
Juancho Movilla Martín, doctor en Oceanografía (COB-IEO).
Ignacio Bolado Mantecón, licenciado en Ciencias del Mar (COB-IEO).

Estación de Investigación "Jaume Ferrer", Centro Oceanográfico de Baleares, Instituto Español de Oceanografía (COB-IEO) www.ba.ieo.es/es/estacion-jaume-ferrer
La Mola. PO Box 502 Twitter: @ieo_baleares
07701 Maó (Menorca)
Tel: 608 902 534

Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM); Institut Menorquí d'Estudis
Camí des Castell 28, Twitter: @ImeObsam www.obsam.cat
07702 Maó (Menorca) Facebook: @obsamime
Tel: 971 35 15 00 Instagram: imeobsam

AGRADECIMIENTOS

Primero de todo queremos dar las gracias a la Fundación para la Preservación de Menorca por dar apoyo a este proyecto por tercer año y permitir así convertirlo en un seguimiento a largo plazo. Agradecer a la asociación LEADER-GALP por custodiarnos y acompañarnos durante el trabajo de campo, gracias David y Alan. También queremos agradecer la colaboración de la Consejería de Agricultura, Pesca y Alimentación y la Dirección General de Pesca y Medio Marino por facilitarnos información de interés para el proyecto.

Finalmente, agradecer a todas aquellas personas que han dado apoyo técnico, logístico o económico al proyecto, como: la Agencia Menorca Reserva de Biosfera, Lluís Cardona, Pep Coll, Jorge Casado y Martí Escudero.

FOTOGRAFÍAS

Maria Elena Cefali.

CITA RECOMENDADA

Cefali, M.E., Reñones, O., Marsinyach, E., Bagur, M., Movilla, J. y Bolado, I., 2020. *Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca*. Centro Oceanográfico de Baleares (COB-IEO). Observatorio Socioambiental de Menorca. Menorca Preservation Fund. Gobierno de las Islas Baleares.

Índice

1. INTRODUCCIÓN	7
2. OBJETIVOS DEL PROYECTO	8
3. METODOLOGÍA	9
3.1 ZONA DE ESTUDIO	9
3.2 DISEÑO DE MUESTREO	10
3.3 METODOLOGÍA DE MUESTREO	10
3.4 ANÁLISIS DE DATOS	12
4. RESULTADOS	13
4.1 ESTRATO SUPERFICIAL.....	13
4.2 ESTRATO PROFUNDO (> 16 M)	18
5. CONCLUSIONES	22
6. BIBLIOGRAFÍA	24

Resumen ejecutivo

El Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM) junto con el Instituto Español de Oceanografía (IEO) a través de la Estación de Investigación Jaume Ferrer de la Mola (Dirección General de Innovación e Investigación del Gobierno de las Islas Baleares) han realizado por tercer año consecutivo el seguimiento de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo de roca en la Reserva Marina de la Isla del Aire (RMIA).

La metodología aplicada en este estudio es la misma que se utiliza en el resto de las áreas marinas protegidas del litoral Mediterráneo. Se basa en realizar censos visuales con escafandra autónoma sobre transectos de 50x5 m (250 m²) en los que se identifica tanto la composición del hábitat predominante como el estado de las poblaciones de peces presentes. Las especies objetivo son aquellas consideradas como vulnerables a la pesca, tanto profesional como deportiva, y que se caracterizan por ser propias de los fondos rocosos del litoral. Los censos se han realizado en el estrato superficial —entre los 5 los 15 metros de profundidad— y, por primera vez, en el profundo —entre los 16 y los 26 metros— en la reserva integral (RI), en la reserva parcial (RP) (solo estrato superficial) y fuera de la reserva (zona control).

Se han realizado un total de 108 transectos en 33 inmersiones, cubriendo un área total de muestreo de 24.750 m² e identificándose 18 especies de peces consideradas como vulnerables a la pesca durante el mes de junio de 2020. Previo al trabajo de campo se caracterizó el fondo de las zonas de muestreo y se prospectó nuevas áreas para ser incluidas en el muestreo del estrato profundo. En total se visitaron 14 zonas con un área total de 511.528 m².

Tras un año de protección, los resultados generales obtenidos en 2020 son similares a los dos años anteriores (Cefalì et al., 2019 y Marsinyach et al., 2018), aunque con un pequeño aumento de algunos indicadores que no conlleva cambios significativos en el tiempo, exceptuando la biomasa. La biomasa media se ha incrementado en un 25% en la reserva desde su protección, mientras que en la zona control se ha mantenido constante. En el estrato profundo, todos los indicadores evaluados presentan valores más altos en la zona de reserva que en la zona control. Sin embargo, y debido a que en este estrato no se dispone de datos previos a la creación de la Reserva, no se pueden atribuir estas diferencias de forma inequívoca a las medidas de protección.

En ambos estratos de profundidad y en todos los años de seguimiento, la estructura trófica del poblamiento ha sido similar entre las distintas zonas, representando en general las especies mesocarnívoras de tamaño medio (espáridos) más del 70% de la biomasa observada frente a las especies de mayor nivel trófico o mesocarnívoras de talla grande (meros, escorpaénidos o muraénidos). Sin embargo, cabe destacar que a pesar de que la abundancia y talla de estas especies son aún bajas, ambos indicadores son siempre superiores en la zona de RI y RP de la RMIA que en la zona control.

Hay que tener en cuenta que en el estrato superficial los indicadores aún no muestran diferencias significativas con el tiempo y que el incremento de biomasa observado en la reserva es bajo y entra en el rango de las variaciones interanuales descritas para zonas no protegidas en aguas de Baleares (Coll et al., 2012). Por este motivo, únicamente un seguimiento de las tendencias a largo plazo permitirá evaluar los resultados de las medidas de gestión adoptadas.

Finalmente, hay que resaltar que hasta la fecha no se ha habilitado un servicio de vigilancia que asegure el cumplimiento de la normativa establecida, factor clave para la recuperación y conservación de los ecosistemas, así como de las especies objeto de la protección (Sala et al., 2012; Guidetti et al., 2014). Con esto queremos insistir que es muy importante dotar a la nueva reserva de vigilancia propia, con capacidad sancionadora y durante todo el año. Debemos destacar que se valoran muy positivamente los servicios de información habilitados durante la temporada estival de 2019 y 2020, aunque se considera un servicio complementario que no sustituye al de vigilancia. El servicio de información da valor añadido al área protegida al poder difundir los valores de una reserva marina, pero la vigilancia es indispensable para cumplir con los objetivos de conservación.

1. Introducción

Las tendencias sociopolíticas que se están viviendo actualmente, tanto en Menorca como en el resto de las Islas Baleares, son indicadoras de la creciente preocupación y del alto nivel de interés hacia el mar y sus ecosistemas. Evidencia de ello son, en el ámbito local, la reciente ampliación de la Reserva de Biosfera hacia el mar y la declaración de una segunda reserva marina en la Isla del Aire¹.

No obstante, resulta crucial contar con un conocimiento base del estado de los ecosistemas marinos en estas áreas, así como determinar su evolución a lo largo del tiempo. Los proyectos de monitoreo y seguimiento a largo plazo han demostrado ser una herramienta muy útil en este aspecto, permitiendo valorar la idoneidad de las medidas de gestión aplicadas y asegurar así la protección del medio marino.

La Reserva Marina de la Isla del Aire (RMIA) fue declarada en abril de 2019 y abarca un área de 719,3 ha. Por su localización y las características de sus fondos fue considerada una zona con un alto potencial para albergar una gran biomasa y diversidad de especies. Sin embargo, y debido a la alta frecuentación turística y presión pesquera, sobre todo de la pesca submarina, sus poblaciones se evaluaron como sobreexplotadas (Sales, 2017). Las medidas de gestión que se han adoptado van dirigidas a la recuperación y conservación de las especies vulnerables a la pesca y de sus hábitats.

La Estación de Investigación Jaume Ferrer (EIJF) en colaboración con el OBSAM-IME inició en 2018 un programa de seguimiento de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca en el entorno de la RMIA. Este programa de seguimiento tiene como objetivo evaluar la efectividad de las medidas de gestión adoptadas en la recuperación de las especies de peces vulnerables a la pesca, en los fondos rocosos de la franja infralitoral del área protegida.

En las campañas realizadas antes de la entrada en vigencia de las medidas de gestión, se han evaluado un conjunto de indicadores poblacionales que han aportado una visión comparativa del estado de conservación de las poblaciones en la RMIA. El seguimiento a largo plazo de la evolución de estos indicadores, y su comparación dentro y fuera del área protegida, permitirá evaluar si las medidas de gestión adoptadas son las adecuadas para alcanzar los objetivos de su creación.

Los datos recogidos en la campaña realizada en 2020 corresponden al primer año de entrada en vigencia de las medidas de gestión de la reserva. En este informe se analiza la evolución temporal de los indicadores de riqueza específica, abundancia y biomasa del poblamiento y de las especies en el estrato superficial (< 15m). Asimismo, se aportan los primeros datos del seguimiento de las especies vulnerables a la pesca entre 16 y 26 m de profundidad (estrato profundo).

¹ Decreto 26/2019, de 12 de abril, por el cual se establece la Reserva Marina de la Isla del Aire y se regulan las actividades de extracción de flora y fauna marina y las actividades subacuáticas y se modifica la Orden del consejero de Agricultura, Comercio e Industria de 15 de junio de 1999 por la cual se establece la Reserva Marina del Norte de Menorca, comprendida entre la Punta des Mortero, la Isla des Porros y el Cap Gros, y se regulan las actividades a desarrollar. (BOIB núm. 48 de 13/04/2019).

2. Objetivos del proyecto

Objetivo general

Para el proyecto de 2020 se ha definido un objetivo principal: convertir el proyecto en un monitoreo de referencia en una zona muy concreta en la cual existe una gestión pesquera diferenciada: la Reserva Marina de la Isla del Aire (RMIA).

Objetivos específicos

A parte del objetivo principal del proyecto, se han mantenido los objetivos específicos que se marcaron en el proyecto de 2018 y se añaden dos más:

- Repetir el muestreo de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca en la zona marina de la Reserva Marina de la Isla del Aire.
- Evaluar el estado de las poblaciones de peces después de un año de la aprobación de la Reserva Marina de la Isla del Aire.
- Caracterizar cada una de las estaciones de muestreo y analizar la ubicación de las estaciones de muestreo.
- Ampliar la red de monitoreo e incorporar el seguimiento en áreas profundas, por debajo de los 15 metros.
- Consolidar la reactivación de la Red de seguimiento del medio marino de Menorca del OBSAM, iniciada en el año 2000 e interrumpida en el año 2011.
- Consolidar la colaboración con las diferentes entidades y administraciones de la isla de Menorca involucradas en gestión marina y favorecer el intercambio de información con la Dirección General de Pesca y Medio Marino.
- Evaluar el grado de presión pesquera sobre las comunidades de peces asociados a los fondos de roca a través de censos visuales.
- Identificación de impactos, amenazas o problemáticas ambientales y detección de especies invasoras (peces, algas o invertebrados).
- Ampliar las series de datos históricos para determinar tendencias de futuro.

3. Metodología

La evaluación de las poblaciones de especies ícticas vulnerables a la pesca en zonas costeras se ha realizado mediante censos visuales en inmersión. Esta metodología es la misma que la empleada en el mismo estudio realizado en el 2018 y 2019 (Cefali, et al., 2019; Marsinyach et al., 2018), que ha utilizado previamente la Dirección General de Pesca y Medio Marino y el OBSAM en campañas realizadas en la RMNM (Coll et al., 2011, 2017, 2019), y que se empleó con anterioridad en la Isla del Aire (Sales et al., 2004; Marsinyach y Quintana, 2011) y en el PNAG (Ballesteros et al., 2003; Quintana y Marsinyach, 2011).

3.1 ZONA DE ESTUDIO

La RMIA presenta dos niveles de protección: una Zona Especial de Buceo, identificada en el presente estudio como Reserva Integral (RI) y una Zona General, identificada como reserva parcial (RP) (Fig. 1). En la zona Especial de Buceo se prohíbe toda actividad de pesca marítima y de extracción de flora y fauna, a excepción de la pesca recreativa con caña desde la costa de Menorca. En la Zona General se permite la pesca artesanal con redes, volantín y potera a un censo cerrado de embarcaciones, estando regulado el esfuerzo pesquero (número de redes y vedas temporales). En esta zona está permitida la pesca recreativa, desde tierra y desde embarcación, con potera, volantín y curricán de superficie, estando regulados el número de aparejos y el número de días a la semana en los que se puede practicar. En relación a las especies y tallas mínimas de captura, la normativa es la misma que la establecida en todas las reservas de las Islas Baleares.

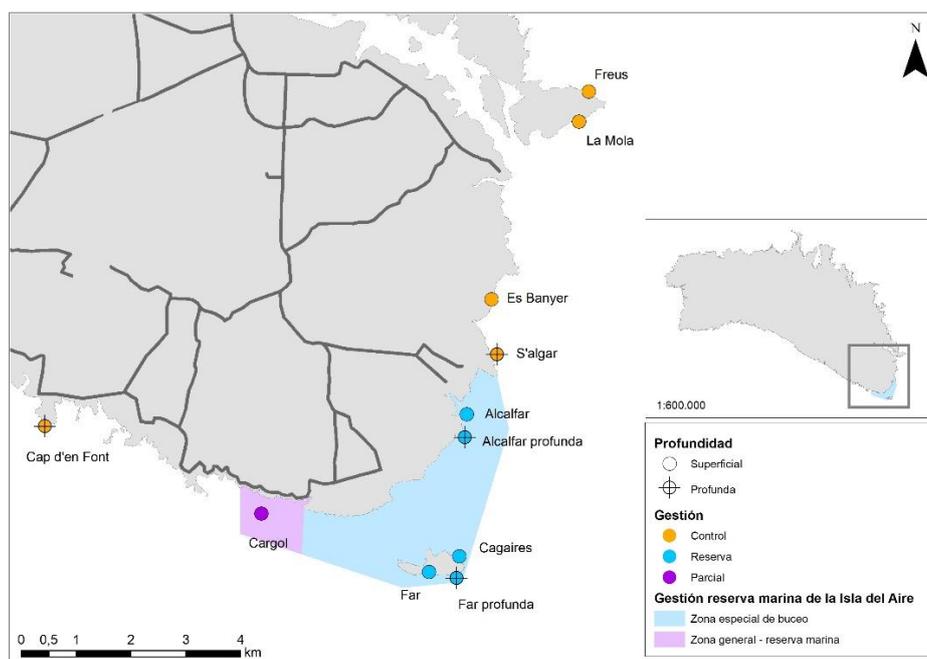


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

3.2 DISEÑO DE MUESTREO

El seguimiento se inició un año antes de la creación de la RMIA (2018) y desde entonces se ha realizado anualmente a principios de verano. En concreto, en 2020 el muestreo de campo se ha llevado a cabo entre el 24 y el 30 de junio. Desde 2018, el seguimiento se ha realizado entre 5 y 15 m de profundidad (estrato superficial), habiéndose ampliado el presente año el rango batimétrico muestreado hasta 26 m (estrato profundo). En el estrato superficial (5 - 15 m) se seleccionaron 3 estaciones en la zona de RI de la RMIA, 1 estación en la RP y 3 estaciones fuera del área protegida (zona control; C) (Fig. 1). En el estrato profundo (16 - 26 m) se han seleccionado 2 estaciones en la RI y 2 localizadas fuera del área protegida (Fig. 1). La menor replicación espacial en la RP y en el estrato profundo se debe a la ausencia de localidades con extensión de hábitats rocosos suficiente para la aplicación del método de muestreo. En ambos estratos batimétricos cada estación se muestrea 3 días no consecutivos, realizándose 3 transectos por estación y día (total 9 réplicas).

3.3 METODOLOGÍA DE MUESTREO

Metodología para la caracterización de las estaciones de muestreo

Para caracterizar cada una de las estaciones de muestreo, analizar la mejor ubicación de estas y ampliar la red de monitoreo con la incorporación de estrato profundo (por debajo de los 15 metros) en el seguimiento, se han realizado prospecciones visuales de fondo mediante inmersión.

El diseño del trabajo de campo se ha basado en acotar las posibles zonas a prospectar mediante mapas de hábitats, batimetría y consultas a diferentes agentes.

Durante 6 días se han prospectado 14 zonas (Fig. 2) —con una superficie total de 0,5 km²—, de las cuales se han seleccionado 11 para la red de monitoreo.

La caracterización de las estaciones de muestreo se ha realizado a través de prospecciones visuales y anotando sobre un mapa, con apoyo de una malla de 50 * 50 m y de la batimetría de la zona, los diferentes tipos de fondo que se observan (Fig. 3).



Figura 2. Localización de las zonas prospectadas.

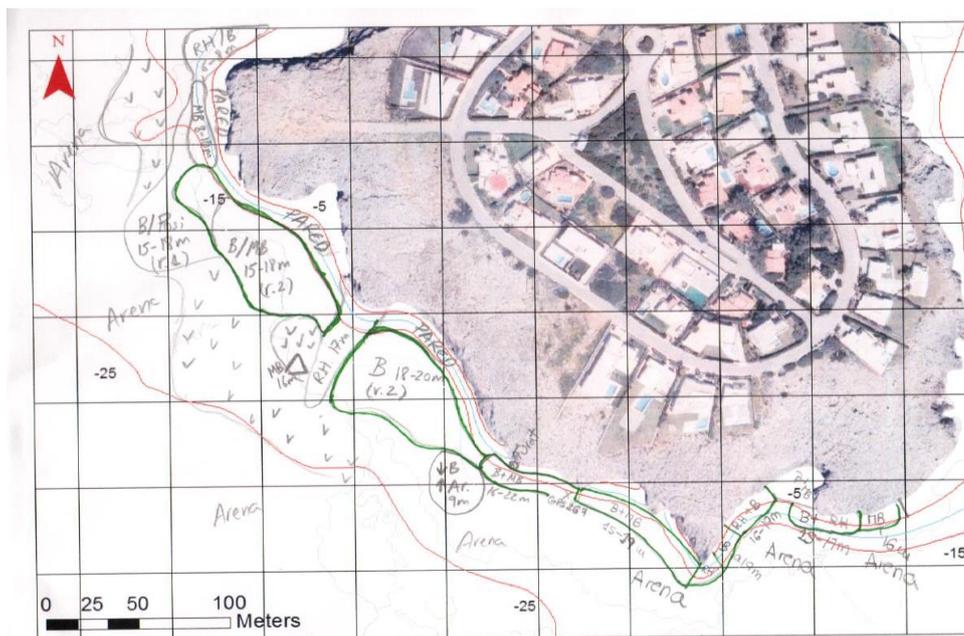


Figura 3. Ejemplo de un mapa utilizado para la caracterización de las estaciones de muestreo.

Metodología de muestreo

La evaluación de las especies ícticas se realiza en transectos de 50 * 5 m (250 m²) mediante censos visuales en inmersión. En cada transecto se estima la abundancia, por clase de talla de 5 cm, de las especies vulnerables a la pesca profesional y/o recreativa (Marsinyach et al., 2018; Cefali et al., 2019). Las especies censadas se engloban en las

categorías especiales 1, 3, 5 y 6 definidas por Harmelin (1987) en base a la amplitud de sus desplazamientos, fidelidad a la zona y tipo de alimentación. En cada transecto, además, se toman datos de distintas características del hábitat que determinan la abundancia y distribución de las poblaciones de peces (García-Charton et al., 2004; Coll et al., 2013). Así, en cada transecto se anota: corriente (baja, media, alta), temperatura, profundidad mínima y máxima, heterogeneidad del fondo, definida como el porcentaje de cobertura de distintos tipos de hábitats (bloques, roca homogénea, grava, arena y pradera de *Posidonia oceanica*), complejidad del hábitat rocoso o "rugosidad", definida en función de la abundancia y tamaño de bloques y refugios, y la inclinación del substrato o "pendiente". La rugosidad y la pendiente se estiman como variables semicuantitativas en una escala de 1 a 4 (Ordines et al., 2005).

3.4 ANÁLISIS DE DATOS

A partir de los datos obtenidos en el muestreo (abundancia específica por clase de talla), para cada transecto se calcula la abundancia (número de ejemplares) y biomasa (gr) total de cada una de las especies observadas. La biomasa se calcula aplicando la relación talla-peso disponible en la bibliografía para cada una de las especies. Las matrices de abundancia y biomasa generadas son la base para el cálculo de los indicadores del poblamiento íctico: riqueza específica (promedio del número de especies observadas en 250 m²), abundancia media (promedio del número total de ejemplares observados en 250 m²) y biomasa media (promedio de la biomasa total en 250 m²). En el cálculo de estos indicadores se incluyen únicamente las especies neobentónicas pertenecientes a las categorías 3, 5 y 6 de Harmelin (1987).

En el estrato superficial, del que se dispone de una serie de tres años de datos, los cambios en los índices descriptores del poblamiento se han evaluado mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM). Estos modelos permiten medir el efecto de las medidas de gestión adoptadas, al tiempo que tienen en cuenta la distribución no normal y la estructura anidada de los datos (Zuur et al., 2009). Los factores fijos incluidos en el modelo han sido: tiempo (3 niveles), zona (RI vs C) y su interacción, mientras que las estaciones muestreadas dentro de cada nivel de gestión se han incluido como un factor aleatorio anidado. Una interacción significativa entre los factores fijos indica una evolución diferente de las zonas con distinto nivel de gestión. En el estrato profundo, del que se dispone de un único año de muestreo, se ha evaluado con GLMM si las diferencias en los índices del poblamiento entre las zonas muestreadas dependen de la variabilidad ambiental. En este caso se han incluido como factores fijos: la zona (RI vs C) y las variables de hábitat: rugosidad, porcentaje de cobertura de los distintos hábitats y profundidad media, y como factor aleatorio las estaciones muestreadas dentro de cada nivel de gestión. En ambos modelos y teniendo en cuenta la estructura de los datos, se asumió una distribución de Poisson o binomial negativa (cuando los datos presentan sobredispersión) con una función de enlace logarítmica. Los supuestos de los modelos se evaluaron por inspección gráfica de los residuales. La significación del modelo se evaluó comparándolo con el modelo nulo por el test de máxima verosimilitud. Los análisis estadísticos se han realizado en R versión 3.1.3 (R Core Team, 2015).

4. Resultados

En los 99 transectos realizados en 2020 (63 en el estrato superficial y 36 en el estrato profundo), se han censado 18 especies, de las cuales *D. dentex*, *S. viridensis* y *S. dumerilii*, especies con amplios desplazamientos horizontales, no se han incluido en los cálculos de los índices generales.

4.1 ESTRATO SUPERFICIAL

Estructura del hábitat

Las características y el recubrimiento del fondo de las 3 zonas se resumen en las tablas 1 y 2.

La profundidad media de las zonas ha variado entre los 9,5 y los 11,5 m (Tabla 1). Siendo la RP la zona con la menor profundidad media y la RI con la mayor. En relación a los valores de complejidad del fondo, presentan homogeneidad entre la zona C y RI (pendiente=1, rugosidad>2 y heterogeneidad ambiental>3), y magnitudes más bajas de rugosidad y heterogeneidad ambiental en la RP (1,7 y 2,6 respectivamente) (Tabla 1). El recubrimiento del fondo de las zonas está formado principalmente por sustrato de roca (> 75%) y, en menor medida, por posidonia (< 25%) y arena (< 0,4%). Si tenemos en cuenta la composición del fondo de roca -bloque, roca homogénea, piedra y grava-, la zona C presenta mayor porcentaje de fondo de bloques de roca (81,2 %) respecto a la RI (53,2%) y a la RP (6,6%). Esta última zona, el fondo duro más dominante es el de roca homogénea (71,8%) (Tabla 2).

Tabla 1. Profundidad e indicadores de la complejidad del fondo de las zonas de reserva integral (RI), reserva parcial (RP) y en la zona control (C) en función de cada variable definida (promedio \pm desviación estándar). Datos de profundidad expresados en metros, pendiente y rugosidad representados en base a una escala del 1 al 4 y heterogeneidad ambiental indicando el número de sustratos diferentes en un transecto de 50 m.

	Características fondo		
	C	RI	RP
	Mean \pm DS	Mean \pm DS	Mean \pm DS
Profundidad	10,2 \pm 1,5	11,5 \pm 2,3	9,5 \pm 2,6
Pendiente	1,1 \pm 0,3	1,2 \pm 0,3	1,2 \pm 0,3
Rugosidad	2,4 \pm 0,5	2,1 \pm 0,6	1,7 \pm 0,6
Hef. Ambiental	3,4 \pm 0,9	3,2 \pm 1,0	2,6 \pm 1,2

Tabla 2. Caracterización del fondo en función del tipo de sustrato y su porcentaje de recubrimiento promedio (\pm desviación estándar) en las zonas de reserva integral (RI), reserva parcial (RP) y en la zona control (C).

	Recubrimiento del fondo		
	C	RI	RP
	Mean \pm DS	Mean \pm DS	Mean \pm DS
Bloque	81,2 \pm 17,8	53,2 \pm 26,4	6,6 \pm 13,0
R_homogenea	7,1 \pm 10,7	35,2 \pm 26,5	71,8 \pm 21,8

	Recubrimiento del fondo		
	C	RI	RP
	Mean \pm DS	Mean \pm DS	Mean \pm DS
Piedra	2,6 \pm 4,8	0,9 \pm 2,1	0,0 \pm 0,1
Grava	4,5 \pm 10,3	0,3 \pm 1,5	0,0 \pm 0,0
Posidonia	4,6 \pm 7,6	10,1 \pm 9,4	21,1 \pm 20,0
Arena	0,0 \pm 0,05	0,2 \pm 0,8	0,4 \pm 0,8
Roca	95,4 \pm 7,6	89,7 \pm 9,6	78,4 \pm 19,8

Indicadores del poblamiento

En 2020 el número de especies observadas por transecto ha estado comprendido entre 2 y 9, con valores medios mayores en la RI que en la zona control (Tabla 3) y similares a los observados en 2018 en ambas zonas (Fig. 4). La RP presenta valores medios próximos a los observados en la RI. Los resultados del análisis indican que los cambios durante estos tres años han seguido un patrón similar en ambas zonas (RI y C) (interacción: $p > 0,05$; Tabla 4), presentando la RI una riqueza específica superior a la observada en la zona control, tanto antes como después de su creación (Zona: $p = 0,008$).

Tabla 3. Valores medios de riqueza específica, abundancia y biomasa (kg) en 250 m² (\pm error estándar) obtenidos en 2020 en las zonas de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la Reserva Marina de la Isla del Aire y en la zona control (C).

	C	RI	RP
Riqueza específica	3,4 \pm 0,3	4,9 \pm 0,4	4,3 \pm 0,4
Abundancia	15,5 \pm 1,1	31,1 \pm 3,9	29,8 \pm 8,0
Biomasa	1,5 \pm 0,16	3,9 \pm 0,5	3,9 \pm 0,9

En 2020, el número de ejemplares observados por transecto ha estado comprendido entre 3 y 88, con una mayor variabilidad dentro de la RMIA que en la zona control (CV: RI = 65%, RP = 81%, C = 38%). La abundancia media ha sido muy similar en ambos niveles de gestión de la RMIA (Tabla 3, Fig. 4), con valores próximos a 30 individuos en todas las

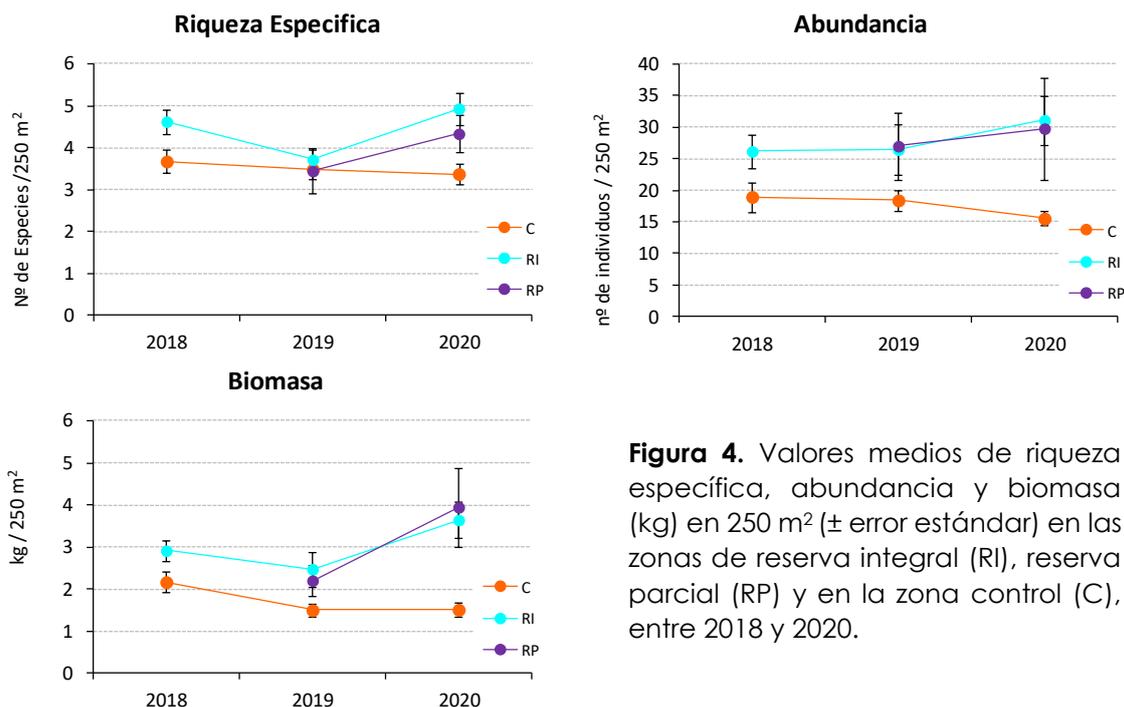


Figura 4. Valores medios de riqueza específica, abundancia y biomasa (kg) en 250 m² (\pm error estándar) en las zonas de reserva integral (RI), reserva parcial (RP) y en la zona control (C), entre 2018 y 2020.

estaciones muestreadas, mientras que en la zona control ha sido inferior, con valores medios por transecto de 15 ejemplares. En los tres años de seguimiento, la abundancia ha sido significativamente mayor en la RI que en la zona control (Tabla 4). Las diferencias existentes entre ambas zonas antes de la creación de la reserva se han acentuado en el tiempo (Fig. 4), sin embargo, el análisis indica que ni la interacción Tiempo * Zona, ni el Tiempo son significativos (Tabla 4). Estos resultados pueden deberse a la elevada variabilidad de las estimaciones de abundancia a nivel de estación, especialmente en la RI en los dos últimos años de muestreo.

La biomasa en 2020 ha sido muy variable en todas las estaciones muestreadas con valores comprendidos entre 0,2 y 12,6 kg, por transecto. Este año y en los dos niveles de protección de la Reserva, la biomasa media ha sido del orden de 2,5 veces superior al observado en la zona control (Tabla 3, Fig. 4). Durante los 3 años de seguimiento, los valores de biomasa han sido mayores en la RI que en la zona control (Fig. 4), difiriendo significativamente la evolución temporal entre ambas zonas (interacción: $p = 0,02$). Entre 2018 y 2019 tuvo lugar una disminución en ambas zonas, sin embargo, entre 2019 y 2020, la biomasa se ha incrementado en 1,6 en la RI, mientras que la zona control se ha mantenido en los valores observados en 2019.

Tabla 4. Resultados de los modelos generalizados mixtos (GLMM) de la Zona (RI y C) y el Tiempo sobre los índices de riqueza específica, abundancia y biomasa media en 250 m². Valores significativos ($p < 0,05$) en negrita.

Variables	Riqueza Específica		Abundancia		Biomasa	
	z	p	z	p	z	p
Intercepto	20,95	< 0,001	24,74	< 0,001	5,06	< 0,001
Zona (Z)	2,62	0,008	2,51	0,01	3,44	< 0,001
Tiempo (T)	-0,58	0,56	-0,71	0,48	-1,31	0,06
Z * T	0,64	0,52	0,90	0,37	2,34	0,02

Indicadores a nivel de especie

La abundancia y biomasa media de las especies censadas en 2020 en las 3 zonas se dan en la tabla 5.

En 2020 se han censado 13 especies neotobentónicas en la RI, 11 en la RP y 9 en la zona control. Exceptuando *D. sargus* y *D. vulgaris*, todas las especies presentan una abundancia y biomasa baja (< 1 individuo o 1 kg por transecto). Para las especies comunes a todas las zonas, ambos índices presentan valores mayores en la RI y RP que en la zona control, a excepción de *L. merula* (Tabla 5). Si bien los valores de abundancia y biomasa específica han sido en general ligeramente superiores en 2020 que, al inicio del seguimiento, la contribución relativa de las distintas especies no ha cambiado en los tres años de estudio, siendo similar en todos los niveles de gestión (Tabla 5, Fig. 5). Los espáridos y en concreto *D. vulgaris* y *D. sargus* son las especies con mayor abundancia y biomasa media (Tabla 5, Fig. 5), englobando el 88% de los ejemplares censados y más del 70% de la biomasa en todas las zonas (Fig. 5). Las mayores diferencias entre zonas se observan en la contribución relativa de los serránidos y lábridos. Los serránidos, y en concreto *E. marginatus*, representa el 11% de la biomasa en la zona de reserva frente al 5% en la zona de control, mientras que *L. merula* engloba el 5% de la biomasa en la zona de reserva frente al 11% en la zona control (Fig. 5).

Tabla 5. Abundancia y biomasa (gr) media en 250 m²± error estándar (SE) de las especies censadas en los 3 niveles de gestión muestreados (C=Control, RI=Reserva Integral, RP=Reserva Parcial) en el estrato superficial (< 15 m de profundidad) en 2020.

	Abundancia			Biomasa		
	C	RI	RP	C	RI	RP
	Media ± SE	Media ± SE	Media ± SE	Media ± SE	Media ± SE	Media ± SE
<i>D. vulgaris</i>	10,8 ± 1,1	20,6 ± 3,5	18,1 ± 8,2	662 ± 90	1637 ± 330	1780 ± 948
<i>D. sargus</i>	2,9 ± 0,4	6,9 ± 0,9	9,0 ± 2,5	482 ± 87	960 ± 130	1297 ± 361
<i>D. puntazzo</i>	0,4 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,3 ± 0,2	48 ± 17	178 ± 36	37 ± 20
<i>S. cantharus</i>	-	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,2	-	33 ± 14	114 ± 47
<i>S. aurata</i>	-	0,04 ± 0,04	-	-	9 ± 9	-
<i>E. marginatus</i>	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,2	0,6 ± 0,2	71 ± 39	441 ± 140	294 ± 167
<i>M. rubra</i>	-	-	0,2 ± 0,1	-	-	189 ± 125
<i>S. scrofa</i>	0,04 ± 0,04	0,2 ± 0,1	-	23 ± 23	85 ± 46	-
<i>S. porcus</i>	-	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1	-	18 ± 15	4 ± 4
<i>L. merula</i>	0,7 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,3 ± 0,2	123 ± 32	89 ± 33	153 ± 90
<i>L. viridis</i>	0,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,2 ± 0,1	40 ± 16	72 ± 29	56 ± 37
<i>M. helena</i>	0,04 ± 0,04	0,4 ± 0,1	0,1 ± 0,1	1,5 ± 1,5	108 ± 45	4,6 ± 4,6
<i>S. umbra</i>	0,1 ± 0,1	0,3 ± 0,1	0,1 ± 0,1	57 ± 31	144 ± 68	15 ± 15
<i>P. phycis</i>		0,1 ± 0,1	-	-	128 ± 61	-

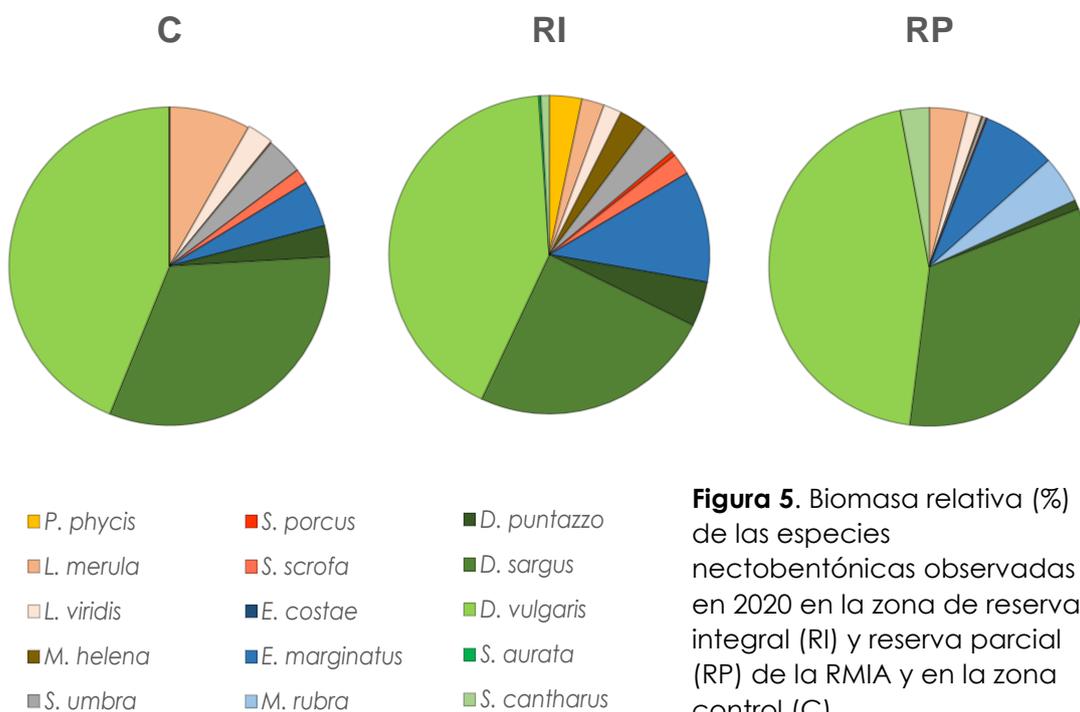


Figura 5. Biomasa relativa (%) de las especies nectobentónicas observadas en 2020 en la zona de reserva integral (RI) y reserva parcial (RP) de la RMIA y en la zona control (C).

D. vulgaris y *D. sargus* presentan un número representativo de ejemplares en las distintas zonas para evaluar sus distribuciones de talla y talla media. La talla media de ambas especies es muy similar en todas las zonas muestreadas (Tabla 6). *D. vulgaris* presenta una moda ligeramente inferior en la zona control (rango 10-15 cm) que en las zonas de reserva (rango 15-20 cm) en 2020 (Fig. 6). La comparación con las distribuciones de talla

observadas en 2018 indica una mayor contribución relativa de los ejemplares juveniles (< 15 cm) durante el último año en la zona control (Fig. 7). La distribución de tallas de *D. sargus* en 2020 ha sido bastante homogénea en todas las zonas, con una moda entre 15-20 cm (Fig. 6). Durante los tres años de seguimiento, la distribución de tallas de esta especie ha sido muy similar en la zona de RI, mientras que en la zona control, tanto la talla media como la talla modal han disminuido en el tiempo (Fig. 7). La talla media de las otras tres especies con más de 20 ejemplares censados en alguna de las zonas muestreadas ha sido superior en la RI que en la zona control (Tabla 6). Esto es debido, en el caso de *L. merula* a la ausencia de ejemplares juveniles en la RI y en el caso de *D. puntazzo* y *E. marginatus* a la presencia de ejemplares de mayor talla no observados en la zona control.

Tabla 6. Número de ejemplares (N), rango de talla y talla media (longitud total (LT) en cm) \pm desviación estándar de las especies censadas en los tres niveles de gestión muestreados (C=control, RI= reserva integral, RP=reserva parcial) en el estrato superficial (< 15 m de profundidad) en 2020.

	Estructura de tallas								
	C			RI			RP		
	N	Rango	LT \pm DS	N	Rango	LT \pm DS	N	Rango	LT \pm DS
<i>D. vulgaris</i>	292	5-30	14,6 \pm 4,6	555	5-35	16,4 \pm 4,1	163	5-30	16,6 \pm 3,9
<i>D. sargus</i>	77	10-30	20,4 \pm 4,6	187	5-35	19,0 \pm 4,8	81	10-30	19,2 \pm 4,8
<i>D. puntazzo</i>	12	10-25	18,8 \pm 3,1	26	10-35	22,1 \pm 5,5	3	15-25	19,2 \pm 2,9
<i>S. cantharus</i>	-	-	-	6	15-25	20,8 \pm 2,6	6	15-30	21,7 \pm 3,8
<i>S. aurata</i>	-	-	-	1	25-30	27,50	-	-	-
<i>E. marginatus</i>	6	10-35	25,0 \pm 9,4	20	10-45	31,3 \pm 8,9	5	15-40	30,5 \pm 8,4
<i>M. rubra</i>	-	-	-	-	-	-	2	40-45	42,5 \pm 0,0
<i>S. porcus</i>	-	-	-	3	15-30	17,5 \pm 8,7	1	15-15	13
<i>S. scrofa</i>	1	30-35	32,5	5	20-40	28,5 \pm 5,5	-	-	-
<i>L. merula</i>	20	10-35	21,8 \pm 5,2	7	20-35	28,2 \pm 4,5	3	25-40	30,8 \pm 5,8
<i>L. viridis</i>	6	15-30	24,2 \pm 4,1	8	15-35	26,3 \pm 5,2	2	25-30	27,5 \pm 0,0
<i>M. helena</i>	1	30	30,0	10	30-60	51,0 \pm 14,5	1	30	30
<i>S. umbra</i>	4	20-40	30,0 \pm 6,5	8	20-50	31,3 \pm 8,3	1	20-25	22,50
<i>P. phycis</i>	-	-	-	4	35-45	41,3 \pm 2,5	-	-	-

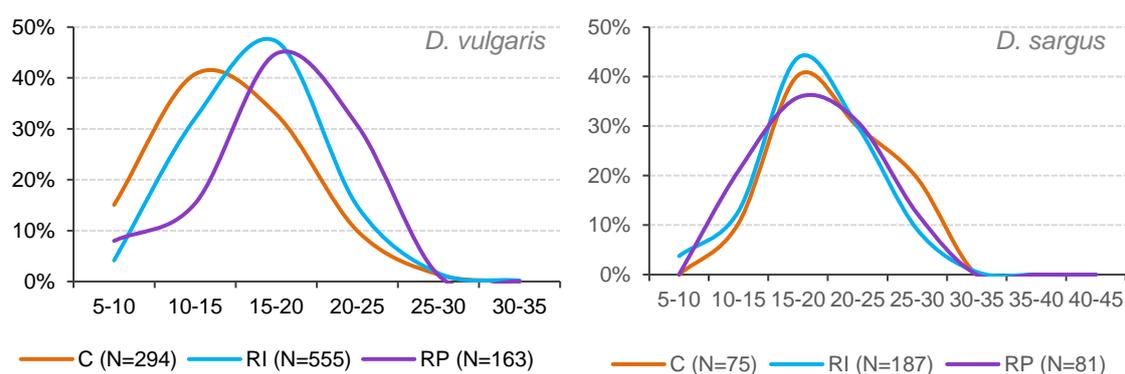


Figura 6. Distribución de talla de *D. vulgaris* y *D. sargus* en 2020 en las tres zonas muestreadas (C=control, RI= reserva integral, RP=reserva parcial) en el estrato superficial (< 15 m de profundidad) en 2020.



Figura 7. Distribución de talla de *D. vulgaris* y *D. sargus* en 2018, 2019 y 2020 en las tres zonas muestreadas (C=control, RI= reserva integral, RP=reserva parcial) en el estrato superficial (< 15 m de profundidad) en 2020.

4.2 ESTRATO PROFUNDO (> 16 M)

Estructura del hábitat

Las características y el recubrimiento del fondo de las dos zonas se resumen en las tablas 7 y 8.

La profundidad media ha sido muy similar entre las dos zonas, alrededor de los 20 m (Tabla 7). Para las variables de complejidad del fondo –pendiente, rugosidad y heterogeneidad ambiental– los valores son muy similares entre zonas (Tabla 7), siendo mayor la heterogeneidad ambiental de las zonas profundas que la del estrato superficial

(Tabla 2 y 7). Igual que la zona somera, el principal tipo de fondo es el sustrato rocoso con porcentajes superiores al 70% de recubrimiento del fondo. Los sustratos de posidonia y arena siguen siendo los menos abundantes (< 25% y < 2,3% respectivamente). Los fondos de roca de las dos zonas (C y RI) tienen una proporción similar en su composición, siendo el fondo de bloque el de mayor entidad (> 55%), seguido del de roca homogénea (11-15%) y con menor contribución los otros tipos de sustrato duro –grava y piedra– (<2%) (Tabla 8).

Tabla 7. Profundidad e indicadores de la complejidad del fondo de las zonas de reserva integral (RI), reserva parcial (RP) y en la zona control (C) en función de cada variable definida (promedio \pm desviación estándar). Datos de profundidad expresados en metros, pendiente y rugosidad representados en base a una escala del 1 al 4 y heterogeneidad ambiental indicando el número de sustratos diferentes en un transecto de 50 m.

	Características fondo	
	C	RI
	Mean \pm DS	Mean \pm DS
Profundidad	20,0 \pm 1,5	19,9 \pm 2,4
Pendiente	1,2 \pm 0,3	1,1 \pm 0,2
Rugosidad	2,3 \pm 0,5	2,3 \pm 0,6
Het. Ambiental	4,1 \pm 1,1	3,7 \pm 1,3

Tabla 8. Caracterización del fondo en función del tipo de sustrato y su porcentaje de recubrimiento promedio (\pm desviación estándar) en las zonas de reserva integral (RI), reserva parcial (RP) y en la zona control (C).

	Composición del fondo	
	C	RI
	Mean \pm DS	Mean \pm DS
Bloque	67,2 \pm 13,0	57,4 \pm 21,4
R_homogenea	11,5 \pm 8,0	14,8 \pm 17,7
Piedra	1,9 \pm 2,8	0,6 \pm 1,3
Grava	1,1 \pm 3,1	1,0 \pm 2,7
Posidonia	17,2 \pm 10,5	23,9 \pm 14,1
Arena	1,2 \pm 2,6	2,3 \pm 3,0
Roca	81,7 \pm 11,7	73,8 \pm 14,1

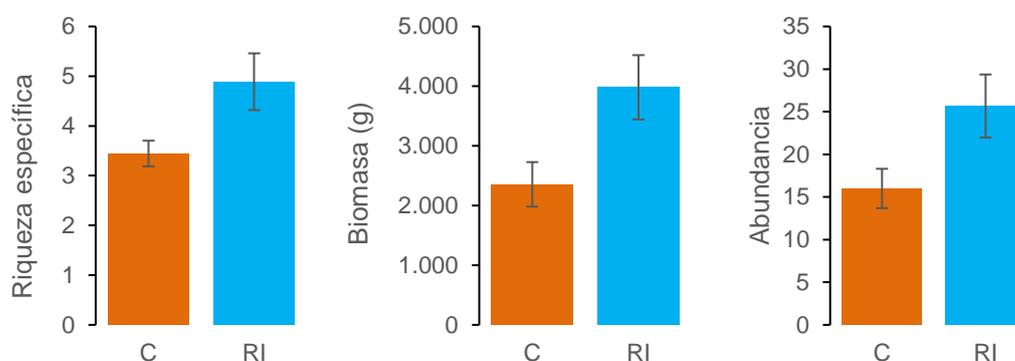
Indicadores del poblamiento

En 2020 el número de especies nectobentónicas observadas por transecto ha estado comprendido entre 2 y 10, presentado las estaciones de la RI mayor variabilidad y valores medios superiores que la zona control (RI: media = 4,9 \pm 0,6, CV = 50%; C: media = 3,4 \pm 0,3, CV = 32%) (Fig. 7). Un patrón similar se observa en los índices de abundancia (RI= 25,7 \pm 3,7; C = 16,0 \pm 2,3) y biomasa (RI= 4,0 \pm 0,5; C = 2,4 \pm 0,4), con la RI presentando valores más altos que la zona control (Fig. 8).

El análisis gráfico de las características del hábitat indica similar dispersión y características medias entre las distintas estaciones muestreadas, a excepción de la menor profundidad media de la estación RI_2 (Faro). Los análisis realizados con el fin de identificar si las diferencias en los distintos índices son significativas y si se deben a las características del hábitat o a la zona, indican que ninguna de las variables de hábitat incluidas en el modelo influye de forma significativa en los valores de los distintos índices ($p > 0,05$), siendo la riqueza y biomasa media significativamente mayor en la zona de RI

que en la zona control (riqueza específica: Zona: $z = 2,11$; $p = 0,03$; biomasa, Zona: $z = 2,58$; $p = 0,01$), y no existiendo diferencias significativas en la abundancia (Zona: $z = 1,38$; $p = 0,17$).

Figura 8. Valores medios de riqueza específica, abundancia y biomasa (kg) en 250 m² (\pm error estándar) en la zona de reserva integral (RI) y en la zona control (C) entre 16 y 26 m de profundidad en 2020.



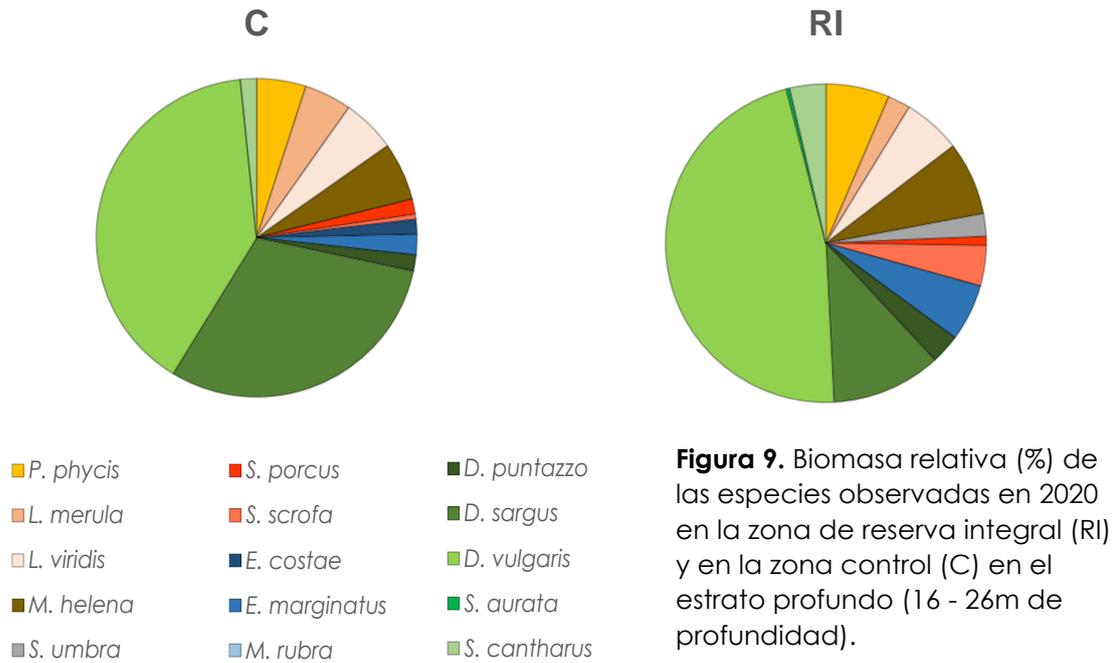
Indicadores a nivel de especie

La abundancia y biomasa media de las especies censadas en 2020 en las distintas zonas se dan en la tabla 9.

En el estrato profundo se han censado 13 especies en la RI y 12 en el control (Tabla 9). Al igual que en el estrato superficial, las especies con mayor abundancia y biomasa media en ambas zonas son *D. vulgaris* y *D. sargus*. Sin embargo, la importancia relativa de ambas especies difiere entre zonas (Tabla 9, Fig. 9), siendo del orden de 2 veces superior la abundancia y biomasa de *D. vulgaris* en la RI y de *D. sargus* en la zona control. Si bien la composición específica en ambas zonas es muy similar, cabe resaltar la mayor diversidad y la mayor contribución a la biomasa total de especies de alto nivel trófico (*E. marginatus* y *S. scrofa*) y mesocarnívoras (*S. umbra* y *P. phycis*) de talla grande como, que conjuntamente representan el 18,6% de la biomasa en la RI frente al 7,6% en la zona control.

Tabla 9. Abundancia y biomasa (gr) media en 250 m² \pm error estándar (SE) de las especies censadas en la zona de reserva integral (RI) de la Isla del Aire y en la zona control (C) en el estrato profundo (16 - 26m de profundidad) en 2020.

	Abundancia		Biomasa	
	C	RI	C	RI
	Mean \pm SE	Mean \pm SE	Mean \pm SE	Mean \pm SE
<i>D. vulgaris</i>	9,3 \pm 1,2	18,1 \pm 3,3	902,1 \pm 133,9	1781,0 \pm 409,4
<i>D. sargus</i>	4,3 \pm 1,2	2,6 \pm 0,5	690,6 \pm 171,6	421,9 \pm 92,5
<i>D. puntazzo</i>	0,3 \pm 0,2	0,8 \pm 0,3	37,2 \pm 18,1	113,8 \pm 46,5
<i>S. cantharus</i>	0,7 \pm 0,4	1,2 \pm 0,3	36,7 \pm 20,6	138,1 \pm 43,9
<i>S. aurata</i>	-	0,1 \pm 0,1	-	13,5 \pm 13,5
<i>E. marginatus</i>	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	47,2 \pm 47,2	220,1 \pm 80,7
<i>E. costae</i>	0,1 \pm 0,1	-	34,8 \pm 34,8	-
<i>S. scrofa</i>	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	11,6 \pm 11,6	156,3 \pm 97,0
<i>S. porcus</i>	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	34,9 \pm 25,1	34,9 \pm 25,1
<i>L. merula</i>	0,3 \pm 0,2	0,4 \pm 0,1	108,8 \pm 87,3	86,9 \pm 36,5
<i>L. viridis</i>	0,3 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	123,7 \pm 57,9	223,0 \pm 102,6
<i>M. helena</i>	0,3 \pm 0,1	0,6 \pm 0,2	134,2 \pm 86,2	283,7 \pm 134,0
<i>S. umbra</i>	-	0,2 \pm 0,2	-	87,7 \pm 66,4
<i>P. phycis</i>	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,1	113,2 \pm 81,0	244,2 \pm 115,2



D. vulgaris y *D. sargus* presentan un número representativo de ejemplares en las distintas zonas para evaluar sus distribuciones de talla y talla media. El rango de talla, talla media y distribución de tallas de ambas especies es muy similar en las dos zonas muestreadas (Tabla 10, Fig. 10) con una talla modal en el intervalo 15-20 cm. De todas las especies censadas, *S. cantharus* es la única especie, además de *D. vulgaris* y *D. sargus*, con un número mayor de 20 ejemplares censados en alguna de las zonas de estudio (Tabla 10), presentando esta especie un rango de tallas y una talla media mayor en la zona de RI que en la zona control.

Tabla 10. Número de ejemplares (N), rango de talla y talla media (longitud total (LT) en cm) \pm desviación estándar de las especies censadas en los 3 niveles de gestión muestreados (C=control, RI= reserva integral, RP=reserva parcial) en el estrato profundo (> 16 m) en 2020.

	Estructura de tallas					
	C			RI		
	N	Rango	LT \pm DS	N	Rango	LT \pm DS
<i>D. vulgaris</i>	168	5-30	17,5 \pm 4,4	326	5-35	17,3 \pm 5,1
<i>D. sargus</i>	77	10-30	20,4 \pm 3,8	47	10-30	20,2 \pm 4,5
<i>D. puntazzo</i>	6	15-25	19,2 \pm 2,6	15	10-30	20,2 \pm 4,2
<i>S. cantharus</i>	12	10-30	13,8 \pm 4,3	22	5-35	16,6 \pm 7,3
<i>S. aurata</i>	-	-	-	1	25-30	27,5
<i>E. marginatus</i>	1	35-40	37,5	6	25-40	34,2 \pm 4,1
<i>E. costae</i>	1	35-40	37,5	-	-	-
<i>S. porcus</i>	2	20-30	25,0 \pm 3,5	2	20-30	25,0 \pm 3,5
<i>S. scrofa</i>	1	20-25	22,5	6	20-35	29,2 \pm 2,6
<i>L. merula</i>	6	15-40	26,7 \pm 7,4	7	20-35	24,6 \pm 3,9
<i>L. viridis</i>	5	25-40	32,5 \pm 3,5	10	15-45	30,0 \pm 7,5
<i>M. helena</i>	6	30-90	50,0 \pm 24,5	10	30-90	57,0 \pm 22,1
<i>S. umbra</i>	-	-	-	4	25-35	31,3 \pm 2,5
<i>P. phycis</i>	3	15-50	34,2 \pm 15,3	6	35-45	39,2 \pm 2,6

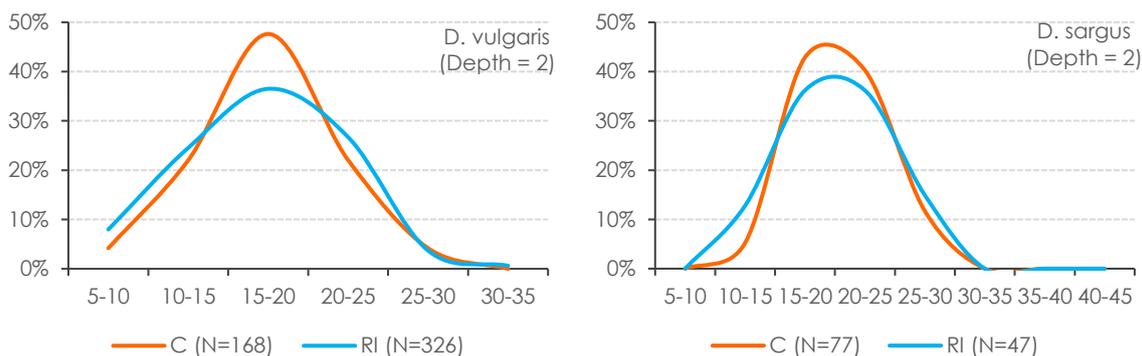


Figura 10. Distribución de talla de *D. vulgaris* y *D. sargus* en 2020 en el estrato profundo (> 16 m) de la zona de reserva integral (RI) de la RMIA y en la zona control (C) en 2020.

5. Conclusiones

En el estrato superficial, cuando todas las zonas tenían el mismo nivel de protección, la zona actualmente protegida presentaba valores más altos en todos los indicadores evaluados. La consistencia de estos resultados durante dos años confirma el potencial de la zona protegida, relacionado con condiciones ambientales locales tales como corriente, exposición o conectividad, entre otras, que favorecen la diversidad y un aumento de la biomasa de peces (Reñones et al., 2012; Coll et al., 2013).

Tras un año de protección, los resultados generales obtenidos en 2020 son similares a los dos años anteriores, aunque con un pequeño aumento de algunos indicadores que no conlleva cambios significativos en el tiempo, exceptuando la biomasa. La biomasa media se ha incrementado en un 25% en la Reserva desde su protección, mientras que en la zona control se ha mantenido constante. La biomasa, al integrar la abundancia y talla de las especies, se considera el indicador que mejor responde a los cambios en el poblamiento derivados de las medidas de protección (Sala et al., 2012). Sin embargo, hay que tener en cuenta que el incremento observado en la Reserva es bajo y entra en el rango de las variaciones interanuales descritas para zonas no protegidas en aguas de Baleares (Coll et al., 2012), por lo que es necesario un seguimiento a largo plazo para confirmar que las tendencias observadas se deben a las medidas de gestión. Asimismo, hay que resaltar que hasta la fecha no se ha habilitado un servicio de vigilancia que asegure el cumplimiento de la normativa establecida, factor clave para la recuperación y conservación de los ecosistemas, así como de las especies objeto de la protección (Sala et al., 2012; Guidetti et al., 2014), por lo que la RMIA se enmarcaría actualmente en lo que se conoce como "Reservas de Papel" y pone en entredicho que los cambios observados se deban a las medidas de gestión.

Todos los indicadores evaluados en el estrato profundo presentan valores más altos en la zona de reserva que en la zona control. Sin embargo, y debido a que en este estrato no se dispone de datos previos a la creación de la Reserva, no se pueden atribuir estas diferencias de forma inequívoca a las medidas de protección y, como ya se ha comentado anteriormente, únicamente el seguimiento de las tendencias a largo plazo permitirá evaluar los resultados de la gestión adoptada.

Un efecto derivado de la protección es el cambio en la estructura trófica del poblamiento, con una mayor contribución a la biomasa total de especies de alto nivel trófico y mesocarnívoras de talla grande (Guidetti et al., 2014). En ambos estratos de profundidad y en todos los años de seguimiento, la estructura trófica del poblamiento ha sido similar entre las distintas zonas, representando en general las especies mesocarnívoras de tamaño medio más del 70% de la biomasa observada, mientras que las especies de mayor nivel trófico (meros, escorpaénidos o muraénidos) o mesocarnívoras de talla grande (como esciaénidos o *Labrus* spp.) contribuyen en menor medida a la biomasa total. Sin embargo, cabe destacar que a pesar de que la abundancia y talla de estas especies son aún bajas dentro de la zona protegida (abundancia < 1 individuo por transecto y ausencia de ejemplares de tallas grandes), ambos indicadores son siempre superiores en la zona de RI y RP de la RMIA en comparación con la zona control.

6. Bibliografía

- Cefali, M.E., Marsinyach, E., Movilla, J., Bagur, M., Bolado, I., Blanco-Magadan, A. y Reñones, O. 2019. Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca. Centro Oceanográfico de Baleares (IEO). Observatorio Socioambiental de Menorca. Menorca Preservation Fund. Consell Insular de Menorca. Gobierno de las Islas Baleares.
- Cefali, M.E., Movilla, J., Bolado, I., Mallol, S., Reñones, O., Díaz, D., Guijarro, B., Muñoz, A., Compa, M. y Deudero, S. 2018. Actividades científico-técnicas realizadas en la Estación de Investigación Jaume Ferrer de la Mola (Menorca). Informe Técnico anual, Instituto Español de Oceanografía, Centro Oceanográfico de Baleares, 105 pp.
- Coll J., Garcia-Rubies A., Morey G. & Grau, A. M. (2012). The carrying capacity and the effects of protection level in three MPAs in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Scientia Marina*, 76(4): 809-826.
- Coll J., Garcia-Rubies A., Morey G., Reñones O., Álvarez-Berastegui D., Navarro O. & A. M. Grau. (2013). Using no-take marine reserves as a tool for evaluating rocky-reef fish resources in the western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 70(3): 578-590.
- García-Charton JA., Pérez-Ruzafa A., Sánchez-Jerez P., Bayle-Sempere J., Reñones O. & D. Moreno (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.
- Guidetti, P., Baiata, P., Ballesteros, E., Di Franco, A., Hereu, B., Macpherson, E., Micheli, F., Pais, A., Panzalis, P., Rosenberg, A. a, Zabala, M., Sala, E., 2014. Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PloS One* 9.
- Harmelin, JG. (1987). Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rochuse protégée en Méditerranée (Parc national de port Cros, France). *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 8: 263-284.
- Marsinyach, E., Cefali, M.E., Movilla, J., Bagur, M., Bolado, I., García, O, Reñones, O. y Sales, M. 2018. Evaluación de las poblaciones de peces vulnerables a la pesca sobre fondo rocoso en aguas costeras de Menorca. Observatori Socioambiental de Menorca. Centro Oceanográfico de Baleares (IEO). Menorca Preservation Fund. Consell Insular de Menorca. Gobierno de las Islas Baleares.
- Massutí, E., Sales, M., Reñones, O., Cuadros, A., Vidal, E.M., Sintés, J., Morillas, A. i Oliver, P. 2015. Convenio de Colaboración para la puesta en marcha y el desarrollo científico de la Estación de Investigación "Jaume Ferrer" (La Mola, Menorca). Informe Final 2010 - 2015. Centro Oceanográfico de Baleares (IEO) y Dirección General de Investigación y Desarrollo del Govern Balear.
- Ordines F., Moranta J., Palmer M., Lerycke A., Suau A., Morales-Nin B. & A. M. Grau (2005). Variations in a shallow rocky reef fish community at different spatial scales in the western Mediterranean Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304: 221-233.
- Reñones O., Álvarez D., Coll J., Morey G., Navarro O., Rueda L. & Grau., A. (2012). 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. En: *Proyectos de Investigación en Parques Nacionales, 2008-2011*. Pág: 407-430. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ed.). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Sala, E., Ballesteros, E., Dendrinos, P., Di Franco, A., Ferretti, F., Foley, D., Frascchetti, S., Friedlander, A., Garrabou, J., Güçlüsoy, H., Guidetti, P., Halpern, B.S., Hereu, B., Karamanlidis, A.A., Kizilkaya, Z., Macpherson, E., Mangialajo, L., Mariani, S., Micheli, F., Pais, A., Riser, K., Rosenberg, A.A., Sales, M., Selkoe, K.A., Starr, R., Tomas, F., Zabala, M., 2012. The structure of mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PloS One* 7.
- Sales, M. 2017. Proposta de l'entorn marí de l'Illa de l'Aire com a Reserva de Biosfera. Consell Insular de Menorca.
- Zuur AF., Ieno EN., Walker N., Saveliev AA., & Smith GM. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>