

UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Censos de peces vulnerables en las reservas marinas de la costa nordeste de Ibiza-Tagomago (Ibiza) y de la Punta de Sa Creu (Formentera)



G CONSELLERA
O AGRICULTURA,
I PESCA I ALIMENTACIÓ
B



UNIÓ EUROPEA

FONDO EUROPEO MARÍTIMO
Y DE PESCA (FEMP)



Informe Técnico para la Dirección General de Pesca y Medio
Marino del Gobierno de las Islas Baleares

Diciembre 2021

Autores (por orden alfabético, salvo el primero)*:

José A. García Charton (coord.)

Isabel Amalia Cuadros Casado

Víctor Orenes Salazar

Antonio Ortolano Muñoz

José Manuel Pereñíguez López

Miguel A. Pozo Fernández

María Trujillo Alarcón

*Todos los autores comparten el mismo grado de autoría del presente informe



Censos de peces vulnerables en las reservas marinas de la costa nordeste de Ibiza-Tagomago (Ibiza) y de la Punta de Sa Creu (Formentera)

TABLA DE CONTENIDO

1.	Introducción general.....	1
2.	Material y métodos	3
2.1.	Área de estudio.....	3
2.2.	Técnicas de censos de peces	5
2.2.1.	Censos de especies vulnerables (VU).....	6
2.2.2.	Censos “completos” del poblamiento de peces (PO).....	7
2.2.3.	Caracterización del hábitat.....	7
2.3.	Diseño de muestreo.....	8
2.4.	Análisis de datos.....	10
3.	Resultados.....	15
3.1.	Reserva marina de Punta de Sa Creu.....	15
3.1.1.	Censos de especies vulnerables	15
3.1.1.1.	Estructura de la comunidad de peces vulnerables.....	15
3.1.1.2.	Efecto de la variabilidad temporal y la protección.....	21
3.1.2.	Censos del poblamiento completo.....	28
3.1.2.1.	Estructura de la comunidad de peces.....	28
3.1.2.2.	Efecto de la variabilidad temporal y la protección.....	31
3.2.	Reserva marina de Tagomago.....	38
3.2.1.	Censos de especies vulnerables	38
3.2.1.1.	Estructura de la comunidad de peces vulnerables.....	38
3.2.1.2.	Efecto de la variabilidad temporal y la protección.....	43
3.2.2.	Censos del poblamiento completo.....	49
3.2.2.1.	Estructura de la comunidad de peces.....	49
3.2.2.2.	Efecto de la variabilidad temporal y la protección.....	51
4.	Relaciones de peces con su hábitat	65
4.1.	Regresiones lineales múltiples.....	65
4.2.	Análisis de redundancia.....	69
5.	Discusión.....	73
6.	Conclusiones	81
7.	Anexo fotográfico.....	83
8.	Bibliografía	87

1. Introducción general

Los ecosistemas marinos se han visto cada vez más alterados en todo el mundo por una diversidad de factores de estrés antrópicos globales, regionales y locales. Estos factores de estrés incluyen el cambio climático, las invasiones biológicas, la sobreexplotación, la contaminación y la destrucción del hábitat y, a menudo, coexisten en el tiempo y el espacio y tienen efectos acumulativos. Dichos cambios en los ecosistemas pueden tener grandes consecuencias en la abundancia y distribución de especies, la biodiversidad marina y el funcionamiento y los servicios de los ecosistemas (Colloca *et al.*, 2004). Por lo tanto, comprender cómo las amenazas humanas, los organismos marinos y los ecosistemas interactúan entre sí, es una cuestión urgente. Para ello la política de conservación global requiere la ampliación de áreas marinas gestionadas de manera eficaz y equitativa (Bennett *et al.*, 2020).

Para abordar este desafío, las áreas marinas protegidas (en adelante, AMPs) están siendo implementadas en todo el mundo como un medio para proteger la biodiversidad marina y conservar los recursos pesqueros (Lubchenco & Grorud-Colvert, 2015). Entre los efectos positivos esperados de las AMPs están el incremento de la biomasa de las especies objetivo, la exportación de biomasa a zonas adyacentes, el aumento de la biodiversidad, la protección de hábitats, la mejora de los rendimientos pesqueros, los beneficios de las actividades recreativas, la reducción de los conflictos entre usuarios y la mejora de los mecanismos de participación y gestión del área marina (Alban *et al.*, 2006).

El mar Mediterráneo es una zona particularmente vulnerable a la actividad humana. La concentración de la población en las zonas costeras, la explotación pesquera, los impactos producidos por los sectores agrícola, industrial, turístico y por el tráfico marítimo, son algunos ejemplos de las actividades que influyen directamente sobre el medio marino mediterráneo (Côté *et al.*, 2001).

En el presente estudio, se documenta el trabajo de monitorización de las reservas marinas mediterráneas de la costa Nord-Est d'Eivissa-Tagomago (Ibiza) y de la Punta de Sa Creu (Formentera), llevado a cabo en dos periodos de muestreo diferentes entre 2020 y 2021. Con ello se da respuesta al contrato de servicios firmado por la Universidad de Murcia con Tragsatec, con nº 67452 (ref. nº TEC0005399), y cuyo objeto

es la realización de un “Censo de peces vulnerables en las reservas marinas de Tagomago (Ibiza) y Punta de Sa Creu (Formentera)”.

Para el estudio de estas AMPs se realizaron censos visuales subacuáticos (CVS), siendo este el método más común para estimar la diversidad, abundancia y tamaño de los peces de arrecife en aguas poco profundas y claras. Más allá de ser no letales, por lo tanto, son apropiadas para ser utilizadas en AMPs y para especies longevas, raras y / o amenazadas. Las técnicas de CVS son adecuadas para una amplia gama de tamaños y comportamientos de peces, así como para una variedad de tipos de hábitats (especialmente en los arquitectónicamente complejos) y, lo que es más importante, son fáciles de aprender para los buceadores, que pueden registrar de forma simultánea y rápida información sobre las variables ambientales y el comportamiento de los peces (García-Charton *et al.*, 2000; Irigoyen *et al.*, 2018; Gissi *et al.*, 2021).

El objetivo principal de este estudio es describir el estado actual de las poblaciones de peces presentes en los fondos rocosos litorales de las AMPs monitorizadas. Concretamente, se pretende determinar si existen diferencias entre la riqueza, la abundancia y la biomasa de las poblaciones de peces entre zonas con diferentes niveles de protección (reserva integral, reserva parcial y zonas control no protegidas), a partir de datos tomados mediante CVS. Aunque las AMPs objeto de estudio fueron declaradas en los últimos meses de 2018, tanto el breve tiempo transcurrido desde su declaración como la aplicación tardía de labores de vigilancia, junto al hecho de que se haya muestreado por primera vez con un diseño *ad hoc* para los objetivos expuestos, hacen que este trabajo pueda considerarse como el punto cero para posteriores seguimientos de los efectos de la protección pesquera en estas reservas marinas.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

Las Reservas Marinas de la costa Nord-Est d'Eivissa-Tagomago (Ibiza) y de la Punta de Sa Creu (Formentera) pertenecen al archipiélago de las Isla Baleares, localizadas al sudoeste del mar Mediterráneo.

La Reserva Marina de la costa Nord-Est d'Eivissa-Tagomago, declarada por el *Decreto 45/2018 de 14 de diciembre de 2018* (BOIB nº157, de 15 de diciembre de 2018), ocupa una superficie de 3756 hectáreas, dentro de la cual la reserva integral ocupa 268,7 ha. Presenta una gran diversidad de comunidades marinas, como son las praderas de *Posidonia oceanica*, las de *Cymodocea nodosa*, las de algas fotófilas y esciófilas o hemiescíoófilas, ambas ligadas a fondos rocosos, comunidades de arenas finas, arenas gruesas y medias en las cuales podemos encontrar fondos de rodolitos o coralígeno (Juliá *et al.*, 2019). Además, la batimetría de la zona muestra varios arrecifes submarinos, algunos de ellos que rompen la superficie del agua, como son las Llosas de Santa Eulària y des Figueral, y otros que no emergen, como los arrecifes de Cala Mestella o Cala Jonc. Esta reserva se encuentra zonificada en dos niveles de protección, reserva parcial y reserva integral. En la reserva parcial están permitidas ciertas artes menores de pesca profesional, aunque solo pueden pescar las embarcaciones adscritas a las cofradías de pescadores de Ibiza y de Sant Antoni de Portmany, así como las adscritas a otras cofradías que puedan demostrar la habitualidad en la pesca en la zona de la reserva marina; además, tienen que estar incluidas dentro de un censo, que se revisa cada dos años. También están permitidas algunas modalidades de pesca recreativa de superficie y de marisqueo recreativo, aunque los únicos aparejos permitidos son el volantín, la potera y el curricán de superficie. En todos los casos, las líneas podrán ser manuales o con caña de carrete. El buceo está permitido, pero requiere de un permiso (individual o colectivo). Para el desarrollo de actividades con fines científicos y/o divulgativos es necesaria previa autorización de la Dirección General de Pesca y Medio Marino. Por otra parte, en el área integral de la reserva, situada alrededor de la llosa des Figueral, las medidas son más restrictivas, estando prohibida la actividad pesquera, tanto profesional como recreativa, así como cualquier tipo de actividad subacuática sin previa autorización de la Administración. Dentro de esa zona no está permitido el fondeo de embarcaciones por los perjuicios que puede provocar esta práctica sobre las comunidades marinas.

La Reserva Marina de la Punta de Sa Creu, declarada por el *Decreto 38/2018, de 16 de noviembre de 2018 (BOIB nº 28, de 27 de febrero de 2021)*, presenta un valor ecológico y pesquero considerable, pues se trata de un “punto caliente” de biodiversidad marina y tiene una importancia capital para la flota de artes menores de Formentera. Se han inventariado hasta 23 hábitats bentónicos diferentes (Juliá *et al.*, 2019), entre los cuales destacan la pradera de *Posidonia oceanica*, las comunidades de algas fotófilas y el coralígeno sobre fondo duro. Ocupa una superficie de 1.059 hectáreas, y presenta un único régimen de protección, en el que a nivel de pesca profesional sólo pueden faenar aquellas embarcaciones adscritas a las cofradías de pescadores de Formentera o Ibiza y las que, estando adscritas a alguna otra cofradía, puedan demostrar la habitualidad en la pesca en la zona de la reserva marina. Los únicos aparejos permitidos para la pesca profesional de artes menores son las redes de trasmallo y los aparejos de anzuelo. No obstante, no se puede utilizar ningún tipo de red entre el 1 de noviembre y el 31 de marzo. La pesca recreativa únicamente está permitida entre el 1 de julio y el 31 de marzo, desde la embarcación y siempre a más de 10 m de profundidad, siendo los únicos aparejos permitidos el volantín/caña, la potera y el curricán de superficie. En ningún caso se pueden utilizar peces o cefalópodos vivos como cebo. El buceo está permitido, pero requiere de un permiso individual o colectivo.

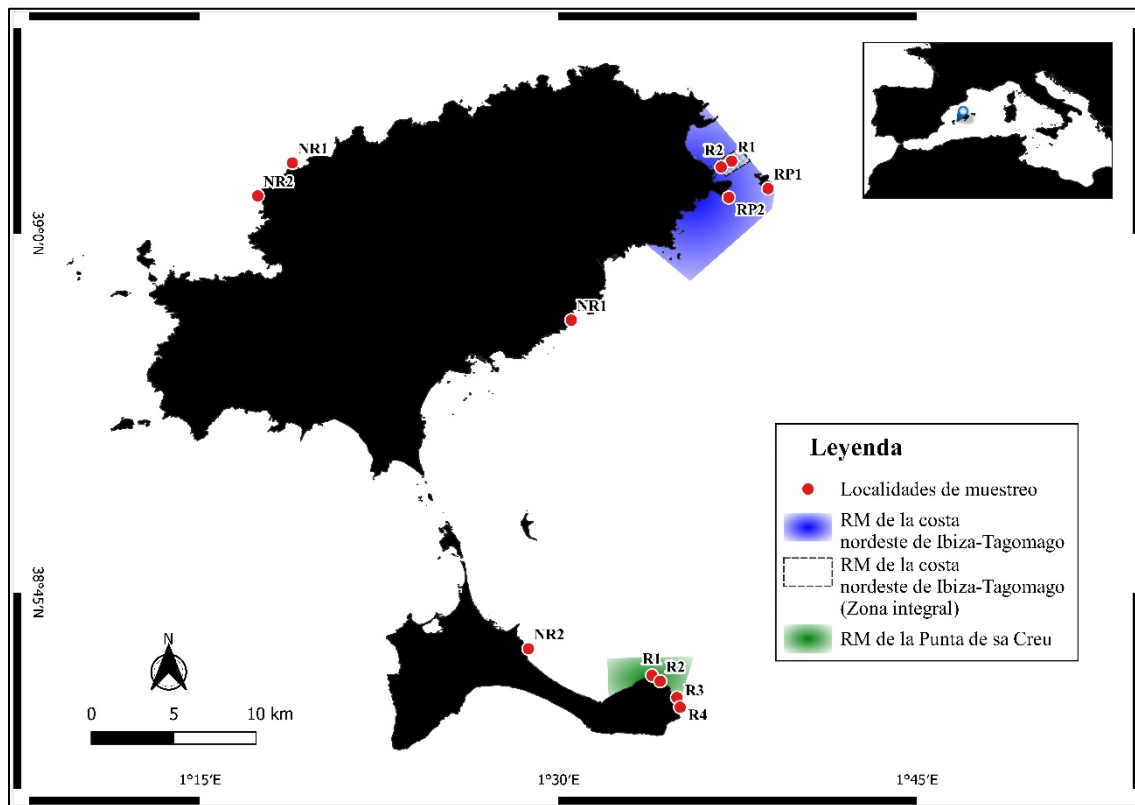


Figura 1. Localización de las reservas marinas objeto del presente estudio, con indicación de la situación de las diferentes estaciones de muestreo (ver texto).

2.2. Técnicas de censos de peces

Se utilizó la técnica de los censos visuales con escafandra autónoma como método de muestreo (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985; De Girolamo *et al.*, 2001; García-Charton *et al.*, 2004) (Fig. 2). La pareja de buceadores descendía hasta la franja de profundidad deseada, y tras depositar sobre el fondo el extremo de una cinta métrica atada a un plomo, avanzará lentamente siguiendo la isobata y censando peces a la vez que desenrolla una cinta métrica hasta llegar al final del transecto. Para cada observación se identificó la especie y se contabilizó el número de individuos observados dentro del área muestreada, adscribiendo cada observación a una de las siguientes clases de abundancia, cuyos límites (a, b) de clase coinciden con los términos de una serie geométrica de base aproximadamente 2 (1, 2-5, 6-10, 11-30, 31-50, 51-100, 101-200, 201-500, >500). Fueron además estimadas las tallas de los peces (cada 2 cm) para el posterior cálculo de la biomasa en función del peso de cada especie por unidad de tamaño.

A partir de estos muestreos, se identificaron y contabilizaron todos los individuos, estimando también sus tallas, con el objetivo de obtener los siguientes indicadores o variables de estudio:

- Riqueza específica (número de especies / unidad de superficie).
- Densidad (número de individuos / unidad de superficie).
- Biomasa (kg / unidad de superficie).



Figura 2. Buceador durante la realización de censos visuales con escafandra autónoma [Foto: Víctor Orenes].

2.2.1. Censos de especies vulnerables (VU)

Este muestreo consistió en la realización de transectos de 50x5 m (es decir, 250 m²), para el muestreo de las especies vulnerables a la pesca, obteniendo información de una forma directa de los efectos de la gestión y de la presión pesquera.

Las especies objetivo en este tipo de censos fueron: *Gymnothorax unicolor*, *Muraena helena*, *Conger conger*, *Sciaena umbra*, *Umbrina cirrosa*, *Epinephelus costae*, *E. marginatus*, *E. caninus*, *Mycteroperca rubra*, *Dicentrarchus labrax*, *Dentex dentex*, *Diplodus puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *D. cervinus*, *Sparus aurata*, *Spondylisoma cantharus*, *Labrus*

merula, *Labrus viridis*, *Phycis phycis*, *Seriola dumerili*, *Scorpaena scrofa* y *Scorpaena porcus*.

En cada sitio de muestreo se realizaron 4 réplicas (transectos) aleatoriamente distribuidas y separadas por al menos 20 m a fin de evitar dependencia espacial.

2.2.2. Censos “completos” del poblamiento de peces (PO)

Se realizaron transectos de 25x5 m (es decir, cubriendo áreas de 125 m²) para el muestreo del poblamiento completo de peces, en los que se identificaron y contabilizaron todas las especies, proporcionando una visión más completa de la realidad biológica y ecosistémica. La justificación de esta reducción de la unidad de muestreo estriba en que los estudios de poblamiento requieren un mayor nivel de atención a la hora de censar todas las especies, algunas de ellas pequeñas, numerosas y/o crípticas.

Estos transectos se muestreaban por parejas de buceadores y se delimitaban extendiendo una cinta métrica, en este caso, de 25 m de largo. El primer buceador iba extendiendo la cinta y anotando los datos de las especies más visibles a ambos lados de la cinta hasta 2,5 m de distancia. De manera simultánea, el segundo buceador se centraba en el muestreo de especies crípticas (familias Gobiidae, Callyonimidae, Bleniidae, Gobioesocidae, Scorpaenidae y Tripterygiidae). Puesto que estas especies requieren de una mayor atención y esfuerzo para ser detectadas, el ancho de banda del muestreo de especies crípticas se redujo a 1 m a ambos lados de la cinta, muestreando por lo tanto 50 m² por transecto.

En cada sitio de muestreo se realizaron 3 réplicas con esta técnica, también separadas al menos 20 m entre sí.

2.2.3. Caracterización del hábitat

Con el fin de caracterizar el hábitat, se describieron los parámetros del fondo de cada una de las réplicas de censos de peces, realizándose en el momento de recoger la cinta métrica, al finalizar el conteo de peces. Las características del hábitat se estimaron en segmentos de 10 m de longitud y posteriormente se hizo el cálculo sobre la longitud total del transecto. Los parámetros estudiados fueron:

- **Profundidad media.** Calculada en función de la profundidad máxima y mínima a la que se ha desarrollado en transecto.
- **Pendiente del fondo.** Medida en grados, se calcula con respecto a la horizontal del fondo.
- **Rugosidad.** Para determinar el relieve del fondo (Lukhurst & Lukhurst, 1978), estableciéndose una escala de 4 grados: 1) sin rendijas, anfractuosidades aparentes ni importantes variaciones verticales; 2) con variaciones verticales poco importantes (menores de 2 m), pocas irregularidades y pocas rendijas y anfractuosidades; 3) con rendijas, irregularidades rocosas y anfractuosidades de una cierta entidad, ocupando, al menos un 50% de la longitud total del transecto y/o variaciones verticales de más de 2 m; 4) presencia de irregularidades y rendijas importantes, ocupando más del 50 % de la longitud del transecto y/o profundas variaciones verticales.
- **Cobertura.** Se estimaba el porcentaje coberturas de cada tipo de hábitat presente dentro del transecto (*Posidonia oceanica*, arena, grava, roca homogénea y/o bloques).
- **Número de bloques.** Si en la superficie muestreada se encontraban bloques de piedras, se anotó cada 10 m el número de cada uno de ellos según su diámetro: grandes bloques (>2 m), bloques medios (entre 1 y 2 m) o bloques pequeños (<1 m) (García-Charton *et al.*, 2004).

2.3. Diseño de muestreo

Para la realización del presente estudio se establecieron un total de 12 estaciones de muestreo (Tabla 1), en localidades tanto dentro como fuera de estas reservas marinas, suponiendo, por tanto, diferentes niveles de protección (reserva integral, reserva parcial y sin protección). El estudio se realizó en dos franjas de profundidad: superficial, que comprende profundidades de 3 a 18 m, y profunda, desde los 20 a los 28 m. Las estaciones de muestreo debían además cumplir ciertas condiciones para considerarse idóneas para el muestreo: fondo rocoso con una complejidad estructural suficiente para albergar las especies objetivo de estudio.

En la Reserva Marina de la costa Nord-Est d'Eivissa-Tagomago se establecieron 4 estaciones de muestreo. Dentro de la zona integral fueron estudiadas 2 estaciones, tanto a nivel superficial como profundo (R1 y R2), situadas al nordeste y el suroeste de la baliza de la llosa des Figueral. En la reserva parcial se estudiaron 2 estaciones superficiales. Una al sur de la isla de Tagomago (RP1) y la otra entre punta Prima y punta des Pinot (RP2). En estas estaciones de protección parcial no fueron estudiadas zonas profundas, ya que a partir de los 16 m de profundidad el fondo está recubierto de *Posidonia oceanica* y no

existe presencia de fondos rocosos con una complejidad estructural adecuada.

En la Reserva Marina de la Punta de Sa Creu se estudiaron 4 estaciones dentro de la zona protegida (R1, R2, R3 y R4), todas ellas a nivel somero al no cumplir las zonas más profundas los requisitos de complejidad requeridos.

Tabla 1. Estaciones de muestreo incluidas en el estudio, indicando su nivel de protección y sus coordenadas geográficas (WGS84).

Área	Localidad	Nivel de protección	Latitud	Longitud
Nord-Est d'Eivissa-Tagomago	R1	Reserva integral	39,05035°	1,62080°
	R2	Reserva integral	39,04628°	1,61355°
	RP1	Reserva parcial	39,03135°	1,64625°
	RP2	Reserva parcial	39,02508°	1,61888°
Punta de Sa Creu	R1	Reserva parcial	38,69223°	1,56528°
	R2	Reserva parcial	38,68820°	1,57106°
	R3	Reserva parcial	38,67680°	1,58270°
	R4	Reserva parcial	38,67010°	1,58490°
Control superficial	NR1	No reserva	38,93965°	1,50905°
	NR2	No reserva	38,71080°	1,47915°
Control profundo	NR1	No reserva	39,04917°	1,31451°
	NR2	No reserva	39,02619°	1,29036°

Las zonas control fueron divididas también en controles superficiales y profundos. Se decidió que los superficiales se situarán de la siguiente forma: uno en el suroeste de la isla de Ibiza, dentro de la bahía llamada Sol d'en Serra (NR1), y el otro al norte de Formentera, en la zona de Es Quintalar (NR2). Los controles profundos

se sitúan ambos en la costa del levante (noroeste) de Ibiza, uno en la zona de los islotes de Ses Margalides (NR1) y el otro cerca del cap Nunó (NR2), dado que no se encontraron fondos comparables a esas profundidades en toda la costa de poniente (desde Port de Ibiza hasta Tagomago).

Todas las estaciones fueron censadas entre octubre y noviembre de los años 2020 y 2021. Para el estudio de especies vulnerables, cada una de las estaciones fue visitada 2 veces en cada año de muestreo (nunca en el mismo día), mientras que para el estudio del poblamiento de peces en hábitats rocosos litorales únicamente se realizó en un solo día en cada estación de muestreo.

Las coordenadas geográficas y los niveles de protección de todas las estaciones de muestreo para el seguimiento de especies vulnerables y poblamientos de peces en las Reservas Marinas de la costa Nord-Est d'Eivissa-Tagomago y de la Punta de Sa Creu están resumidos en la Tabla 1, y su localización indicada en la Fig. 1.

2.4. Análisis de datos

Las estimas de abundancia (nº de ind.) y talla (TL) recogidas mediante los censos visuales de poblamiento (PO) y especies vulnerables (VU) se emplearon para la construcción de matrices de densidad y biomasa de la comunidad de peces en cada uno de los niveles de protección. La biomasa fue calculada empleando los coeficientes publicados de las ecuaciones de longitud-peso registrados en la bibliografía (Morey *et al.*, 2003, Fish Base, Froese & Pauly 2011). Ambas variables, densidad y biomasa, fueron referidas a la superficie del transecto (en PO: 125 m²; en VU: 250 m²).

Por un lado, se estudió la variabilidad de las comunidades completas, empleando los datos de PO y mediante los descriptores:

- Estructura de la comunidad (multivariante, i.e., la composición de densidades o biomasa relativas de cada taxón).
- Densidad total y biomasa total (incluyendo y excluyendo aquellas especies de nado libre formadoras de grandes bancos y planctívoras), y riqueza (univariantes).

Por otro lado, se estudió la variabilidad de las comunidades vulnerables a la pesca, y, por tanto, primariamente susceptibles a la protección, empleando los datos de VU y mediante los descriptores:

- Estructura de la comunidad de vulnerables (multivariante, es decir, teniendo en cuenta la composición de densidades o biomásas relativas de cada taxón).
- Densidad, y biomasa total de la comunidad de vulnerables y riqueza específica de vulnerables.

Los datos fueron analizados mediante análisis no paramétricos inferenciales multivariantes o univariantes de la varianza basados en permutaciones (PERMANOVA, Primer v6.0, Clarke & Gorley 2006), dado el diseño de muestreo no balanceado (Anderson & Walsh, 2013) y a que los supuestos de normalidad y homocedasticidad - no alcanzadas por los datos aun previa transformación mediante $\log(x+1)$ - no eran estrictamente necesarias para estos análisis (Anderson & Walsh, 2013). Esta transformación se empleó para equilibrar el peso de las distintas especies, y además por coherencia con el modo de tomar los datos de abundancia, ya que las clases de abundancia empleadas durante los censos son de tipo logarítmico.

En el caso de la RM de la Punta de Sa Creu, el modelo mixto incluyó 3 factores: tiempo (fijo, con dos niveles, "2020" y "2021"), protección (fijo, con dos niveles, NR "No Reserva", RP "Reserva Parcial") y sitio (aleatorio, anidado en el factor tiempo y protección). En el caso de la RM de la costa nordeste de Ibiza-Tagomago, el modelo del análisis incluyó 4 factores: tiempo (fijo, con dos niveles, "2020" y "2021"), protección (fijo, con tres niveles, NR "No Reserva", RP "Reserva Parcial" y RI "Reserva Integral"), profundidad (fijo, con dos niveles, PR "Profundo" y SU "Superficial") y sitio (aleatorio, anidado en los factores tiempo, protección y profundidad). Se consideraron las interacciones de los distintos factores. Las interacciones o términos significativos fueron analizadas mediante tests dos a dos ("*pairwise*").

Las matrices de distancia multivariantes fueron construidas en base a la disimilitud de Bray-Curtis, salvo en los casos en los que la ausencia de especies en pares de muestras imposibilitó esta opción. En dichos casos se empleó la desviación binomial (Anderson & Millar, 2004). Las matrices de distancia en los análisis univariantes se construyeron en base a la distancia Euclídea, que en la práctica rinde los mismos valores de F que el ANOVA paramétrico. La suma de cuadrados fue tipo III, y los valores de p fueron obtenidos mediante 999 permutaciones. Los valores de p de Monte Carlo fueron considerados cuando no pudieron producirse suficientes permutaciones (<200). Los tests se consideraron significativos para valores críticos de $\alpha < 0.05$.

Adicionalmente, se llevó a cabo el análisis exploratorio de estructura de la comunidad (la composición de densidades y biomásas relativas de cada taxón) mediante la ordenación por escalamiento multidimensional no métrico (nMDS, Non-metric Multidimensional Scaling)

en representaciones bidimensionales de las muestras en función del nivel de protección, la profundidad y el año. Previo a los análisis, la bondad de ajuste de la ordenación se comprobó utilizando la magnitud del valor "estrés". Cuando fue necesario, se emplearon ejes superpuestos al "biplot" para representar las correlaciones de rango de Spearman (>0.3) entre los ejes "biplot" y los descriptores de las especies (Clarke & Warwick, 2001). Por último, la prueba SIMPER se utilizó como análisis de las contribuciones de las especies a las diferencias significativas entre conjuntos de muestras (Clarke & Warwick, 2001).

Para los tests multivariantes inferenciales y exploratorios se empleó una matriz de disimilitud de Bray-Curtis. Los análisis inferenciales y exploratorios se realizaron utilizando el paquete PRIMER 6 y PERMANOVA + B20 (Anderson *et al.*, 2008; Clarke & Gorley, 2006). Las visualizaciones gráficas se realizaron en el software R (R Development Core Team, 2021) utilizando la biblioteca ggplot2 (Wickham, 2009).

La relación entre el poblamiento de peces y los datos de hábitat se analizaron mediante dos aproximaciones complementarias, (1) regresiones lineales múltiples y (2) análisis de redundancia (Redundancy analysis, RDA). Estos análisis se realizaron con todos los datos de poblamiento, considerando conjuntamente los censos de ambas reservas marinas y sus zonas de control.

La influencia de las variables de hábitat consideradas sobre los valores de riqueza, así como de abundancia y biomasa del poblamiento completo y de algunas especies seleccionadas, fue explorada mediante regresiones lineales múltiples de todas las combinaciones de las variables de hábitat, usando el criterio de información de Akaike (AIC por sus siglas en inglés) para seleccionar el modelo más plausible en cada caso. Este análisis se realizó por medio del paquete MuMin de R (Barton, 2020). El procedimiento seguido consta de los siguientes pasos (Gutiérrez-Cánovas & Escribano-Ávila, 2019):

1. Definir un grupo de modelos alternativos con sentido ecológico.
2. Contrastar cada modelo con los datos a través del AIC.
3. Ordenar los modelos según su peso basado en el mismo criterio, y seleccionar el modelo de confianza.

Posteriormente, se evalúa la bondad del ajuste mediante el cálculo de la r^2 .

Por su parte, el RDA es la forma canónica del análisis de componentes principales (PCA); mientras que el PCA puede considerarse una extensión multivariante de una regresión lineal múltiple con ajuste por mínimos cuadrados (Jongman *et al.* 1987), ya que es la técnica de ordenación que construye las variables teóricas que minimizan la suma

de cuadrados de los residuos (Gower 1987), el RDA selecciona la combinación lineal de las variables ambientales consideradas que minimiza la suma total de cuadrados de los residuos. Los cálculos se han realizado sobre la matriz de covarianza, con datos transformados logarítmicamente ($\ln [x+1]$). Los resultados de las ordenaciones se muestran en un 'biplot' (es decir, representando los dos primeros ejes ortogonales del análisis), realizándose un escalamiento de los ejes ajustando las coordenadas de las especies según la varianza de los valores de abundancia de cada una de las especies. Las coordenadas resultantes son correlaciones entre las especies y los autovectores, y el ángulo que forman entre sí las líneas que unen cada especie con el origen de coordenadas proporciona una aproximación a su correlación mutua. Este análisis se realizó mediante el paquete *vegan* en R (Oksanen *et al.*, 2020).

3. Resultados

3.1. Reserva marina de Punta de Sa Creu

3.1.1. Censos de especies vulnerables

Debido a problemas logísticos por mal tiempo, durante la primera campaña (noviembre-diciembre 2020) no se pudo completar el diseño de muestreo programado, realizándose únicamente un día de los dos planeados para los censos de especies vulnerables (transectos de 50x5 m²), con lo que solamente se realizaron 4 réplicas por sitio. Al contarse con los censos realizados por el equipo de Tragsatec en las localidades de control (Es Quintalar y Sol d'En Serra) en 2020, sí que se contó con ese segundo día de censos en dichas localidades. Con ello, la base de datos, que incluyó un total de 80 transectos realizados en los dos años, resultó algo desbalanceada, con 32 réplicas realizadas en 2020 frente a los 48 transectos de 2021 – resultantes de realizar 4 réplicas menos por sitio (es decir, 16 en total) en las localidades protegidas en el año 2020.

3.1.1.1. Estructura de la comunidad de peces vulnerables

En el conjunto de las dos campañas de muestreo se han censado 19 especies vulnerables de peces, pertenecientes a 9 familias, siendo la familia Sparidae la que más contribuye a la riqueza total, con 6 especies (Tabla 2). Con ello, faltan 7 especies (de sendas familias) de las identificadas *a priori* (según el Pliego de Prescripciones Técnicas del contrato) como pertenecientes a este grupo (*Gymnothorax unicolor*, *Conger conger*, *Umbrina cirrosa*, *Epinephelus caninus*, *Dicentrarchus Labrax*, *Diplodus cervinus* y *Phycis phycis*), mientras que se añade una no incluida inicialmente (*Caranx crysos*). De esas especies observadas, 14 lo han sido en la reserva marina, mientras que 17 son las especies censadas en las localidades de control; dos especies (*Dentex dentex* y *Muraena helena*) han sido censadas únicamente en la reserva marina, mientras que otras 5 especies (*Caranx crysos*, *Mycteroperca rubra*, *Pomadasys incisus*, *Scorpaena porcus* y *S. scrofa*) han sido exclusivas de las áreas de control.

De las 19 especies vulnerables encontradas en los censos en transectos de 50x5 m² realizados en Formentera, tan solo 7 obtuvieron una frecuencia de aparición superior al 20%, donde destacaron, por este

orden, *Diplodus vulgaris* (88,0%), *Diplodus sargus* (64,1%) y *Labrus merula* (52,8%).

Tabla 2. Abundancia media (\pm e.t.) (nº indiv. 250 m²) total y de las especies vulnerables de peces observadas en los censos realizados en la reserva marina de Punta de Sa Creu y localidades no protegidas.

		2020		2021		2020		2021	
		Reserva		No reserva		Reserva		No reserva	
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>			0,1	\pm 0,06				
	<i>Seriola dumerili</i>			0,2	\pm 0,19	0,3	\pm 0,25	1,3	\pm 0,69
Serranidae	<i>Epinephelus costae</i>	0,1	\pm 0,06	0,1	\pm 0,09	0,2	\pm 0,08	0,2	\pm 0,14
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1	\pm 0,09	0,1	\pm 0,09	0,2	\pm 0,09	0,1	\pm 0,09
	<i>Mycteroperca rubra</i>							0,1	\pm 0,09
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	0,3	\pm 0,25	2,0	\pm 0,83	1,0	\pm 0,46	0,8	\pm 0,30
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>					0,0	\pm 0,03		
	<i>Diplodus puntazzo</i>	1,3	\pm 0,25	0,9	\pm 0,32	1,3	\pm 0,36	0,3	\pm 0,12
	<i>Diplodus sargus</i>	5,1	\pm 2,72	4,4	\pm 0,76	6,4	\pm 1,72	2,8	\pm 0,62
	<i>Diplodus vulgaris</i>	20,4	\pm 7,11	13,4	\pm 1,54	33,5	\pm 6,35	17,3	\pm 3,76
	<i>Sparus aurata</i>			0,1	\pm 0,06	0,03	\pm 0,03		
	<i>Spondyllosoma cantharus</i>	1,8	\pm 1,02	0,6	\pm 0,34	6,7	\pm 2,84	0,1	\pm 0,09
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>					0,5	\pm 0,35	5,6	\pm 4,50
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>			0,1	\pm 0,06				
Labridae	<i>Labrus merula</i>	0,9	\pm 0,24	1,3	\pm 0,28	0,4	\pm 0,13	0,4	\pm 0,16
	<i>Labrus viridis</i>	0,1	\pm 0,09	0,3	\pm 0,14	0,2	\pm 0,08	0,3	\pm 0,14
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,3	\pm 0,11			0,2	\pm 0,08		
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>			0,1	\pm 0,06				
	<i>Scorpaena scrofa</i>			0,1	\pm 0,06			0,1	\pm 0,06
Abundancia total		30,3	\pm 8,42	23,7	\pm 2,25	50,8	\pm 9,14	29,3	\pm 7,59
Riqueza específica		4,1	\pm 0,41	4,6	\pm 0,48	3,8	\pm 0,35	3,9	\pm 0,28

En los censos de especies vulnerables en Punta de Sa Creu y zonas de control fueron *Diplodus vulgaris* (66,0%), *Spondyllosoma cantharus* (13,1%) y *Diplodus sargus* (12,7%) las especies dominantes en términos de abundancia (Fig. 3). En general, del total de individuos, los espáridos dominaron el muestreo (90.5% de los individuos), además de la *Sphyraena viridensis* (4%), mientras que esciénidos, lábridos, serránidos y demás familias fueron minoritarias (>2%).

Tabla 3. Biomasa media (\pm e.t.) ($\text{g } 250 \text{ m}^{-2}$) total y de las especies vulnerables de peces observadas en los censos realizados en la reserva marina de Punta de Sa Creu y localidades no protegidas.

	2020		2021	
	Reserva	No reserva	Reserva	No reserva
Carangidae				
<i>Caranx crysos</i>		59,1 \pm 59,14		
<i>Seriola dumerili</i>		77,4 \pm 77,35	128,9 \pm 128,90	514,5 \pm 307,70
Serranidae				
<i>Epinephelus costae</i>	132,4 \pm 132,41	9,6 \pm 6,71	109,3 \pm 54,89	108,4 \pm 83,82
<i>Epinephelus marginatus</i>	208,5 \pm 148,12	134,2 \pm 100,27	168,9 \pm 97,33	69,0 \pm 56,48
<i>Mycteroperca rubra</i>				124,6 \pm 92,69
Sciaenidae				
<i>Sciaena umbra</i>	82,8 \pm 82,80	641,9 \pm 280,57	356,6 \pm 145,06	148,5 \pm 80,37
Sparidae				
<i>Dentex dentex</i>			1,4 \pm 1,36	
<i>Diplodus puntazzo</i>	947,9 \pm 295,75	675,3 \pm 280,93	698,1 \pm 205,70	192,0 \pm 99,32
<i>Diplodus sargus</i>	376,3 \pm 254,67	612,6 \pm 111,52	682,9 \pm 187,47	222,8 \pm 75,72
<i>Diplodus vulgaris</i>	1238,3 \pm 514,77	1395,7 \pm 237,69	2802,2 \pm 600,72	1124,8 \pm 360,09
<i>Sparus aurata</i>		35,6 \pm 35,63	21,1 \pm 21,10	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	204,8 \pm 112,08	144,2 \pm 83,01	876,9 \pm 420,74	64,5 \pm 44,92
Sphyraenidae				
<i>Sphyraena viridensis</i>			184,1 \pm 121,90	1507,4 \pm 1220,75
Haemulidae				
<i>Pomadasys incisus</i>		19,2 \pm 19,16		
Labridae				
<i>Labrus merula</i>	314,1 \pm 88,55	324,6 \pm 73,77	114,1 \pm 37,97	103,9 \pm 36,29
<i>Labrus viridis</i>	17,2 \pm 12,52	99,6 \pm 60,78	38,8 \pm 20,60	34,7 \pm 23,48
Muraenidae				
<i>Muraena helena</i>	269,9 \pm 132,35		219,4 \pm 114,49	
Scorpaenidae				
<i>Scorpaena porcus</i>		9,7 \pm 9,72		
<i>Scorpaena scrofa</i>		16,2 \pm 16,21		60,5 \pm 60,53
Biomasa total	3792,2 \pm 641,10	4195,9 \pm 582,54	6402,6 \pm 1138,52	4275,7 \pm 1583,08

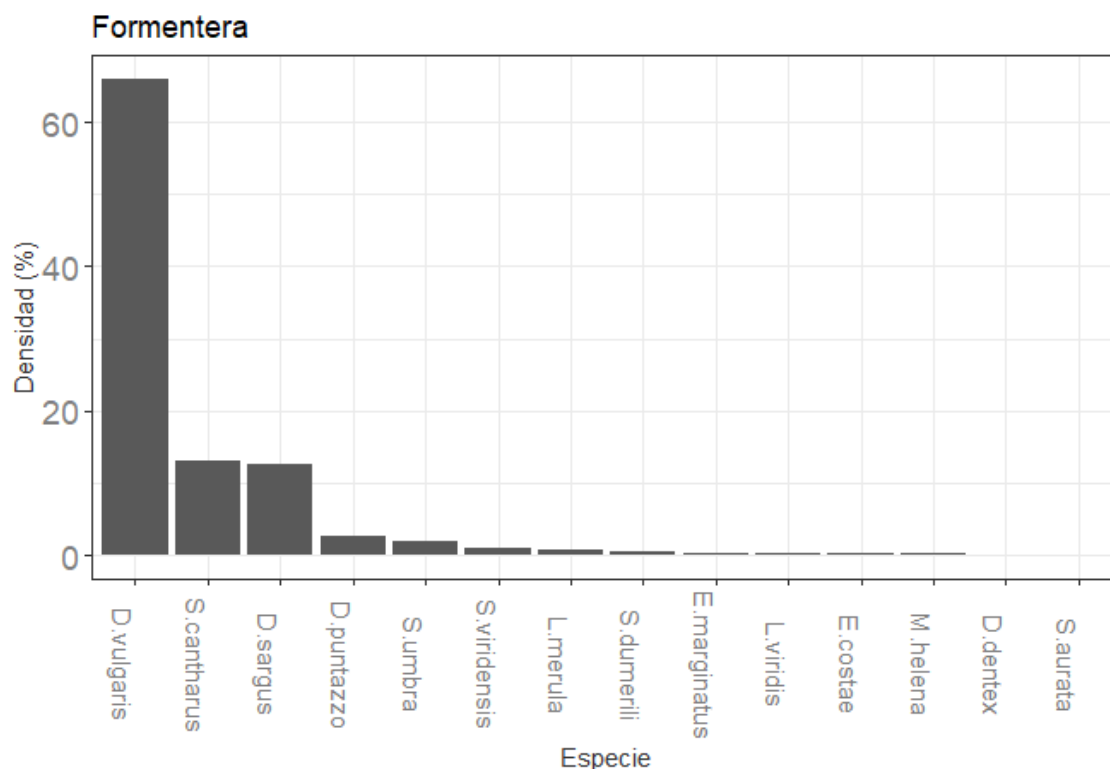


Figura 3. Proporción (%) del total de individuos aportada por cada especie vulnerable encontrada en la RM de Punta de Sa Creu en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

En cuanto a la biomasa, un 43,8% corresponde a *Diplodus vulgaris*. En términos de biomasa, los sargos del género *Diplodus* (*D. sargus*, *D. vulgaris* y *D. puntazzo*) fueron los grandes dominadores, acumulando un 65,3% del total. Otras especies destacables fueron *Spondyliosoma cantharus* (13,7%) y *Sciaena umbra* (5,6%). El grupo de los meros (subfamilia Epinephelinae) contribuyeron con tan solo con el 4,5% al total de biomasa, y entre los que destacó *Epinephelus marginatus* (2,9%) sobre *Epinephelus costae* (1,6%) (Fig. 4).

La biomasa total media en Sa Creu y sus zonas de control para el conjunto de las especies vulnerables en el segundo año fue de 5339,1 g 250 m⁻², siendo mayor en la reserva marina (6402,6 ± 1138,5 g 250 m⁻²) que en los sitios no protegidos (4275,7 ± 1583,1 g 250 m⁻²) (Tabla 3).

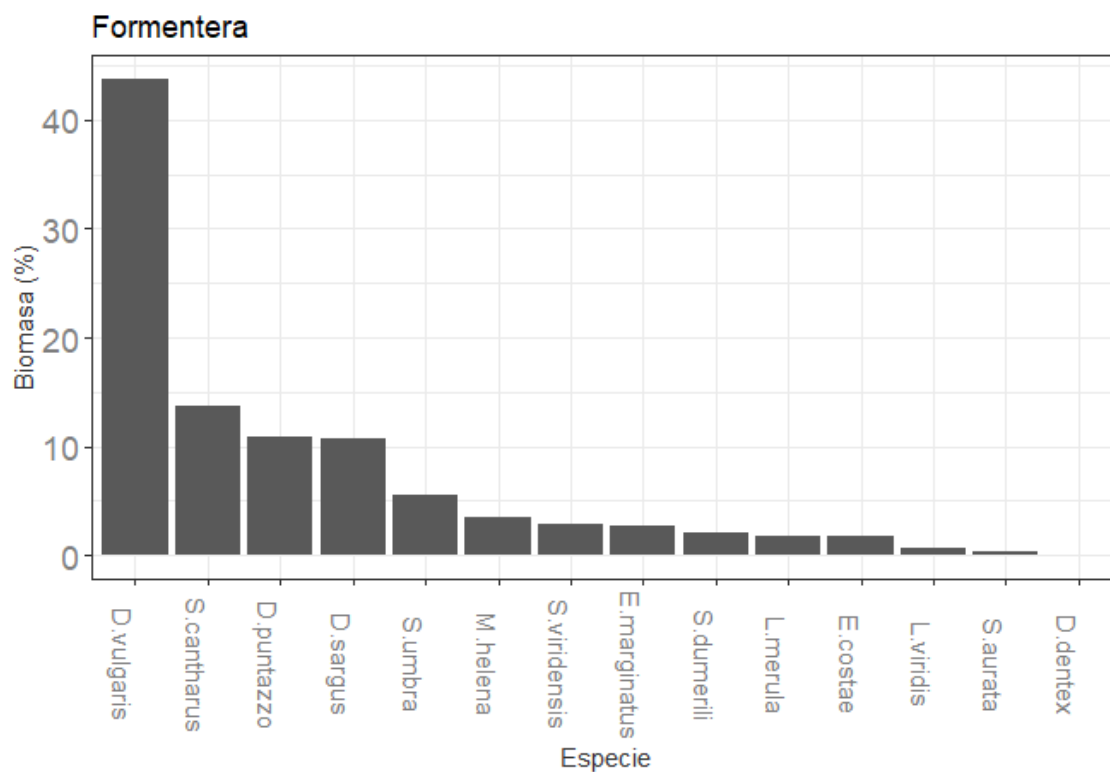


Figura 4. Proporción (%) de la biomasa total aportada por cada especie vulnerable encontrada en la RM de Punta de Sa Creu en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

La distribución de frecuencias de talla de las especies más frecuentes y dominantes (*Diplodus vulgaris*, *Diplodus sargus*, *Diplodus puntazzo* y *Spondyllosoma cantharus*, *Sphyræna sphyraena*, *Sciaena umbra* y *Labrus merula*) se muestra en la Fig. 5.

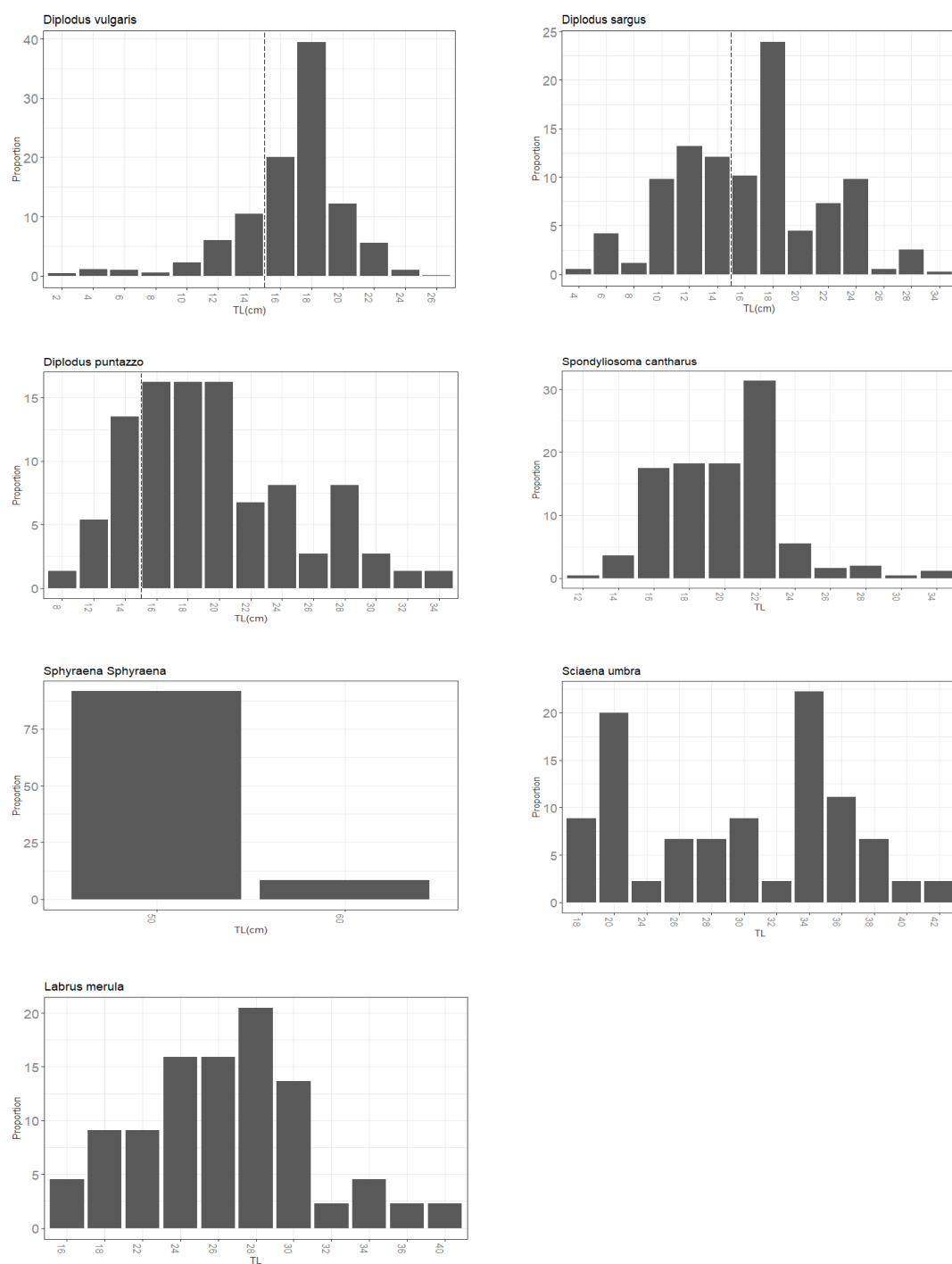


Figura 5. Distribución de frecuencias (%) de talla (longitud total, TL, en cm) para las especies vulnerables más frecuentes y abundantes observadas en los muestreos en la RM de Sa Creu y zonas de control sobre la talla mínima legal de captura según el Real Decreto 560/1995 de 7 de abril para el caladero mediterráneo (indicada con una línea discontinua).

3.1.1.2. Efecto de la variabilidad temporal y la protección

Los resultados de los PERMANOVA univariantes aplicados a las variaciones de riqueza, densidad y biomasa medias (considerando todas las especies juntas) de especies vulnerables en Punta de Sa Creu indican que, a pesar de haberse observado mayores valores medios totales de abundancia y biomasa dentro de la reserva marina, no hay un efecto significativo ni del año ni del nivel de protección, y únicamente indican una variabilidad significativa entre sitios (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a la estructura multivariante (en términos de densidad y biomasa) y a las variaciones de densidad, biomasa y riqueza totales del poblamiento de especies vulnerables observadas en Punta de Sa Creu.

Variable de estudio	Factores	GL	SC	Pseudo-F	P	
Estructura comunidad	Año	1	2026,5	0,99	0,454	
	Densidad	Prot	1	4510,9	2,17	0,047
		Año x Prot	1	1376,0	0,69	0,696
		Sitio (Año x Prot)	8	2007,7	1,44	0,028
		Residual	68	1394,3		
Estructura comunidad	Año	1	2374,2	1,40	0,222	
	Biomasa	Prot	1	5060,4	2,93	0,02
		Año x Prot	1	1892,5	1,13	0,379
		Sitio (Año x Prot)	8	1663,1	1,10	0,379
		Residual	68	1554,8		
Riqueza Específica	Año	1	0,11	0,25	0,686	
	Prot	1	0,24	0,51	0,499	
	Año x Prot	1	0,01	0,04	0,987	
	Sitio (Año x Prot)	8	0,46	3,37	0,005	
	Residual	68	0,14			
Densidad Total	Año	1	1,00	0,23	0,685	
	Prot	1	0,00	0,01	1	
	Año x Prot	1	0,99	0,23	0,692	
	Sitio (Año x Prot)	8	4,26	5,57	0,001	
	Residual	68	0,77			
Biomasa Total	Año	1	0,01	0,01	1	
	Prot	1	0,75	0,10	0,863	
	Año x Prot	1	3,39	0,40	0,596	
	Sitio (Año x Prot)	8	8,34	5,01	0,001	
	Residual	68	1,66			

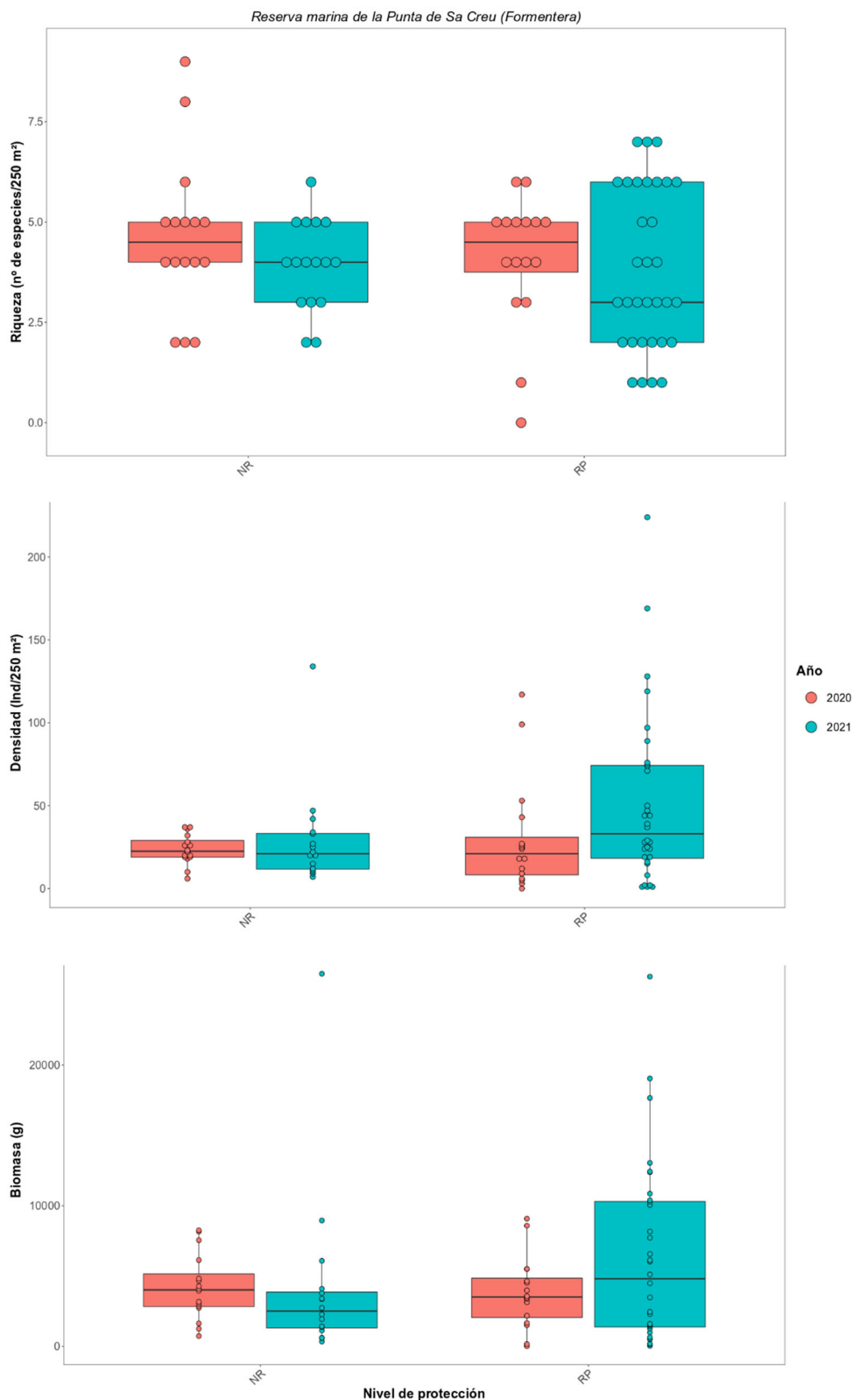


Figura 6. *Boxplots* con los valores de riqueza (nº de especies), densidad (nº de individuos) y biomasa (g) totales medios por 250 m² del poblamiento de especies vulnerables de peces, comparando la zona protegida y no protegida en los dos años de campaña [Niveles de protección.- NR: no reserva; RP: reserva parcial].

En cambio, la estructura de la comunidad en términos de densidad y biomasa para cada especie varió en función del factor protección (Tabla 4). Este mismo efecto se puede percibir en el *biplot* del análisis de ordenación por escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS) (Fig. 7), en el que los ejes de Spearman apuntan a una diferente contribución de *D. puntazzo* y *M. helena* entre las muestras de dentro y fuera de la reserva.

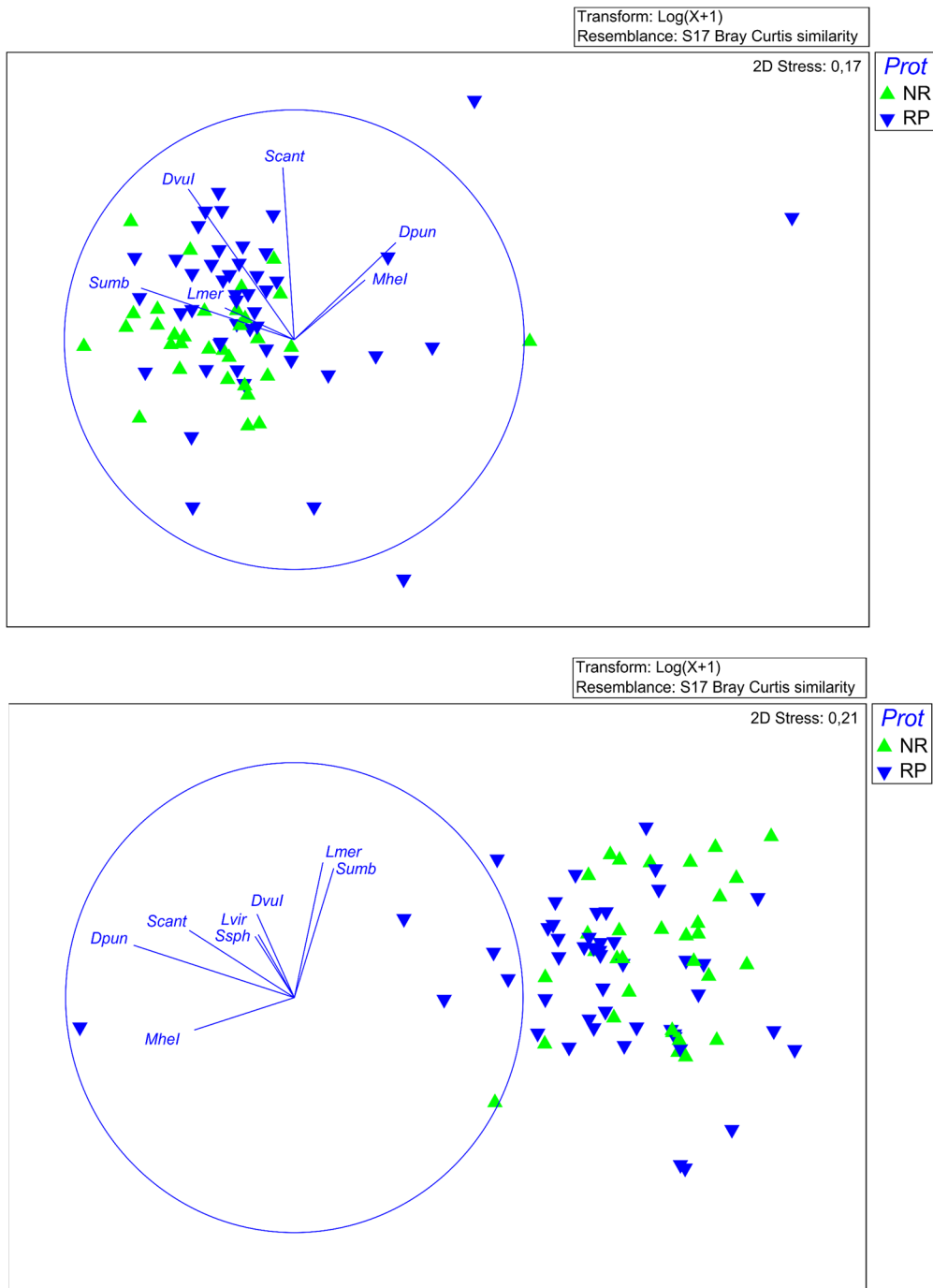


Figura 7. Ordenación (nMDS) de las réplicas en términos de densidad (arriba) y biomasa (abajo) de especies vulnerables de peces en la RM de la Punta de Sa Creu. Ejes: Spearman > 0,3.

Los análisis SIMPER muestran que las diferencias observadas en la estructura de la comunidad en términos de densidad o biomasa entre niveles de protección son de ~50%, y que a ello contribuyen en mayor medida la combinación de las especies *D. vulgaris*, *D. sargus*, *S. cantharus*, *S. umbra*, *D. puntazzo* y *L. merula*, siendo su contribución a la diferencia entre grupos (reserva/no reserva) de entre el 8% de *L. merula* y el 23% de *D. vulgaris* (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados obtenidos con el análisis de similitud (SIMPER) de datos de la estructura del poblamiento de peces entre niveles de protección en la RM de Punta de Sa Creu según el factor significativo (PERMANOVA, Tabla 3)

Variable descriptiva	Grupos	Disimilitud entre grupos	Contribución de las especies sobre la totalidad de la disimilitud (%)
Estructura - densidad	RP - NR*	50,43%	<i>D. vulgaris</i> (22,96), <i>D. sargus</i> (17,13), <i>S. cantharus</i> (10,75), <i>S. umbra</i> (9,52), <i>D. puntazzo</i> (9,48), <i>L. merula</i> (8,42)
Estructura - biomasa	RP - NR*	53,28%	<i>D. puntazzo</i> (13,89), <i>L. merula</i> (12,35), <i>D. sargus</i> (11,57), <i>S. umbra</i> (10,84), <i>S. cantharus</i> (10,15), <i>D. vulgaris</i> (10,07)

Por su parte, los análisis PERMANOVA univariantes aplicados a los valores de densidad y biomasa de las especies vulnerables más frecuentes señalan un efecto significativo de la protección para la biomasa de *D. puntazzo* y la densidad y biomasa de *M. helena*, con una ligera tendencia a una mayor abundancia dentro de la reserva marina, mientras que el efecto del año ha sido significativo para la densidad de *D. puntazzo* y la densidad y biomasa de *L. merula* (Fig. 8 y 9, Tabla 6). Además, este análisis detecta una variabilidad espacial (entre sitios dentro de cada nivel de protección y año) para la densidad y biomasa de *D. vulgaris* y *S. cantharus* (Fig. 8 y 9, Tabla 6).

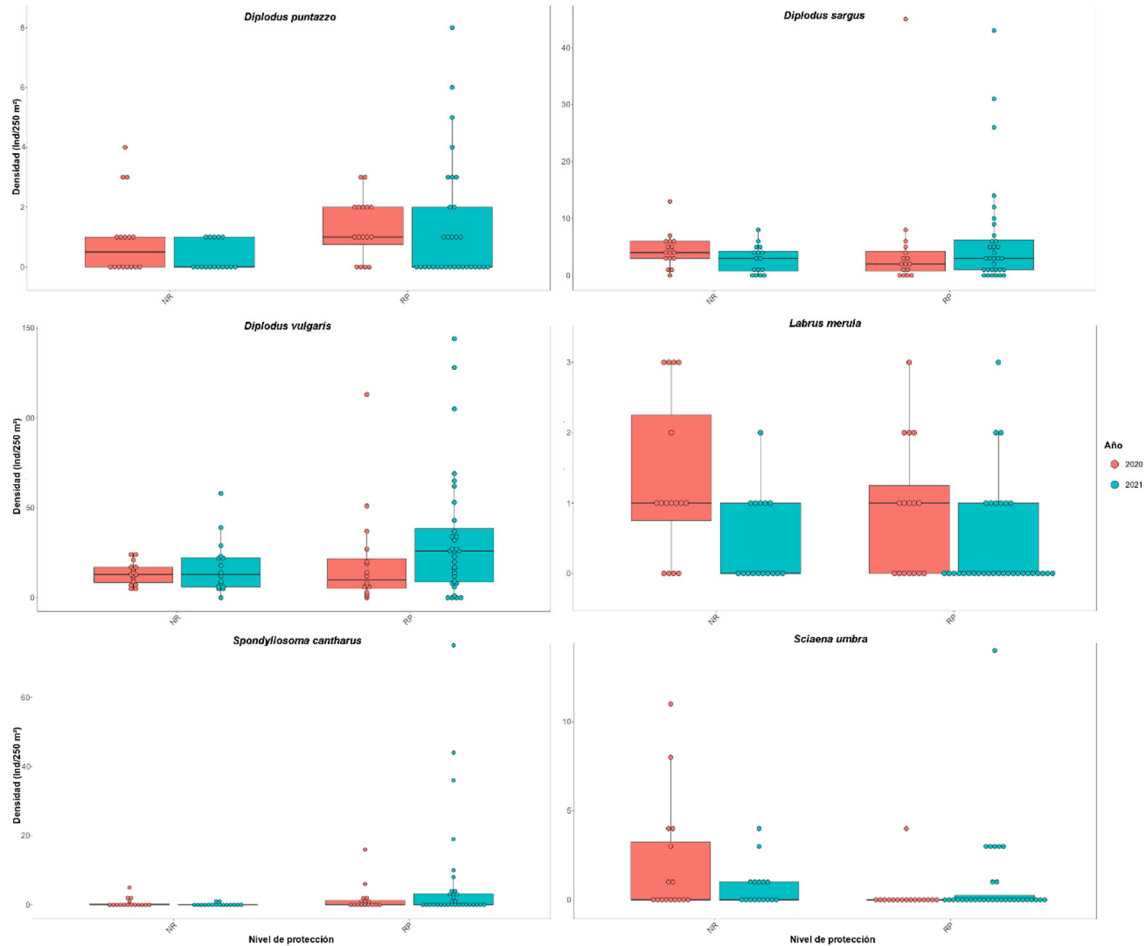


Figura 8. Boxplots con los valores de densidad (nº de individuos 250 m⁻²) de las especies más frecuentes del poblamiento de especies vulnerables de peces en la reserva de Punta de Sa Creu, comparando la zona protegida y no protegida en los dos años de campaña [Niveles de protección: NR: no reserva; RP: reserva parcial].

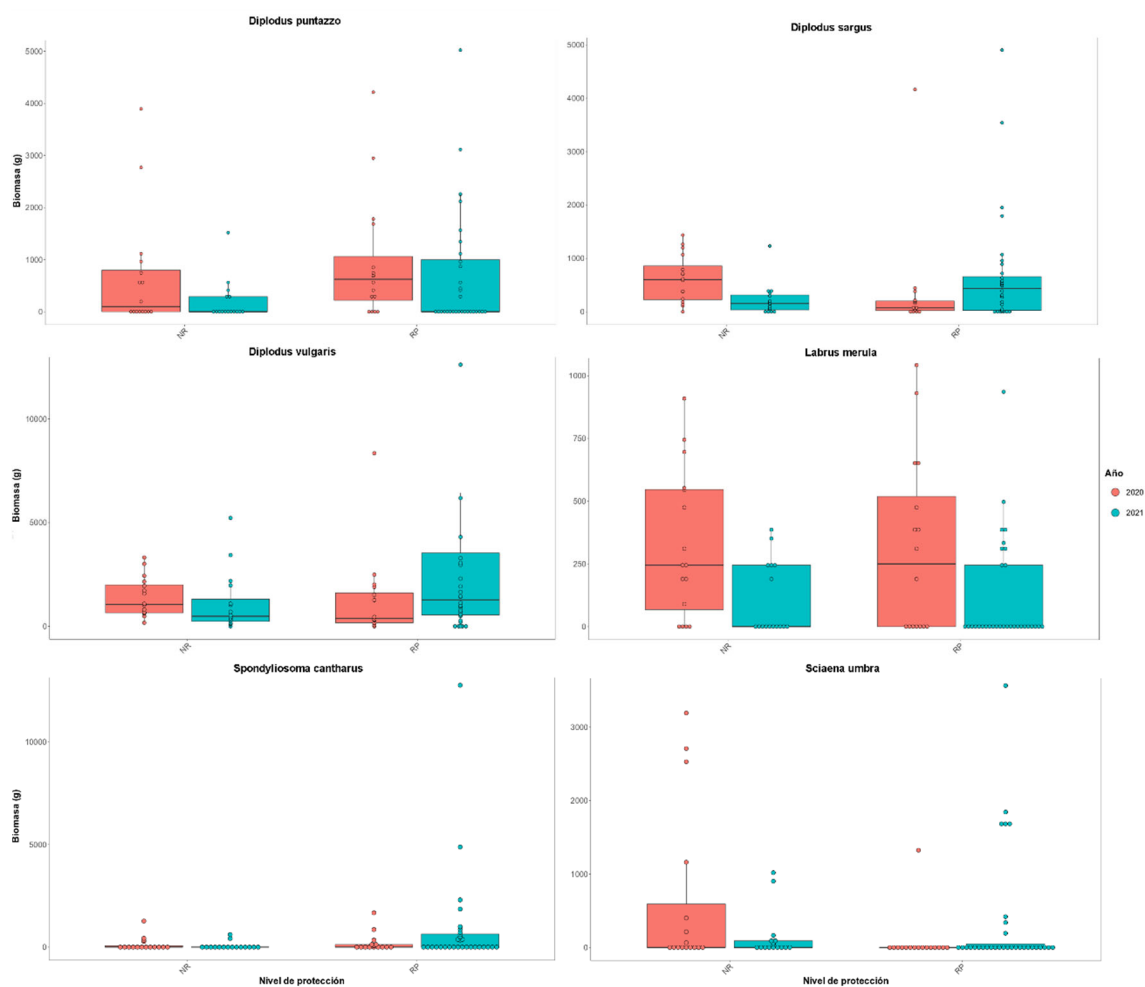


Figura 9. Boxplots con los valores de biomasa (g 250 m⁻²) de las especies más frecuentes del poblamiento de especies vulnerables de peces de la RM de Sa Creu, comparando la zona protegida y no protegida en los dos años de campaña [Niveles de protección: NR: no reserva; RP: reserva parcial].

Tabla 6. Síntesis de los resultados PERMANOVA basados en las disimilitudes de distancia Euclídea para las variables de densidad y biomasa de las especies más frecuentes (>20%) encontradas en los muestreos de vulnerables de la RM de la Punta de Sa Creu. [ns: no significativo; * $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$].

Especie	Variable	Año	Prot	AñoxProt	Sitio (AñoxProt)
<i>Diplodus puntazzo</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	*	*	ns	ns
<i>Diplodus sargus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Diplodus vulgaris</i>	Densidad	ns	ns	ns	**
	Biomasa	ns	ns	ns	**
<i>Labrus merula</i>	Densidad	*	ns	ns	ns
	Biomasa	*	ns	ns	ns
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Sciaena umbra</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Muraena helena</i>	Densidad	ns	**	ns	ns
	Biomasa	ns	**	ns	ns

3.1.2. Censos del poblamiento completo

En cada campaña de muestreo en Formentera se realizaron 3 réplicas (transectos de 25x5 m²) en cada sitio, habiendo 4 sitios protegidos y 2 no protegidos, con lo que en total se llevaron a cabo censos completos en 36 transectos.

3.1.2.1. Estructura de la comunidad de peces

Considerando todos los censos completos juntos, en la reserva marina de Punta de Sa Creu y sus zonas de control se han observado 40 especies de peces pertenecientes a 13 familias, siendo lábridos (12 especies), espáridos (10 especies) y serránidos (4 especies) las familias que más contribuyen a la riqueza específica total (Tabla 6). De ellas, 36 especies han sido censadas en la reserva marina, mientras que 32 especies lo han sido en las zonas de control. Un total de 7 especies (*Mullus surmuletus*, *Muraena helena*, *Serranus cabrilla*, *Sparus aurata*, *Symphodus cinereus*, *S. doderleini*, *Scorpaena maderensis* y *Microlipophrys nigriceps*) han sido censadas solo en la reserva marina, mientras que otras 4 especies (*Sphyraena viridensis*, *Labrus viridis*, *Scorpaena notata* y *Parablennius pilicornis*) lo han sido exclusivamente en las zonas de control.

De las 40 especies registradas, 18 obtuvieron una frecuencia de aparición superior al 20% (es decir, estuvieron presentes en al menos 1 de cada 5 transectos), entre las que destacan, por frecuencia de aparición, *Coris julis*, *Symphodus tinca*, *Diplodus vulgaris*, *Chromis chromis*, *Serranus scriba* y *Thalassoma pavo*, todas ellas con más de un 80% de frecuencia de aparición.

En términos de abundancia, el aporte de las distintas especies al total de individuos contabilizados fue desigual, dominando los como *Chromis chromis* (34,9%), seguidos de *Apogon imberbis* (9,1%), *Diplodus vulgaris* (8%) y *Oblada melanura* (6,6%), siendo las especies piscívoras menos abundantes. Dentro de la reserva marina dominaron estas mismas especies, aunque con valores ligeramente diferentes, como es natural (Fig. 10). La densidad de especies crípticas estuvo dominada por la ubicua *Tripterygion delaisi*, seguida por *Scorpaena maderensis*, *Microlipophrys nigriceps* y *Parablennius pilicornis*.

La biomasa total obtenida en el conjunto de transectos fue de 207.627,5 g, del cual un 41,2 % corresponde a sólo tres especies, *Seriola dumerili* (16,1 %), *Diplodus vulgaris* (14,5 %) y *Sarpa salpa* (10,6 %). Destaca, además, la especie *Oblada melanura*, con un 8,7% del total (Tabla 10, Fig. 11).

La biomasa media por censo del poblamiento completo ha sido de 7.148,2 g 125 m⁻², con un rango entre réplicas de 269,2 – 28.470,5 g 125 m⁻². Por término medio, en la reserva de Punta de Sa Creu la biomasa por censo ha sido en el segundo año prospectado de 4237,7 ± 840,53 (e.t.) g 125 m⁻², frente a los 11 361,4 ± 4665,39 g 125 m⁻² medidos en las zonas de control (Tabla 10). A esta mayor biomasa fuera de la reserva, achacable sobre todo a la presencia de *S. dumerili* (no observada en el interior de la reserva marina) y a la mayor abundancia y biomasa de mojarras (*D. vulgaris*) y salpas (*S. salpa*), hay que añadir que los valores observados son ligeramente inferiores en 2021 respecto al año anterior (Tabla 10).

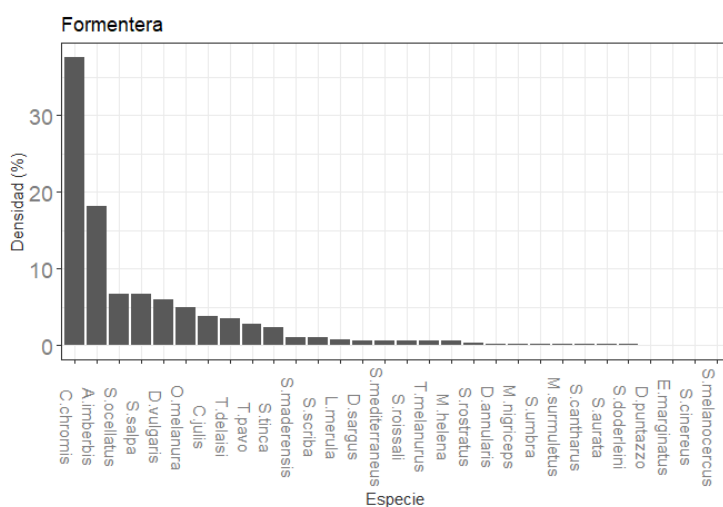


Figura 10. Proporción (%) del total de individuos aportada por cada especie encontrada en los censos de poblamiento completo la RM de Punta de Sa Creu en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

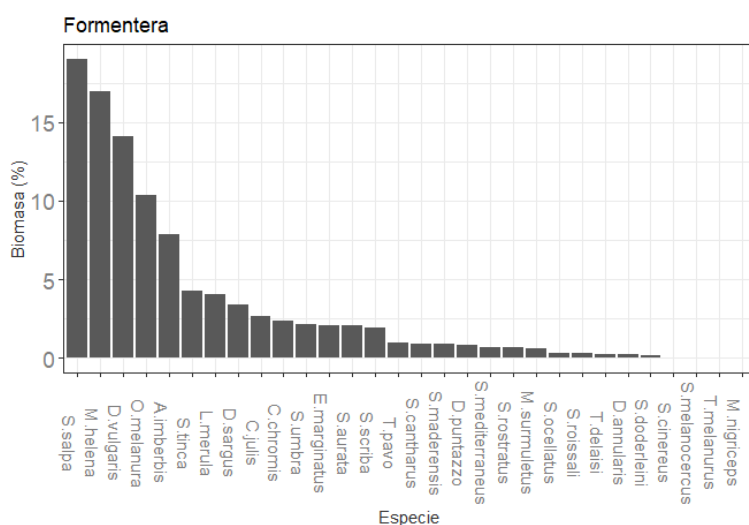


Figura 11. Proporción (%) de la biomasa total aportada por cada especie encontrada en los censos de poblamiento completo la RM de Punta de Sa Creu en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

Tabla 7. Abundancia media (\pm e.t.) (n° indiv. 125 m^{-2}) total y por especie, y riqueza media de las especies de peces observadas en los censos de poblamiento completo realizados en la reserva marina de Sa Creu y localidades no protegidas.

		2020		2021	
		Reserva	No reserva	Reserva	No reserva
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	8,5 \pm 4,23	4,8 \pm 2,18	34,9 \pm 22,70	1,2 \pm 1,20
Carangidae	<i>Seriola dumerilii</i>	0,7 \pm 0,70	4,5 \pm 2,77		3,6 \pm 3,60
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	3,1 \pm 0,30		0,3 \pm 0,26	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,3 \pm 0,13		1,1 \pm 0,83	
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	73,5 \pm 35,07	38,5 \pm 11,49	72,6 \pm 26,09	176,8 \pm 50,38
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	0,3 \pm 0,19	0,7 \pm 0,49	0,4 \pm 0,42	2,2 \pm 0,97
	<i>Epinephelus costae</i>	0,2 \pm 0,12			0,2 \pm 0,20
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,4 \pm 0,24	0,2 \pm 0,17	0,1 \pm 0,08	0,2 \pm 0,20
	<i>Serranus cabrilla</i>	0,2 \pm 0,17			
	<i>Serranus scriba</i>	2,6 \pm 0,56	2,3 \pm 0,61	1,8 \pm 0,51	6,2 \pm 3,09
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	2,2 \pm 0,46	3,5 \pm 0,85	0,4 \pm 0,19	3,0 \pm 1,10
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,1 \pm 0,09	0,2 \pm 0,17	0,1 \pm 0,08	0,6 \pm 0,60
	<i>Diplodus sargus</i>	1,8 \pm 0,51	2,2 \pm 1,25	1,3 \pm 0,46	1,8 \pm 1,56
	<i>Diplodus vulgaris</i>	20,3 \pm 11,79	3,2 \pm 0,83	11,4 \pm 3,67	25,0 \pm 10,06
	<i>Oblada melanura</i>	18,5 \pm 7,15	12,7 \pm 5,96	9,5 \pm 4,50	8,8 \pm 5,54
	<i>Sparus aurata</i>			0,2 \pm 0,11	
	<i>Spondylisoma cantharus</i>	2,3 \pm 0,99	0,2 \pm 0,17	0,3 \pm 0,26	0,4 \pm 0,24
	<i>Sarpa salpa</i>		28,0 \pm 9,54	13,0 \pm 4,91	22,4 \pm 14,24
	<i>Spicara maena</i>	4,5 \pm 2,43	22,8 \pm 10,40		
	<i>Spicara smaris</i>	39,8 \pm 28,91	3,0 \pm 3,00		
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>		0,2 \pm 0,17		
Labridae	<i>Coris julis</i>	7,9 \pm 1,87	12,7 \pm 10,68	7,2 \pm 1,80	9,0 \pm 2,12
	<i>Labrus merula</i>	1,6 \pm 0,58	0,7 \pm 0,33	1,3 \pm 0,66	0,4 \pm 0,24
	<i>Labrus viridis</i>		0,2 \pm 0,17		
	<i>Symphodus cinereus</i>	0,1 \pm 0,09		0,1 \pm 0,08	
	<i>Symphodus doderleini</i>	0,2 \pm 0,12		0,2 \pm 0,11	
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,7 \pm 0,35		1,3 \pm 0,43	1,0 \pm 0,00
	<i>Symphodus melanocercus</i>	0,6 \pm 0,27	0,7 \pm 0,21	0,1 \pm 0,08	0,4 \pm 0,24
	<i>Symphodus ocellatus</i>	4,8 \pm 1,95	0,5 \pm 0,34	13,0 \pm 8,21	7,6 \pm 5,07
	<i>Symphodus roissali</i>	0,9 \pm 0,29	0,2 \pm 0,17	1,3 \pm 0,70	0,6 \pm 0,40
	<i>Symphodus rostratus</i>	0,2 \pm 0,12		0,7 \pm 0,41	0,2 \pm 0,20
	<i>Symphodus tinca</i>	3,8 \pm 1,37	2,5 \pm 0,43	4,5 \pm 2,13	9,0 \pm 2,81
	<i>Thalassoma pavo</i>	5,9 \pm 1,49	7,7 \pm 3,79	5,3 \pm 1,37	11,0 \pm 3,32
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	0,4 \pm 0,44		2,1 \pm 0,74	
	<i>Scorpaena notata</i>		0,8 \pm 0,83		
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,4 \pm 0,44	1,0 \pm 0,82		
Bleniidae	<i>Microlipophrys nigriceps</i>			0,4 \pm 0,42	
	<i>Parablennius pilicornis</i>		0,8 \pm 0,83		
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	8,8 \pm 2,85	8,3 \pm 3,80	6,7 \pm 1,88	18,0 \pm 3,00
	<i>Tripterygion melanurus</i>		1,7 \pm 1,67	1,3 \pm 0,90	

	2020		2021	
	Reserva	No reserva	Reserva	No reserva
Abundancia total	215,0 ± 53,87	164,5 ± 18,41	192,7 ± 39,95	309,6 ± 64,66
Abundancia total sin pelágicos	97,3 ± 13,09	100,2 ± 3,52	120,1 ± 26,97	132,8 ± 28,85
Riqueza específica	13,4 ± 0,80	15,3 ± 1,15	12,3 ± 1,07	14,2 ± 0,80

Tabla 7 (cont.)

3.1.2.2. Efecto de la variabilidad temporal y la protección

Los descriptores del poblamiento (estructura de la comunidad en términos de densidad o biomasa específica, riqueza específica, o densidades y biomasa totales - incluyendo o excluyendo especies pelágicas no mostraron una influencia significativa de las variables año y nivel de protección (Tabla 8), resultando significativa únicamente la variabilidad espacial (entre sitios), aunque ha habido una clara tendencia a mayores valores de abundancia, biomasa y riqueza en las zonas de control, no protegidas (Tablas 7, 8 y 10).

Tabla 8. Resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a la estructura multivariante (en términos de densidad y biomasa) y a las variaciones de densidad, biomasa y riqueza del poblamiento completo observadas en la RM de Sa Creu.

Variable de estudio	Factores	GL	SC	Pseudo-F	P	
Estructura Poblacional	Año	1	2547,5	1,16	0,332	
	Densidad	Prot	1	2743,7	1,25	0,281
		Año x Prot	1	1752,8	0,80	0,629
		Sitio (Año x Prot)	8	2262,7	2,07	0,001
		Residual	23	1091,1		
Estructura Poblacional	Año	1	2874,3	1,33	0,238	
	Biomasa	Prot	1	3398,3	1,57	0,148
		Año x Prot	1	1773,2	0,82	0,611
		Sitio (Año x Prot)	8	2227,6	2,01	0,001
		Residual	23	1107,6		
Riqueza Específica	Año	1	0,06	0,45	0,56	
	Prot	1	0,16	1,26	0,293	
	Año x Prot	1	0,00	0,03	0,888	
	Sitio (Año x Prot)	8	0,14	5,53	0,002	
	Residual	23	0,02			

Variable de estudio	Factores	GL	SC	Pseudo-F	P
Densidad Total	Año	1	0,24	0,18	0,697
	Prot	1	0,69	0,53	0,472
	Año x Prot	1	1,03	0,79	0,396
	Sitio (Año x Prot)	8	1,37	6,42	0,001
	Residual	23	0,21		
Densidad Total	Año	1	0,77	0,47	0,506
	Prot	1	4,10	2,51	0,15
	Año x Prot	1	1,00	0,61	0,428
	Sitio (Año x Prot)	8	1,71	5,38	0,003
	Residual	23	0,32		
Densidad Total Sin Pelágicos	Año	1	0,10	0,12	0,738
	Prot	1	0,35	0,39	0,538
	Año x Prot	1	0,08	0,09	0,736
	Sitio (Año x Prot)	8	0,94	6,10	0,001
	Residual	23	0,15		
Biomasa Total Sin Pelágicos	Año	1	0,20	0,10	0,744
	Prot	1	3,52	1,76	0,196
	Año x Prot	1	1,09	0,55	0,476
	Sitio (Año x Prot)	8	2,08	4,60	0,004
	Residual	23	0,45		

Tabla 8 (cont.)

Como consecuencia de ello, en la representación visual de los datos mediante el análisis nMDS tampoco se vio una influencia clara de los factores año y nivel de protección sobre la estructura, en términos de densidad o biomasa, del poblamiento completo de peces de la RM de la Punta de Sa Creu (Fig. 12). Asimismo, las densidades y biomásas de las especies más frecuentes (>20%) encontradas en el muestreo de poblamiento de la Reserva Marina de Sa Creu tampoco se vieron afectadas por las variables año y nivel de protección (Tabla 8). Sin embargo, las biomásas de *S. mediterraneus* y *S. melanocercus* mostraron diferencias significativas respecto al factor año (Fig. 13), mientras que las densidades y biomásas de *C. chromis* (más abundante en la reserva marina), *D. annularis* y *S. salpa* (ambas más abundantes en los sitios de control) variaron significativamente respecto al factor protección (Fig. 13); finalmente, la biomasa de *S. cantharus* mostró un efecto significativo de la interacción año y nivel de protección, siendo la biomasa de esta especie en la reserva parcial mayor en 2020 pero menor en 2021 (Tabla 9). La baja frecuencia de aparición de *Seriola dumerili* (solamente observada en las zonas de control) ha impedido su análisis estadístico, aunque está clara su influencia sobre los valores de biomasa total.

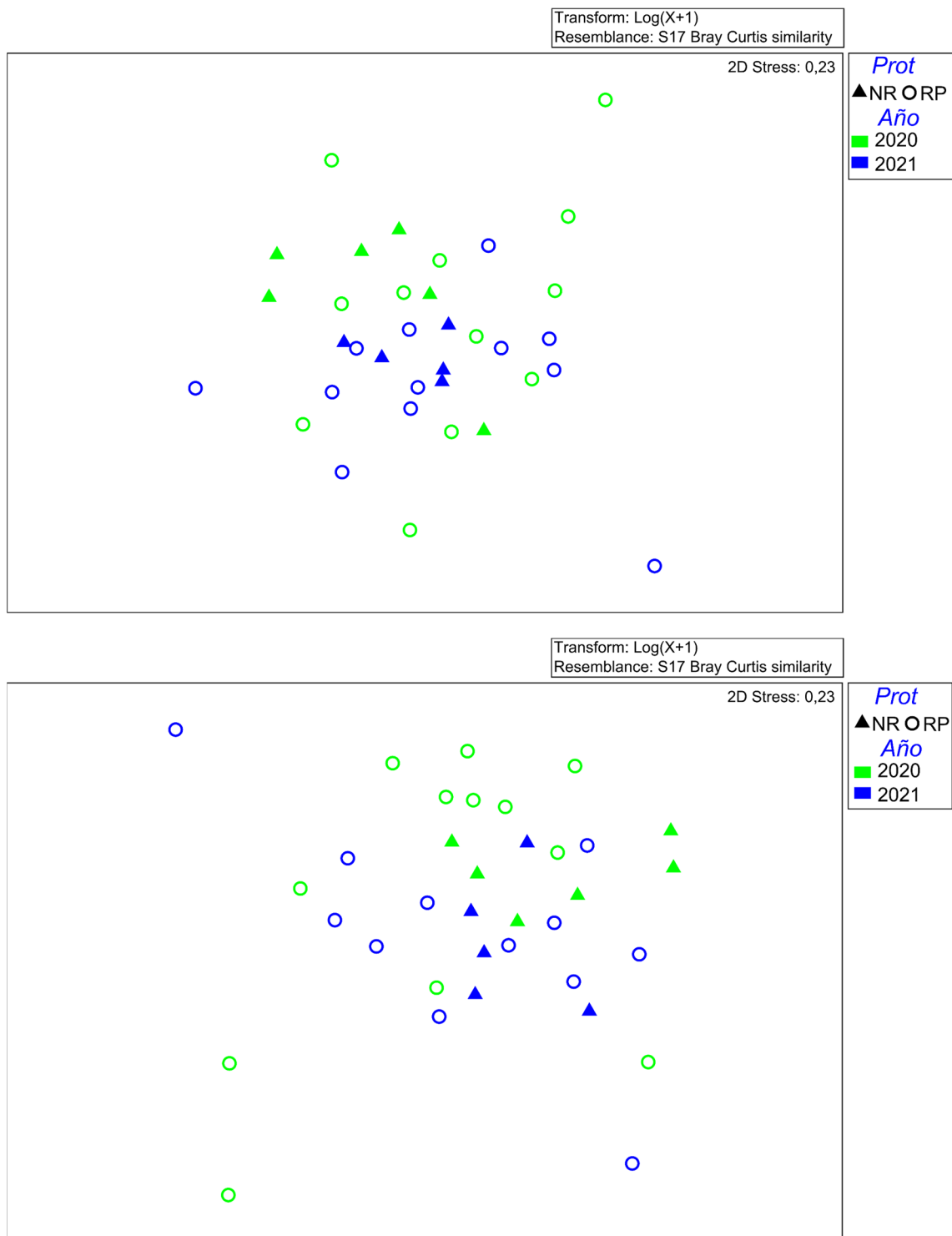


Figura 12. *Biplot* de ordenación nMDS de las réplicas en función de la densidad (nº de individuos) (arriba) y la biomasa (g) (abajo) obtenida en los censos del poblamiento completo en la reserva marina de Punta Sa Creu en las dos campañas de muestreo.

Tabla 9. Síntesis de los resultados PERMANOVA basados en las disimilitudes de distancia Euclídea para las variables de densidad y biomasa de las especies más frecuentes (>20%) encontradas en los muestreos de poblamiento completo de la RM de la Punta de Sa Creu [ns: no significativo; * $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; *** $P \leq 0.001$].

Especie	Variable	Año	Prot	AñoxProt	Sitio (AñoxProt)
<i>Apogon imberbis</i>	Densidad	ns	ns	ns	***
	Biomasa	ns	ns	ns	***
<i>Chromis chromis</i>	Densidad	ns	*	ns	ns
	Biomasa	ns	*	ns	ns
<i>Coris julis</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Diplodus annularis</i>	Densidad	ns	*	ns	ns
	Biomasa	ns	*	ns	*
<i>Diplodus sargus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Diplodus vulgaris</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Labrus merula</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Oblada melanura</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	*	ns
<i>Symphodus mediterraneus</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	*	ns	ns	**
<i>Symphodus melanocercus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	*	ns	ns	ns
<i>Symphodus ocellatus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Symphodus roissali</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns

Especie	Variable	Sitio			
		Año	Prot	AñoxProt	(AñoxProt)
<i>Sarpa salpa</i>	Densidad	ns	*	ns	*
	Biomasa	ns	*	ns	**
<i>Serranus scriba</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Symphodus tinca</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Trypterigion delaisi</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Thalassoma pavo</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	*

Tabla 9 (cont.)

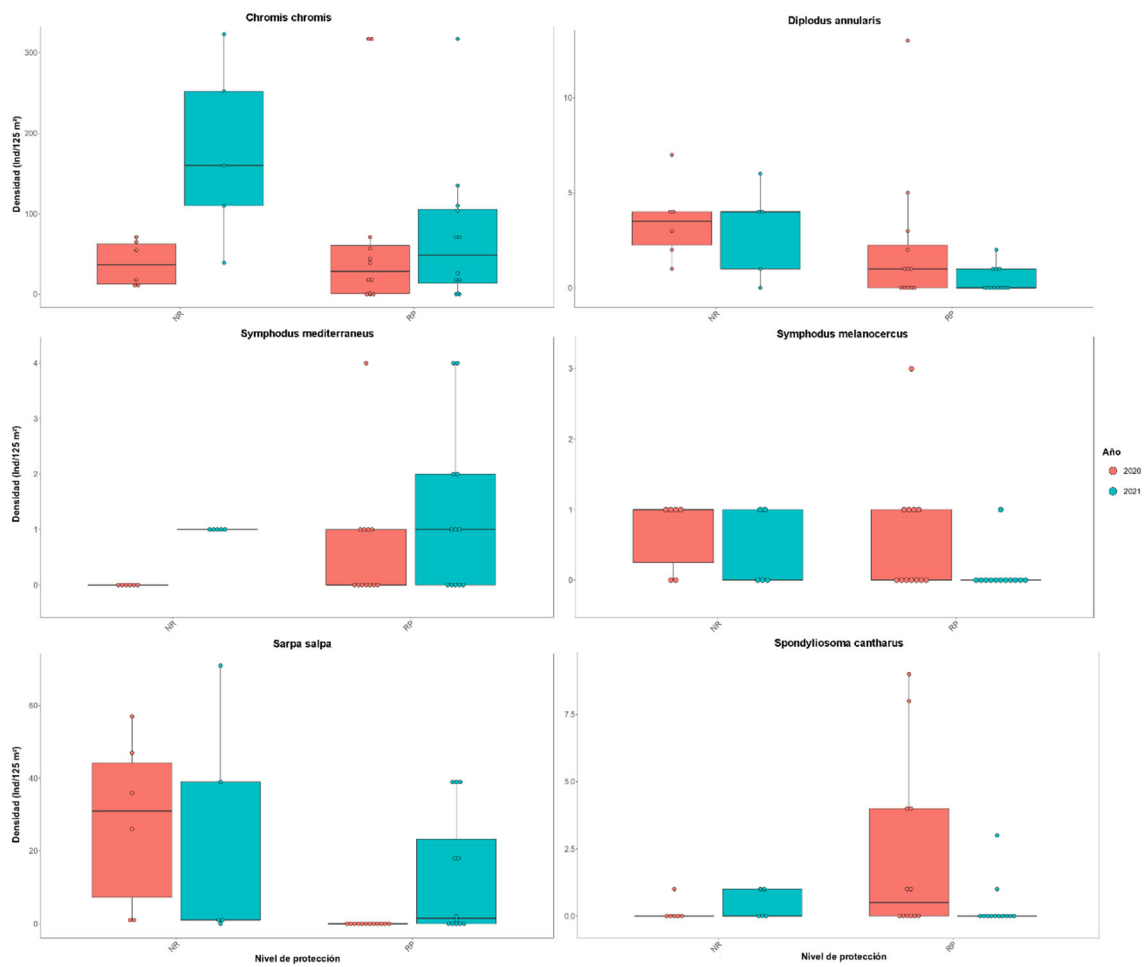


Figura 13. Boxplots con los valores de densidad (nº de individuos 125 m⁻²) de las especies del poblamiento completo de peces en la RM de Sa Creu que muestran el efecto significativo de algún factor, comparando la zona protegida y no protegida en los dos años de campaña [Niveles de protección: NR: no reserva; RP: reserva parcial].

Tabla 10. Biomasa media (\pm e.t.) (g 125 m⁻²) total y por especie de las especies de peces observadas en los censos de poblamiento completo realizados en la reserva marina de Sa Creu y localidades no protegidas.

		2020		2021	
		Reserva	No reserva	Reserva	No reserva
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	46,1 \pm 24,58	39,1 \pm 17,72	334,8 \pm 211,94	3,9 \pm 3,92
Carangidae	<i>Seriola dumerilii</i>	289,2 \pm 302,10	3139,2 \pm 1964,61		2948,2 \pm 2948,15
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	319,4 \pm 27,99		24,6 \pm 18,89	
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	185,2 \pm 104,93		718,9 \pm 589,35	
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	226,4 \pm 129,95	109,4 \pm 35,52	100,4 \pm 29,23	569,9 \pm 221,90
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	44,4 \pm 43,70	151,9 \pm 107,17	88,9 \pm 88,85	492,8 \pm 315,30
	<i>Epinephelus costae</i>	157,0 \pm 124,79			7,8 \pm 7,82
	<i>Epinephelus marginatus</i>	422,2 \pm 286,52	174,8 \pm 174,82	87,4 \pm 87,41	209,8 \pm 209,78
	<i>Serranus cabrilla</i>	3,1 \pm 3,26			
	<i>Serranus scriba</i>	170,1 \pm 44,20	274,7 \pm 129,68	80,4 \pm 28,62	610,3 \pm 449,56
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i>	66,8 \pm 10,50	135,3 \pm 29,26	10,1 \pm 5,56	64,0 \pm 25,95
	<i>Diplodus puntazzo</i>	187,7 \pm 196,02	93,6 \pm 93,59	34,3 \pm 34,28	336,9 \pm 336,93
	<i>Diplodus sargus</i>	210,0 \pm 73,60	337,9 \pm 184,64	142,2 \pm 55,36	158,7 \pm 154,91
	<i>Diplodus vulgaris</i>	1191,3 \pm 797,09	314,3 \pm 97,52	599,3 \pm 298,97	1894,7 \pm 965,24
	<i>Oblada melanura</i>	829,0 \pm 357,50	333,1 \pm 188,66	439,1 \pm 185,33	787,6 \pm 525,00
	<i>Sparus aurata</i>			86,7 \pm 76,58	
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	262,6 \pm 115,12	10,7 \pm 10,66	38,8 \pm 31,43	211,8 \pm 196,25
	<i>Sarpa salpa</i>		2482,8 \pm 952,09	806,7 \pm 295,54	2008,4 \pm 1191,69
	<i>Spicara maena</i>	193,5 \pm 107,32	847,4 \pm 379,67		
	<i>Spicara smaris</i>	280,0 \pm 185,43	26,6 \pm 26,61		
Sphyraenidae	<i>Sphyraena sp.</i>		45,2 \pm 45,17		
Labridae	<i>Coris julis</i>	119,9 \pm 44,51	46,4 \pm 13,09	110,9 \pm 48,15	175,8 \pm 45,33
	<i>Labrus merula</i>	741,5 \pm 298,91	159,2 \pm 86,12	172,9 \pm 95,45	50,0 \pm 31,21
	<i>Labrus viridis</i>		140,1 \pm 140,11		
	<i>Symphodus cinereus</i>	1,1 \pm 1,19		1,1 \pm 1,14	
	<i>Symphodus doderleini</i>	0,3 \pm 0,21		6,7 \pm 4,75	
	<i>Symphodus mediterraneus</i>	1,5 \pm 0,75		28,6 \pm 13,43	6,4 \pm 0,85
	<i>Symphodus melanocercus</i>	4,7 \pm 2,16	17,8 \pm 8,78	0,9 \pm 0,93	0,7 \pm 0,52
	<i>Symphodus ocellatus</i>	2,8 \pm 1,05	24,0 \pm 16,27	13,8 \pm 4,43	8,0 \pm 5,88
	<i>Symphodus roissali</i>	14,2 \pm 3,05	1,2 \pm 1,18	12,5 \pm 6,17	4,4 \pm 3,71
	<i>Symphodus rostratus</i>	2,2 \pm 1,58		26,9 \pm 24,82	1,3 \pm 1,33
	<i>Symphodus tinca</i>	392,2 \pm 167,64	337,0 \pm 136,97	181,5 \pm 53,11	672,6 \pm 237,25
	<i>Thalassoma pavo</i>	26,9 \pm 20,79	21,0 \pm 12,42	41,1 \pm 17,57	126,7 \pm 59,41
Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	4,0 \pm 4,22		36,7 \pm 15,27	
	<i>Scorpaena notata</i>		61,1 \pm 61,07		
	<i>Scorpaena scrofa</i>	561,4 \pm 586,38	480,5 \pm 356,33		
Bleniidae	<i>Micropophrys nigriceps</i>			0,2 \pm 0,20	
	<i>Parablennius pilicornis</i>		2,9 \pm 2,91		
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	13,5 \pm 4,61	7,1 \pm 3,04	10,5 \pm 4,35	10,6 \pm 2,51
	<i>Tripterygion melanurus</i>		0,3 \pm 0,27	0,8 \pm 0,73	

	2020		2021	
	Reserva	No reserva	Reserva	No reserva
Biomasa total	6970,2 ± 1204,84	9814,3 ± 1830,27	4237,7 ± 840,53	11361,4 ± 4665,39
Biomasa total sin pelágicos	6270,3 ± 1295,80	8830,9 ± 2029,62	4137,3 ± 836,56	10791,5 ± 4600,61

Tabla 10 (cont.)

3.2. Reserva marina de Tagomago

3.2.1. Censos de especies vulnerables

Recordamos aquí el hecho de que solamente se cuenta con réplicas profundas en la reserva integral y en las dos localidades externas profundas (Cap Nunó y Margalides). Además, tal y como ocurrió en el caso de Punta de Sa Creu, los problemas logísticos ligados al mal tiempo durante la primera campaña (noviembre-diciembre de 2020) impidieron completar el plan de muestreo previsto, con lo que se quedaron sin hacer las réplicas profundas correspondientes al segundo día tanto en la reserva integral como en las localidades de control del estrato profundo, así como un par de réplicas (debido a problemas técnicos) en las estaciones someras. Con ello, se cuenta con un total de 142 réplicas en vez de las 160 planeadas inicialmente.

3.2.1.1. Estructura de la comunidad de peces vulnerables

Los censos de especies vulnerables en la reserva marina de Tagomago y áreas de control han arrojado un total de 19 especies de peces pertenecientes a 10 familias (Tablas 11 y 12), siendo espáridos (6 especies), serránidos (3 especies) y lábridos (2 especies) las familias que más contribuyen a la riqueza específica total. Dieciséis de las 19 especies fueron observadas en la reserva marina (en alguno de los niveles de protección, o en los dos), mientras que la totalidad de las especies fueron observadas en los sitios no protegidos, con lo que tres especies (*Pomadasys incisus*, *Sparus aurata* y *Scorpaena porcus*) fueron exclusivas de tales lugares situados fuera de la reserva marina. Además, precisamente esas tres especies fueron censadas únicamente en el estrato superficial, no apareciendo en el profundo en ninguno de los sitios muestreados.

Tabla 11. Abundancia media (\pm e.t.) y total (n° indiv. 250 m^{-2}), y riqueza específica de las especies vulnerables observadas en los censos en las dos franjas de profundidad (somera y profunda) de la reserva marina de Tagomago (reserva integral - RI y reserva parcial - RP) y de la zona no protegida (NR) en los dos años de campaña del presente estudio.

		Estrato somero						Estrato profundo					
		2020			2021			2020			2021		
		RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	NR	RI	NR		
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		3,0 \pm 1,88	0,2 \pm 0,19	1,8 \pm 1,20	2,5 \pm 1,51	1,3 \pm 0,69		1,1 \pm 0,99	3,6 \pm 1,47	0,2 \pm 0,19		
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	7,8 \pm 5,86	3,9 \pm 2,62		4,5 \pm 4,43		5,6 \pm 4,50	0,1 \pm 0,13	9,4 \pm 8,81	0,5 \pm 0,50	0,6 \pm 0,50		
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,3 \pm 0,11			0,1 \pm 0,09	0,4 \pm 0,16			0,4 \pm 0,18	0,3 \pm 0,19	0,3 \pm 0,15		
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>							0,1 \pm 0,13	0,1 \pm 0,13	0,0 \pm 0,00			
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	0,4 \pm 0,26	0,1 \pm 0,06	2,0 \pm 0,83	0,1 \pm 0,06	1,4 \pm 0,72	0,8 \pm 0,30	0,5 \pm 0,38	0,1 \pm 0,13	5,8 \pm 4,49			
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>			0,1 \pm 0,06									
Serranidae	<i>Epinephelus costae</i>	0,9 \pm 0,37		0,1 \pm 0,09	0,4 \pm 0,20	0,1 \pm 0,07	0,2 \pm 0,14	1,8 \pm 0,65		0,8 \pm 0,28			
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1 \pm 0,06	0,3 \pm 0,14	0,1 \pm 0,09	0,3 \pm 0,11	0,3 \pm 0,13	0,1 \pm 0,09	0,3 \pm 0,16		0,1 \pm 0,09	0,5 \pm 0,50		
	<i>Mycteroperca rubra</i>	0,6 \pm 0,30			0,1 \pm 0,06	0,1 \pm 0,07	0,1 \pm 0,09	0,1 \pm 0,13		0,3 \pm 0,19			
Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	0,1 \pm 0,06			0,1 \pm 0,06			0,1 \pm 0,13		0,1 \pm 0,06			
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,8 \pm 0,27	0,4 \pm 0,27	0,9 \pm 0,32	0,1 \pm 0,09	1,1 \pm 0,81	0,3 \pm 0,12	0,6 \pm 0,32	0,8 \pm 0,49	0,4 \pm 0,15	0,1 \pm 0,06		
	<i>Diplodus sargus</i>	3,1 \pm 1,30	3,2 \pm 1,12	4,4 \pm 0,76	2,6 \pm 0,86	5,5 \pm 2,42	2,8 \pm 0,62	1,3 \pm 0,53	4,5 \pm 1,18	2,9 \pm 1,33	4,6 \pm 1,61		
	<i>Diplodus vulgaris</i>	17,1 \pm 5,53	12,1 \pm 2,81	13,4 \pm 1,54	42,1 \pm 24,53	20,3 \pm 5,38	17,3 \pm 3,76	21,4 \pm 8,39	10,4 \pm 4,43	34,3 \pm 14,46	18,8 \pm 5,73		
	<i>Sparus aurata</i>			0,1 \pm 0,06									
	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	1,3 \pm 0,62	0,1 \pm 0,06	0,6 \pm 0,34	1,4 \pm 0,68	0,2 \pm 0,14	0,1 \pm 0,09	3,3 \pm 1,90	10,3 \pm 7,28	0,1 \pm 0,06	2,4 \pm 0,99		
Labridae	<i>Labrus merula</i>	1,1 \pm 0,20	1,9 \pm 0,20	1,3 \pm 0,28	0,6 \pm 0,33	1,3 \pm 0,27	0,4 \pm 0,16	1,4 \pm 0,38	0,4 \pm 0,18	0,4 \pm 0,20	0,1 \pm 0,06		
	<i>Labrus viridis</i>	0,1 \pm 0,13	0,3 \pm 0,11	0,3 \pm 0,14	0,1 \pm 0,06	0,8 \pm 0,60	0,3 \pm 0,14	0,1 \pm 0,13		0,1 \pm 0,09			
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>			0,1 \pm 0,06									
	<i>Scorpaena scrofa</i>	0,1 \pm 0,09	0,1 \pm 0,09	0,1 \pm 0,06	0,1 \pm 0,06		0,1 \pm 0,06		0,3 \pm 0,25	0,1 \pm 0,06			
	Abundancia total	33,7 \pm 10,08	25,2 \pm 5,61	23,7 \pm 2,25	54,2 \pm 24,90	33,9 \pm 6,83	29,3 \pm 7,59	31,0 \pm 9,01	37,6 \pm 10,86	49,6 \pm 18,22	27,4 \pm 5,42		
	Riqueza específica	4,7 \pm 0,49	3,9 \pm 0,37	4,6 \pm 0,48	3,4 \pm 0,45	4,4 \pm 0,43	3,9 \pm 0,28	5,1 \pm 0,58	4,6 \pm 0,63	3,8 \pm 0,57	2,6 \pm 0,20		

Tabla 12. Biomasa media (\pm e.t.) y total ($\text{g } 250\text{m}^{-2}$) de las especies vulnerables observadas en los censos en las dos franjas de profundidad (somera y profunda) de la reserva marina de Tagomago (reserva integral - RI y reserva parcial - RP) y en la zona no protegida (NR) en los dos años de campaña del presente estudio.

		Estrato somero						Estrato profundo			
		2020			2021			2020		2021	
		RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	NR	RI	NR
Carangidae	<i>Seriola dumerili</i>		1278,5 \pm 789,8	77,4 \pm 77,4	1492,2 \pm 835,6	1565,7 \pm 950,0	514,5 \pm 307,7		560,7 \pm 511,1	3119,1 \pm 1341,8	153,5 \pm 153,5
Sphyraenidae	<i>Sphyraena viridensis</i>	6030,4 \pm 4673,2	1806,5 \pm 1440,6		1006,5 \pm 990,1		1507,4 \pm 1220,8	37,1 \pm 37,1	3860,5 \pm 3647,6	135,5 \pm 135,5	321,6 \pm 295,2
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	363,2 \pm 201,2			31,5 \pm 25,3	342,8 \pm 165,4			292,2 \pm 148,0	148,4 \pm 112,3	238,4 \pm 158,5
Phycidae	<i>Phycis phycis</i>							96,8 \pm 96,8	96,8 \pm 96,8		
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	306,3 \pm 208,7	1,8 \pm 1,8	641,9 \pm 280,6	21,2 \pm 21,2	294,9 \pm 153,2	148,5 \pm 80,4	298,1 \pm 197,8	20,5 \pm 20,5	1852,6 \pm 1506,2	
Haemulidae	<i>Pomadasys incisus</i>			19,2 \pm 19,2							
Serranidae	<i>Epinephelus costae</i>	1588,6 \pm 648,4		9,6 \pm 6,7	876,7 \pm 413,1	11,9 \pm 11,9	108,4 \pm 83,8	3860,2 \pm 1665,7		1250,0 \pm 428,4	
	<i>Epinephelus marginatus</i>	94,9 \pm 94,9	306,7 \pm 238,0	134,2 \pm 100,3	195,0 \pm 92,1	167,9 \pm 109,8	69,0 \pm 56,5	529,9 \pm 386,1		121,4 \pm 83,2	171,2 \pm 171,2
Sparidae	<i>Mycteroperca rubra</i>	1834,8 \pm 969,0			169,6 \pm 169,6	311,0 \pm 311,0	124,6 \pm 92,7	339,3 \pm 339,3		559,1 \pm 474,0	
	<i>Dentex dentex</i>	39,8 \pm 39,8			6,6 \pm 6,6			245,1 \pm 245,1		22,8 \pm 22,8	
	<i>Diplodus puntazzo</i>	390,1 \pm 167,6	311,0 \pm 207,2	675,3 \pm 280,9	43,9 \pm 30,5	351,1 \pm 194,6	192,0 \pm 99,3	302,4 \pm 150,1	733,9 \pm 580,5	225,0 \pm 91,7	76,2 \pm 76,2
	<i>Diplodus sargus</i>	371,0 \pm 151,8	249,3 \pm 97,2	612,6 \pm 111,5	271,3 \pm 92,9	315,8 \pm 127,3	222,8 \pm 75,7	94,5 \pm 49,3	475,8 \pm 134,6	421,4 \pm 209,0	377,8 \pm 153,4
	<i>Diplodus vulgaris</i>	1190,0 \pm 381,5	645,0 \pm 168,1	1395,7 \pm 237,7	2388,8 \pm 1184,4	1042,9 \pm 296,7	1124,8 \pm 360,1	1302,0 \pm 483,8	700,8 \pm 321,9	2925,8 \pm 1763,4	1127,5 \pm 359,5
	<i>Sparus aurata</i>			35,6 \pm 35,6							
Labridae	<i>Spondylisoma cantharus</i>	136,7 \pm 61,0	4,0 \pm 4,0	144,2 \pm 83,0	156,5 \pm 84,7	16,4 \pm 11,6	64,5 \pm 44,9	249,7 \pm 149,4	645,2 \pm 281,3	62,2 \pm 62,2	256,7 \pm 128,1
	<i>Labrus merula</i>	529,3 \pm 115,6	879,7 \pm 137,1	324,6 \pm 73,8	163,0 \pm 85,2	306,7 \pm 81,7	103,9 \pm 36,3	458,8 \pm 191,3	85,0 \pm 41,9	120,1 \pm 53,0	15,3 \pm 15,3
	<i>Labrus viridis</i>	58,2 \pm 58,2	95,2 \pm 57,1	99,6 \pm 60,8	5,6 \pm 5,6	65,2 \pm 45,2	34,7 \pm 23,5	33,3 \pm 33,3		37,4 \pm 25,8	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>			9,7 \pm 9,7							
	<i>Scorpaena scrofa</i>	92,9 \pm 66,7	40,4 \pm 27,7	16,2 \pm 16,2	27,0 \pm 27,0		60,5 \pm 60,5		109,3 \pm 109,3	27,0 \pm 27,0	
	Biomasa total	13026,3 \pm 5021,4	5618,1 \pm 2327,9	4195,9 \pm 582,5	6855,3 \pm 2074,3	4792,2 \pm 1266,2	4275,7 \pm 1583,1	7847,0 \pm 2585,5	7580,8 \pm 4092,9	##### \pm 3404,2	2738,3 \pm 487,2

De las especies encontradas, tan solo 7 obtuvieron una frecuencia de aparición superior al 20%, donde destacaron, por este orden, *Diplodus vulgaris* (88,0 %), *Diplodus sargus* (64,1 %) y *Labrus merula* (52,8 %). Solo tres de las especies observadas alcanzaron una densidad superior al 5% del total: *Diplodus vulgaris* (61,0%), *D. sargus* (9,8%) y *Sphyraena viridensis* (7,9%), valor que pasa a ser de 70,3% en el caso de *D. vulgaris* si se consideran únicamente los censos realizados dentro de la reserva marina (Fig. 14).

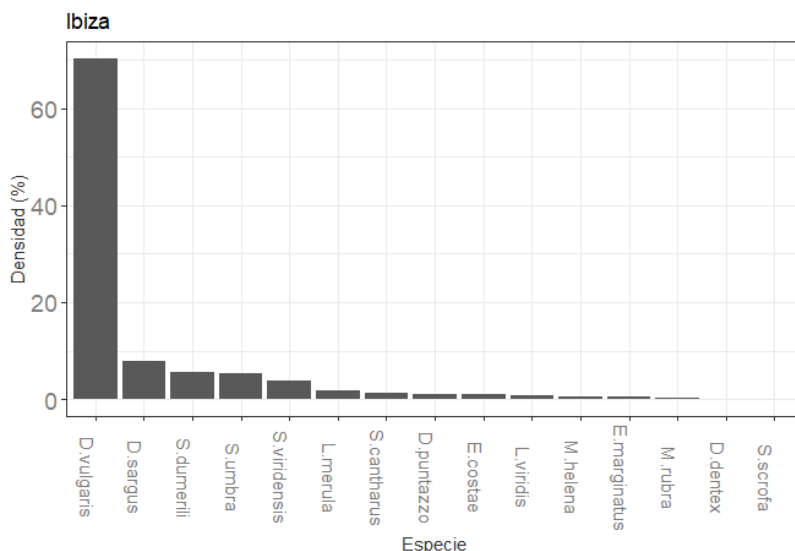


Figura 14. Proporción (%) del total de individuos aportada por cada especie encontrada en los censos de especies vulnerables la RM de Tagomago en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

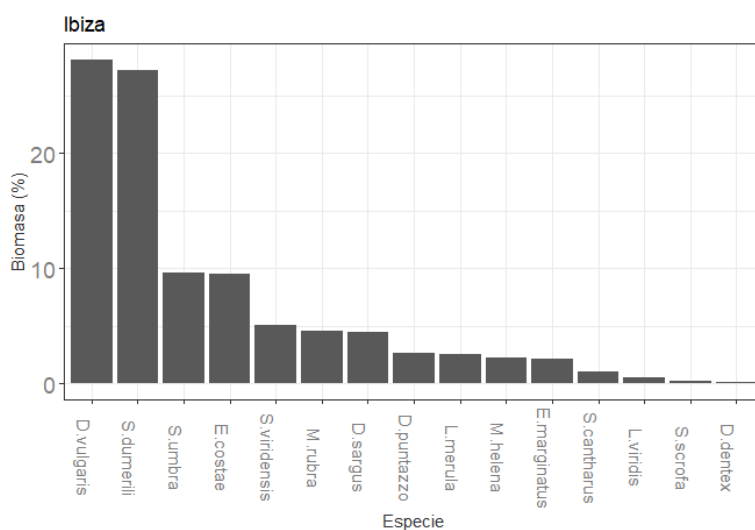


Figura 15. Proporción (%) de la biomasa total aportada por cada especie encontrada en los censos de especies vulnerables la RM de Tagomago en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

En cuanto a la biomasa total, un 20,6% corresponde a *Sphyraena viridensis*, un 20,4% a *Diplodus vulgaris*, y un 15,2% a *Seriola dumerili* considerando todos los censos juntos, siendo estos porcentajes de 5,1, 28,1 y 27,1%, respectivamente, si nos ceñimos a los datos obtenidos dentro de la reserva marina (Fig. 15). En el grupo de los grandes serránidos (subfamilia Epinephelinae) destacó *Epinephelus costae* (9,5%), por delante de *Mycteroperca rubra* (5,8%) y *Epinephelus marginatus* (2,6%).

Las especies más frecuentes y dominantes (*Diplodus vulgaris*, *Diplodus sargus*, *Sphyraena sphyraena*, *Seriola dumerili*, *Spondyliosoma cantharus*, *Sciaena umbra* y *Labrus merula*) mostraron la siguiente distribución de frecuencias de talla (donde la línea discontinua indica la talla mínima legal de captura de las especies incluidas en el Real Decreto 560/1995 de 7 de abril, para el caladero mediterráneo) (Fig. 16).

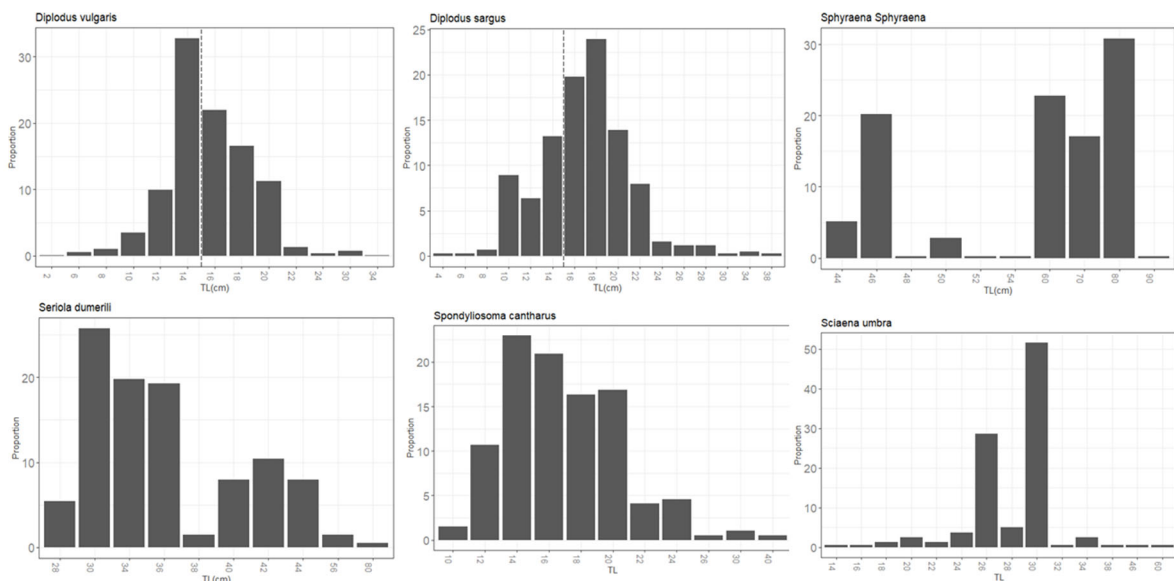


Figura 16. Distribución de frecuencias de talla (longitud total, TL, en cm) para las especies vulnerables más frecuentes y abundantes observadas en los muestreos en la RM de Tagomago y zonas de control sobre la talla mínima legal de captura según el Real Decreto 560/1995 de 7 de abril para el caladero mediterráneo (indicada con una línea discontinua).

En el segundo año, la biomasa media por censo de especies vulnerables fue, en el estrato somero, de $6855,3 \pm 2074,3$ g 250 m^{-2} en la reserva integral y $4792,2 \pm 1266,2$ g 250 m^{-2} en la parcial, frente a $4275,7 \pm 1583,1$ g 250 m^{-2} en el área no protegida (Tabla 12); por su parte, los valores observados en la campaña de 2021 en el estrato profundo fueron $11\ 027,8 \pm 3404,2$ g 250 m^{-2} en la reserva integral y $2738,3 \pm 487,2$ g 250 m^{-2} en las zonas de control, no protegidas.

3.2.1.2. Efecto de la variabilidad temporal y la protección

A pesar de las diferencias observadas de abundancia y biomasa entre la zona protegida y las de control (mayores valores en la reserva, sobre todo en el estrato profundo), los análisis PERMANOVA aplicados a los valores de densidad y biomasa total del poblamiento de especies vulnerables en la reserva marina de Tagomago y áreas no protegidas tomadas como control no mostraron una influencia significativa de ninguno de los factores considerados; es más, al resultar la influencia de la profundidad y sus interacciones no significativa y con un p-valor muy alto ($>0,25$), se eliminó ese factor del análisis, no resultando aun así significativo ninguno de los factores restantes (Tabla 13).

Por otra parte, la riqueza específica media, así como los análisis multivariantes (en términos tanto de densidad como de abundancia) sí que rindieron algunos resultados significativos (Tabla 13). La riqueza media fue significativamente mayor en 2020 que en 2021. Además, la interacción significativa entre niveles de protección y franjas de profundidad resulta de una mayor riqueza en la reserva integral respecto a los controles en el rango profundo, mientras que en el rango superficial no se da tal diferencia.

Por su parte, tal y como nos muestran los *biplots* de ordenación nMDS (Fig. 17), la estructura del poblamiento (tanto para densidad como para biomasa) también varió significativamente entre años y con la interacción Protección x Profundidad, añadiéndose la influencia del factor espacial Sitio en el caso de la estructura en términos de densidad (Tabla 13). Esto es así porque la estructura de densidades y biomasa del poblamiento de especies vulnerables en el rango de profundidad mayor fue significativamente distinta entre la reserva integral y los controles; por otra parte, hubo diferencias en las comunidades observadas tanto en términos de densidad como de biomasa entre el rango profundo y el superficial en los controles. En el rango somero, sin embargo, la estructura de las comunidades en términos de densidad y biomasa de la reserva integral, parcial y los controles fueron similares.

Tabla 13. Resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a la estructura multivariante (en términos de densidad y biomasa) y a las variaciones de densidad, biomasa y riqueza del poblamiento de especies vulnerables en su conjunto en la RM de Tagomago.

Variables de estudio	Factores	GL	SC	Pseudo-F	P
Estructura poblacional	Año	1	22,42	3,10	0,03
Densidad	Prot	2	23,27	3,07	0,008
	Prof	1	19,59	2,70	0,042
	Año x Prot	2	11,55	1,52	0,212
	Año x Prof	1	-0,04	-0,06	0,94
	Prot x Prof	1	30,83	4,24	0,008
	Año x Prot x Prof	1	4,66	0,64	0,653
	Sitio (Año x Prot x Prof)	10	7,59	1,70	0,013
	Residual	123	4,48		
Estructura poblacional	Año	1	21,52	3,17	0,028
Biomasa	Prot	2	22,50	3,17	0,009
	Prof	1	19,46	2,85	0,047
	Año x Prot	2	11,70	1,64	0,186
	Año x Prof	1	-0,17	-0,03	0,929
	Prot x Prof	1	29,53	4,33	0,004
	Año x Prot x Prof	1	4,70	0,70	0,617
	Sitio (Año x Prot x Prof)	10	7,11	1,66	0,015
	Residual	123	4,30		
Riqueza Específica	Año	1	0,87	9,10	0,005
	Prot	2	0,02	0,26	0,779
	Prof	1	0,02	0,17	0,661
	Año x Prot	2	0,18	1,98	0,199
	Año x Prof	1	0,23	2,42	0,172
	Prot x Prof	1	0,46	4,86	0,037
	Año x Prot x Prof	1	0,13	1,36	0,277
	Sitio (Año x Prot x Prof)	10	0,09	0,64	0,754
Residual	123	0,14			
Densidad Total	Año	1	0,43	0,17	0,677
	Prot	2	0,13	0,05	0,956
	Año x Prot	2	0,50	0,19	0,809
	Sitio (Año x Prot)	6	2,66	2,78	0,018
	Residual	131	0,96		
Biomasa Total	Año	1	4,86	1,51	0,247
	Prot	2	2,27	0,70	0,508
	Año x Prot	2	0,53	0,16	0,85
	Si (Año x Prot)	6	3,29	1,41	0,219
	Residual	131	2,34		

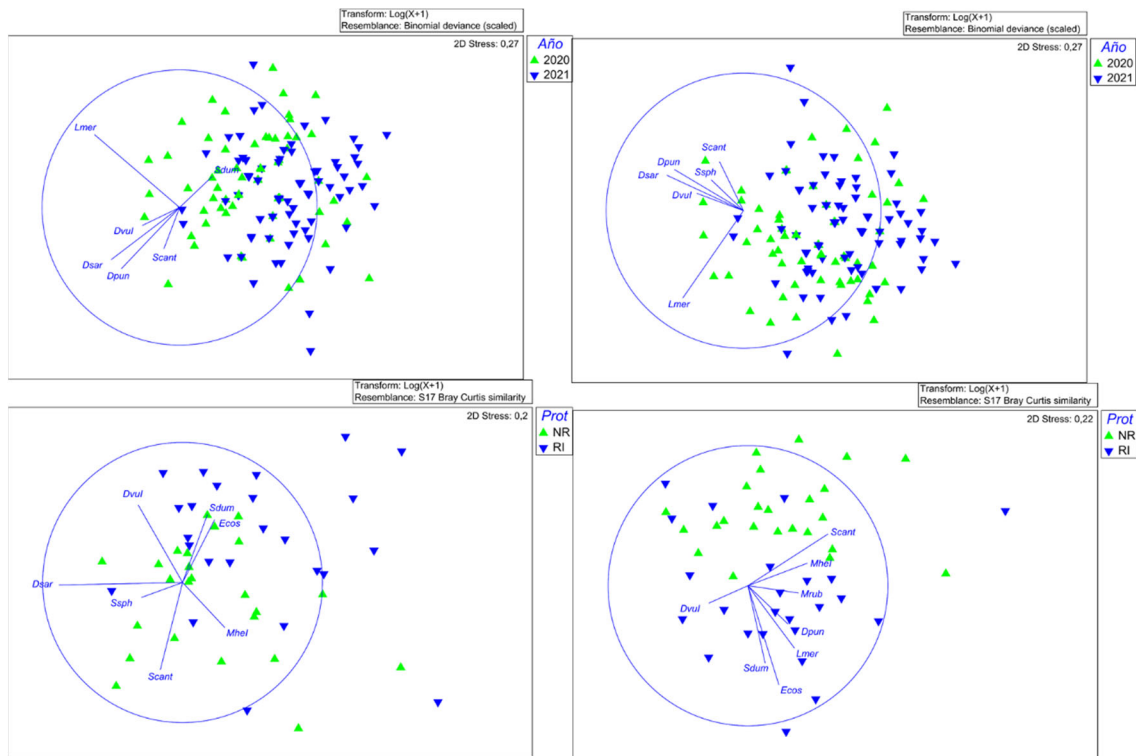


Figura 17. Biplots del análisis nMDS para los datos de densidad (izquierda) y biomasa (derecha) en función de los años (arriba) y los niveles de protección en el rango profundo para el poblamiento de especies vulnerables en la RM de Tagomago.

El análisis SIMPER, corroborado por la correlación entre especies y réplicas en el nMDS, muestra que las diferencias observadas en la estructura de la comunidad en términos de densidad y biomasa entre años es de ~60 % y las especies que más contribuyen a explicar dichas diferencias son *D. vulgaris*, *D. sargus* y *L. merula* (Tabla 14); además, estos análisis muestran una diferencia en la estructura de la comunidad profunda en términos de densidad y biomasa entre la reserva integral y los controles de ~70%, siendo las especies que más explican estas diferencias *D. vulgaris*, *D. sargus*, y *S. cantharus*, y en el caso de biomasa, además *Epinephelus costae*.

Tabla 14. Resultados obtenidos con el análisis de similitud (SIMPER) de datos de la estructura del poblamiento de peces vulnerables entre niveles de protección en la RM de Tagomago según los factores significativos detectados por el PERMANOVA (Tabla 11).

Variable descriptiva	Grupos	Disimilitud entre grupos	Contribución de las especies a la disimilitud (%)
Estructura - densidad	2020 - 2021	60,27	<i>Diplodus vulgaris</i> (22,53), <i>D. sargus</i> (15,53), <i>Labrus merula</i> (9,34), <i>Spondyllosoma cantharus</i> (8,73), <i>Seriola dumerili</i> (7,91)
Estructura-densidad	NR - RI*	68,80	<i>D.vulgaris</i> (23,97), <i>D. sargus</i> (15,37), <i>S.cantharus</i> (13,83), <i>S.dumerili</i> (8,69), <i>Epinephelus costae</i> (7,39)
Estructura - biomasa	2020 - 2021	61,80	<i>L.merula</i> (13,08), <i>D.sargus</i> (11,18), <i>D.vulgaris</i> (9,53), <i>D.puntazzo</i> (9,04), <i>E.costae</i> (7,97), <i>S.cantharus</i> (7,79), <i>S.dumerili</i> (7,62)
Estructura - biomasa	NR - RI*	70,38	<i>Epinephelus costae</i> (13,86), <i>S. cantharus</i> (11,31), <i>D.sargus</i> (11,16), <i>D.vulgaris</i> (10,34), <i>S. dumerili</i> (9,24), <i>L.merula</i> (8,50)

Por último, en lo que respecta a la variación de abundancia y biomasa de las especies más frecuentes (>20%), en el caso de *Diplodus puntazzo* y *D. vulgaris* el factor Profundidad y sus interacciones resultaron no significativas con una probabilidad muy alta, por lo que fueron eliminadas del análisis (Tabla 15a), mientras que para las otras especies analizadas (*D. sargus*, *Labrus merula* y *Spondyllosoma cantharus*) dicha circunstancia no se dio (Tabla 15b).

Tabla 15. Síntesis de los resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a las especies vulnerables más frecuentes (>20%) observadas en la RM de Tagomago y zonas control, en función de si (a) se ha eliminado o (b) no el factor Profundidad y sus interacciones. ns: no significativo; *: $P \leq 0.05$; **: $P \leq 0.01$.

a)

Especie	Variable	Año	Prot	Sitio	
				Año x Prot	(Año x Prot)
<i>D. puntazzo</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	*	ns	ns	ns
<i>D. sargus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
<i>D. vulgaris</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns

b)

Especie	Variable	Año	Prot	Prof	Sitio				
					Año x Prot	Año x Prof	Prot x Prof	Año x Prof	(Año x Prof)
<i>S. cantharus</i>	Densidad	*	ns	**	ns	*	*	ns	ns
	Biomasa	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
<i>D. sargus</i>	Biomasa	ns	**	*	*	ns	ns	ns	ns
<i>L. merula</i>	Densidad	**	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*

Se puede comprobar que solamente la biomasa de *Labrus merula* muestra un efecto significativo de la protección, aunque no demasiado claro (menor biomasa en los sitios no protegidos), además de variar entre años tanto en biomasa como en densidad (mayores en 2020) (Tabla 15, Fig. 18). Por su parte, las variaciones de las demás especies analizadas no muestran patrones claros, con la biomasa de *D. puntazzo* y *S. cantharus* variando entre años, mientras que la densidad de *S. cantharus* mostró un comportamiento diferente de la protección entre rangos de profundidad y según el año, y la biomasa de *D. sargus* respondiendo de modo diferente a la protección según el año y entre profundidades. Por su parte, *D. vulgaris* no mostró ninguna respuesta a los factores considerados (Tabla 15, Fig. 18).

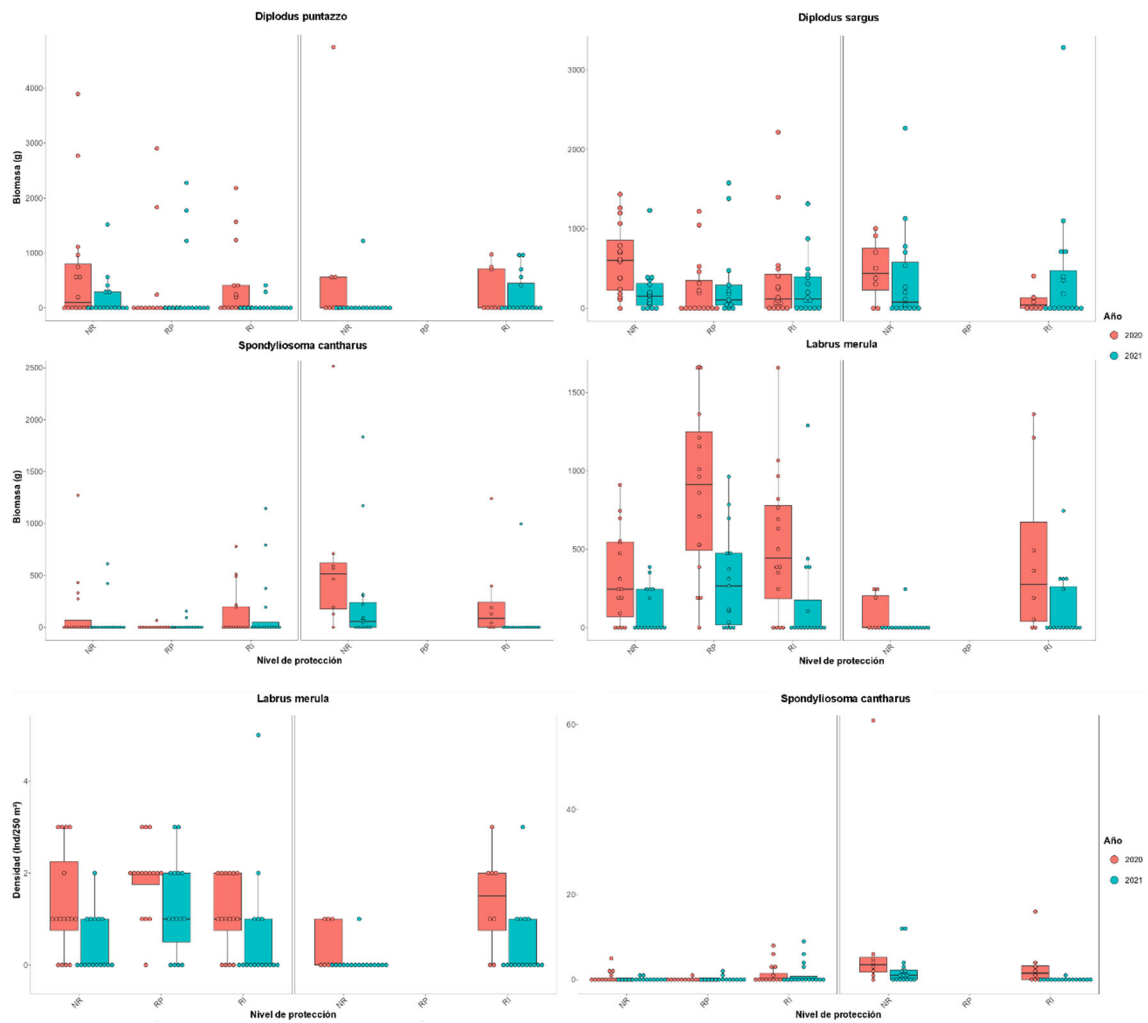


Figura 18. *Boxplots* con los valores de densidad (nº de individuos) y biomasa (g) por 250 m² de las especies vulnerables más frecuentes de peces en la RM de Tagomago que muestran el efecto significativo de algún factor, comparando la zona protegida y no protegida y los dos rangos de profundidad en los dos años de campaña [Niveles de protección: NR: no reserva; RP: reserva parcial; RI: reserva integral].

3.2.2. Censos del poblamiento completo

Por los mismos problemas logísticos derivados del mal tiempo, en la primera campaña (2020) no se pudieron realizar los censos de 25x5 m² en las localidades de control para el estrato profundo, y además, problemas técnicos impidieron realizar la tercera réplica superficial en uno de los sitios de la reserva integral de Tagomago, con lo que en total ese año solo se realizaron 53 de las 60 réplicas planeadas inicialmente.

3.2.2.1. Estructura de la comunidad de peces

Los censos “completos” en la reserva marina de Tagomago y en zonas de control han rendido un total de 51 especies pertenecientes a 16 familias, de las cuales de nuevo lábridos (11 especies), espáridos (11 especies) y serránidos (6 especies) son las familias que más contribuyen a la riqueza específica (Tabla 16). De todas ellas, 5 especies (*Trachurus* sp., *Conger conger*, *Anthias anthias*, *Serranus cabrilla* y *Gobius cruentatus*) no han sido observadas en ninguna réplica de las efectuadas en la reserva integral o la reserva parcial de la reserva marina. Entre el total de especies observadas, 25 obtuvieron una frecuencia de aparición superior al 20%, entre las que destacan, por este orden, *Coris julis*, *Chromis chromis*, *Serranus scriba* y *Thalassoma pavo*, superando todas ellas el 80% de frecuencia de aparición. De las especies consideradas crípticas, *Tripterygion delaisi* mostró la mayor frecuencia de aparición (77,4%), seguida de *Parablennius rouxi* (24,5%). Otras especies crípticas que aparecieron en los muestreos fueron *Gobius vittatus*, *Gobius cruentatus*, *Tripterygion melanurus* y *Parablennius zvonimiri* (Fig. 19).

Tres especies supusieron más del 70% de la densidad total, destacando *Chromis chromis* (60,7%), *Diplodus vulgaris* (5,1%) y *Sarpa salpa* (5,0%) (Fig. 20). Si solamente se consideran las proporciones de contribución de las especies al poblamiento del interior de la reserva marina, aparte de *C. chromis* (62,2%), dicha contribución estuvo mucho más igualada, alrededor del 4,5% para las 5 primeras especies (Fig. 21). En biomasa, el 51,4 % corresponde a sólo tres especies, *Sarpa salpa* (19,7%), *Sphyræna viridensis* (19,1%) y *Seriola dumerili* (12,6%). Dentro de la reserva marina, a las contribuciones relativas de estas especies (12,5, 21,5 y 20,8%, respectivamente) se añaden las contribuciones de *D. vulgaris* (11,4%) y *S. cantharus* (12,3%) (Fig. 21).

La biomasa media por censo ha sido de 13 519,6 ± 2564,1 (e.t.) g 125 m⁻², alcanzando en el segundo año en la reserva marina (todos los estratos de profundidad y niveles de protección juntos) los 16 468,4 g 125 m⁻² frente a los 8259,7 g 125 m⁻² observados en la zona no protegida.



Figura 19. Algunas especies crípticas aparecidas durante los muestreos en Tagomago (a) *Gobius vittatus*, b) *G. cruentatus*, c) *Tripterygion melanurus* y d) *Parablennius zvonimiri*) [Fotos: Víctor Orenes]

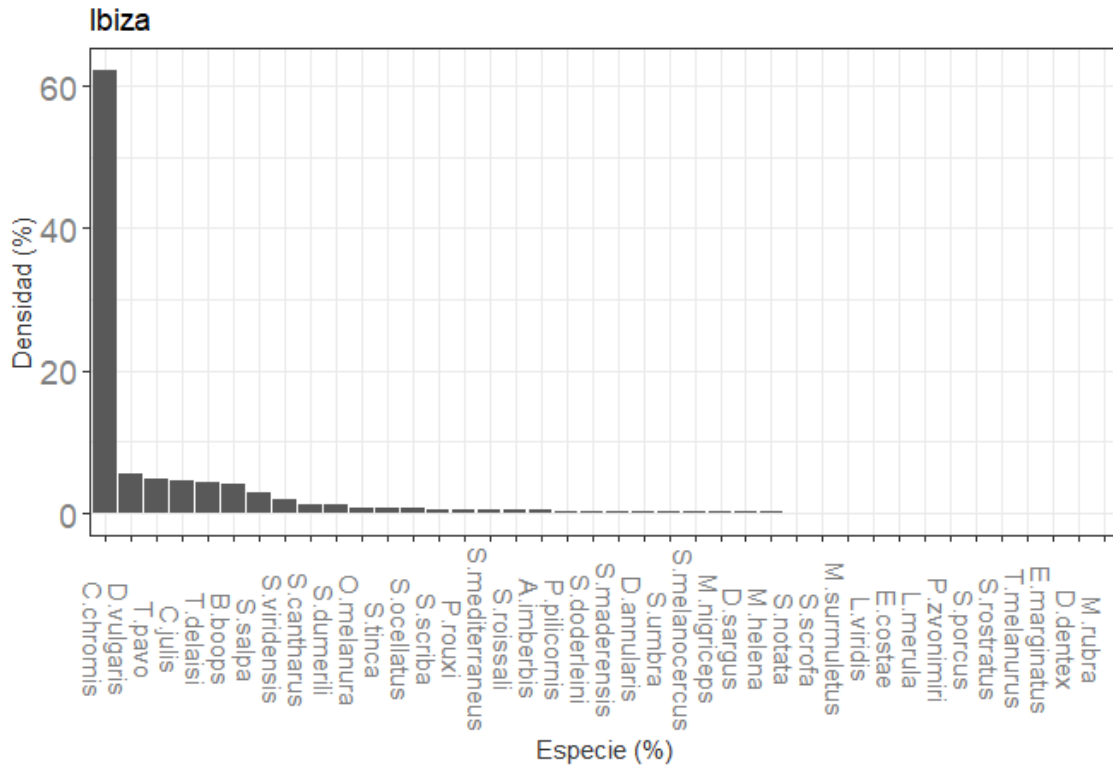


Figura 20. Proporción (%) del total de individuos aportada por cada especie encontrada en los censos completos en la RM de Tagomago en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor %).

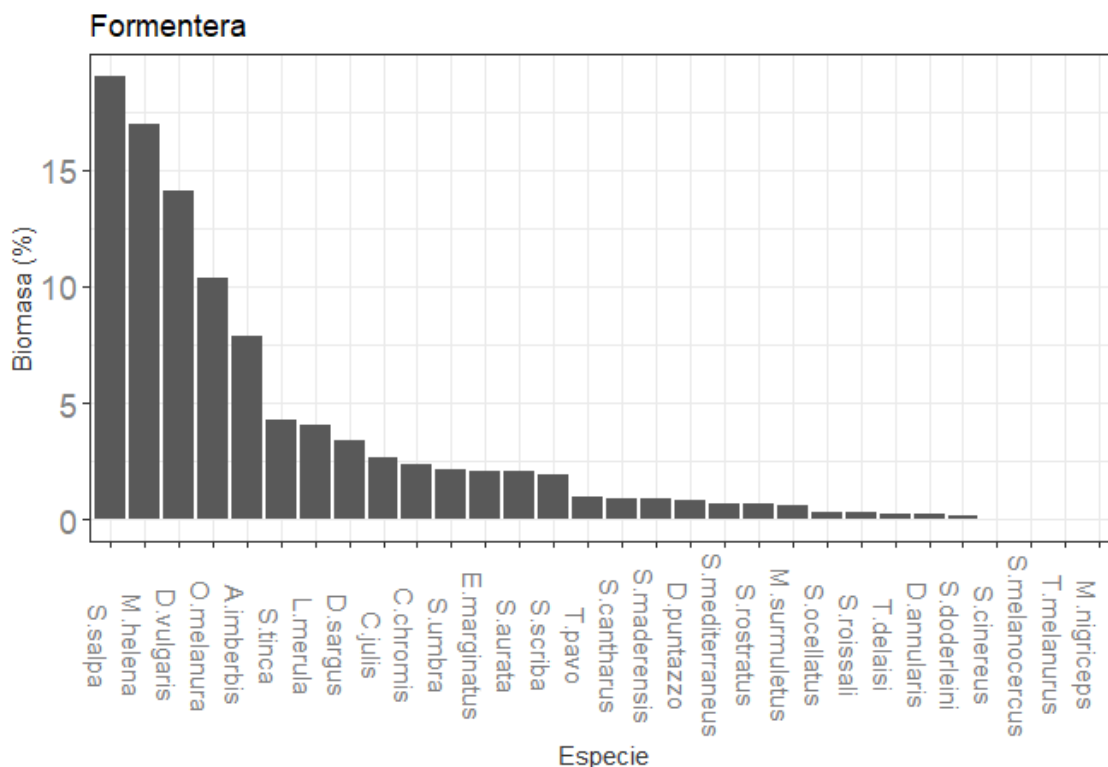


Figura 21. Proporción (%) de la biomasa total aportada por cada especie encontrada en los censos completos en la RM de Tagomago en el conjunto de las dos campañas de muestreo (ordenadas de mayor a menor%).

3.2.2.2. Efecto de la variabilidad temporal y la protección

En todos los análisis PERMANOVA realizados el factor Profundidad y sus interacciones, tanto univariantes sobre los descriptores del poblamiento (riqueza específica, densidades y biomasa total-incluyendo o excluyendo especies pelágicas) como multivariantes sobre estructura de la comunidad en términos de densidad o biomasa, resultaron no significativos y con un valor de $P > 0,25$, por lo que la Profundidad fue eliminada del análisis (Tabla 18).

Tabla 16. Abundancias medias por especies y totales (\pm e.t.) de peces observados en los censos del poblamiento completo (transectos de 125 m²) en la reserva marina de Tagomago y zonas de control en las dos campañas del presente estudio.

		Estrato somero						Estrato profundo											
		2020			2021			2020			2021								
		RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	NR						
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	7,6	\pm 5,01	3,3	\pm 1,89	4,8	\pm 2,18	1,2	\pm 0,60	1,0	\pm 0,63	1,2	\pm 1,20	7,3	\pm 3,94	3,2	\pm 1,83	4,5	\pm 2,08
Carangidae	<i>Seriola dumerilii</i>			3,3	\pm 1,99	4,5	\pm 2,77			8,0	\pm 3,36	3,6	\pm 3,60			7,8	\pm 4,62		
	<i>Trachurus sp.</i>																	3,0	\pm 3,00
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>													0,2	\pm 0,17				
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	0,6	\pm 0,60	0,2	\pm 0,17			1,3	\pm 0,56	0,2	\pm 0,17			0,5	\pm 0,22			1,5	\pm 0,81
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	0,2	\pm 0,20	0,7	\pm 0,33					1,0	\pm 0,82					1,0	\pm 0,82	1,3	\pm 0,80
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	299,4	\pm 105,08	84,8	\pm 32,16	38,5	\pm 11,49	265,0	\pm 87,04	316,2	\pm 94,91	176,8	\pm 50,38	291,2	\pm 91,83	324,3	\pm 104,12	89,7	\pm 11,95
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	5,4	\pm 3,12	1,2	\pm 1,17	0,7	\pm 0,49	0,5	\pm 0,50	0,2	\pm 0,17	2,2	\pm 0,97	0,2	\pm 0,17	3,0	\pm 3,00		
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>																	2,5	\pm 2,50
	<i>Epinephelus costae</i>	0,4	\pm 0,24					0,2	\pm 0,17			0,2	\pm 0,20	0,8	\pm 0,31	0,7	\pm 0,21		
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,4	\pm 0,24			0,2	\pm 0,17			0,3	\pm 0,21	0,2	\pm 0,20			0,2	\pm 0,17		
	<i>Mycteroperca rubra</i>													0,3	\pm 0,21	0,2	\pm 0,17		
	<i>Serranus cabrilla</i>																	1,0	\pm 0,68
	<i>Serranus scriba</i>	1,4	\pm 0,24	1,8	\pm 0,70	2,3	\pm 0,61	2,0	\pm 0,52	4,7	\pm 0,71	6,2	\pm 3,09	3,3	\pm 0,88	1,8	\pm 0,70	2,5	\pm 0,22
Sparidae	<i>Boops boops</i>	1,6	\pm 1,60					47,3	\pm 47,33							11,8	\pm 11,83	9,5	\pm 9,50
	<i>Dentex dentex</i>													0,2	\pm 0,17	0,3	\pm 0,21		
	<i>Diplodus annularis</i>	0,2	\pm 0,20	4,0	\pm 1,10	3,5	\pm 0,85	1,2	\pm 0,60	3,3	\pm 1,80	3,0	\pm 1,10	2,7	\pm 1,36	0,2	\pm 0,17	2,7	\pm 0,84
	<i>Diplodus puntazzo</i>	0,2	\pm 0,20			0,2	\pm 0,17					0,6	\pm 0,60						
	<i>Diplodus sargus</i>	0,8	\pm 0,49	1,5	\pm 1,31	2,2	\pm 1,25	0,8	\pm 0,48	1,3	\pm 0,95	1,8	\pm 1,56	0,7	\pm 0,42			1,8	\pm 1,01
	<i>Diplodus vulgaris</i>	7,2	\pm 3,15	6,8	\pm 2,40	3,2	\pm 0,83	18,8	\pm 13,74	10,5	\pm 3,27	25,0	\pm 10,06	37,7	\pm 35,28	50,3	\pm 34,42	8,3	\pm 2,53
	<i>Oblada melanura</i>	0,6	\pm 0,60	8,0	\pm 4,86	12,7	\pm 5,96			11,3	\pm 7,17	8,8	\pm 5,54			0,2	\pm 0,17	2,0	\pm 1,48
	<i>Sarpa salpa</i>	63,4	\pm 63,40	30,5	\pm 8,78	28,0	\pm 9,54	23,7	\pm 23,67	17,0	\pm 6,66	22,4	\pm 14,24					0,2	\pm 0,17

	Estrato somero						Estrato profundo					
	2020			2021			2020		2021		NR	
	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	RI	RP	NR	NR
			25,5 ± 15,45	22,8 ± 10,40								6,5 ± 6,50
				3,0 ± 3,00					6,5 ± 4,13			
			0,2 ± 0,17	0,2 ± 0,17	1,3 ± 1,33	0,7 ± 0,49	0,4 ± 0,24			15,5 ± 12,10	0,3 ± 0,21	
Sphyraenidae										3,0 ± 3,00		
		18,4 ± 14,33	0,5 ± 0,50	0,2 ± 0,17				23,7 ± 23,67				
Labridae												
		37,4 ± 26,52	3,0 ± 0,82	12,7 ± 10,68	33,7 ± 13,83	16,7 ± 3,09	9,0 ± 2,12	12,5 ± 3,25	15,0 ± 5,22	11,2 ± 1,01		
		0,8 ± 0,37	1,0 ± 0,37	0,7 ± 0,33	0,2 ± 0,17	0,5 ± 0,22	0,4 ± 0,24	1,0 ± 0,45	0,2 ± 0,17	0,2 ± 0,17		
			0,2 ± 0,17	0,2 ± 0,17				1,0 ± 0,82				
					4,0 ± 2,97	0,5 ± 0,50				0,5 ± 0,50	1,2 ± 0,83	
		0,4 ± 0,24	0,5 ± 0,34		1,2 ± 0,65	4,0 ± 3,07	1,0 ± 0,17	0,3 ± 0,33	1,7 ± 1,09	2,5 ± 1,38		
		0,2 ± 0,20	0,2 ± 0,17	0,7 ± 0,21	1,3 ± 1,33	0,7 ± 0,67	0,4 ± 0,24	0,3 ± 0,21	0,8 ± 0,31	0,3 ± 0,33		
		1,6 ± 1,60	7,0 ± 4,60	0,5 ± 0,34	2,0 ± 1,48	8,0 ± 5,48	7,6 ± 5,07	6,0 ± 4,25	0,2 ± 0,17			
			0,3 ± 0,21	0,2 ± 0,17	2,0 ± 0,45	3,0 ± 0,63	0,6 ± 0,40			0,7 ± 0,67	3,3 ± 1,45	
		0,2 ± 0,20	0,5 ± 0,50					0,7 ± 0,49	0,2 ± 0,20	0,5 ± 0,34	0,2 ± 0,17	0,8 ± 0,40
		1,2 ± 0,58	2,7 ± 0,76	2,5 ± 0,43	2,8 ± 1,11	6,5 ± 3,41	9,0 ± 2,81	3,3 ± 1,02	2,0 ± 1,13	1,8 ± 0,75		
		15,4 ± 7,93	3,0 ± 1,75	7,7 ± 3,79	35,7 ± 14,94	22,3 ± 5,73	11,0 ± 3,32	1,8 ± 0,54	10,8 ± 3,18	7,5 ± 1,73		
Scorpaenidae					3,3 ± 2,47					1,7 ± 1,05		
		1,0 ± 1,00		0,8 ± 0,83	1,7 ± 1,05			0,8 ± 0,83			0,8 ± 0,83	
		1,0 ± 1,00			0,8 ± 0,83							
		2,0 ± 2,00	0,8 ± 0,83	1,0 ± 0,82	0,8 ± 0,83			2,5 ± 1,12	0,8 ± 0,83	0,8 ± 0,83		
Gobiidae			1,7 ± 1,67								0,8 ± 0,83	
		1,0 ± 1,00									1,7 ± 1,05	
											1,7 ± 1,05	

	Estrato somero						Estrato profundo					
	2020			2021			2020		2021			
	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RI	NR	RI	RP	NR
Bleniidae												
<i>Microlipophrys nigriceps</i>				0,8 ± 0,83			0,8 ± 0,83		0,8 ± 0,83			
<i>Parablennius pilicornis</i>				0,8 ± 0,83			2,5 ± 1,71		2,5 ± 1,71			
<i>Parablennius rouxi</i>	6,0 ± 2,45	0,8 ± 0,83		1,7 ± 1,05			1,7 ± 1,05	6,7 ± 3,57	0,8 ± 0,83			
<i>Parablennius zvoniviri</i>				0,8 ± 0,83								
Tripterygiidae												
<i>Tripterygion delaisi</i>	3,0 ± 2,00	1,7 ± 1,05	8,3 ± 3,80	28,3 ± 5,73	18,3 ± 5,43	18,0 ± 3,00	4,2 ± 1,54	17,5 ± 6,92	17,5 ± 3,59			
<i>Tripterygion melanurus</i>				1,7 ± 1,67			0,8 ± 0,83					
Abundancia total	479,0 ± 100,93	195,7 ± 50,90	164,5 ± 18,41	487,8 ± 122,81	482,3 ± 123,70	309,6 ± 64,66	386,5 ± 88,88	485,5 ± 75,85	192,0 ± 29,71			
Abundancia sin spp. pelágicas	178,0 ± 77,43	85,3 ± 16,36	100,2 ± 3,52	175,5 ± 24,82	166,2 ± 32,45	132,8 ± 28,85	88,8 ± 37,23	149,3 ± 45,11	86,3 ± 11,86			
Riqueza específica	13,0 ± 2,61	13,5 ± 1,52	15,3 ± 1,15	13,7 ± 1,38	15,3 ± 0,42	14,2 ± 0,80	13,0 ± 1,84	12,7 ± 0,84	15,8 ± 1,14			

Tabla 17. Biomazas medias por especies y totales (\pm e.t.) de peces observados en los censos de poblamiento completo (transectos de 125 m²) en la reserva marina de Tagomago y zonas de control en las dos campañas del presente estudio.

		Estrato somero						Estrato profundo											
		2020			2021			2020			2021								
		RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RI	NR	RI	RI	NR						
Apogonidae	<i>Apogon imberbis</i>	57,8	\pm 39,2	21,1	\pm 12,4	39,1	\pm 17,7	3,6	\pm 2,5	5,6	\pm 4,0	3,9	\pm 3,9	51,4	\pm 29,0	5,3	\pm 2,7	59,1	\pm 28,0
Carangidae	<i>Seriola dumerilli</i>			2291,5	\pm 1389,8	3139,2	\pm 1964,6			6246,2	\pm 2856,1	2948,2	\pm 2948,2			4043,8	\pm 2456,2		0,0
	<i>Trachurus sp.</i>																	94,2	\pm 94,2
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>													146,6	\pm 146,6				
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	29,6	\pm 29,6	17,5	\pm 17,5			101,4	\pm 60,9	52,7	\pm 52,7			47,3	\pm 21,7			380,0	\pm 221,3
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	300,0	\pm 300,0	571,8	\pm 399,7					724,7	\pm 681,9					105,5	\pm 86,1	348,3	\pm 220,3
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	710,7	\pm 328,4	259,2	\pm 125,9	109,4	\pm 35,5	256,0	\pm 98,3	1334,2	\pm 419,0	569,9	\pm 221,9	1335,5	\pm 640,6	402,2	\pm 176,8	206,5	\pm 43,0
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i>	1615,5	\pm 937,3	234,0	\pm 234,0	151,9	\pm 107,2	169,9	\pm 169,9	35,5	\pm 35,5	492,8	\pm 315,3	15,1	\pm 15,1	1257,3	\pm 1257,3		
Serranidae	<i>Anthias anthias</i>																	38,8	\pm 38,8
	<i>Epinephelus costae</i>	520,7	\pm 410,4					170,5	\pm 170,5			7,8	\pm 7,8	1140,6	\pm 670,3	1042,4	\pm 413,5		
	<i>Epinephelus marginatus</i>	632,5	\pm 422,3			174,8	\pm 174,8			97,0	\pm 62,8	209,8	\pm 209,8			4,0	\pm 4,0		
	<i>Mycteroperca rubra</i>													251,2	\pm 173,4	120,1	\pm 120,1		
	<i>Serranus cabrilla</i>																	36,3	\pm 24,6
	<i>Serranus scriba</i>	104,2	\pm 35,2	69,5	\pm 30,4	274,7	\pm 129,7	77,1	\pm 40,2	122,0	\pm 25,7	610,3	\pm 449,6	257,5	\pm 120,5	23,9	\pm 9,0	79,2	\pm 16,2
Sparidae	<i>Boops boops</i>	6,1	\pm 6,1					126,0	\pm 126,0							45,0	\pm 45,0	7,3	\pm 7,3
	<i>Dentex dentex</i>													289,8	\pm 289,8	271,5	\pm 172,5		
	<i>Diplodus annularis</i>	5,5	\pm 5,5	90,8	\pm 28,9	135,3	\pm 29,3	23,6	\pm 14,6	73,4	\pm 33,2	64,0	\pm 25,9	84,8	\pm 43,8	4,6	\pm 4,6	96,4	\pm 30,7
	<i>Diplodus puntazzo</i>	243,9	\pm 243,9			93,6	\pm 93,6					336,9	\pm 336,9						
	<i>Diplodus sargus</i>	79,4	\pm 49,8	97,1	\pm 88,5	337,9	\pm 184,6	370,9	\pm 243,3	45,2	\pm 27,4	158,7	\pm 154,9	123,3	\pm 78,0			392,6	\pm 292,0
	<i>Diplodus vulgaris</i>	434,1	\pm 192,8	394,8	\pm 143,2	314,3	\pm 97,5	1748,5	\pm 1224,2	568,4	\pm 337,7	1894,7	\pm 965,2	2306,0	\pm 2199,0	3338,8	\pm 3101,3	549,7	\pm 169,5
	<i>Oblada melanura</i>	60,6	\pm 60,6	451,6	\pm 295,5	333,1	\pm 188,7			323,5	\pm 208,6	787,6	\pm 525,0			12,2	\pm 12,2	84,0	\pm 54,7
	<i>Sarpa salpa</i>	10924,8	\pm 10924,8	3310,4	\pm 1667,8	2482,8	\pm 952,1	4078,1	\pm 4078,1	2088,7	\pm 1006,1	2008,4	\pm 1191,7					43,5	\pm 43,5

	Estrato somero						Estrato profundo					
	2020			2021			2020			2021		
	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	NR
			1059,4 ± 680,7	847,4 ± 379,7								713,7 ± 713,7
				26,6 ± 26,6						40,1 ± 26,8		
		15,2 ± 15,2	10,7 ± 10,7	365,1 ± 365,1	28,6 ± 21,2	211,8 ± 196,3					5685,2 ± 4337,8	56,7 ± 37,7
Sphyraenidae											813,0 ± 813,0	
	10884,5 ± 8477,1	295,8 ± 295,8	45,2 ± 45,2				9790,6 ± 9790,6					
Labridae												
	331,0 ± 211,7	25,2 ± 7,4	46,4 ± 13,1	97,3 ± 14,5	59,3 ± 7,7	175,8 ± 45,3	104,2 ± 16,8	79,4 ± 37,3	171,9 ± 23,8			
	935,2 ± 474,9	364,2 ± 218,3	159,2 ± 86,1	51,7 ± 51,7	104,8 ± 63,9	50,0 ± 31,2	232,9 ± 127,5	17,7 ± 17,7	64,4 ± 64,4			
		44,4 ± 44,4	140,1 ± 140,1				266,4 ± 217,5					
				1,1 ± 0,8	1,2 ± 1,2					0,3 ± 0,3	25,7 ± 22,4	
	7,9 ± 5,1	3,4 ± 3,2		3,0 ± 2,6	3,7 ± 2,6	6,4 ± 0,8	3,6 ± 3,6	2,9 ± 1,5	51,2 ± 29,0			
	1,2 ± 1,2	0,4 ± 0,4	17,8 ± 8,8	0,5 ± 0,5	7,5 ± 7,5	0,7 ± 0,5	2,0 ± 1,3	1,3 ± 0,9	2,0 ± 2,0			
	0,2 ± 0,2	5,4 ± 3,1	24,0 ± 16,3	11,9 ± 11,7	13,5 ± 6,4	8,0 ± 5,9	7,0 ± 3,2	1,0 ± 1,0				
		3,2 ± 2,4	1,2 ± 1,2	24,2 ± 16,2	18,0 ± 4,1	4,4 ± 3,7		0,9 ± 0,9	71,8 ± 30,8			
	1,3 ± 1,3	6,2 ± 6,2			0,8 ± 0,5	1,3 ± 1,3	8,5 ± 6,2	1,1 ± 1,1	10,1 ± 4,8			
	152,4 ± 93,7	223,2 ± 66,6	337,0 ± 137,0	137,0 ± 61,9	76,7 ± 37,4	672,6 ± 237,2	453,5 ± 97,3	184,2 ± 160,9	178,0 ± 65,6			
	28,7 ± 10,9	10,4 ± 7,2	21,0 ± 12,4	130,5 ± 27,4	41,6 ± 11,7	126,7 ± 59,4	8,6 ± 3,6	52,5 ± 22,2	107,2 ± 26,9			
Scorpaenidae				98,7 ± 81,5						21,5 ± 20,3		
	9,7 ± 9,7		61,1 ± 61,1	162,8 ± 153,3			50,6 ± 50,6		117,1 ± 117,1			
	113,1 ± 113,1			254,3 ± 254,3								
	1077,3 ± 1077,3	360,4 ± 360,4	480,5 ± 356,3	360,4 ± 360,4			1704,8 ± 859,8	807,1 ± 807,1	1122,8 ± 1122,8			
Gobiidae		13,8 ± 13,8										16,3 ± 16,3
	0,5 ± 0,5											2,0 ± 1,2
												0,9 ± 0,6
Bleniidae				0,4 ± 0,4	0,4 ± 0,4					0,2 ± 0,2	0,4 ± 0,4	

	Estrato somero									Estrato profundo					
	2020			2021			2020			2021					
	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	NR	RI	RP	NR			
<i>Parablennius pilicornis</i>			2,9 ± 2,9			4,2 ± 2,7						8,0 ± 5,1			
<i>Parablennius rouxi</i>	12,7 ± 4,6	2,4 ± 2,4		6,1 ± 4,0			4,4 ± 3,6	6,3 ± 3,4	0,7 ± 0,7						
<i>Parablennius zvoniviri</i>				2,0 ± 2,0											
Tripterygiidae															
<i>Tripterygion delaisi</i>	2,9 ± 2,1	3,9 ± 2,8	7,1 ± 3,0	40,0 ± 9,5	14,1 ± 5,3	10,6 ± 2,5	6,0 ± 3,6	24,3 ± 8,3	28,7 ± 7,8						
<i>Tripterygion melanurus</i>			0,3 ± 0,3	0,7 ± 0,7											
Biomasa total	29283,8 ± 19630,4	10246,0 ± 4006,4	9814,3 ± 1830,3	8877,1 ± 5355,3	22144,3 ± 8771,6	11361,4 ± 4665,4	8675,5 ± 3082,6	18383,8 ± 9040,4	5157,9 ± 1961,1						
Biomasa sin spp. pelágicas	28567,0 ± 19825,0	8927,4 ± 3362,1	8830,9 ± 2029,6	8495,1 ± 5369,6	20810,1 ± 8420,1	10791,5 ± 4600,6	7299,8 ± 3265,1	17936,6 ± 8976,1	4230,4 ± 1945,8						

Tabla 18. Resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a la estructura multivariante (en términos de densidad y biomasa) y a las variaciones de densidad, biomasa y riqueza del poblamiento completo de peces observados en la reserva marina de Tagomago y zonas de control.

Variables de estudio	Factores	GL	SC	Pseudo-F	P	
Estructura poblacional	Año	1	5468	1,96	0,044	
	Densidad	Prot	2	6645,8	2,34	0,008
		Año x Prot	2	1695	0,60	0,914
		Sitio (Año x Prot)	6	2944,4	2,32	0,001
		Residual	40	1269,6		
Estructura poblacional	Año	1	4489,60	1,82	0,062	
	Biomasa	Prot	2	5541,80	2,21	0,018
		Año x Prot	2	1577,70	0,63	0,882
		Sitio (Año x Prot)	6	2606,90	2,38	0,001
		Residual	40	1094,10		
Riqueza Específica	Año	1	0,06	0,25	0,632	
	Prot	2	0,16	0,68	0,545	
	Año x Prot	2	0,02	0,10	0,908	
	Sitio (Año x Prot)	6	0,25	9,93	0,001	
	Residual	40	0,02			
Densidad Total	Año	1	2,86	2,91	0,14	
	Prot	2	2,61	2,60	0,132	
	Año x Prot	2	0,66	0,65	0,551	
	Sitio (Año x Prot)	6	1,06	4,23	0,005	
	Residual	40	0,25			
Densidad Total	Año	1	0,01	0,00	0,95	
	Prot	2	0,71	0,17	0,828	
	Año x Prot	2	2,60	0,63	0,583	
	Sitio (Año x Prot)	6	4,36	4,49	0,001	
	Residual	40	0,97			
Densidad Total Sin Pelágicos	Año	1	1,78	4,59	0,063	
	Prot	2	0,06	0,15	0,867	
	Año x Prot	2	0,51	1,30	0,315	
	Sitio (Año x Prot)	6	0,39	1,15	0,376	
	Residual	40	0,34			
Biomasa Total Sin Pelágicos	Año	1	0,02	0,00	0,954	
	Prot	2	1,08	0,22	0,802	
	Año x Prot	2	2,05	0,43	0,674	
	Sitio (Año x Prot)	6	5,05	4,19	0,005	
	Residual	40	1,21			

Se puede observar que la estructura de la comunidad en términos de densidad varió significativamente en función tanto del factor Año como del factor Protección, mientras que la estructura de la comunidad en términos de biomasa varió en función del nivel de protección (Tabla 18). El factor Protección, sin embargo, dejó de ser significativo cuando se obviaron las especies pelágicas del cómputo de la biomasa (Tabla 18). Además, todas las variables analizadas (salvo la densidad total sin especies pelágicas) mostraron una variabilidad espacial significativa entre sitios (Tabla 18).

Consecuentemente, el análisis nMDS mostró que, pese a la marcada variabilidad entre sitios, el factor Año ejerció una influencia significativa sobre la estructura de la comunidad en términos de densidad (Fig. 22), mientras que el factor Protección mostró influencia sobre la estructura de la comunidad en términos de densidad y biomasa (Fig. 23). De hecho, los tests *pairwise* muestran que hubo diferencias significativas en la estructura de la comunidad en términos de biomasa y densidad entre la reserva integral y los controles, y entre la reserva integral y la parcial ($p < 0,05$), no encontrándose diferencias entre la reserva parcial y los controles.

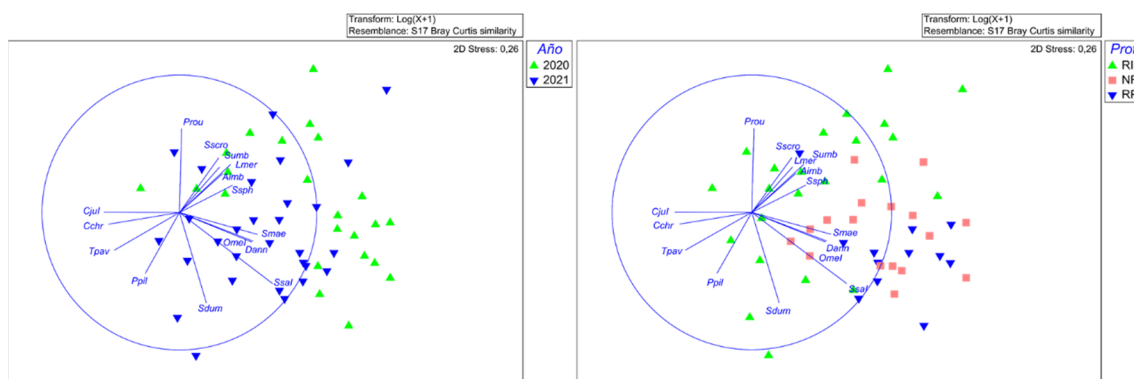


Figura 22. *Biplots* del análisis nMDS para los datos de densidad en función del Año (izquierda) y del nivel de protección (derecha) para el poblamiento completo en la RM de Tagomago.

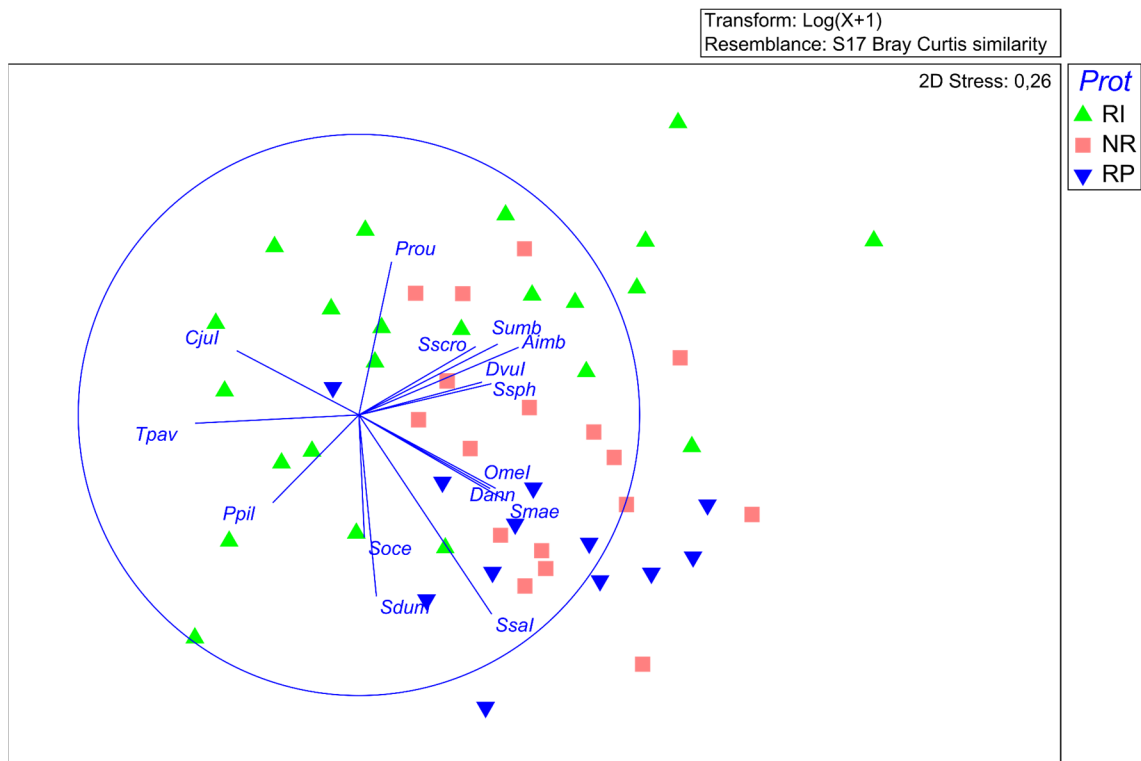


Figura 23. Biplot del análisis nMDS para los datos de biomasa en función del nivel de protección para el poblamiento completo en la RM de Tagomago.

Los SIMPER muestran que las diferencias observadas en la estructura de la comunidad en términos de densidad entre años son del 38,4% y las especies que más contribuyen a dichas diferencias son *Trypterigion delaisi*, *Sarpa salpa*, *Chromis chromis*, *Thalassoma pavo*, *Diplodus vulgaris* y *Coris julis* (Tabla 19). Los SIMPER muestran una diferencia en la estructura de la comunidad en términos de densidad entre niveles de protección de >40%, siendo las especies que más aportan a estas diferencias especies de gran abundancia en los muestreos como *C. chromis*, *D. vulgaris*, *Trypterigion delaisi* o *Thalassoma pavo* entre otras (Tabla 16). Por su parte, las diferencias observadas en la estructura de la comunidad en términos de biomasa entre niveles de protección alcanzan un >60%, y las especies que más aportan a estas diferencias son *S. salpa* y *S. dumerili* entre otras especies (Tabla 19); no obstante, el aporte de explicación de cada especie a la variabilidad encontrada entre niveles de cada factor no supera el 9%.

Tabla 19. Resultados obtenidos con el análisis de similitud (SIMPER) de datos de la estructura del poblamiento de peces de la RM de Tagomago y zonas control entre grupos de estructuras según el factor significativo (PERMANOVA, Tabla 15).

Variable descriptiva	Grupos	Disimilitud entre grupos	Contribución de las especies a la disimilitud (%)
Estructura - densidad	2020 - 2021	38,4	<i>Trypterigion delaisi</i> (5,85), <i>Sarpa salpa</i> (5,79), <i>Chromis chromis</i> (5,70), <i>Thalassoma pavo</i> (4,99), <i>Diplodus vulgaris</i> (4,98), <i>Coris julis</i> (4,09).
Estructura-densidad	RI - NR*	38,23	<i>Chromis chromis</i> (6,19), <i>S. salpa</i> (5,49), <i>D. vulgaris</i> (5,16), <i>T. delaisi</i> (4,14), <i>T.pavo</i> (4,09), <i>Oblada melanura</i> (4,05).
	RI - RP*	39,67	<i>S. salpa</i> (8,06), <i>C. chromis</i> (5,70), <i>D. vulgaris</i> (5,02), <i>T. delaisi</i> (4,85), <i>T. pavo</i> (4,70), <i>Symphodus ocellatus</i> (4,12).
	NR - RP	34,26	<i>S. salpa</i> (7,07), <i>T. delaisi</i> (5,42), <i>O. melanura</i> (5,41), <i>Spicara maena</i> (4,99), <i>T. pavo</i> (4,69), <i>S. ocellatus</i> (4,63), <i>C.chromis</i> (4,48), <i>Seriola dumerili</i> (4,41), <i>D.vulgaris</i> (4,07)
Estructura - biomasa	RI - NR*	56,51	<i>S. salpa</i> (6,06), <i>D. vulgaris</i> (4,54), <i>D. annularis</i> (4,40), <i>Epinephelus costae</i> (4,39), <i>D. sargus</i> (4,14), <i>Oblada melanura</i> (4,02)
	RI - RP*	58,66	<i>Sarpa salpa</i> (8,23), <i>Seriola dumerilii</i> (6,71), <i>D. vulgaris</i> (4,60), <i>Labrus merula</i> (4,57), <i>E. costae</i> (4,37), <i>D.annularis</i> (4,09)
	NR - RP	53,87	<i>Seriola dumerilii</i> (7,18), <i>Sarpa salpa</i> (6,02), <i>Oblada melanura</i> (5,05), <i>Labrus merula</i> (4,90), <i>D. sargus</i> (4,46), <i>Muraena helena</i> (4,44).

Por último, en los análisis taxa-específicos de abundancia y biomasa de las especies más frecuentes (>20%) encontradas en el muestreo de poblamiento de la Reserva Marina de Tagomago, el factor profundidad y sus interacciones fijas posibles fueron no significativas para la mayoría de especies, encontrándose en estos casos una significación del factor profundidad para las variables dependientes de $P > 0.25$, por lo que se excluyó el factor profundidad en el análisis de las variables densidad y biomasa de dichas especies (Tabla 20); para otras, en cambio, el factor Profundidad se mantuvo por tener alguna influencia sobre los valores observados de densidad o biomasa (Tabla 21).

Tabla 20. Síntesis de los resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a las especies más frecuentes (>20%) del poblamiento completo observadas en la RM de Tagomago y zonas control, para aquellos análisis en los que se ha eliminado el factor Profundidad y sus interacciones [ns: no significativo; *: $P \leq 0.05$; **: $P \leq 0.01$].

Especie	Variable	Año	Prot	Sitio	
				Año x Prot	(Año x Prot)
<i>Apogon imberbis</i>	Densidad	ns	ns	ns	***
<i>Chromis chromis</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Coris julis</i>	Densidad	ns	ns	ns	**
	Biomasa	ns	ns	*	ns
<i>Diplodus annularis</i>	Densidad	ns	ns	ns	**
	Biomasa	ns	*	ns	*
<i>Diplodus sargus</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Diplodus vulgaris</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Labrus merula</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Oblada melanura</i>	Densidad	ns	ns	ns	*
	Biomasa	ns	ns	ns	**
<i>Seriola dumerili</i>	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Symphodus mediterraneus</i>	Densidad	*	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Symphodus melanocercus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Symphodus ocellatus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Symphodus tinca</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns
<i>Serranus scriba</i>	Densidad	ns	ns	ns	**
	Biomasa	ns	ns	ns	*
<i>Tripterygion delaisi</i>	Densidad	**	ns	ns	ns
	Biomasa	**	ns	ns	ns
<i>Thalassoma pavo</i>	Biomasa	**	ns	ns	ns

Tabla 21. Síntesis de los resultados de los análisis PERMANOVA aplicados a las especies más frecuentes (>20%) del poblamiento completo observadas en la RM de Tagomago y zonas control, para aquellos análisis en los que no se ha eliminado el factor Profundidad y sus interacciones [ns: no significativo; *: $P \leq 0.05$; **: $P \leq 0.01$].

Especie	Variable	Año	Prot	Prof	Sitio (Año x Prof)			
					Año x Prof	Año x Prof	Prot x Prof	xProf
<i>Apogon imberbis</i>	Biomasa	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**
<i>Mullus surmuletus</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns	ns	*	*
	Biomasa	ns	ns	ns	ns	ns	*	*
<i>Parablennius rouxi</i>	Densidad	ns	**	ns	ns	*	ns	ns
	Biomasa	ns	**	ns	ns	*	ns	ns
<i>Seriola dumerilii</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
<i>Symphodus roissali</i>	Densidad	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns
	Biomasa	ns	ns	ns	ns	ns	*	**
<i>Sarpa salpa</i>	Densidad	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
	Biomasa	ns	*	*	ns	ns	ns	ns
<i>Thalassoma pavo</i>	Densidad	*	ns	ns	ns	ns	ns	*

El efecto de la protección solamente se detecta en el caso de la biomasa de *Diplodus annularis* y de *Sarpa salpa* (en ambos casos, menor en la reserva integral) y la densidad y biomasa de *Parablennius rouxi* (que ha resultado mucho más abundante en la reserva integral) (Fig. 24). Por otra parte, las abundancias y/o biomasa de *Symphodus mediterraneus*, *Tripterygion delaisi* y *Thalassoma pavo* variaron entre años, mientras que la densidad y biomasa de *Sarpa salpa* fueron mayores en las réplicas someras que en las profundas (Tabla 20). Otras especies mostraron interacciones significativas Año x Protección (caso de la biomasa de *Coris julis*), Año x Profundidad (densidad y biomasa de *Parablennius rouxi*) y Protección x Profundidad (densidad y biomasa de *Mullus surmuletus* y *Symphodus roissali*, más altas en las réplicas profundas de las zonas de control, mientras que en las someras son más abundantes en el área protegida), y densidad de *Seriola dumerilii*, más abundante en las zonas someras parcialmente o no protegidas, y en las profundas de la reserva integral) (Tablas 20 y 21, Fig. 24).

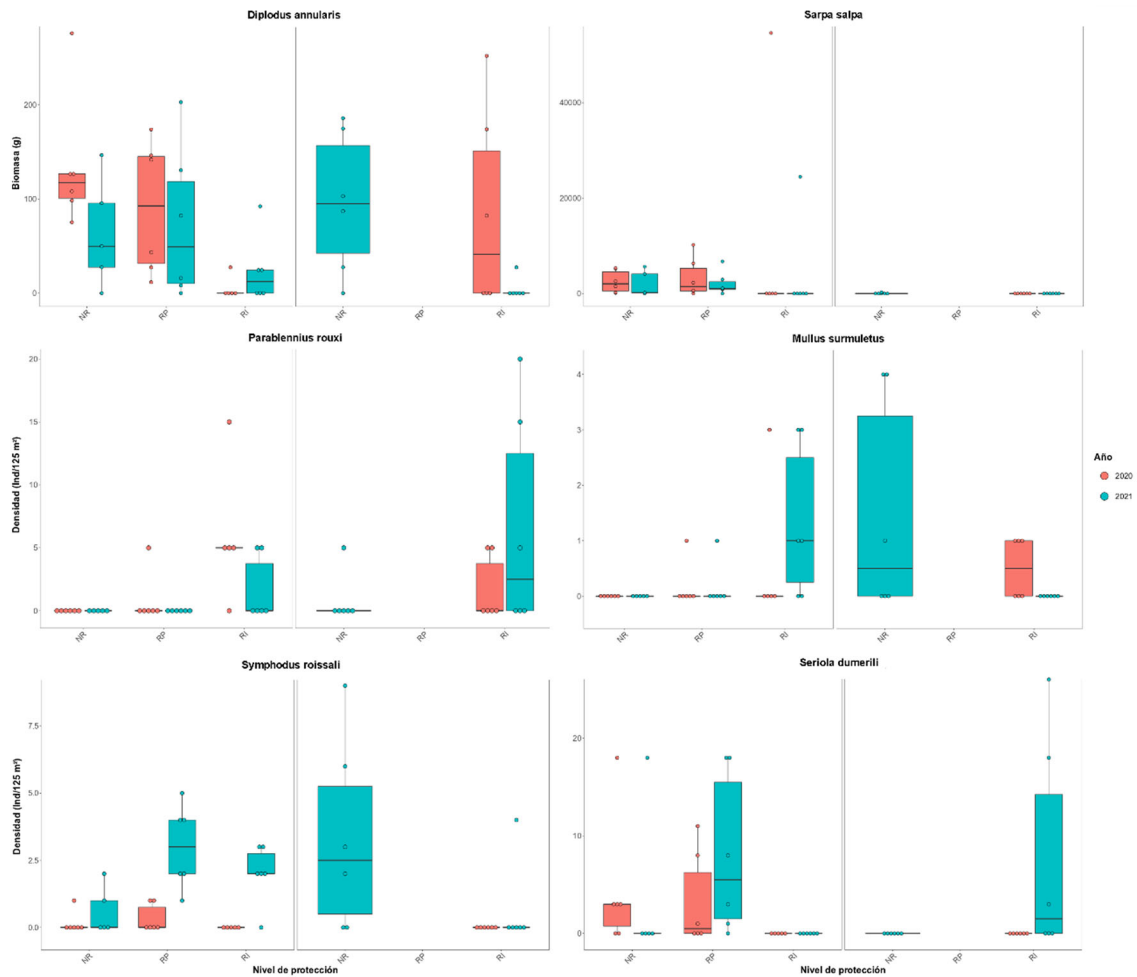


Figura 24. *Boxplots* con los valores de densidad (nº de individuos) y biomasa (g) por 125 m² de las especies más frecuentes del poblamiento de peces en la RM de Tagomago que muestran el efecto significativo de la protección (o de alguna de sus interacciones), comparando la zona protegida y no protegida y los dos rangos de profundidad en los dos años de campaña [Niveles de protección: NR: no reserva; RP: reserva parcial; RI: reserva integral].

4. Relaciones de peces con su hábitat

4.1. Regresiones lineales múltiples

La Tabla 22 resume los resultados de los análisis de regresión lineal múltiple aplicados a los parámetros descriptores del poblamiento de peces en su conjunto, así como de las 14 especies más frecuentes ($f > 30\%$) entre las observadas en 2021. Solamente se comentan aquellos modelos que expliquen más de un 10% de la variabilidad total de los datos.

En lo que respecta a la riqueza de especies, esta ha sido mayor en los transectos con mayor pendiente y un menor porcentaje de roca madre.

Por su parte, la abundancia total era máxima en transectos con una menor cobertura por bloques rocosos y grava, aunque en este caso la variación explicada fue relativamente baja (10,6%). La abundancia total reducida (excluyendo a las especies pelágicas), en cambio, presentó una r^2 muy baja (7%).

Las 14 especies analizadas mostraron ajustes dispares, que variaron entre el 2% (caso de *Symphodus roissali*) y el 49% (*Diplodus annularis*); aplicando el criterio de un $r^2 > 0,1$, se encontró un modelo suficientemente explicativo para la abundancia de 7 de ellas, 4 lábridos y 3 espáridos (Tabla 22). De entre los lábridos, las doncellas (*C. julis*) fueron más abundantes en fondos poco rugosos, mientras que los tordos mediterráneos (*Symphodus mediterraneus*) y los tordos o petos (*S. tinca*) fueron más abundantes en los transectos con una menor cobertura por arena y mayor complejidad del fondo rocoso, mientras que los fredis (*T. pavo*) fueron más abundantes en fondos compuestos por una mezcla de posidonia y roca madre.

Por otro lado, las mojarras (*Diplodus vulgaris*) fueron más abundantes en fondos rugosos pero constituidos por bloques pequeños y roca madre, mientras que los raspallones (*D. annularis*) prefirieron fondos menos rugosos pero heterogéneos, con una alta cobertura por *Posidonia* mezclada con bloques grandes y grava. Por último, las obladas (*O. melanura*) fueron más abundantes en los transectos con un mayor número de bloques rocosos medianos.

La biomasa total no mostró un modelo suficientemente explicativo. En cuanto a la biomasa de cada especie, la bondad del ajuste (medida mediante el r^2) varió entre 0,04 (*Apogon imberbis*) y 0,46 (*Chromis chromis*), con un promedio de 21% de variabilidad explicada por los diferentes modelos; 10 de las 14 especies analizadas rindieron un modelo con un coeficiente de regresión lo bastante alto como para permitir interpretaciones, incluyendo las castañuelas (*C. chromis*), los lábridos *Coris julis*, *Symphodus mediterraneus*, *S. ocellatus*, *S. roissali*, *S. tinca* y *Thalassoma pavo*, y los espáridos *Diplodus annularis*, *D. vulgaris* y *Sarpa salpa* (Tabla 22). Las castañuelas mostraron una mayor biomasa en fondos con una gran complejidad y heterogeneidad del fondo (con presencia tanto de manchas de *Posidonia* como bloques rocosos y roca madre). De entre los lábridos, las doncellas (*C. julis*) alcanzaron mayores valores de biomasa con más bloques grandes y grava y menos *Posidonia*, y los tordos (*Symphodus* spp.) y fredis (*T. pavo*) mostraron diferentes afinidades por fondos de bloques de diferente tamaño y pendientes generalmente altas (salvo el caso de *S. ocellatus*, cuya biomasa fue mayor en fondos más planos). Por su parte, las mayores biomásas de mojarras (*D. vulgaris*) se registraron en transectos de gran complejidad estructural (determinada por la presencia de bloques pequeños, roca madre y alta rugosidad), mientras que los raspallones (*D. annularis*), análogamente a lo que se encuentra con los valores de abundancia, se encontraron con mayores biomásas en transectos heterogéneos (por la presencia de bloques grandes, grava y manchas de *Posidonia*). Por último, las salpas (*S. salpa*) mostraron una mayor biomasa en fondos de roca madre, grava y bloques grandes.

Tabla 22. Resumen de la selección del mejor modelo para los descriptores del poblamiento completo (abundancia total, abundancia reducida, biomasa total, biomasa reducida y riqueza), y las especies de peces más comunes, con las variables de hábitat (Nº de bloques pequeños [Nº BP], medianos [Nº BM], grandes [Nº BG] y totales [Nº BT]; porcentaje de *Posidonia oceanica* [%POS], roca homogénea [%RH], bloques (%BLO), grava [%GRA], arena [%ARE]; pendiente [PEN] y rugosidad [RUG] del transecto). El efecto de las variables individuales sobre el modelo completo seleccionado se indica entre paréntesis, donde los símbolos "+" y "-" indican una relación de pendiente, positiva o negativa, respectivamente. Los modelos se seleccionaron mediante el criterio de información de Akaike (AIC). Se indica asimismo el valor de r^2 de cada modelo.

Variables	Mejor modelo seleccionado	AIC	Peso AIC	r^2
Riqueza	PEN (0,04893155) - %RH (-0,037661038)	203,7	0,022212775	0,23579649
Abundancia				
Total	%BLO (-1,828867) / %GRA (-16,62419)	567,0	0,014265307	0,10588134
Total reducida	Nº BP (2,692964)	479,4	0,024764466	0,06695312
<i>Apogon imberbis</i>	%POS (-0,5553201)	431,0	0,022382254	0,03090171
<i>Chromis chromis</i>	%POS (3,566893)	548,7	0,025497800	0,07381726
<i>Coris julis</i>	RUG (-8,807375)	343,3	0,044253438	0,15743160
<i>Diplodus annularis</i>	Nº BG (0,1781102) / %GRA (0,14314612) / %POS (0,04616156) / RUG (-1,0334534)	172,8	0,056747863	0,49034800
<i>Diplodus vulgaris</i>	Nº BP (1,819758) / %RH (0,3880811) / RUG (12,645717)	411,4	0,032272200	0,22918876
<i>Oblada melanura</i>	Nº BM (0,4260118)	320,8	0,039587195	0,11392836
<i>Symphodus mediterraneus</i>	%ARE (-0,2847436) / Nº BG (0,3015761) / PEN (0,05597535) / RUG (1,4448013)	207,8	0,045270413	0,40919680
<i>Symphodus ocellatus</i>	Nº BP (0,4378280)	352,5	0,025944673	0,04020105
<i>Symphodus roissali</i>	%ARE (-0,27468456) / Nº BG (0,08076783) / %GRA (0,2252873) / PEN (0,03718258)	185,8	0,018782839	0,02299627
<i>Sarpa salpa</i>	%BLO (0,23849646)	388,1	0,021241465	0,07769334
<i>Serranus scriba</i>	%GRA (0,2571388)	208,8	0,029103230	0,08478957
<i>Symphodus tinca</i>	Nº BP (0,2680738) / Nº BG (0,1996194) / PEN (-0,08855781)	261,4	0,041164551	0,25172820
<i>Tripterygion delaisi</i>	Nº BP (0,4452248)	326,7	0,032504024	0,07514659
<i>Thalassoma pavo</i>	%POS (0,4625705) / %RH (0,20917134)	352,3	0,020258466	0,20380902

Variables	Mejor modelo seleccionado	AIC	Peso AIC	r ²
Biomasa				
Total	Nº BP (460,3977)	903,5	0,021814856	0,06315753
Total reducida	Nº BP (462,1571)	901,8	0,024344590	0,06664439
<i>Apogon imberbis</i>	%POS (-5,8078550)	614,3	0,022124334	0,04101955
<i>Chromis chromis</i>	Nº BG (40,47417) / Nº BM (19,6796158) / %POS (21,105874) / %RH (10,086091)	629,4	0,051729367	0,45760040
<i>Coris julis</i>	Nº BG (3,656848) / %GRA (10,402263) / %POS (-2,554180)	497,2	0,041645152	0,30561860
<i>Diplodus annularis</i>	Nº BG (2,509733) / %GRA (5,916361) / %POS (0,9055382)	445,1	0,035406873	0,30553073
<i>Diplodus vulgaris</i>	Nº BP (142,1593) / %RH (34,48798) / RUG (1264,2461)	778,7	0,028464303	0,21791018
<i>Oblada melanura</i>	Nº BM (13,23837)	643,6	0,029508607	0,04472205
<i>Symphodus mediterraneus</i>	Nº BP (-1,2797908) / Nº BG (1,5024072) / PEN (0,6870144)	418,1	0,016798220	0,21897968
<i>Symphodus ocellatus</i>	%BLO (0,16291989) / %PEN (-0,2090248)	342,7	0,020363015	0,17374934
<i>Symphodus roissali</i>	Nº BP (-1,417987) / %ARE (-3,712155) / %GRA (6,640007) / PEN (0,7543428)	407,4	0,074155201	0,44157180
<i>Sarpa salpa</i>	RUG (1987,177)	796,6	0,029020560	0,13058310
<i>Serranus scriba</i>	%GRA (26,02447)	604,7	0,044592623	0,05735537
<i>Symphodus tinca</i>	Nº BP (13,60063) / %GRA (26,4939549)	584,2	0,032068180	0,21682700
<i>Tripterygion delaisi</i>	PEN (0,2420033)	362,0	0,022888071	0,05157215
<i>Thalassoma pavo</i>	Nº BG (2,9593174) / %GRA (8,562579) / %RH (0,99453597)	468,6	0,032493205	0,29680500

4.2. Análisis de redundancia

El análisis de redundancia relativo al poblamiento completo de peces identificó cinco especies fuertemente asociadas con algunas de las variables ambientales de estudio. El reyezuelo (*Apogon imberbis*) estuvo asociado con ambientes rocosos complejos ricos en bloques de distintos tamaños. De igual modo, la barracuda (*Sphyraena viridensis*), especie pelágica muy móvil, fue observada en grandes números nadando alrededor de promontorios rocosos con abundantes bloques de mediano y gran tamaño. La mojarra (*Diplodus vulgaris*) estuvo asociada a hábitats rocosos simples, donde la roca homogénea y los bloques pequeños fueron los principales elementos constituyentes de hábitat, tal y como ocurrió con la moma o babosa morruda (*Tripterygion delaisi*). Finalmente, las mayores densidades de castañuela (*Chromis chromis*) aparecieron en zonas rocosas de pendiente abrupta con cierta cobertura de *Posidonia oceánica*.

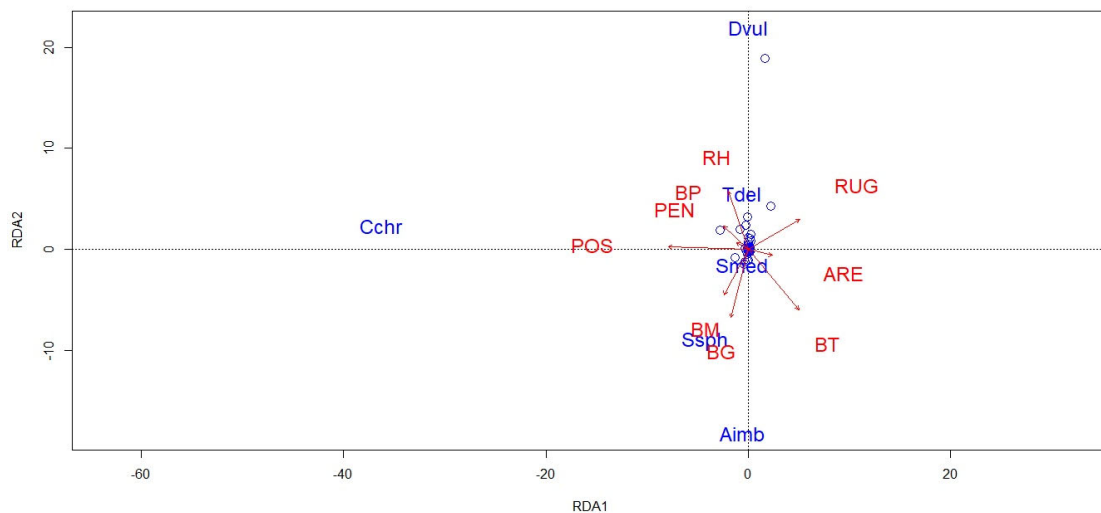


Figura 25. Representación gráfica del análisis de redundancia (RDA) para el poblamiento completo de peces (en términos de densidad) y las variables de hábitat: número de bloques de distintos tamaños (BP: bloques pequeños, BM: bloques medianos, BG: bloques grandes, BT: bloques totales), tipo de hábitat bentónico (POS: % Posidonia oceanica, ARE: % Arena, GRA: % Grava, RH: % de roca homogénea), pendiente (PEN) y rugosidad (RUG) del transecto.

El análisis de redundancia relativo a las especies vulnerables a la pesca asoció a la especie *S. viridensis* a ambientes rocosos complejos con gran cantidad de bloques medianos y grandes. Además, y al igual que en el caso anterior, *D. vulgaris* mostró preferencia por hábitats rocosos simples. El resto de las especies vulnerables no mostraron signos claros de asociación con un tipo concreto de variable ambiental.

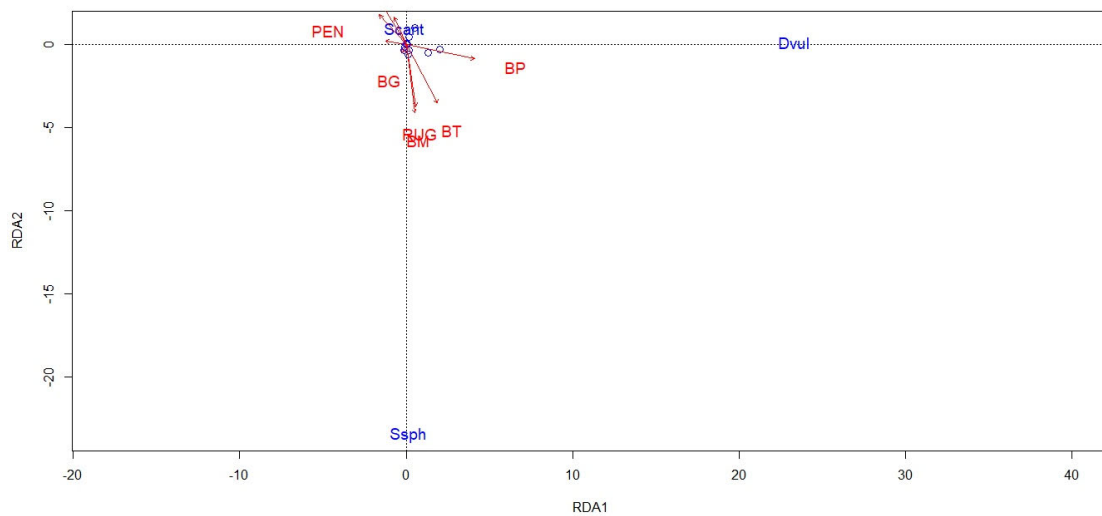


Figura 26. Representación gráfica del análisis de redundancia (RDA) entre la comunidad de especies vulnerables a la pesca (en términos de densidad) y las variables de hábitat: número de bloques de distintos tamaños (BP: bloques pequeños, BM: bloques medianos, BG: bloques grandes, BT: bloques totales), tipo de hábitat bentónico (POS: % *Posidonia oceanica*, ARE: % Arena, GRA: % Grava, RH: % de roca homogénea), pendiente (PEN) y rugosidad (RUG) del transecto.

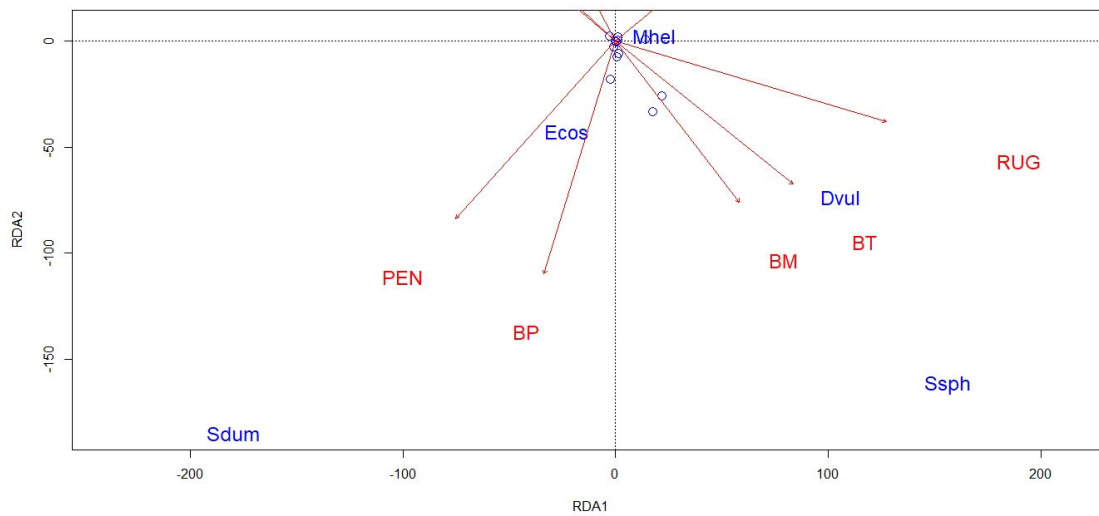


Figura 27. Representación gráfica del análisis de redundancia (RDA) entre la comunidad de especies vulnerables a la pesca (en términos de biomasa) y las variables de hábitat: número de bloques de distintos tamaños (BP: bloques pequeños, BM: bloques medianos, BG: bloques grandes, BT: bloques totales), tipo de hábitat bentónico (POS: % *Posidonia oceanica*, ARE: % Arena, GRA: % Grava, RH: % de roca homogénea), pendiente (PEN) y rugosidad (RUG) del transecto.

5. Discusión

Los resultados del estudio del poblamiento de peces de las reservas marinas de Punta de Sa Creu (Formentera) y la costa noreste de Ibiza-Tagomago (Ibiza) durante los años 2020 y 2021 no apuntan a ecosistemas maduros, debido principalmente a la escasez de especies de niveles tróficos superiores, utilizadas habitualmente como indicadores de ecosistemas bien conservados y que, por tanto, han alcanzado un equilibrio trófico natural. No obstante, existen unos primeros indicios de cierto efecto, incipiente, de las medidas de protección sobre el poblamiento de peces. El valor del presente estudio, realizado muy poco tiempo después de la declaración de ambas reservas marinas, reside en que constituye un punto cero imprescindible para posteriores seguimientos.

Composición y estructura de La comunidad íctica

En lo que respecta al poblamiento de especies vulnerables, censado mediante transectos de 50x5 m², en el conjunto de las dos reservas han sido observadas un total de 20 especies, siendo 18 de ellas comunes a ambos conjuntos de datos, mientras que *Caranx crysos* fue únicamente observada en la zona de control de Sa Creu y *Phycis phycis* fue censada en exclusiva en el estrato profundo de la reserva marina de Tagomago y en su zona profunda de control. Por tanto, faltan 6 especies de las identificadas *a priori* como pertenecientes a este grupo (*Gymnothorax unicolor*, *Conger conger*, *Umbrina cirrosa*, *Epinephelus caninus*, *Dicentrarchus Labrax*, *Diplodus cervinus*). Las cuatro primeras son especies bastante raras de observar en inmersión, por ser poco abundantes, o por sus hábitos crípticos y/o nocturnos; en el caso de las lubinas (*D. Labrax*), se trata de una especie migradora (López *et al.*, 2015) cuya presencia está más bien asociada a zonas estuáricas y lagunas costeras (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2014), así como a fondos rocosos someros batidos (Jouvenel & Pollard, 2001), por lo que son bastante difíciles de observar en fondos más profundos. Por su parte, los sargos reales (*D. cervinus*) son considerados en el Mediterráneo una de las especies indicadoras de un buen estado de conservación de los fondos (García-Charton *et al.*, 2004; Rojo *et al.*, 2021). Sin embargo, esta especie es escasísima en todo el archipiélago balear, de hecho, solo se ven en muy pocas localidades, como Cabrera, Isla del Toro y Dragonera, y normalmente ligados a profundidades por debajo de los 35 metros (M. Pozo, *observ. pers.*). Por tanto, en Baleares no reflejarían

tanto una comunidad climácica sino que históricamente han estado vinculados a unos pocos enclaves geográficos, en los que probablemente encuentran factores ambientales (¿de hábitat?) favorables. De hecho, García-Charton et al. (2004) tampoco observan esta especie en las localidades baleares prospectadas (Cabrera y costa norte de Mallorca),

Por otra parte, la estructura del poblamiento de peces vulnerables a la pesca está dominada en abundancia por espáridos (sargos - *Diplodus* spp. y chopas - *Spondyllosoma cantharus*) y el merlo - *Labrus merula*, un lábrido de gran tamaño y cierto interés comercial, mientras que en biomasa a esas especies se suman espetones - *Sphyraena* sp., corvas - *Sciaena umbra* y seriolas - *Seriola dumerili*. Por tanto, salvo en el caso de estas dos últimas especies, entre las dominantes en el poblamiento faltan los grandes depredadores (meros, dentones, doradas, sargos reales, etc.), es decir, aquellas otras especies que son indicadores de un buen estado de salud de la comunidad íctica, propias de reservas marinas bien desarrolladas (García-Charton et al., 2004; Rojo et al., 2019, 2020, 2021).

Por su parte, los censos del poblamiento completo (transectos de 25x5 cm²) han rendido, en el total de censos de ambas campañas en las dos reservas marinas y sus zonas de control, un total de 53 especies de peces, de las cuales 40 han sido censadas en los muestreos de Punta de Sa Creu y áreas de control, mientras que 52 lo eran en Tagomago y áreas circundantes. Si quitamos a las especies crípticas de pequeño tamaño (góbidos, blénidos y tripterígid), este cómputo asciende a 44 especies en total, 36 en Formentera y 43 en Ibiza. Esta diferencia es claramente debida al diferente esfuerzo de muestreo realizado en ambas localidades, más intenso en el caso de la isla ibicenca. De las especies observadas, solamente las doradas (*Sparus aurata*) no han sido observadas en Ibiza, mientras que entraron en los censos de la reserva marina de Punta de Sa Creu (concretamente, un par de individuos solitarios en sendas réplicas de la reserva en 2021). Por otra parte, en los censos de Ibiza han aparecido 12 especies que no fueron observados en Formentera; de estas, varias son pelágicas y muy móviles, por lo que su observación puede ser calificada de circunstancial (tal es el caso de jureles - *Trachurus* sp., bonitos - *Sarda sarda* y bogas - *Boops boops*), y otras son más propias de fondos profundos, los cuales no fueron prospectados en Formentera (caso del trescolas, *Anthias anthias*); en este grupo también hay que incluir a las especies crípticas *Scorpaena porcus*, *Parablennius rouxi*, *P. zvoniviri*, *Gobius cruentatus*, *G. incisus* y *G. vittatus*, cuya observación mediante censos visuales en inmersión con escafandra autónoma es difícil, a pesar de haberse adaptado en el presente estudio el método de muestreo para prestar especial atención a esta fracción del poblamiento completo. Únicamente la presencia de algunos individuos aislados de dentón - *Dentex dentex* de tamaño relativamente pequeño,

tanto en el estrato superficial como en el profundo de la reserva integral de Tagomago, en el transcurso de las dos campañas, podría ser calificado de un indicio del incipiente efecto reserva en esta área protegida. Esto es así a pesar de la gran movilidad de esta especie, por ser depredador de alto nivel trófico (Marengo et al. 2014) y porque tiene tendencia a mostrar cierta atracción por áreas protegidas en las que encontraría suficiente alimento (Rojo et al. 2021a).

En lo que respecta a la estructura del poblamiento, dominan espáridos y lábridos y pequeños serránidos, siendo las grandes especies piscívoras (meros, doradas, dentones, etc.) muy poco abundantes en el conjunto de los censos.

Efecto de La protección

La escasa influencia de las medidas de protección, así como las pocas variaciones interanuales detectadas, quedan evidenciadas con los resultados obtenidos con relación a los efectos de la protección y el año de muestreo en los análisis uni- y multivariantes de análisis por permutaciones (PERMANOVA), así como los análisis multivariantes de ordenación nMDS: en ninguna de las reservas marinas se observó un claro patrón para ninguno de estos factores. Esto es, si bien se observaron determinados efectos del factor año o nivel de protección para algunas especies o en la composición de especies (ver más abajo), estos no fueron consistentes entre reservas, niveles de protección, años o profundidades.

Es importante señalar, no obstante, que los valores de abundancia (tanto para especies vulnerables como para el conjunto del poblamiento observable) fue superior en las zonas de control de Formentera respecto a la reserva de Punta de Sa Creu, mientras que en la reserva marina de Tagomago la pauta fue la contraria, con valores de densidad y sobre todo de biomasa totales muy superiores a las de las zonas de control, aunque la gran variabilidad espacial observada ha impedido que dichas diferencias fueran estadísticamente significativas.

Algunos ejemplos de esos efectos de la protección en Punta de Sa Creu han sido las diferencias en estructura del poblamiento de especies vulnerables entre la zona protegida y la de control (con una mayor dominancia de sargos picudos - *Diplodus puntazzo* y otros sargos, chopas - *Spondyllosoma cantharus*, corvas - *Sciaena umbra*, merlos - *Labrus merula* y morenas - *Muraena helena* en la reserva marina).

En Tagomago, por su parte, se ha observado una mayor riqueza de especies vulnerables - y, correspondientemente, diferencias en la estructura del poblamiento de esas especies en el rango profundo de la reserva integral respecto al correspondiente control profundo,

determinadas por las mayores abundancias de *Diplodus* spp., chopas (*S. cantharus*) y falso abadejo (*Epinephelus costae*) en la reserva integral profunda, así como una mayor biomasa de merlos - *L. merula* en la reserva integral en su conjunto. También los censos de poblamiento completo han mostrado una diferente estructura del poblamiento en la reserva integral de Tagomago (las dos profundidades consideradas juntas) respecto al resto de niveles de protección, determinadas, no obstante, por especies no sensibles a la protección como castañuelas - *Chromis chromis*, mojarras - *Diplodus vulgaris*, fredis - *Thalassoma pavo* y el pequeño tripterígido *Tripterygion delaisi* - conocido como ramosa groga en el mar catalán. Por tanto, solamente en unos pocos casos (corvas, sargos, falsos abadejos y merlos) esas diferencias entre niveles de protección son achacables a los efectos de las medidas implementadas en ambas reservas.

El relativamente escaso efecto de la protección (salvo los casos reseñados más arriba) en las reservas de Tagomago y Punta de Sa Creu es esperable debido a su juventud, ya que diversos estudios revelan que los efectos reales (es decir, que alcancen su máxima magnitud e intensidad) tras la protección de un área marina suelen observarse a largo plazo (> 20 años; Claudet *et al.* 2008, Molloy *et al.* 2009, Edgar *et al.* 2014, Friedlander *et al.* 2017). A modo de ejemplo, en la reserva marina de Cabo de Palos- Islas Hormigas el aumento de la biomasa y abundancia de especies objeto solamente se notó a partir de los 4-5 años de la declaración de la reserva marina, alcanzando la verdadera magnitud de sus efectos tras transcurrir al menos 15 años (Rojo *et al.*, 2021a). Por tanto, hay que distinguir entre detectar unos primeros efectos de la protección (a los 4-5 años) de que estos alcancen su verdadera magnitud (> 15 años).

Un factor importante a tener en cuenta para el éxito de las medidas de protección es una vigilancia efectiva para prevenir en lo posible el furtivismo (Guidetti *et al.*, 2008; Giakoumi *et al.*, 2017; Rojo *et al.*, 2019). En la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas, esa tendencia observada al aumento exponencial se vio interrumpida por unos años de vigilancia escasa o nula, hasta que la reanudación de este servicio esencial para el buen funcionamiento de las reservas provocó que volvieran a aumentar la densidad y biomasa de especies piscívoras en esta reserva, no pareciendo hasta el momento haber alcanzado su techo (Rojo *et al.*, 2021a). La vigilancia en las dos reservas marinas parece adecuada, pero resulta esencial no descuidar este aspecto para garantizar que los efectos de la protección aumenten con el tiempo.

Comparación regional de valores de biomasa íctica

De la comparación de los valores de biomasa total media alcanzados en las dos localidades protegidas con los registrados en otras áreas protegidas baleares, y en otras localidades del Mediterráneo occidental, se pueden extraer algunas conclusiones.

En la reserva marina de Punta de Sa Creu el valor para las especies vulnerables ha sido e los 6,4 kg 250 m⁻². En cuanto al poblamiento completo, la biomasa en la reserva marina de Punta de Sa Creu ha sido de 8,5 kg 250 m⁻² (aunque bien inferior a los 22,7 kg 250 m⁻² observados en las zonas de control, estos valores de biomasa son achacables a la aparición circunstancial de grandes bancos de serviolas, y también a la aparición de cardúmenes de mojarras).

En la reserva marina de Tagomago se ha medido una biomasa media de especies vulnerables de 11,1 kg 250 m⁻² en el rango profundo, mientras que se han alcanzado los 32,9 kg 250 m⁻² para el poblamiento completo.

Estos valores son comparables a los registrados por Coll *et al.* (2020) para diferentes localidades protegidas baleares, tales como algunos sitios en Cabrera (Illots, Conillera, Rates o Estells) y Es Freus, y mayores que los registrados en las reservas de Cala Ratjada y Nord de Menorca, aunque menores a los registrados en las reservas marinas de l'Illa del Toro, Espardelló en Es Freus d'Eivissa i Formentera o l'Imperial en Cabrera.

En este caso, los valores son bastante elevados si se tiene en cuenta la juventud de ambas reservas, comparables, por ejemplo, a los 29,6 kg 250 m⁻² para el poblamiento completo en Tavolara reportados por Sala *et al.* (2012). Sin embargo, estos valores son sensiblemente menores a los máximos registrados en otras áreas protegidas del Mediterráneo occidental, como los 67,7 kg 250 m⁻² de Tavolara si se consideran únicamente los bajos rocosos de esa reserva marina (Sayhoun *et al.*, 2012).

Por su parte, Rojo *et al.* (2021) da cuenta de lo que probablemente es la máxima biomasa registrada hasta el momento en una reserva marina mediterránea, pues en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas se ha llegado a unos 189,4 kg 250 m⁻² para el poblamiento completo; estos mismos autores proponen varias hipótesis no excluyentes entre sí para explicar este valor tan excepcional, y que tienen que ver con una combinación de hábitats óptimos que además proporcionan una referencia espacial a varias especies de grandes peces muy móviles (como serviolas y dentones), producción primaria local muy alta y subsidios energéticos externos que proporcionan alimento extra al poblamiento íctico. Por otra parte, la relativamente baja producción primaria de las islas Baleares

en comparación con las localidades más próximas al continente o al estrecho de Gibraltar propicia biomasa más bajas que esas otras localidades (García-Charton *et al.*, 2004; Rojo *et al.*, 2021b).

Abundancia vs. biomasa

Los análisis realizados con datos de abundancia y biomasa rinden resultados muy similares, lo cual denota una fase temprana de la respuesta del poblamiento íctico a las medidas de protección. Solo a partir del momento en que las especies más reactivas a la protección (especies depredadoras de alto nivel trófico, de gran tamaño y crecimiento lento) inicien su aumento más exponencial, es probable que biomasa y densidad se comporten de modo opuesto (tal y como se ha observado en la reserva marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas), debido a procesos *top-down* (control por depredadores sobre poblaciones de mesocarnívoros) (Rojo *et al.* 2021a). El seguimiento continuado de estos parámetros, junto con el del cambio en la estructura de tallas de las especies más ligadas al efecto reserva, será pues de gran interés para caracterizar la respuesta trófica y funcional del poblamiento de peces.

Importancia de La figura de reserva parcial

La reserva parcial de Tagomago ha mostrado niveles intermedios de abundancia y biomasa entre los de la reserva integral y las zonas no protegidas. En ese sentido, estos datos reafirman el interés de mantener zonas de amortiguación alrededor de las reservas integrales, pues su efectividad, aun siendo en general algo menor (Lester & Halpern 2008, PISCO 2016, Giakoumi *et al.* 2017), pueden resultar un seguro frente a excesivas presiones fuera de la reserva, sobre todo si su regulación es adecuada y la vigilancia es suficiente (Abecasis *et al.* 2015, Giakoumi *et al.* 2017, Zupan *et al.* 2018, Rojo *et al.* 2019). Un beneficio añadido es impedir el fenómeno de "efecto borde", por el cual el efecto de desbordamiento ('spillover') hacia fondos no protegidos adyacentes, provocando un gradiente de abundancia y/o biomasa de dentro a fuera de la reserva marina (Harmelin-Vivien *et al.* 2008, Hackradt *et al.* 2014, Di Lorenzo *et al.* 2016) podría verse contrarrestado con una disminución de la densidad dentro de la propia reserva, debido a una presión excesiva en los límites mismos del área protegida (Ohayon *et al.* 2021).

Efecto de La profundidad

La profundidad no parece haber ejercido un efecto fundamental en las pautas observadas, y las diferencias medidas en este estudio bien podrían ser achacadas más bien a un "efecto hábitat" (García-Charton & Pérez-Ruzafa 2001, García-Charton *et al.* 2004), pues la zona rocosa

somera de la reserva integral de Tagomago tiene una complejidad estructural mucho menor que la de las zonas profundas.

Sugerencias para el diseño de muestreo de posteriores estudios de seguimiento

Lo anterior, unido a la experiencia del presente estudio, nos lleva a proponer las siguientes sugerencias para el diseño de muestreo de posteriores seguimientos:

- No diferenciar censos de poblamiento completo de censo de especies vulnerables, realizando únicamente transectos de 50x5 m (en las que se censan todas las especies demersales y pelágicas) combinados con transectos de 25x1 m (para especies crípticas) – es decir, eliminar los transectos de 25x5 m para el poblamiento completo.
- Añadir censos con la técnica TRT+DS (Irigoyen et al. 2018, Rojo et al. 2021b), adaptada para censar especies depredadoras de alto nivel trófico (meros, doradas, dentones, serviolas, corvas, etc.), de la que hemos demostrado rendir unos valores más realistas de densidad y biomasa por unidad de superficie.
- Eliminar la profundidad como factor experimental, de modo que todos los censos se realicen en la franja 15-20 m.
- Sustituir la condición de encontrar zonas de control “comparables” en base a la estructura del hábitat rocoso, por cubrir la mayor amplitud de gradiente ambiental posible (manteniendo que sean fondos rocosos), de manera que los controles capten la variabilidad natural del poblamiento, y el efecto reserva se detecte por el hecho de que la diferencia entre las medias observadas en la reserva y fuera de ella sea de mayor magnitud que la media de las diferencias entre controles (base del planteamiento asimétrico beyond-BACI de Underwood 1994, ver también Félix-Hackradt et al. 2018). De este modo, se pueden incluir muchas más localidades de control alrededor de las islas.
- Eliminar el requisito de volver a los mismos sitios dos días diferentes, y, a cambio, multiplicar el número de sitios (con sus correspondientes réplicas) tanto dentro como fuera de las reservas. Consideramos que con la repetición en un intervalo tan corto de días entre uno y otro censo el error experimental es más confuso (espacial + temporal a corto plazo) y puede llevar a interpretaciones espurias, mientras que de otro modo el error experimental – variabilidad aleatoria es puramente espacial, con lo que la interpretación de los resultados resulta más sencilla. Sustituir replicación espacio-temporal por replicación puramente espacial permite, además, a igualdad de esfuerzo de campo, añadir

sitios de muestreo (tanto dentro como fuera de las reservas), con lo que se facilita la propuesta realizada en el punto anterior.

- En todos los transectos, medir las variables descriptoras de la estructura del hábitat consideradas, de modo que puedan servir de covariables en los análisis y ayudar a explicar las diferencias observadas y no achacables directamente a la protección.

6. Conclusiones

- Tras 3 años de protección, aún es pronto para observar un efecto notable de las reservas marinas objeto del presente informe. No obstante, ya hay unos primeros indicios de cierta respuesta del poblamiento íctico a las medidas implementadas.
- Tanto el número de especies como la composición específica y las abundancias alcanzadas son las típicas de los fondos de las islas Baleares. En lo que respecta a las especies vulnerables, numéricamente, dominan los espáridos (sargos y chopas) y grandes lábridos (sobre todo *Labrus merula*); en Tagomago, destacaron además las abundancias de espetones (*Sphyræna viridensis*) y seriolas (*Seriola dumerili*). El falso abadejo (*Epinephelus costae*) fue el mero dominante en estos fondos, por delante de las demás especies de grandes serránidos (gitanos - *Mycteroperca rubra* y meros - *E. marginatus*), aunque no contribuyó demasiado a la abundancia total. Además, otras especies propias de un efecto reserva consolidado han mostrado abundancias muy bajas (caso de dentones y doradas) o directamente no han sido observadas en ninguno de los censos (caso notable del sargo breado, *Diplodus cervinus*).
- En cuanto a la biomasa de especies vulnerables, a las especies anteriores hay que sumar las corvas (*Sciaena umbra*), aunque su presencia no está necesariamente ligada a las zonas de protección, habiéndose observado por igual (o incluso en mayores abundancias y biomásas) en las zonas de control de Sa Creu, mientras que en Tagomago en 2021 sí que mostraron unos valores sensiblemente más altos en la reserva integral, sobre todo el segundo año de muestreo.
- Sin embargo, hay algunas evidencias de un incipiente efecto reserva, a pesar del poco tiempo transcurrido desde la declaración de ambos espacios protegidos: una estructura (es decir, la composición en especies y su abundancia relativa) del poblamiento de peces en Sa Creu y Tagomago diferentes a las de las respectivas zonas de control (aunque no siempre determinadas por especies sensibles a la protección pesquera), una riqueza en especies vulnerables en la reserva de Tagomago respecto a las zonas de control en el rango profundo, o una mayor biomasa de merlos (*Labrus merula*) en ambas franjas de profundidad en Tagomago. Sin embargo, otras especies típicamente indicadoras del efecto reserva (meros, corvas, dentones, doradas) no han mostrado aún un efecto sensible de la protección pesquera.

- La biomasa total observada en ambas reservas está en el rango intermedio de las observadas en otras reservas marinas de las islas Baleares, que es con las cuales hay que comparar los valores obtenidos, ya que la producción primaria regional es un factor limitante para los máximos de biomasa que se pueden alcanzar. A pesar del poco tiempo transcurrido, ya se alcanzan valores de biomasa total superiores a los observados en Cala Ratjada o en el Norte de Menorca, aunque aún son menores a los de ciertos sitios en Cabrera, Es Freus o isla del Toro.
- La reserva parcial de Tagomago ha mostrado niveles de abundancia y biomasa de determinadas especies comparables, si no superiores, a los de la reserva integral, siendo un buen ejemplo de que este nivel intermedio de protección puede rendir resultados si su gestión y vigilancia son adecuados.
- La estructura del hábitat rocoso es un factor muy a tener en cuenta a la hora de explicar algunos de los resultados obtenidos; en nuestro estudio, el hábitat ha explicado típicamente el 20% de la variabilidad total de los datos (rango 2-50%), al menos para aquellas especies cuya frecuencia de aparición ha permitido los correspondientes análisis. Por otra parte, la estructura del hábitat no ha sido particularmente más adecuada en las reservas marinas respecto a las zonas de control, por lo que los incipientes efectos de la protección son probablemente más achacables a los resultados de la gestión que a unas diferencias de hábitat entre ambos niveles de protección. No obstante, determinados lugares (p. ej. la reserva integral de Tagomago) son de una gran singularidad respecto a las zonas seleccionadas como control, por lo que puede darse cierta confusión entre el efecto reserva y el efecto hábitat.
- A este respecto, uno de los problemas detectados es que con el diseño de muestreo no se cubre adecuadamente el rango de variabilidad espacial del poblamiento de peces y su hábitat; creemos que se puede rediseñar el muestreo para incluir una mayor variabilidad natural, de modo a que se pueda separar con mayor precisión el efecto del hábitat del de las medidas de protección.
- Un factor determinante para el éxito de las dos áreas marinas protegidas es que la vigilancia sea de alta intensidad, ya que se ha comprobado en todo el Mediterráneo que incluso niveles intermedios de vigilancia no consiguen que las medidas de gestión implementadas sean efectivas.
- En conclusión, el hecho de que se hayan percibido ciertos signos de respuesta a la protección, a pesar del poco tiempo transcurrido, nos hace pensar que hay un gran margen para la mejora cualitativa y cuantitativa del poblamiento de peces en ambas reservas.

7. Anexo fotográfico



Ilustración 1. Tordo verde o griva (Labrus viridis)

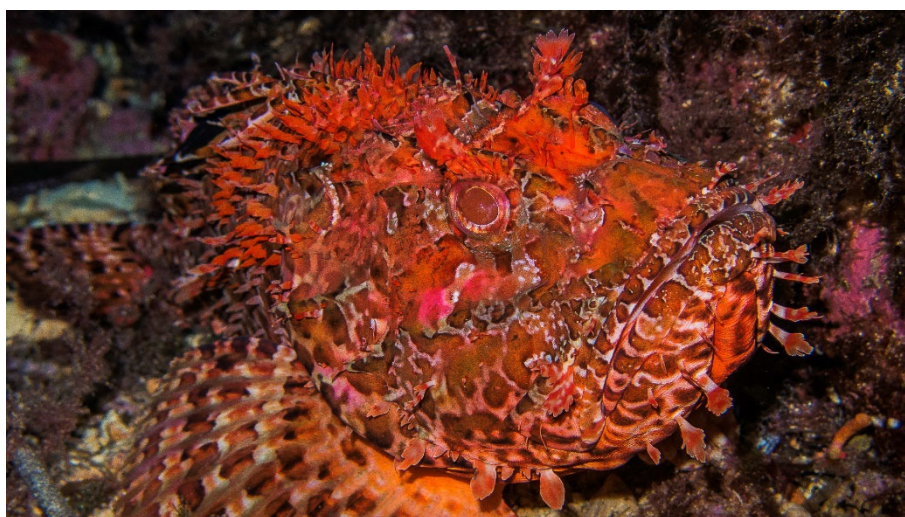


Ilustración 2. Cabracho (Scorpaena scrofa)



Ilustración 3. Doncella o julia (*Coris julis*) siendo desparasitado por el también lábrido *Symphodus melanocercus*



Ilustración 4. *Lepadogaster candolii* escondido bajo el erizo *Paracentrotus lividus*



Ilustración 5. Pez limón, serviola, o lecha (Seriola dumerili)

8. Bibliografía

- Abecasis D, Horta e Costa B, Afonso P, Gonçalves E & Erzini K (2015) Early reserve effects linked to small home ranges of a commercial fish, *Diplodus sargus*, Sparidae. *Marine Ecology Progress Series*, 518: 255-266.
- Alban F, Appéré G & Boncoeur J (2006) Economic Analysis of Marine Protected Areas. EMPAFISH Project, Booklet no 3. Murcia: Editum.
- Anderson MJ & Millar RB (2004) Remedies for pseudoreplication. *Fisheries Research*, 70(2-3): 397-407.
- Anderson MJ & Walsh DC (2013) PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83: 557-574.
- Bartoń K (2020) MuMin: multi-model inference. R package version 1.43.17. Retrieved May, 11, 2021.
- Bennett NJ, Calò A, Di Franco A, Niccolini F, Marzo D, Domina I, Dimitriadis C, Sobrado F, Santoni MC, Charbonnel E, Trujillo M, García-Charton JA, Seddki L, Cappaner V, Grbin J, Kastelic L, Milazzo M & Guidetti P (2020) Social equity and marine protected areas: Perceptions of small-scale fishermen in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, 244: 45-51
- Clarke K & Gorley RN (2006) PRIMER version 6: user manual/tutorial. Plymouth: PRIMER-E.
- Clarke KR & Warwick RM (2001) Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation, 2: 1-68.
- Claudet J, Osenberg CW, Benedetti-Cecchi L, Domenci P, Garcia-Charton J.A., Perez-Ruzafa A, Badalamenti F, Bayle-Sempere J, Brito A, Bulleri F, Culioli JM, Dimech M, Falcón JM, Guala I, Milazzo M, Sánchez-Meca J, Somerfield PJ, Stobart B, Vandeperre F, Valle C & Planes S (2008) Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*, 11: 481-489.
- Coll J, Reñones O, Moranta J, Álvarez-Berastegui D & Cardona L (2020) Els peixos dels fons durs infralitorals de l'archipèlag de Cabrera. Efectes dels 25 anys de Parc Nacional. En: Grau AM, Fornós JJ, Mateu G, Oliver PA & Terrasa B (eds.) Archipèlag de Cabrera: Història Natural. Monografies de la Societat d'Historia Natural de les Balears, 30: 243-275.

- Colloca F, Crespi V, Cerasi S & Coppola SR (2004) Structure and evolution of the artisanal fishery in a southern Italian coastal area. *Fisheries Research*, 69: 359-369.
- Côté IM, Mosqueira I & Reynolds JD (2001) Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: meta-analysis. *Journal of Fish Biology*, 59: 178-189.
- De Girolamo M & Mazzoldi C (2001) The application of visual census on Mediterranean rocky habitats. *Marine Environmental Research*, 51: 1-16.
- Di Lorenzo M, Claudet J & Guidetti P (2016) Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *Journal for Nature Conservation*, 32: 62-66.
- Edgar GJ, Stuart-Smith RD, Willis TJ, Kininmonth E, Baker SC, Banks S, Barrett NS, Becerro MA, Bernard ATF, Berkhout J, Buxton CD, Campbell SJ, Cooper AT, Davey M, Edgar SC, Försterra G, Galván DE, Irigoyen JA, Kushner DJ, Moura R, Parnell PE, Shears NT, Soler G, Strain EMA & Thomson RJ (2014) Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature*, 506: 216-220.
- Félix-Hackradt FC, Hackradt CW, Treviño-Otón J, Pérez-Ruzafa A & García-Charton JA (2018) Effect of marine protected areas on distinct fish life-history stages. *Marine Environmental Research* 140: 200-209.
- Friedlander AM, Golbuu Y, Ballesteros E, Caselle JE, Gouezo M, Olsudong M & Sala E (2017) Size, age, and habitat determine effectiveness of Palau's Marine Protected Areas. *PLoS ONE*, 12: e0174787.
- Froese R & Pauly D (eds.) (2011) *FishBase*. [version 10/2011] <http://www.fishbase.org>.
- García-Charton JA & Pérez-Ruzafa A (2001) Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A & Marcos-Diego C (2000) Fish visual census methods for detecting gradients of abundance and biomass across boundaries of MPAs. In: Goñi R et al. (eds.) *Introductory Guide to Methods for Selected Ecological Studies in Marine Reserves*, ECOMARE MAST Programme: 29-34.
- García-Charton JA, Pérez-Ruzafa A, Sánchez-Jerez P, Bayle-Sempere JT, Reñones O & Moreno-Lampreave 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.
- Giakoumi S, Scianna C, Plass-Johnson J, Micheli F, Grorud-Colvert K, Thiriet P & Guidetti P (2017) Ecological effects of full and

- partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Scientific reports*, 7(1): 1-12.
- Gissi E, Manea E, Mazaris DA, Frascchetti S, Almpnidou V, Bevilacqua S, Coll M, Guarnieri G, Lloret-Lloret GE, Pascual M, Petza D, Rilov G, Schonwald M, Stelzenmüller V & Katsanevakis S (2021) A review of the combined effects of climate change and other local human stressors on the marine environment. *Science of the Total Environment*, 755: 68-73.
- Gower JC (1987) Classification, geometry and data analysis. In 1. Conference of the International Federation of Classification Societies: 3-14.
- Guidetti P, Baiata P, Ballesteros E, Di Franco A, Hereu B, Macpherson E, Micheli F, Pais A, Panzalis P, Rosenberg AA, Zabala M & Sala E (2014) Large-Scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLoS ONE*, 9(4): e91841.
- Guidetti P, Milazzo M, Bussotti S, Molinari A, Murenu M, Pais A & Tunesi L (2008) Italian marine reserve effectiveness: does enforcement matter? *Biological Conservation*, 141(3): 699-709.
- Gutiérrez-Cánovas C & Escribano-Ávila G (2019) Inferencia estadística a partir de varios modelos y su utilidad en ecología. *Ecosistemas*, 28(1): 118-120.
- Hackradt CW, García-Charton JA, Harmelin-Vivien M, Pérez-Ruzafa A, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel R, Ody D, Reñones O, Sánchez-Jerez P & Valle C (2014) Response of rocky reef top predators (Serranidae: Epinephelinae) in and around marine protected areas in the Western Mediterranean Sea. *PLoS ONE*, 9(6): e98206.
- Harmelin-Vivien M, Le Diréach L, Bayle-Sempere J, Charbonnel E, García-Charton JA, Ody D, Pérez-Ruzafa A, Reñones O, Sánchez-Jerez P & Valle C (2008) Gradients of abundance and biomass across reserve boundaries in six Mediterranean marine protected areas: evidence of fish spillover? *Biological Conservation*, 141: 1829-1839.
- Harmelin-Vivien ML, Harmelin JG, Chauvet C, Duval C, Galzin R, Lejeune P & Barnabe G (1985) Évaluation des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Revue d'Ecologie (La Terre et La Vie)*, 40: 467-539.
- Irigoyen AJ, Rojo I, Calò A, Trobbiani G, Sánchez-Carnero N & García-Charton JA (2018) The "Tracked Roaming Transect" and distance sampling methods increase the efficiency of underwater visual censuses. *PLoS ONE*, 13(1): 1-15.
- Jongman RGH, Ter Braak CJF & Van Tongeren OFR (eds.) (1987) *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Wageningen: Pudoc.

- Jouvenel JY & Pollard DA (2001) Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus Labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11(1): 1-9.
- Julià M, del Valle L, Bagur M, Marsinyach E, Pons GX & Carreras D (2019) Cartografía de los hábitats marinos de las Islas Baleares: compilación de capas y comunidades bentónicas. Observatorio Socioambiental de Menorca (Institut Menorquí d'Estudis). Societat d'Història Natural de les Balears. Fundació Marilles.
- Lester SE & Halpern BS (2008) Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Marine Ecology Progress Series*, 367: 49-56.
- López R, De Pontual H, Bertignac M & Mahévas S (2015) What can exploratory modelling tell us about the ecobiology of European sea bass (*Dicentrarchus Labrax*): a comprehensive overview. *Aquatic Living Resources*, 28(2-4): 61-79.
- Lubchenco J & Colvert GK (2015) Making waves: The science and politics of ocean protection. *Science*, 350: 382-383.
- Luckhurst BE & Luckhurst K (1978) Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology*, 49: 317-323.
- Marengo M, Durieux EDH, Marchand B & Francour P (2014) A review of biology, fisheries and population structure of *Dentex dentex* (Sparidae). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24: 1065-1088.
- Micheli FM, Halpern BS, Botsford LW & Warner RR (2004) Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserves. *Ecological Applications*, 14: 1709-1723.
- Molloy P, McLean IB & Côté M (2009) Effects of marine reserve age on fish populations: a global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 46: 743-751.
- Morey G, Moranta J, Massutı E, Grau A, Linde M, Riera F & Morales-Nin B (2003) Weight-length relationships of littoral to lower slope fishes from the western Mediterranean. *Fisheries Research*, 62(1): 89-96.
- Ohayon S, Granot I & Belmaker J (2021) A meta-analysis reveals edge effects within marine protected areas. *Nature Ecology & Evolution*, 5: 1301-1308.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D & Wagner H (2020) vegan community ecology package version 2. 5-7 November 2020.

- Pérez-Ruzafa A & Marcos C (2014) Ecology and distribution of *Dicentrarchus Labrax* (Linnaeus 1758). En: Sánchez-Vázquez J & Muñoz-Cueto JA (eds.) Biology of European sea bass, 1:
- PISCO (2016) The science of marine protected areas (3rd ed., Mediterranean). www.piscoweb.org, 22 pp.
- Rojo I, Anadón JD & García-Charton JA (2021a) Exceptionally high but still growing predatory reef fish biomass after 23 years of protection in a Marine Protected Area. PLoS ONE, 16(2): e0246335.
- Rojo I, Irigoyen AJ, Cuadros A, Calò A, Pereñíguez JM, Hernández-Andreu R, Félix-Hackradt FC, Carreño F, Hackradt CW, & García-Charton JA (2021b) Detection of protection benefits for predatory fishes depends on census methodology. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 31(7): 1670-1685.
- Rojo I, Sánchez-Meca J, & García-Charton JA (2019) Small-sized and well-enforced Marine Protected Areas provide ecological benefits for piscivorous fish populations worldwide. Marine Environmental research, 149: 100-110.
- Sahyoun R, Bussotti S, Di Franco A, Navone A, Panzalis P, & Guidetti P (2013) Protection effects on Mediterranean fish assemblages associated with different rocky habitats. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(2): 425-435.
- Sala E, Ballesteros E, Dendrinis P, Di Franco A, Ferretti F, Foley D, Frascchetti S, Friedlander A, Garrabou J, Güçlüsoy H, Guidetti P, Halpern BS, Hereu B, Karamanlidis AA, Kizilkaya Z, Macpherson E, Mangialajo L, Mariani S, Micheli F & Zabala M (2012) The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. PLoS ONE, 7(2): e32742.
- Sciberras M, Jenkins SR, Mant R, Kaiser MJ, Hawkins SJ & Pullin AS (2013) Evaluating the relative conservation value of fully and partially protected marine areas. Fish and Fisheries, 16: 58-77.
- Tetreault I & Ambrose RF (2007) Temperate marine reserves enhance targeted but not untargeted fishes in multiple no-take MPAS. Ecological Applications, 17: 2251-2267.
- Underwood AJ (1994) On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. Ecological Applications, 4: 3-15.
- Wickham H (2011). ggplot2. Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics, 3(2): 180-185.
- Zupan M, Fragkopoïlou E, Claudet J, Erzini K, Horta e Costa B & Gonçalves EJ (2018) Marine partially protected areas: drivers of ecological effectiveness. Frontiers in Ecology and the Environment, 16(7): 1-7.

