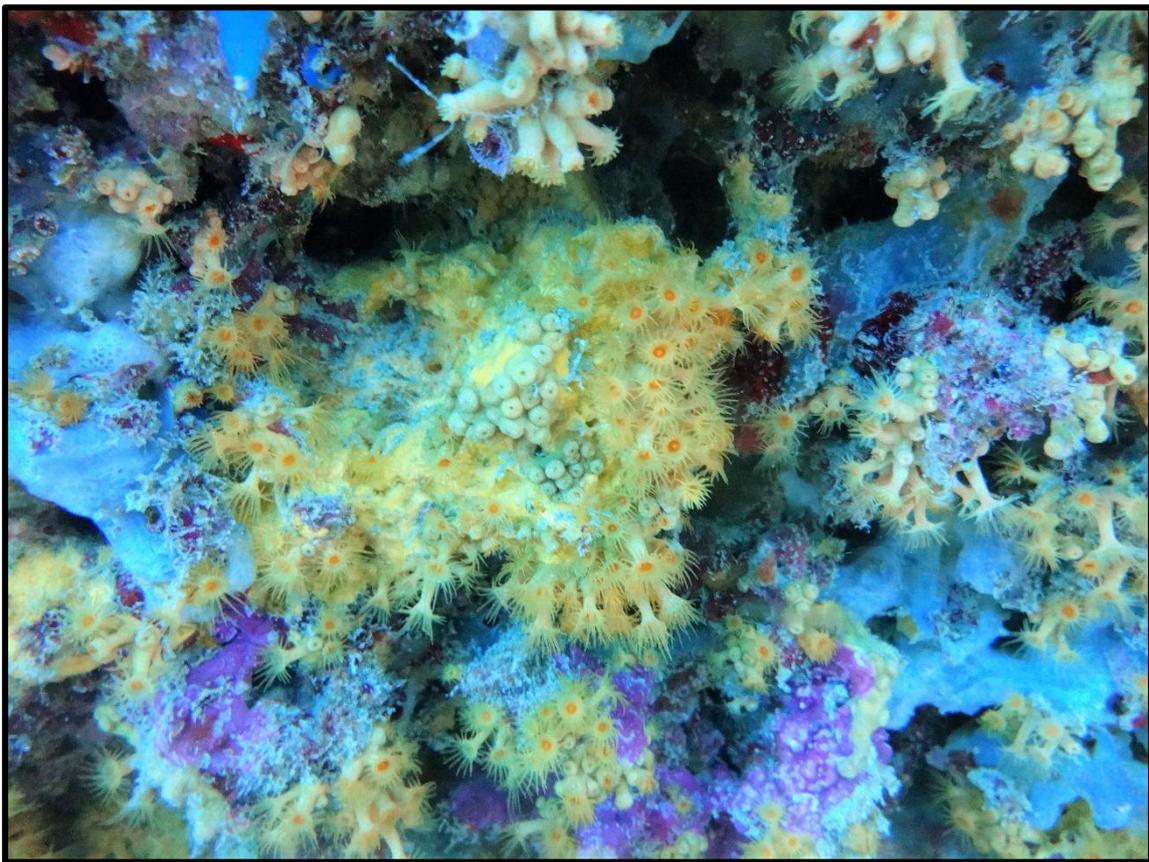




Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament de Ciències del Mar i Biologia Aplicada
Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada

SEGUIMIENTO CIENTÍFICO DE LA RESERVA MARINA DE INTERÉS PESQUERO DE LA ISLA DE TABARCA



Octubre, 2018

Campus de Sant Vicent del Raspeig, s/n
Ap. Correus 99 - E-03080 Alacant
Tel. y Fax: +34 96 590 98 40
e-mail: dcmba@ua.es
web: <http://www.ua.es>

EQUIPO DE TRABAJO:

Yolanda Fernández Torquemada (Coordinadora)

Aitor Forcada Almarcha

Carlos Valle Pérez

Yoana del Pilar Ruso

Andrés Izquierdo Muñoz

Esther Arcas Sen

José Antonio de la Ossa Carretero

Mercedes Varela Diaz de Tuesta

Alfonso A. Ramos Esplá

José Luis Sánchez Lizaso

Irene Elvira Antón

Carmen Barbera Cebrian

Foto Portada: *Parazoanthus axinellae* en aguas de la RMIP de Tabarca

ÍNDICE

Introducción.....	5
Objetivos.....	6
1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial.....	7
1.a. Censos visuales de peces.....	7
1.a.1. Material y métodos.....	7
1.a.2. Resultados.....	11
1.b. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIP 36	
1.b.1. Material y métodos.....	36
1.b.2. Resultados.....	37
2. Seguimiento de las comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico	50
2.a. Seguimiento de praderas de <i>P. oceanica</i> y otras angiospermas marinas	50
2.a.1. Material y métodos.....	50
2.a.2. Resultados.....	54
2.b. Caracterización del impacto de fondeo sobre angiospermas marinas.....	72
2.b.1. Material y métodos.....	73
2.b.2. Resultados.....	76
2.c. Formaciones organógenas e impactos sobre ellas	85
2.c.1. Comunidades de <i>Cystoseira</i>	85
2.c.2. Cornisas de vermétidos.....	88
2.c.3. Material y métodos.....	89
2.c.4. Resultados	93
2.d. Seguimiento de invertebrados de interés	96
2.d.1. Material y métodos.....	98
2.d.2. Resultados.....	104
3. Calentamiento global y especies exóticas.....	117
3.a. Blanqueamiento y necrosis	117
3.b. Registro de temperaturas.....	123
3.c. Especies exóticas	124
4. Conclusiones del estudio y análisis de la evolución mediante comparación de los datos obtenidos en este estudio con los datos obtenidos en los estudios de 2016 y 2017.....	133
5. Referencias.....	137
Anexo fotográfico.....	143

INTRODUCCIÓN

La Ley 9/1998 de 15 de diciembre de la Generalitat de Pesca Marítima de la Comunitat Valenciana, establece en su artículo 30 apartado 1 "Son zonas protegidas de interés pesquero del litoral marítimo de la Comunidad Valenciana las declaradas administrativamente, dentro de los límites de sus aguas interiores, por su especial interés para la preservación y regeneración de los recursos pesqueros, limitando en ellas las actividades extractivas de la fauna y flora marinas y en general perturbadoras del medio". En su artículo 31 apartado 2 "Cuando las singulares condiciones del área a proteger y el elevado interés en la regeneración de los recursos pesqueros determinen una mayor protección, de carácter integral, el Decreto por el que se declare la zona de protección podrá calificarla como reserva marina de interés pesquero".

En la actualidad en la Comunidad Valenciana hay tres reservas marinas de interés pesquero (RMIP):

- Reserva marina de interés pesquero de la Sierra de Irta.
- Reserva marina de interés pesquero del Cabo de San Antonio.
- Reserva marina de interés pesquero de la isla de Tabarca.

Estas RMIP sirven como zonas de cría de diferentes especies de peces e invertebrados, favoreciendo el mantenimiento de sus poblaciones, tanto en el interior de la reserva como en los alrededores de la misma. Asimismo contribuyen al mantenimiento de las especies y hábitats marinos. Las Reservas Marinas de Interés Pesquero representan también excelentes laboratorios naturales donde comparar los efectos antrópicos (contaminación, recolección, pesca...) dentro y fuera de estos espacios protegidos; así como, la variación por fenómenos naturales o inducidos por el hombre como el calentamiento global sobre las poblaciones de especies-objetivo.

Por ello, es fundamental contar con un seguimiento anual y periódico de las RMIP en la Comunidad Valenciana para comprobar si se están alcanzando los objetivos de la protección.

Por resolución del Director General de Agricultura, Ganadería y Pesca del 2 de abril de 2018 se encarga el seguimiento de la Reserva Marina de Interés Pesquero de la isla de Tabarca al Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada de la Universidad de Alicante.

OBJETIVOS

El objetivo general es el seguimiento de la evolución de determinadas poblaciones y comunidades objetivo en la RMIP de la isla de Tabarca de acuerdo al pliego de prescripciones técnicas de dicho concurso y en particular:

1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial:
 - a. Seguimiento de las poblaciones de peces mediante censos visuales en inmersión.
 - b. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIP.
2. Seguimiento de comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico: praderas de *Posidonia oceanica*, formaciones organógenas (*Lithophyllum byssoides*, *Dendropoma lebeche*); 'bosques' de *Cystoseira* spp.; bancos de corales (*Cladocora caespitosa*), 'coralígeno y bosques' de gorgonias (*Eunicella*, *Lophogorgia*); nacras (*Pinna nobilis*, *P. rudis*) erizos (*Paracentrotus*, *Arbacia*, *Sphaerechinus*). Y de los impactos antrópicos sobre ellas: frecuentación /pisoteo, recolección de invertebrados (lapas y erizos); erosión por buceo autónomo y por anclaje de embarcaciones.
3. Seguimiento del calentamiento global mediante sensores de temperatura, blanqueamiento (corales) y necrosis (gorgonias) y seguimiento de especies exóticas.

1. Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial

1.a. Censos visuales de peces

1.a.1. Material y métodos

Metodología de muestreo

La caracterización de la ictiofauna en zonas protegidas requiere el uso de métodos de muestreo no destructivos. Se evita así el daño a las comunidades, como también se evita afectar a las evaluaciones posteriores. Por ello, para estudiar la comunidad de peces se realizaron censos visuales con escafandra autónoma (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985) tanto en el interior de la Reserva Marina de Tabarca como en zonas control (Fig. 1.1).

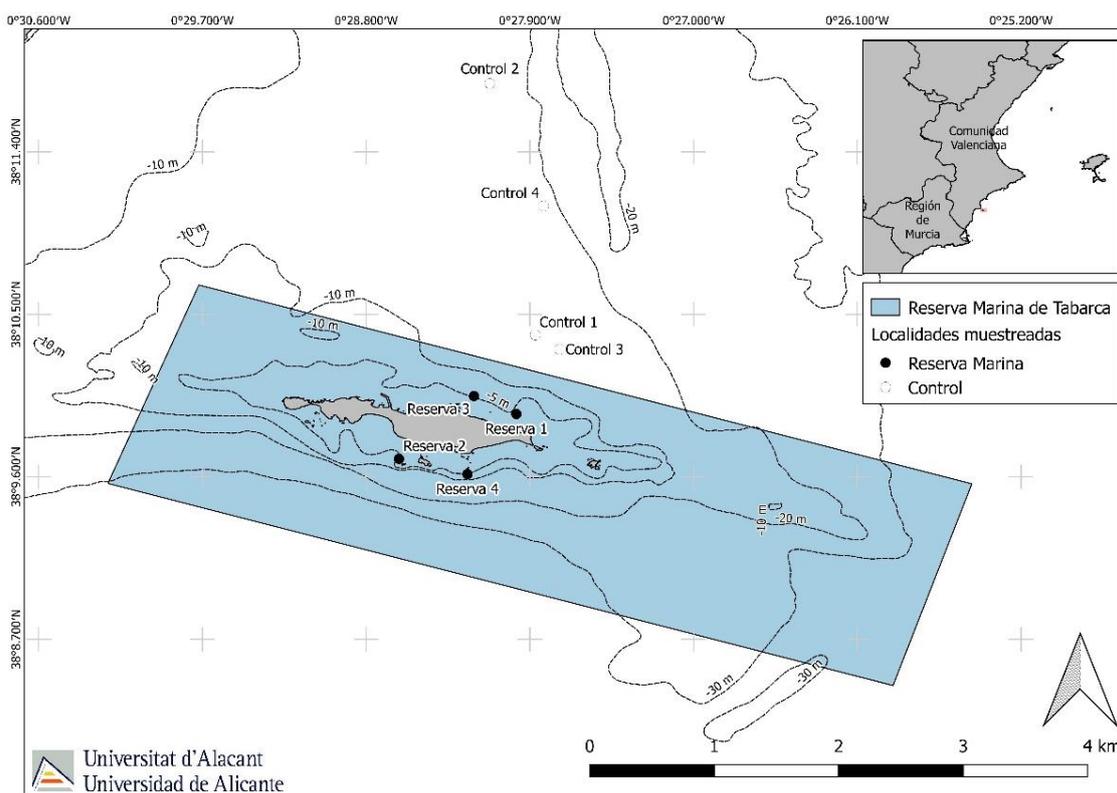


Figura 1.1. Ubicación de la Reserva Marina de Tabarca y sus límites, así como de las ocho localidades muestreadas.

Se estimó la abundancia y la talla (longitud total en clases de 2 cm) de cada especie observada en transectos de 30×5 m. Estas estimas visuales de talla resultan precisas

después de un cierto entrenamiento (Bell *et al.*, 1985). La estimación de la abundancia de cada especie se realizó empleando 9 clases de abundancia predeterminadas (Harmelin, 1987) de progresión geométrica de base 2. La media geométrica de cada clase de abundancia se tomó como valor para realizar los cálculos. Todo ello permite igualar los errores cometidos al asignar cada observación a alguna de las clases, y homogeneizar las varianzas mediante la transformación logarítmica (Frontier, 1986). La biomasa se estimó a partir de las relaciones talla-peso, de esta área de estudio, para las especies observadas (Valle *et al.*, 2002; Froese y Pauly, 2004). Cuando no se dispuso de la fórmula de conversión para una especie concreta, se utilizó la relación talla-peso de la especie más próxima o de otra especie con la forma del cuerpo más similar (Bohnsack *et al.*, 1994). Esta forma de obtener los valores de biomasa para los datos obtenidos mediante censos visuales da una buena estimación de los valores reales de biomasa observada (StJohn *et al.*, 1990).

El hábitat se caracterizó usando variables del sustrato, distinguiendo entre complejidad vertical (estimada como el número de bloques rocosos y verticalidad), heterogeneidad horizontal (cobertura de los distintos sustratos) y profundidad (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001). Después del recuento de peces, el mismo observador realizó el transecto en dirección opuesta contando, atendiendo a su tamaño, el número de piedras (50-100 cm), bloques (100-200 cm) y grandes bloques (>200 cm). El observador completó la caracterización del hábitat midiendo la profundidad mínima y máxima, y la verticalidad (estimada como la distancia vertical existente entre el punto más profundo y más somero dentro del transecto). Finalmente, la heterogeneidad del hábitat se estimó visualmente como el porcentaje de cobertura de los distintos sustratos: roca, arena y pradera de *Posidonia oceanica*.

Los censos se realizaron siempre en condiciones meteorológicas e hidrológicas semejantes, y con visibilidades horizontales en el agua siempre mayores de 5 metros, para evitar sesgos en los datos debidos a estos factores (Harmelin-Vivien *et al.*, 1985). La estacionalidad es una variable ambiental importante a tener en cuenta en las poblaciones de peces de los sistemas templados (Costello *et al.*, 1993; Ansari *et al.*, 1995; Magill y Sayer, 2002; Madurell *et al.*, 2004; Valle, 2005; Valle *et al.*, 2007). Este estudio se realizó por completo en época estival, reduciendo la variación natural entre réplicas y permitiendo evidenciar con más claridad patrones de distribución espacial. Además, en esta época, las comunidades de peces son más estables y diversas (Harmelin, 1987, Harmelin *et al.*, 1995).

Todos los datos obtenidos en cada transecto fueron procesados con el software ecoCEN v1 (Bayle *et al.*, 2001), un programa de gestión de censos visuales.

Diseño experimental

El diseño experimental propuesto para evaluar el estado de la ictiofauna en la Reserva Marina de Tabarca tuvo en cuenta tres factores:

- Protección: 2 niveles (AMP y área control), fijo y ortogonal.
- Localidad: 4 niveles, aleatorio de replicación espacial y anidado en el factor Protección.
- Sitio: 2 niveles, aleatorio de replicación espacial a menor escala y anidado en el factor Localidad (Protección).

Dentro de cada sitio se realizaron 4 transectos al azar, obteniéndose un total de 64 muestras. Según el diseño experimental explicado, el modelo lineal resultante fue el siguiente:

$$X_{ijkn} = \mu + P_i + L(P)_{j(i)} + S(L(P))_{k(i(j))} + Residual_{n(ijk)}$$

donde X_{ijkn} representa el conjunto de valores observados en la réplica n ($n = 1, 2, 3, 4$); μ representa el valor medio global; P_i indica el efecto del nivel i del factor Protección ($i = \text{AMP, control}$); $L(P)_{j(i)}$ expresa el efecto del nivel j del factor Localidad ($j = 1, 2, 3, 4$); $S(L(P))_{k(i(j))}$ representa el efecto del nivel k del factor Sitio ($k = 1, 2$); finalmente, $Residual_{n(ijk)}$ representa el error asociado a cada observación.

Análisis de datos

Se empleó el análisis de la varianza (ANOVA) (Underwood, 1997) para comprobar diferencias significativas en el número de especies, abundancia y biomasa totales y por especie, siguiendo el diseño experimental expuesto anteriormente. Los resultados del análisis de la varianza que fueron significativos se sometieron posteriormente al test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar la relación entre los diferentes niveles de los factores. Se comprobó previamente la homogeneidad de varianzas (Zar, 1984) de cada una de las variables a analizar con el

test de Cochran (Cochran, 1951), transformando, mediante $\sqrt{(x+1)}$ o $\ln(x+1)$, aquellas que fuesen significativas. En los casos en los que ninguna de las transformaciones consiguió evitar la heterogeneidad de la varianza, la variable fue analizada sin transformar, pero comparando con un valor de F a $P < 0.01$. Este método asegura no incurrir gravemente en un error Tipo I, y respeta la robustez del análisis (Underwood, 1981; 1997).

Estudiar la efectividad de las AMP mediante la abundancia o biomasa total, es importante pero no suficiente desde un punto de vista del ecosistema. Por ello, se valoraron los posibles cambios en la composición del poblamiento íctico entre los niveles de los factores considerados. Esta evaluación se llevó a cabo al nivel del poblamiento, detectando así los cambios en su estructura. Para ello se emplearon técnicas de análisis multivariante, diseñadas para datos ecológicos, permitiendo el diagnóstico de los cambios producidos en la estructura del poblamiento íctico. Por lo tanto, se ha seleccionado una aproximación no paramétrica (Anderson, 2001; Anderson y Millar, 2004) aplicando una combinación de técnicas de escalamiento multidimensional (nMDS), análisis de conglomerados jerárquicos (hierarchical clusters) (PRIMER software; Clarke, 1993; Clarke y Warwick, 1994), y el análisis multivariante permutacional semi-paramétrico de la varianza (PERMANOVA; Anderson, 2005), para evaluar diferencias en la abundancia y biomasa de la estructura del poblamiento entre los niveles de los factores considerados, teniendo en cuenta las distintas escalas espaciales consideradas en el diseño experimental.

Para todas las técnicas multivariantes empleadas, la matriz de similitud del poblamiento se calculó entre pares de muestras usando el índice de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). La técnica de escalamiento multidimensional se aplicó para producir una representación bidimensional de las similitudes del poblamiento. PERMANOVA se empleó para comprobar cada término de los modelos anteriormente descritos, mediante un test de 4999 permutaciones de los residuales bajo un modelo reducido para la obtención de los P-valores. Este método de permutación es considerado generalmente el más adecuado, porque proporciona el mejor poder de análisis y la mayor exactitud del error de Tipo I (Anderson y Legendre, 1999). Cuando fueron obtenidas diferencias significativas, el término se analizó a posteriori mediante comparaciones dos a dos empleando 99900 permutaciones al azar para la obtención de los P-valores.

Todos los análisis se llevaron a cabo mediante el programa estadístico R (R Core Team, 2014) y los paquetes GAD (Sandrini-Neto y Camargo, 2014) y vegan (Oksanen *et al.*, 2015).

1.a.2. Resultados

Descripción general del poblamiento

Durante la realización del seguimiento de la Reserva Marina de Tabarca, se llevaron a cabo censos visuales de peces, en los que se estimaron un total de 33984 individuos, pertenecientes a 35 especies (Tabla 1). De estas 35 especies observadas, se encontraron más dentro de la reserva que fuera, con un total de 29 y 26 respectivamente. Este número de especies es el mismo que se observó durante el seguimiento de la reserva en 2017, realizado por la Universidad de Alicante (Sánchez Lizaso *et al.*, 2017).

Observando el poblamiento por especies, las más representadas fueron *Chromis chromis* (14862 ejemplares), *Boops boops* (5682 ejemplares), *Spicara smaris* (3590 ejemplares), *Atherina hepsetus* (3063 ejemplares), *Diplodus vulgaris* (2377 ejemplares) y *Oblada melanura* (1863 ejemplares). Es importante indicar que, excepto *D. vulgaris*, las otras 5 especies son gregarias y sin una distribución asociada a los efectos de la protección. *C. chromis*, *B. boops*, *S. smaris*, *A. hepsetus* y *O. melanura* supusieron un 85.5 % de los ejemplares observados. Sin tener en cuenta estas especies, el total estimado fue de 4924 ejemplares, con un 84.6 % (4166 ejemplares) en el interior de la Reserva y un 15.4 % (758 ejemplares) fuera de ella.

Alguna de estas especies se observó solo en el interior de la reserva o fuera de ella. En la Reserva Marina de Tabarca se identificaron *S. salpa*, *D. puntazzo*, *D. cervinus*, *E. marginatus*, *E. costae*, *S. aurata*, *Mugil spp.*, *S. roissali* y *M. helena*, especies que no fueron observadas en los controles fuera de la reserva. Por otra parte, *S. smaris*, *S. maena*, *S. sphyraena*, *S. cabrilla*, *S. doderleini* y *C. melanocercus* solo se encontraron fuera de la reserva.

Tabla 1.1. Abundancias totales de las especies observadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control).

Especie	Reserva	Control	TOTAL
<i>Atherina hepsetus</i> Linnaeus, 1758	1175	1888	3063
<i>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	316	16	332
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	2390	3292	5682
<i>Centrolabrus melanocercus</i> (Risso, 1810)	0	1	1
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	5446	9416	14862
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	94	102	196
<i>Diplodus annularis</i> Rafinesque, 1810	76	10	86
<i>Diplodus cervinus</i> Lowe, 1841	7	0	7
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	12	5	17
<i>Diplodus puntazzo</i> Cetti, 1789	26	0	26
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	101	10	111
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	1974	403	2377
<i>Epinephelus costae</i> (Steindachner, 1878)	3	0	3
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	23	0	23
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	7	2	9
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	1	0	1
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	3	5	8
Mugilidae	3	0	3
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	1746	117	1863
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	5	0	5
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1
<i>Spondyllosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	5	5	10
<i>Symphodus doderleini</i> Jordan, 1890	0	1	1
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	2
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	3	18	21
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	17	36	53
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	3	0	3
<i>Symphodus rostratus</i> (Bloch, 1791)	3	4	7
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	1062	0	1062
<i>Serranus scriba</i> Linnaeus, 1758	35	12	47
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	0	3590	3590
<i>Sphyraena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	2
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	64	80	144
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	69	12	81
<i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758)	254	31	285
TOTAL	14923	19061	33984

Además de estas diferencias, hubo especies que, aunque se observaron tanto dentro como fuera, presentaron abundancias muy superiores en el interior de la reserva. Algunas de estas especies fueron *D. vulgaris*, *O. melanura*, *D. sargus*, *A. imberbis*, *T. pavo*, *S. umbra*, *D. annularis* y *D. dentex* (Tabla 1.2).

Entre las especies que son exclusivas o mucho más abundantes en el interior de la zona protegida, podemos encontrar algunas que se caracterizan por su interés pesquero y por su mayor tamaño en el interior de la zona protegida, por lo que también se observa una mayor biomasa dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Tabla 1.3). Las especies con interés pesquero son los sargos (*D. puntazzo*, *D. cervinus*, *D. sargus*, *D. vulgaris* y *D. annularis*), los meros (*E. marginatus* y *E. costae*), la dorada (*S. aurata*), la corva (*S. umbra*) y el dentón (*D. dentex*).

Tabla 1.2. Abundancia media \pm error estándar (ind./150m²) en las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control).

Especie	Reserva				Control			
	Loc. 1	Loc. 2	Loc. 3	Loc. 4	Loc. 1	Loc. 2	Loc. 3	Loc. 4
<i>A. hepsetus</i>	17.8 \pm 12.4	93.6 \pm 23.8	35.5 \pm 20.3	0	0	48.5 \pm 42.1	0	187.5 \pm 200.4
<i>A. imberbis</i>	10.6 \pm 5.5	8.9 \pm 7.8	0	20.0 \pm 18.8	0	0.1 \pm 0.1	1.8 \pm 1.3	0.1 \pm 0.1
<i>B. boops</i>	133.6 \pm 106.6	0.5 \pm 0.3	164.6 \pm 176.0	0	114.8 \pm 67.9	0	252.4 \pm 71.8	44.4 \pm 20.0
<i>C. melanocercus</i>	0	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>C. chromis</i>	265.0 \pm 142.1	201.5 \pm 134.0	127.5 \pm 66.0	86.8 \pm 38.2	218.0 \pm 125.6	5.0 \pm 2.3	602.6 \pm 262.3	351.4 \pm 180.9
<i>C. julis</i>	3.0 \pm 1.2	5.8 \pm 1.5	1.5 \pm 0.9	1.5 \pm 0.7	2.5 \pm 0.5	2.0 \pm 0.5	4.8 \pm 1.2	3.5 \pm 0.7
<i>D. annularis</i>	1.9 \pm 0.4	1.4 \pm 0.3	4.4 \pm 1.5	1.9 \pm 0.5	0	0.9 \pm 0.6	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2
<i>D. cervinus</i>	0.4 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0	0
<i>D. dentex</i>	0.6 \pm 0.4	0	0.6 \pm 0.3	0.3 \pm 0.3	0	0.3 \pm 0.3	0.4 \pm 0.3	0
<i>D. puntazzo</i>	1.8 \pm 0.5	0.4 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.9 \pm 0.4	0	0	0	0
<i>D. sargus</i>	6.4 \pm 2.6	1.3 \pm 0.5	0.6 \pm 0.5	4.4 \pm 1.3	0.3 \pm 0.2	0.4 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.4 \pm 0.3
<i>D. vulgaris</i>	67.1 \pm 51.4	119.9 \pm 85.2	35.0 \pm 28.8	24.8 \pm 14.4	39.8 \pm 26.0	1.1 \pm 0.4	5.5 \pm 5.1	4.0 \pm 2.0
<i>E. costae</i>	0.4 \pm 0.3	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. marginatus</i>	1.8 \pm 0.9	0.3 \pm 0.2	0	0.9 \pm 0.5	0	0	0	0
<i>L. merula</i>	0.3 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0.3 \pm 0.2
<i>M. helena</i>	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0
<i>M. surmuletus</i>	0.1 \pm 0.1	0	0.3 \pm 0.2	0	0	0.4 \pm 0.4	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1
Mugilidae	0.3 \pm 0.2	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0
<i>O. melanura</i>	67.6 \pm 47.5	102.4 \pm 84.4	12.4 \pm 6.7	35.9 \pm 22.4	14.3 \pm 10.8	0.1 \pm 0.1	0	0.3 \pm 0.3
<i>S. aurata</i>	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	0	0.3 \pm 0.3	0	0	0	0
<i>S. cabrilla</i>	0	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>S. cantharus</i>	0.5 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.4
<i>S. doderleini</i>	0	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>S. maena</i>	0	0	0	0	0.3 \pm 0.3	0	0	0
<i>S. mediterraneus</i>	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	0	0	0.6 \pm 0.3	0.4 \pm 0.3	0.5 \pm 0.3	0.8 \pm 0.4
<i>S. ocellatus</i>	0.9 \pm 0.6	1.1 \pm 0.6	0.1 \pm 0.1	0	1.6 \pm 0.5	0.9 \pm 0.4	1.0 \pm 0.4	1.0 \pm 0.3
<i>S. roissali</i>	0.1 \pm 0.1	0	0	0.3 \pm 0.3	0	0	0	0
<i>S. rostratus</i>	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	0	0	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.3	0
<i>S. salpa</i>	9.8 \pm 5.4	14.1 \pm 6.9	43.3 \pm 23.6	65.6 \pm 42.4	0	0	0	0
<i>S. scriba</i>	1.5 \pm 0.5	1.4 \pm 0.4	0.9 \pm 0.2	0.6 \pm 0.4	0.4 \pm 0.2	0.4 \pm 0.2	0.5 \pm 0.3	0.3 \pm 0.3
<i>S. smaris</i>	0	0	0	0	160.5 \pm 151.1	0	288.3 \pm 211.5	0
<i>S. sphyraena</i>	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>S. tinca</i>	2.5 \pm 0.8	2.6 \pm 0.9	1.1 \pm 0.5	1.8 \pm 0.6	1.0 \pm 0.6	1.8 \pm 0.6	5.8 \pm 2.8	1.5 \pm 0.5
<i>S. umbra</i>	6.0 \pm 3.5	0.6 \pm 0.7	1.3 \pm 1.3	0.8 \pm 0.6	1.5 \pm 1.1	0	0	0
<i>T. pavo</i>	9.4 \pm 3.1	11.3 \pm 5.5	1.5 \pm 1.0	9.6 \pm 6.8	1.0 \pm 0.5	0.1 \pm 0.1	2.4 \pm 0.9	0.4 \pm 0.4

Tabla 1.3. Biomasa media \pm error estándar (g/150m²) en las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control).

Especie	Reserva				Control			
	Loc. 1	Loc. 2	Loc. 3	Loc. 4	Loc. 1	Loc. 2	Loc. 3	Loc. 4
<i>A. hepsetus</i>	7.2 \pm 5.1	68.9 \pm 26.5	14.5 \pm 8.3	0	0	57.7 \pm 57.4	0	76.4 \pm 81.7
<i>A. imberbis</i>	149.8 \pm 76.1	80.8 \pm 62.7	0	159.6 \pm 149.8	0	1.0 \pm 1.1	15.0 \pm 11.6	0.4 \pm 0.4
<i>B. boops</i>	319.8 \pm 207.7	6.1 \pm 4.3	341.9 \pm 365.5	0	896.0 \pm 530.6	0	3319.0 \pm 1105.3	120.9 \pm 96.1
<i>C. melanocercus</i>	0	0	0	0	0	0	0.8 \pm 0.8	0
<i>C. chromis</i>	1168.0 \pm 546.2	1151.0 \pm 872.9	825.3 \pm 436.9	447.8 \pm 211.9	1304.8 \pm 717.9	44.9 \pm 21.9	3827.7 \pm 1541.6	1778.6 \pm 1051.5
<i>C. julis</i>	57.2 \pm 27.0	80.6 \pm 20.6	17.9 \pm 11.6	20.7 \pm 8.3	46.2 \pm 11.8	33.1 \pm 10.2	80.4 \pm 20.8	65.5 \pm 23.7
<i>D. annularis</i>	27.3 \pm 8.7	32.1 \pm 9.5	103.7 \pm 42.5	40.6 \pm 12.1	0	22.6 \pm 13.8	5.5 \pm 5.8	6.9 \pm 4.8
<i>D. cervinus</i>	57.4 \pm 31.4	85.7 \pm 62.1	37.5 \pm 26.2	0	0	0	0	0
<i>D. dentex</i>	1895.2 \pm 1942.4	0	574.8 \pm 373.7	46.0 \pm 49.2	0	19.1 \pm 20.4	95.6 \pm 73.3	0
<i>D. puntazo</i>	442.3 \pm 147.7	126.1 \pm 94.5	27.1 \pm 19.0	202.9 \pm 136.6	0	0	0	0
<i>D. sargus</i>	741.2 \pm 487.6	115.6 \pm 49.2	48.1 \pm 37.7	193.8 \pm 65.0	15.7 \pm 11.3	29.2 \pm 24.5	27.1 \pm 19.0	19.7 \pm 15.0
<i>D. vulgaris</i>	3641.3 \pm 2250.0	21173.9 \pm 14915.8	2757.5 \pm 2469.6	892.9 \pm 453.1	902.1 \pm 591.6	47.3 \pm 15.5	223.9 \pm 216.9	228.2 \pm 106.8
<i>E. costae</i>	131.5 \pm 115.8	0	0	0	0	0	0	0
<i>E. marginatus</i>	7760.2 \pm 5237.6	70.9 \pm 54.0	0	206.2 \pm 128.2	0	0	0	0
<i>L. merula</i>	21.9 \pm 23.4	29.8 \pm 21.1	28.5 \pm 30.5	18.4 \pm 12.9	0	0	0	50.8 \pm 35.9
<i>M. helena</i>	0	0	47.7 \pm 51.0	0	0	0	0	0
<i>M. surmuletus</i>	12.2 \pm 13.0	0	12.9 \pm 9.8	0	0	14.8 \pm 15.8	6.1 \pm 6.5	6.1 \pm 6.5
Mugilidae	82.4 \pm 58.0	0	0	44.7 \pm 47.8	0	0	0	0
<i>O. melanura</i>	539.8 \pm 352.2	854.8 \pm 621.1	234.6 \pm 141.4	464.4 \pm 194.4	991.9 \pm 694.6	1.9 \pm 2.0	0	2.8 \pm 3.0
<i>S. aurata</i>	64.0 \pm 68.4	95.2 \pm 67.1	0	54.5 \pm 58.3	0	0	0	0
<i>S. cabrilla</i>	0	0	0	0	0	0	2.3 \pm 2.5	0
<i>S. cantharus</i>	4.9 \pm 4.2	0.5 \pm 0.6	0	0	0	0	1.7 \pm 1.8	16.1 \pm 13.0
<i>S. doderleini</i>	0	0	0	0	0	0	1.6 \pm 1.8	0
<i>S. maena</i>	0	0	0	0	1.1 \pm 1.2	0	0	0
<i>S. mediterraneus</i>	8.7 \pm 6.3	2.0 \pm 2.2	0	0	16.1 \pm 9.6	8.8 \pm 6.4	19.9 \pm 12.3	15.3 \pm 9.5
<i>S. ocellatus</i>	9.3 \pm 5.6	8.5 \pm 4.6	0.8 \pm 0.9	0	16.2 \pm 7.6	13.6 \pm 5.6	11.8 \pm 4.5	7.4 \pm 3.2
<i>S. roissali</i>	1.8 \pm 1.9	0	0	2.2 \pm 2.3	0	0	0	0
<i>S. rostratus</i>	1.4 \pm 1.5	3.7 \pm 2.7	0	0	1.4 \pm 1.5	1.4 \pm 1.5	1.5 \pm 1.6	0
<i>S. salpa</i>	1084.9 \pm 765.0	1407.0 \pm 617.7	5342.4 \pm 5106.2	11361.1 \pm 11477	0	0	0	0
<i>S. scriba</i>	45.1 \pm 13.7	41.3 \pm 15.6	15.0 \pm 5.5	20.2 \pm 15.3	8.7 \pm 5.0	8.7 \pm 5.0	12.6 \pm 7.7	7.1 \pm 7.6
<i>S. smarís</i>	0	0	0	0	1645.6 \pm 1201.1	0	3478.8 \pm 2068.5	0
<i>S. sphyraena</i>	0	0	0	0	33.9 \pm 36.2	0	100.8 \pm 107.8	0
<i>S. tinca</i>	177.4 \pm 50.5	171.4 \pm 59.1	45.4 \pm 17.0	45.8 \pm 15.9	41.7 \pm 23.4	66.7 \pm 18.4	320.2 \pm 183.7	86.4 \pm 37.6
<i>S. umbra</i>	1106.7 \pm 650.6	172.5 \pm 184.4	241.7 \pm 258.4	166.9 \pm 116.8	205.7 \pm 164.1	0	0	0
<i>T. pavo</i>	90.1 \pm 27.7	70.7 \pm 26.4	11.7 \pm 8.4	49.5 \pm 27.3	8.8 \pm 6.2	1.0 \pm 1.1	15.7 \pm 5.7	1.6 \pm 1.7

A pesar de la mayor presencia de especies de interés pesquero en el interior de la reserva, al observar los descriptores generales del poblamiento se detectan valores que deben interpretarse con precaución (Tabla 1.4).

El número de especies dentro del área protegida es superior. La abundancia es superior fuera de la reserva, pero, sin embargo, la biomasa es muy inferior en el exterior (menos de un tercio). Esto se debe a la presencia de especies gregarias de pequeño tamaño, que hacen aumentar mucho la abundancia, pero son poco relevantes en la biomasa. Los resultados han sido muy condicionados por la presencia en la zona sin proteger de estas especies, principalmente, *C. chromis* y *S. smarís*.

Para poder hacer una comparación adecuada, se eliminaron estas especies gregarias (*A. hepsetus*, *C. chromis*, *O. melanura*, *B. boops* y *S. smaris*), dando unas variables reducidas para el número de especies, abundancia y biomasa muy superiores en la zona con protección (Tabla 1.4).

Estos resultados son acordes con los observados durante el seguimiento de la Reserva Marina de 2017, realizado por la Universidad de Alicante (Sánchez Lizaso *et al.*, 2017).

Tabla 1.4. Variables del poblamiento de peces (media \pm error estándar) dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control).

	Localidad	Nº de especies (spp./150m ²)	Abundancia (ind./150m ²)	Biomasa (g/150m ²)
Reserva	1	14.5 \pm 0.5	609.6 \pm 236.9	19649.0 \pm 4860.6
	2	12.4 \pm 0.8	568.1 \pm 249.6	25849.1 \pm 15572.2
	3	8.4 \pm 1.0	431.3 \pm 165.1	10728.8 \pm 5383.3
	4	9.0 \pm 1.1	256.4 \pm 91.5	14438.1 \pm 11842.6
	TOTAL	11.1 \pm 0.6	466.3 \pm 90.7	17666.2 \pm 4748.5
	TOTAL REDUCIDO	8.8 \pm 0.6	104.0 \pm 23.0	16055.2 \pm 4597.7
Control	1	6.5 \pm 0.5	556.6 \pm 335.7	6135.8 \pm 2514.1
	2	6.3 \pm 0.8	62.4 \pm 41.8	371.8 \pm 84.9
	3	8.5 \pm 1.2	1167.1 \pm 492.8	11568.0 \pm 4248.0
	4	6.9 \pm 0.6	596.5 \pm 229.7	2490.0 \pm 1118.1
	TOTAL	7.0 \pm 0.4	595.7 \pm 158.7	5141.4 \pm 1359.0
	TOTAL REDUCIDO	5.3 \pm 0.4	23.1 \pm 6.5	754.7 \pm 168.4

Al realizar el análisis para estas variables del poblamiento completo, se detectó que el número de especies siempre fue superior en el interior de la Reserva Marina de Tabarca, lo que se refleja en la existencia de diferencias significativas para el factor *protección*. Además, también se observan diferencias en el factor *localidad*, debido a la alta variabilidad espacial que caracteriza los poblamientos de peces (Tabla 1.5, Fig. 1.2).

Sin embargo, no se observan diferencias significativas para las variables abundancia y biomasa cuando se trata el poblamiento completo (Tabla 1.5). La mayor abundancia fuera de la zona protegida se debe a la gran presencia de especies pelágicas como *C.*

chromis y *S. smarís*, principalmente en una de las localidades control. Como estas especies son pequeñas y con poco peso, la biomasa fuera de la reserva resultó inferior (Fig. 1.2).

Tabla 1.5. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para las variables del poblamiento de peces. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P<0.05$; **= $P<0.01$; ***= $P<0.001$); ω indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P<0.01$; **= $P<0.001$.

Fuentes de variación	Nº de especies				Abundancia			Biomasa			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	260.016	6.942	0.039*	267547.5	0.291	0.609	29.973	3.650	0.105	L(P)
L(P)	6	37.453	7.421	0.006**	918262.6	1.101	0.437	8.211	2.999	0.077	S(L(P))
S(L(P))	8	5.047	0.986	0.459	833851.9	1.909	0.080	2.738	1.919	0.079	Residual
Residual	48	5.120			436826.1			1.427			
Transform.	-				ω			$\ln(x+1)$			

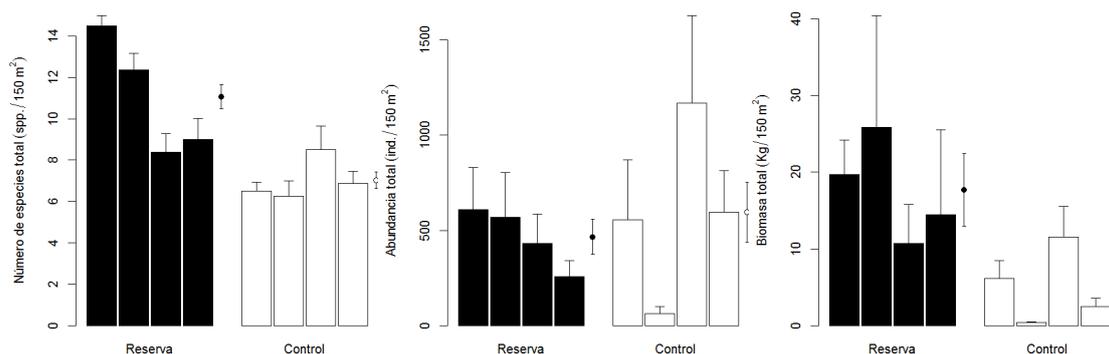


Figura 1.2. Variables del poblamiento de peces (media \pm error estándar) en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control).

Diferencias en el poblamiento de peces

Desde el punto de vista del poblamiento completo, se observaron diferencias al comparar el interior de la reserva con las localidades control. El análisis de escalamiento multidimensional y los dendogramas de similitud mostraron ligeras diferencias respecto a la abundancia (Fig. 1.3 y Fig. 1.4), pero fueron mucho más claras respecto a la biomasa (Fig. 1.5 y Fig. 1.6), debido al mayor tamaño de los ejemplares observados en el interior de la Reserva Marina de Tabarca. Algunas réplicas aparecen separadas de las otras realizadas dentro o fuera de la reserva.

Nuevamente, la explicación a estas diferencias se debe a réplicas en las que ha aparecido un número muy alto de ejemplares pelágicos, lo que ha provocado que algunas réplicas control tengan valores elevados de abundancia. Los distintos comportamientos de estas dos variables son acordes a los resultados obtenidos durante el seguimiento anterior (Sánchez Lizaso *et al.*, 2017).

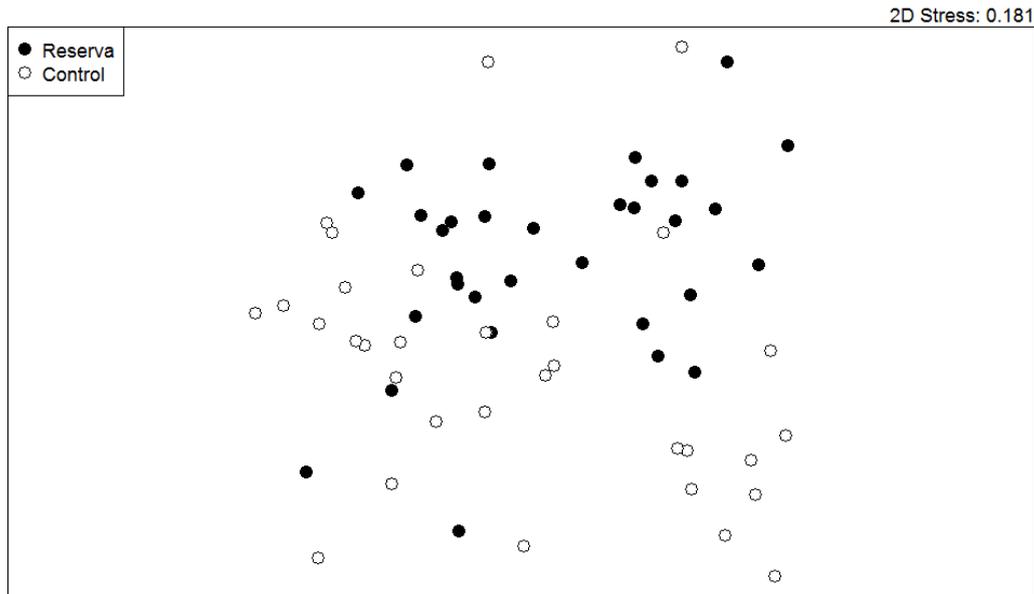


Figura 1.3. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) realizado con la abundancia de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca.

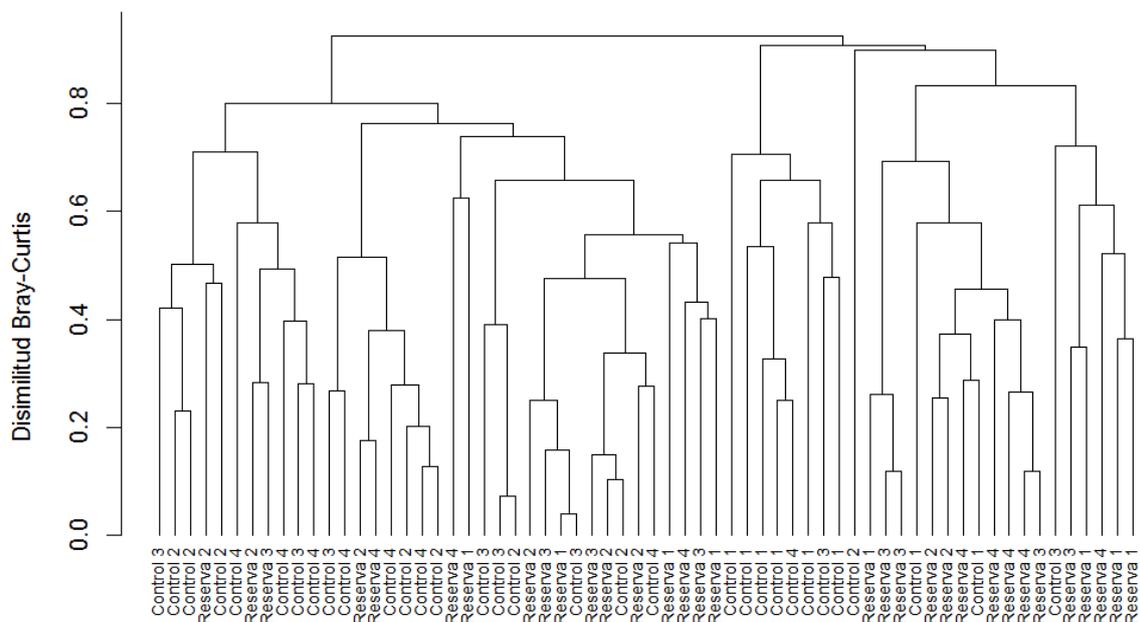


Figura 1.4. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca para cada una de las localidades estudiadas (1-4).

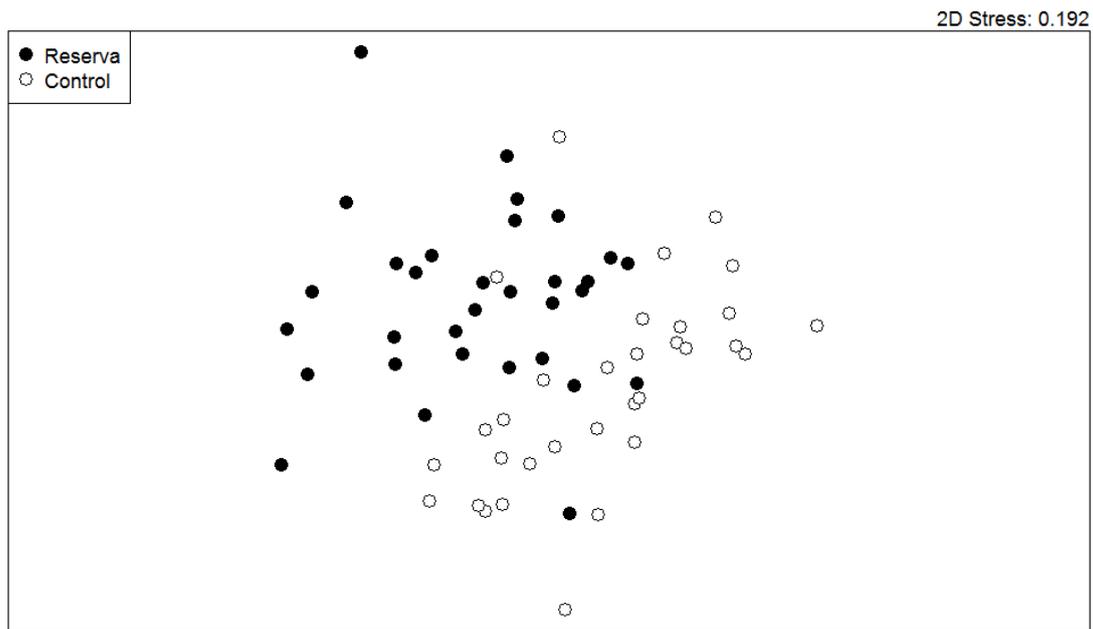


Figura 1.5. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) realizado con la biomasa de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca.

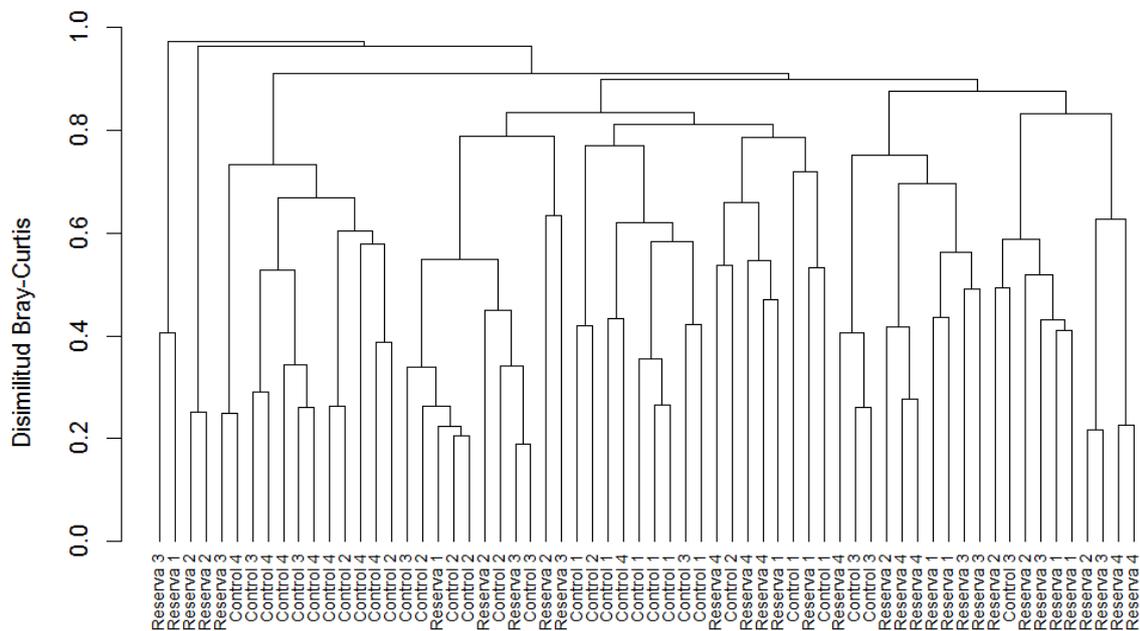


Figura 1.6. Dendrograma de similitud realizado con la biomasa de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca para cada una de las localidades estudiadas (1-4).

Estas diferencias observadas se confirmaron con la presencia de diferencias significativas tanto para la abundancia como para la biomasa al realizar el análisis de la varianza multivariante permutacional (Tabla 1.6). Para ambas variables se detecta una gran diferencia espacial a nivel de los sitios muestreados, característica de poblamientos móviles como los peces. A pesar de esta alta heterogeneidad espacial, las diferencias fueron claras.

Tabla 1.6. Resultados del análisis de la varianza multivariante permutacional (PERMANOVA) de 35 especies con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia y biomasa. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$). Los P-valores fueron obtenidos usando 4999 permutaciones.

Fuentes de variación	Abundancia				Biomasa			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	16165.0862	2.4917	0.0256*	20351.2520	2.9019	0.0032**	L(P)
L(P)	6	6487.6976	1.0851	0.3750	7013.1086	1.6364	0.0120*	S(L(P))
S(L(P))	8	5979.0976	2.3291	0.0002***	4285.6738	1.4163	0.0092**	Residual
Residual	48	2567.0922			3025.9955			

Cambios a nivel de especie

Para las 35 especies encontradas durante el seguimiento, se realizaron análisis de la varianza con las variables abundancia (Tabla 1.7) y biomasa (Tabla 1.8). En general, la mayoría de las especies estuvieron más representadas en el interior de la reserva. De las 35 especies, 19 fueron más frecuentes en la Reserva Marina de Tabarca frente a las localidades control (*D. vulgaris*, *O. melanura*, *S. salpa*, *A. imberbis*, *T. pavo*, *D. annularis*, *D. sargus*, *S. umbra*, *S. scribea*, *D. puntazzo*, *E. marginatus*, *D. dentex*, *L. merula*, *D. cervinus*, *S. aurata*, *E. costae*, Mugillidae, *S. roissali* y *M. helena*). Por otra parte, 15 especies fueron más frecuentes en el exterior (*B. boops*, *C. chromis*, *S. smaris*, *A. hepsetus*, *C. julis*, *S. tinca*, *S. ocellatus*, *S. mediterraneus*, *M. surmulletus*, *S. roissali*, *S. maena*, *S. sphyraena*, *S. cabrilla*, *S. doderleini* y *C. melanocercus*), aunque en algunos casos, su número se limitó a presencias ocasionales de ciertos ejemplares. Por último, una especie, *S. cantharus*, tuvo la misma abundancia dentro y fuera de la reserva (Fig. 1.7).

Observando la variable abundancia (Tabla 1.7, Fig. 1.7), 7 especies fueron significativamente más frecuentes en el interior de la reserva (*D. annularis*, *D. cervinus*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *O. melanura*, *S. salpa* y *S. scribea*) y solamente una lo fue en las zonas control (*S. mediterraneus*). Respecto a la biomasa (Tabla 1.8, Fig.

1.7), *D. annularis*, *D. cervinus*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *S. salpa*, *T. pavo* y *S. scribea* fueron significativamente superiores en el interior de la zona protegida y *S. mediterraneus* y *S. ocellatus* en el control.

Además de estas diferencias en el factor principal, la *protección*, algunas de estas especies mostraron una alta heterogeneidad espacial, presentando diferencias significativas en su abundancia (Tabla 7) para el factor *localidad* (*B. boops*, *D. cervinus* y *D. sargus*) o para el factor *sitio* (*C. chromis*, *D. annularis*, *D. puntazzo*, *E. marginatus* y *O. melanura*) y en su biomasa (Tabla 1.8) para la *localidad* (*B. boops*, *D. cervinus*, *D. sargus*, *D. vulgaris* y *T. pavo*) o el *sitio* (*C. chromis*, *C. julis*, *D. puntazzo*, *E. marginatus* y *S. scribea*).

Tabla 1.7. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la abundancia de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real. P: nivel de significación (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); π indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *= $P < 0.01$; **= $P < 0.001$.

Fuentes de variación	<i>A. hepsetus</i>				<i>A. imberbis</i>			<i>B. boops</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	7943.266	0.209	0.664	1406.250	5.178	0.063	29.398	1.872	0.220	L(P)
L(P)	6	38043.18	1.005	0.483	271.583	0.560	0.752	15.707	4.287	0.031*	S(L(P))
S(L(P))	8	37842.89	1.005	0.445	485.000	1.298	0.267	3.664	0.777	0.625	Residual
Residual	48	37669.08			373.583			4.715			
Transform.		$-\pi$			$-\pi$			$\ln(x+1)$			

Fuentes de variación	<i>C. chromis</i>			<i>C. julis</i>			<i>D. annularis</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.053	0.005	0.948	0.350	0.284	0.613	12.249	28.728	0.002**	L(P)
L(P)	6	11.750	0.725	0.643	1.233	2.386	0.127	0.426	1.006	0.482	S(L(P))
S(L(P))	8	16.214	5.784	0.00***	0.517	1.678	0.128	0.424	2.183	0.046*	Residual
Residual	48	2.803			0.308			0.194			
Transform.		$\ln(x+1)$			$\sqrt{(x+1)}$			$\ln(x+1)$			

Fuentes de variación	<i>D. cervinus</i>			<i>D. dentex</i>			<i>D. puntazzo</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.766	7.737	0.032*	0.102	1.426	0.278	10.562	5.697	0.054	L(P)
L(P)	6	0.099	6.333	0.010*	0.072	1.293	0.358	1.854	1.521	0.284	S(L(P))
S(L(P))	8	0.016	0.158	0.995	0.056	0.965	0.474	1.219	3.250	0.005*	Residual
Residual	48	0.099			0.058			0.375			
Transform.		-			$\sqrt{(x+1)}$			$-\pi$			

Fuentes de variación	<i>D. sargus</i>			<i>D. vulgaris</i>			<i>E. costae</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	10.754	6.265	0.046*	20.141	7.321	0.035*	0.141	1.000	0.356	L(P)
L(P)	6	1.717	4.856	0.022*	2.751	1.631	0.255	0.141	1.000	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	0.353	1.097	0.382	1.686	0.539	0.821	0.141	2.455	0.026	Residual
Residual	48	0.322			3.126			0.057			
Transform.		ln(x+1)			ln(x+1)			- ^m			

Fuentes de variación	<i>E. marginatus</i>			<i>L. merula</i>			<i>M. helena</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	8.266	3.398	0.115	0.391	5.000	0.067	0.016	1.000	0.356	L(P)
L(P)	6	2.432	0.774	0.612	0.078	0.385	0.870	0.016	1.000	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	3.141	4.603	0.000**	0.203	1.345	0.245	0.016	1.000	0.448	Residual
Residual	48	0.682			0.151			0.016			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>M. surmuletus</i>			Mugillidae			<i>O. melanura</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.062	0.400	0.550	0.141	2.455	0.168	58.774	34.960	0.001**	L(P)
L(P)	6	0.156	0.833	0.576	0.057	3.667	0.047	1.681	0.352	0.890	S(L(P))
S(L(P))	8	0.187	0.857	0.558	0.016	0.333	0.949	4.775	2.569	0.020*	Residual
Residual	48	0.219			0.047			1.859			
Transform.		- ^m			- ^m			ln(x+1)			

Fuentes de variación	<i>S. aurata</i>			<i>S. cabrilla</i>			<i>S. cantharus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.391	6.818	0.040	0.016	1.000	0.356	0.000	0.000	1.000	L(P)
L(P)	6	0.057	0.733	0.637	0.016	1.000	0.485	0.448	2.867	0.085	S(L(P))
S(L(P))	8	0.078	0.714	0.678	0.016	1.000	0.448	0.156	0.714	0.678	Residual
Residual	48	0.109			0.016			0.219			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. doderleini</i>			<i>S. maena</i>			<i>S. mediterraneus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.016	1.000	0.356	0.062	1.000	0.356	3.516	21.774	0.003**	L(P)
L(P)	6	0.016	1.000	0.485	0.063	1.000	0.485	0.161	0.544	0.763	S(L(P))
S(L(P))	8	0.016	1.000	0.448	0.063	1.000	0.448	0.297	0.613	0.763	Residual
Residual	48	0.016			0.063			0.484			
Transform.		- ^m			- ^m			-			

Fuentes de variación	<i>C. melanocercus</i>			<i>S. ocellatus</i>			<i>S. roisali</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.016	1.000	0.356	5.641	3.353	0.117	0.141	2.455	0.168	L(P)
L(P)	6	0.016	1.000	0.485	1.682	1.210	0.390	0.057	0.733	0.637	S(L(P))
S(L(P))	8	0.016	1.000	0.448	1.391	1.278	0.277	0.078	1.000	0.448	Residual
Residual	48	0.016			1.089			0.078			
Transform.		- ^m			-			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. rostratus</i>				<i>S. salpa</i>			<i>S. scriba</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	0.016	0.158	0.705	68.354	52.772	0.00***	1.047	11.713	0.014*	L(P)
L(P)	6	0.099	0.905	0.535	1.295	0.825	0.581	0.089	0.545	0.762	S(L(P))
S(L(P))	8	0.109	0.778	0.624	1.569	0.944	0.490	0.164	2.125	0.051	Residual
Residual	48	0.141			1.662			0.077			
Transform.		- [⊖]			ln(x+1)			√(x+1)			

Fuentes de variación	<i>S. smarís</i>				<i>S. sphyraena</i>			<i>S. tinca</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	201376.5	2.582	0.159	0.062	3.000	0.134	0.000	0.001	0.980	L(P)
L(P)	6	78005.5	1.407	0.319	0.021	0.667	0.680	0.746	3.191	0.066	S(L(P))
S(L(P))	8	55425.2	0.928	0.502	0.031	1.000	0.448	0.234	0.390	0.921	Residual
Residual	48	59714.1			0.031			0.599			
Transform.		- [⊖]			- [⊖]			ln(x+1)			

Fuentes de variación	<i>S. sumbra</i>				<i>T. pavo</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	2.425	2.336	0.177	777.016	9.653	0.021	L(P)
L(P)	6	1.038	1.647	0.251	80.495	1.261	0.370	S(L(P))
S(L(P))	8	0.630	1.290	0.271	63.828	0.813	0.595	Residual
Residual	48	0.489			78.526			
Transform.		ln(x+1)			- [⊖]			

Tabla 1.8. Resultado del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (P: Protección, L: Localidad, S: Sitio), para la biomasa de las especies seleccionadas. g. l.: grados de libertad; C.M.: cuadrados medios; F: F real, P: nivel de significación (*=P<0.05; **=P<0.01; ***=P<0.001); [⊖] indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	<i>A. hepsetus</i>				<i>A. imberbis</i>			<i>B. boops</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	12.009	1.341	0.291	139707.7	6.338	0.045	52.82	1.751	0.234	L(P)
L(P)	6	8.953	2.683	0.099	22042.7	0.686	0.668	30.157	8.493	0.004**	S(L(P))
S(L(P))	8	3.336	1.342	0.246	32126.3	1.162	0.341	3.551	0.436	0.893	Residual
Residual	48	2.486			27637.1			8.141			
Transform.		ln(x+1)			- [⊖]			ln(x+1)			

Fuentes de variación	<i>C. chromis</i>				<i>C. julis</i>			<i>D. annularis</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	0.702	0.048	0.833	2394.879	0.444	0.53	270.817	14.181	0.009**	L(P)
L(P)	6	14.538	0.83	0.578	5392.422	1.204	0.393	19.097	1.751	0.227	S(L(P))
S(L(P))	8	17.522	3.413	0.004**	4479.526	2.356	0.032*	10.903	1.272	0.28	Residual
Residual	48	5.134			1901.249			8.571			
Transform.		ln(x+1)			-			√(x+1)			

Fuentes de variación	<i>D. cervinus</i>			<i>D. dentex</i>			<i>D. puntazzo</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	21.018	8.066	0.030*	13.392	1.586	0.255	101.359	10.435	0.018*	L(P)
L(P)	6	2.606	5.225	0.018*	8.446	1.642	0.252	9.714	1.276	0.365	S(L(P))
S(L(P))	8	0.499	0.182	0.992	5.143	0.968	0.472	7.615	2.372	0.031*	Residual
Residual	48	2.744			5.312			3.21			
Transform.		ln(x+1)			ln(x+1)			ln(x+1)			

Fuentes de variación	<i>D. sargus</i>			<i>D. vulgaris</i>			<i>E. costae</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	105.062	7.27	0.036*	39.873	3.113	0.128	17295.53	1	0.356	L(P)
L(P)	6	14.451	3.61	0.049*	12.807	3.64	0.048*	17295.53	1	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	4.004	0.888	0.534	3.518	0.315	0.957	17295.53	1.601	0.149	Residual
Residual	48	4.508			11.165			10801.03			
Transform.		ln(x+1)			ln(x+1)			- ^m			

Fuentes de variación	<i>E. marginatus</i>			<i>L. merula</i>			<i>M. helena</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	64597186	1.098	0.335	5.155	2.488	0.166	2276.483	1	0.356	L(P)
L(P)	6	58824475	0.977	0.497	2.072	0.544	0.763	2276.483	1	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	60225240	3.348	0.004*	3.806	1.481	0.189	2276.483	1	0.448	Residual
Residual	48	17985851			2.569			2276.483			
Transform.		- ^m			ln(x+1)			- ^m			

Fuentes de variación	<i>M. surmuletus</i>			Mugillidae			<i>O. melanura</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.001	0.001	0.979	16160.76	2.55	0.161	1203738	0.968	0.363	L(P)
L(P)	6	1.189	1.013	0.478	6336.96	3.099	0.071	1243390	0.718	0.647	S(L(P))
S(L(P))	8	1.173	0.715	0.677	2045.10	0.377	0.927	1730658	2.209	0.043	Residual
Residual	48	1.641			5419.01			783441			
Transform.		ln(x+1)			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. aurata</i>			<i>S. cabrilla</i>			<i>S. cantharus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	45683.71	7.268	0.036	5.406	1	0.356	155.938	0.584	0.474	L(P)
L(P)	6	6285.66	0.877	0.551	5.406	1	0.485	266.937	3.228	0.065	S(L(P))
S(L(P))	8	7166.37	0.615	0.761	5.406	1	0.448	82.695	0.455	0.881	Residual
Residual	48	11650.77			5.406			181.811			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. doderleini</i>			<i>S. maena</i>			<i>S. mediterraneus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	2.681	1	0.356	1.183	1	0.356	35.446	16.203	0.007**	L(P)
L(P)	6	2.681	1	0.485	1.183	1	0.485	2.188	0.445	0.83	S(L(P))
S(L(P))	8	2.681	1	0.448	1.183	1	0.448	4.912	0.957	0.48	Residual
Residual	48	2.681			1.183			5.131			
Transform.		- ^m			- ^m			√(x+1)			

Fuentes de variación	<i>C. melanocercus</i>				<i>S. ocellatus</i>			<i>S. roisali</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	0.562	1	0.356	27.705	8.752	0.025*	15.603	2.954	0.136	L(P)
L(P)	6	0.563	1	0.485	3.166	0.654	0.689	5.282	0.672	0.677	S(L(P))
S(L(P))	8	0.562	1	0.448	4.841	1.781	0.104	7.862	1	0.448	Residual
Residual	48	0.562			2.719			7.862			
Transform.		- ^m			$\sqrt{(x+1)}$			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. rostratus</i>			<i>S. salpa</i>			<i>S. scriba</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.003	0.005	0.945	399.916	68.055	0.00***	82.108	8.724	0.025*	L(P)
L(P)	6	0.524	1.311	0.352	5.876	0.96	0.506	9.411	0.632	0.703	S(L(P))
S(L(P))	8	0.4	0.632	0.747	6.119	0.997	0.451	14.88	2.449	0.026*	Residual
Residual	48	0.633			6.138			6.077			
Transform.		$\ln(x+1)$			$\ln(x+1)$			$\sqrt{(x+1)}$			

Fuentes de variación	<i>S. smaris</i>			<i>S. sphyraena</i>			<i>S. tinca</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	26259347	2.389	0.173	18137.35	2.008	0.206	0.259	0.042	0.845	L(P)
L(P)	6	10993622	5.002	0.02	9031.75	0.799	0.597	6.194	2.879	0.084	S(L(P))
S(L(P))	8	2197936	0.402	0.914	11308.15	1	0.448	2.152	0.361	0.936	Residual
Residual	48	5474008			11308.15			5.958			
Transform.		- ^m			- ^m			$\ln(x+1)$			

Fuentes de variación	<i>S. sumbra</i>			<i>T. pavo</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	36.327	2.933	0.138	248.112	6.994	0.038*	L(P)
L(P)	6	12.387	1.299	0.356	35.474	5.865	0.013*	S(L(P))
S(L(P))	8	9.539	1.877	0.086	6.049	0.614	0.762	Residual
Residual	48	5.081			9.855			
Transform.		$\ln(x+1)$			$\sqrt{(x+1)}$			

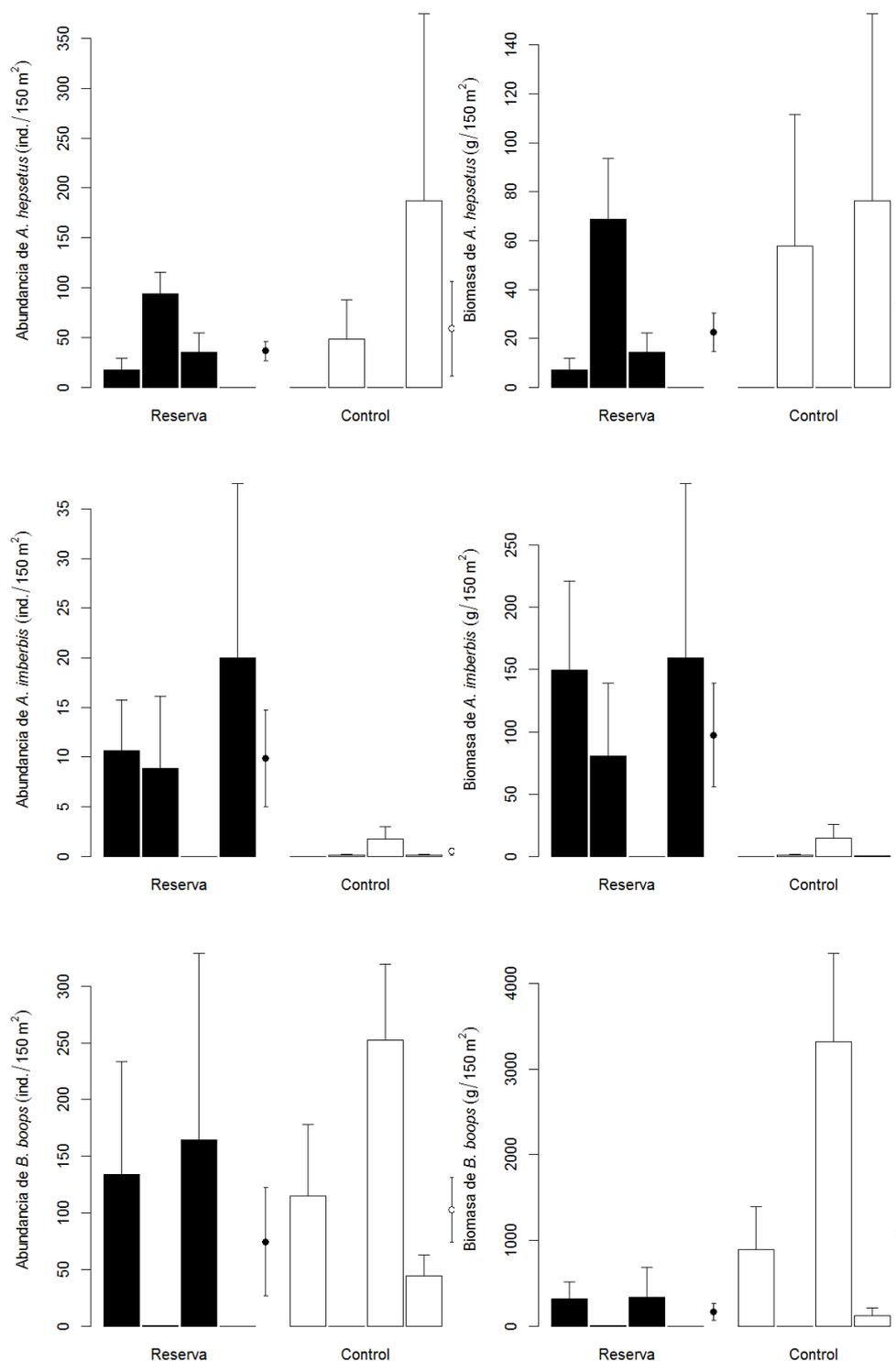


Figura 1.7. Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

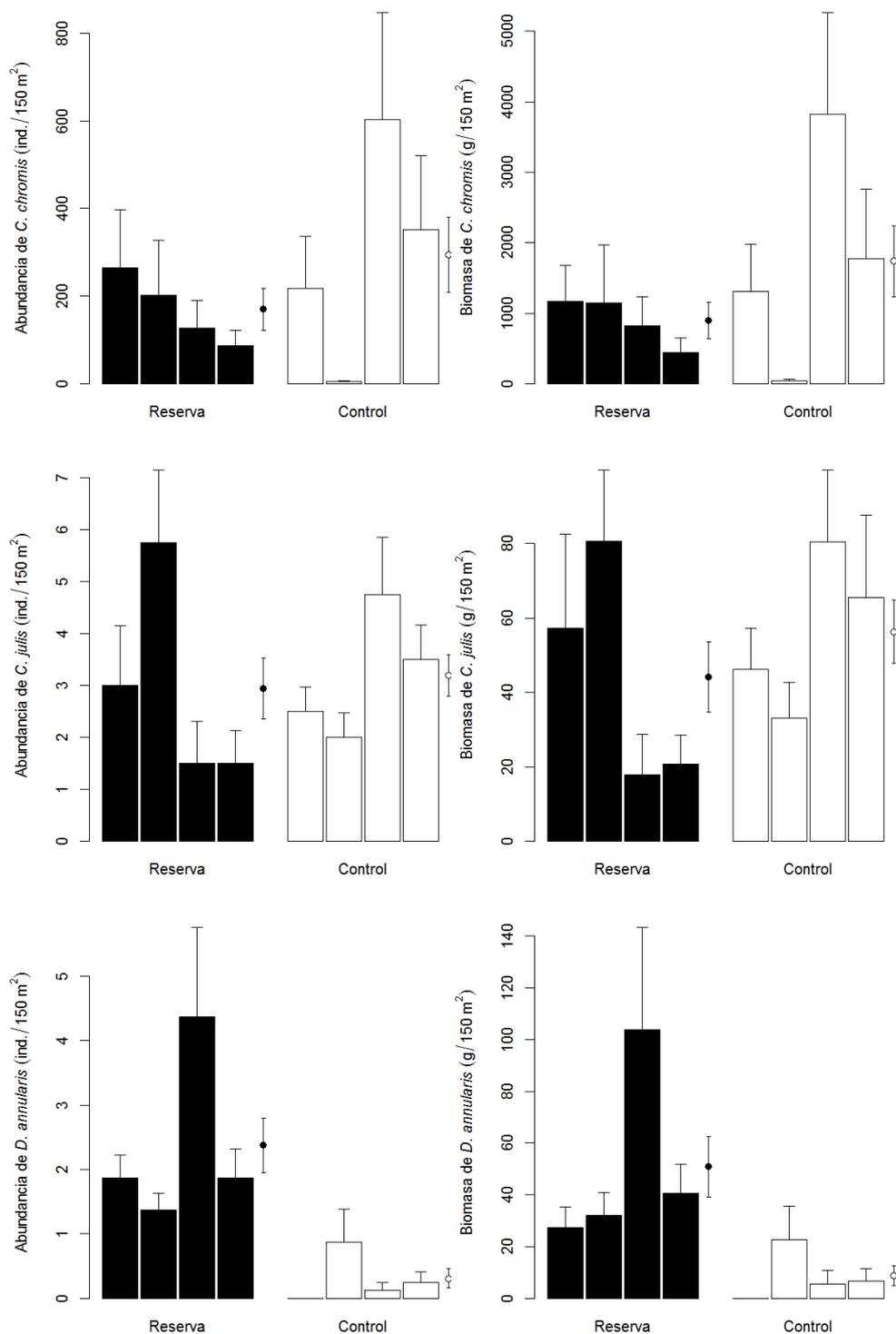


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

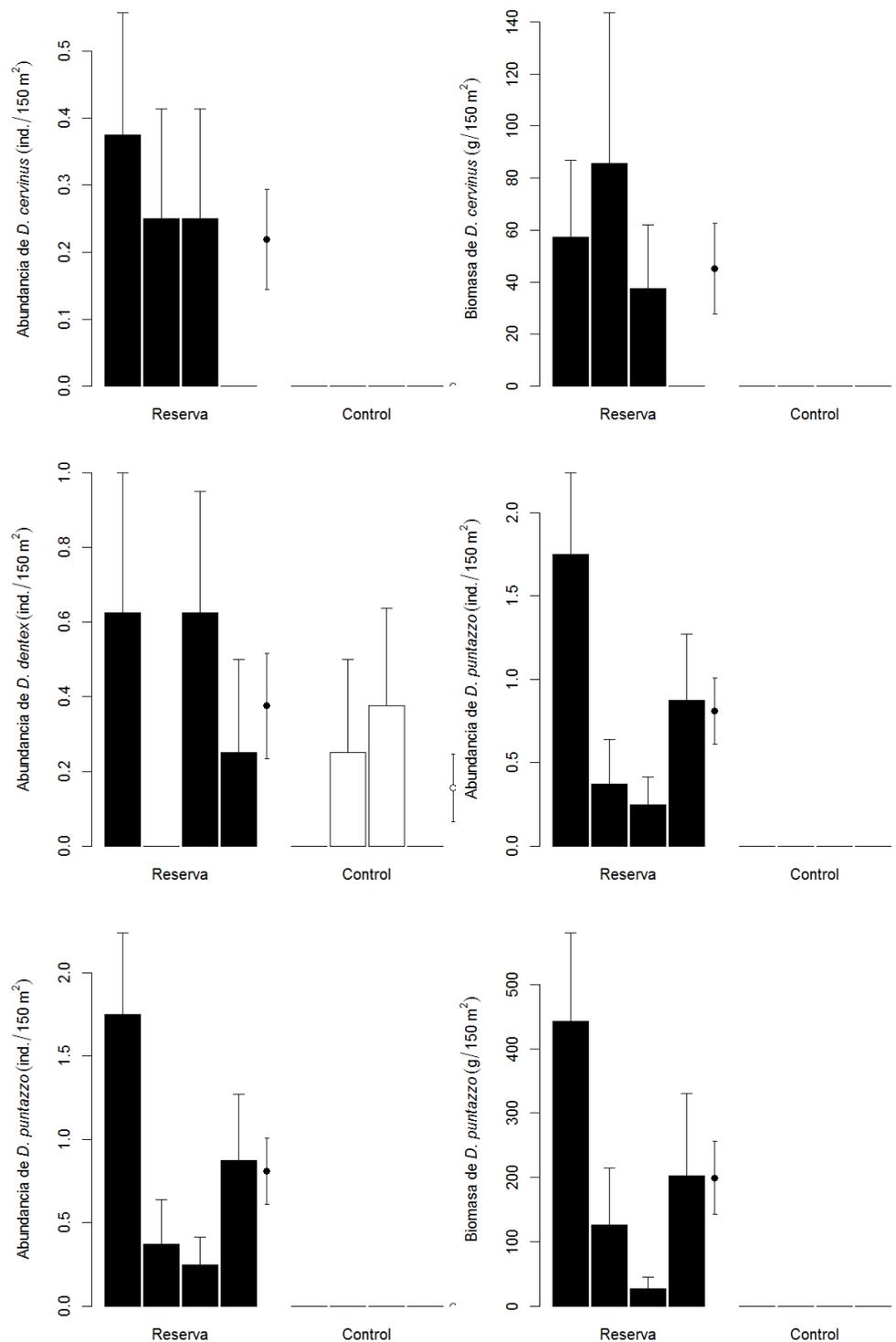


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

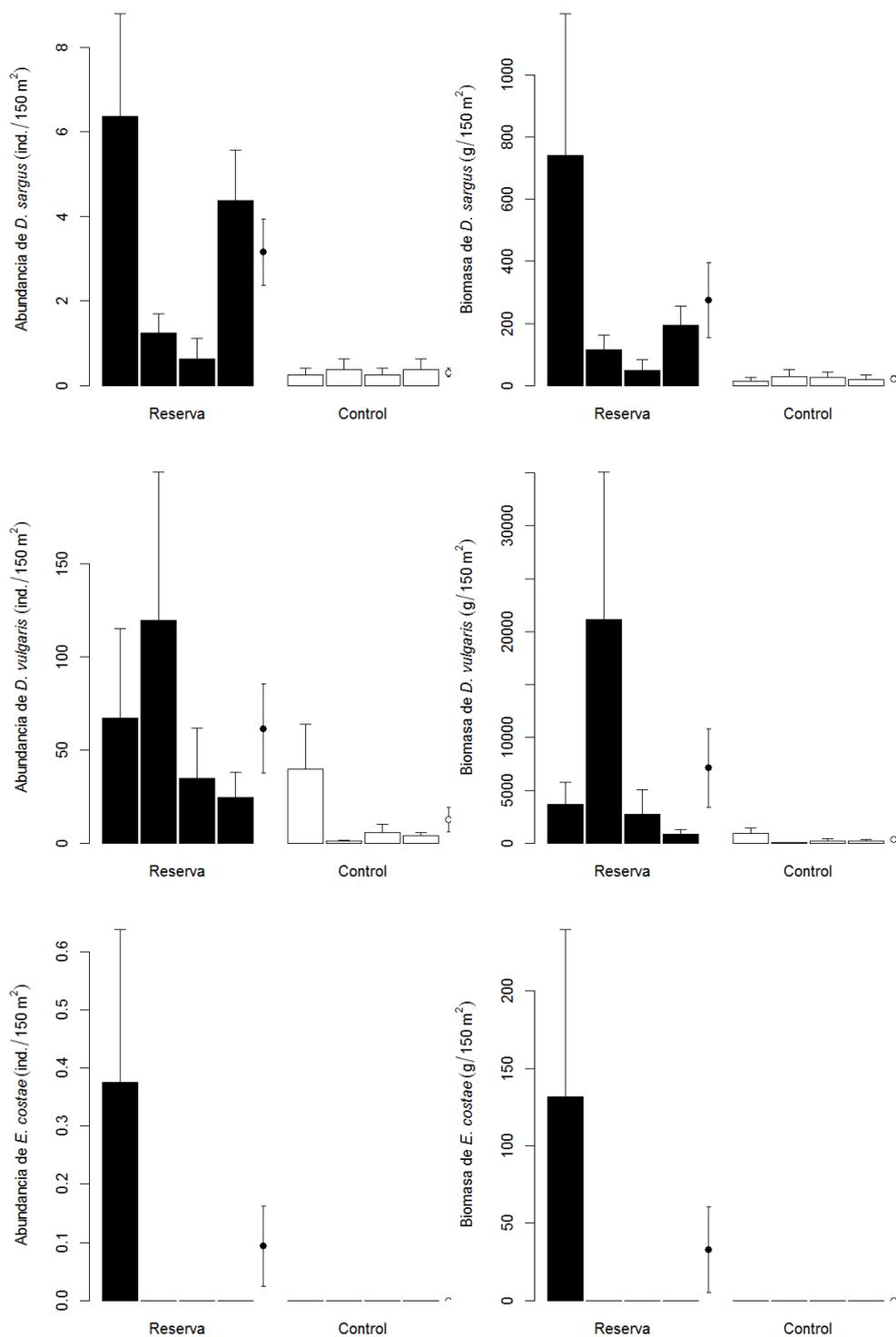


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

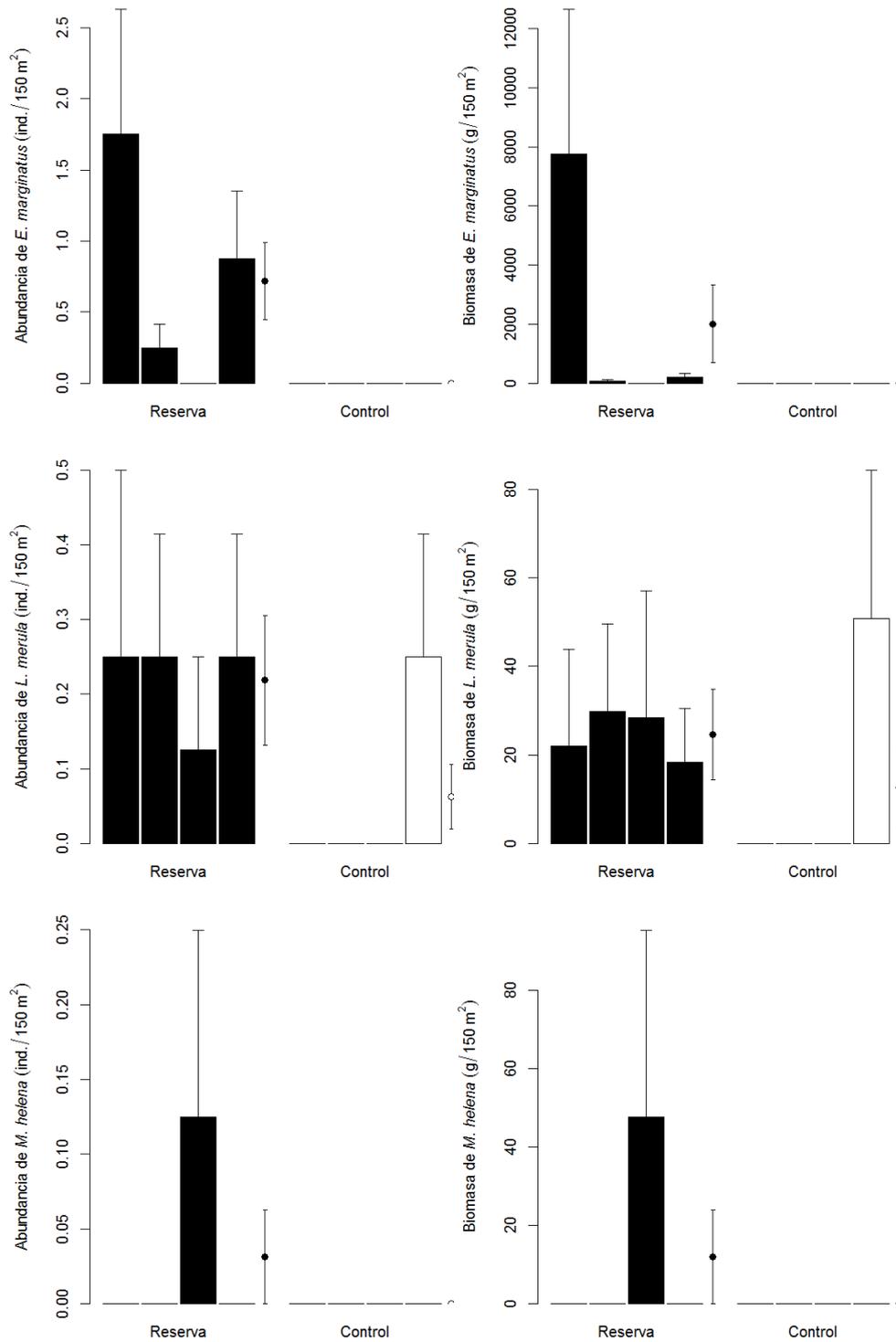


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

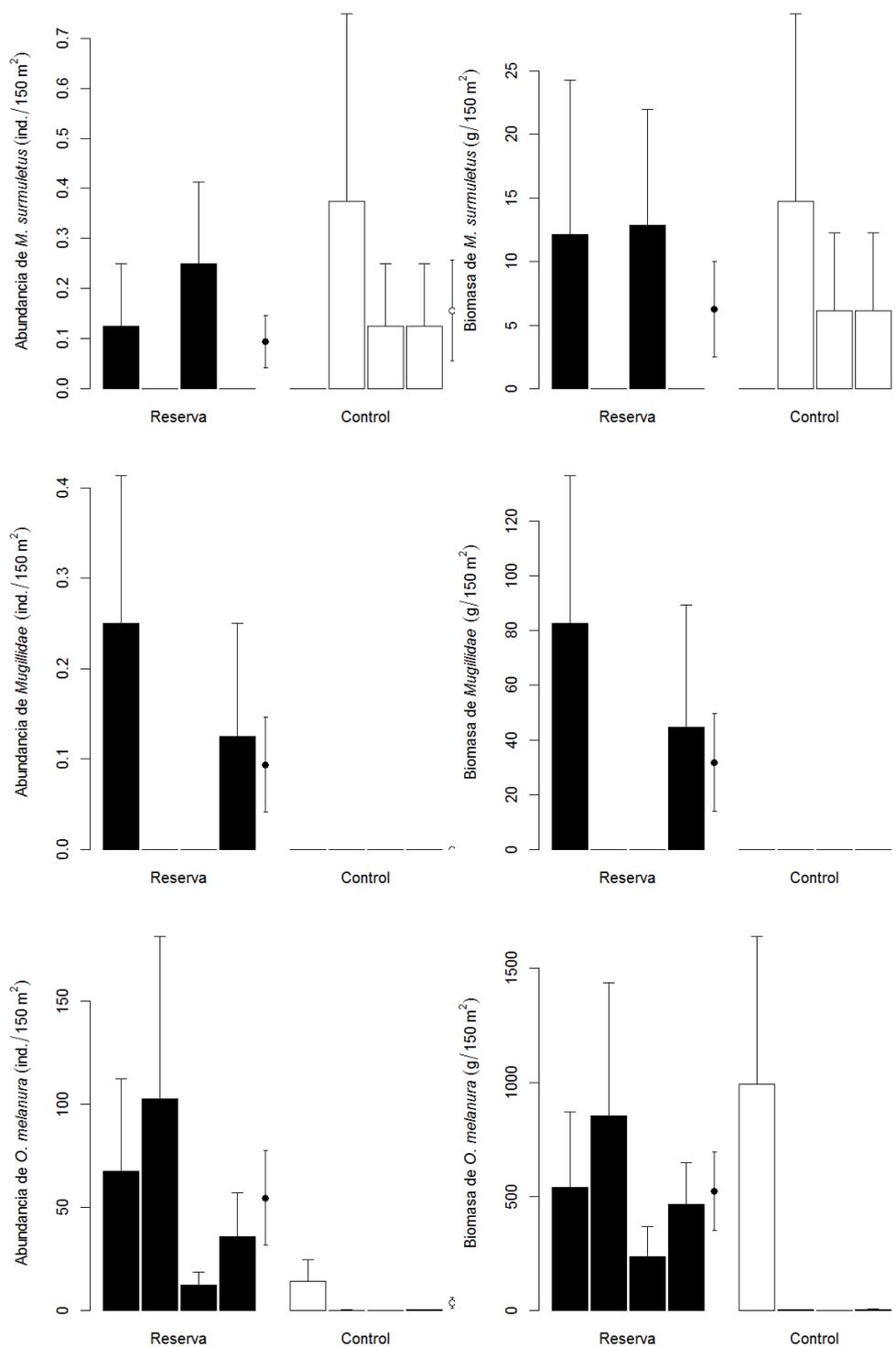


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

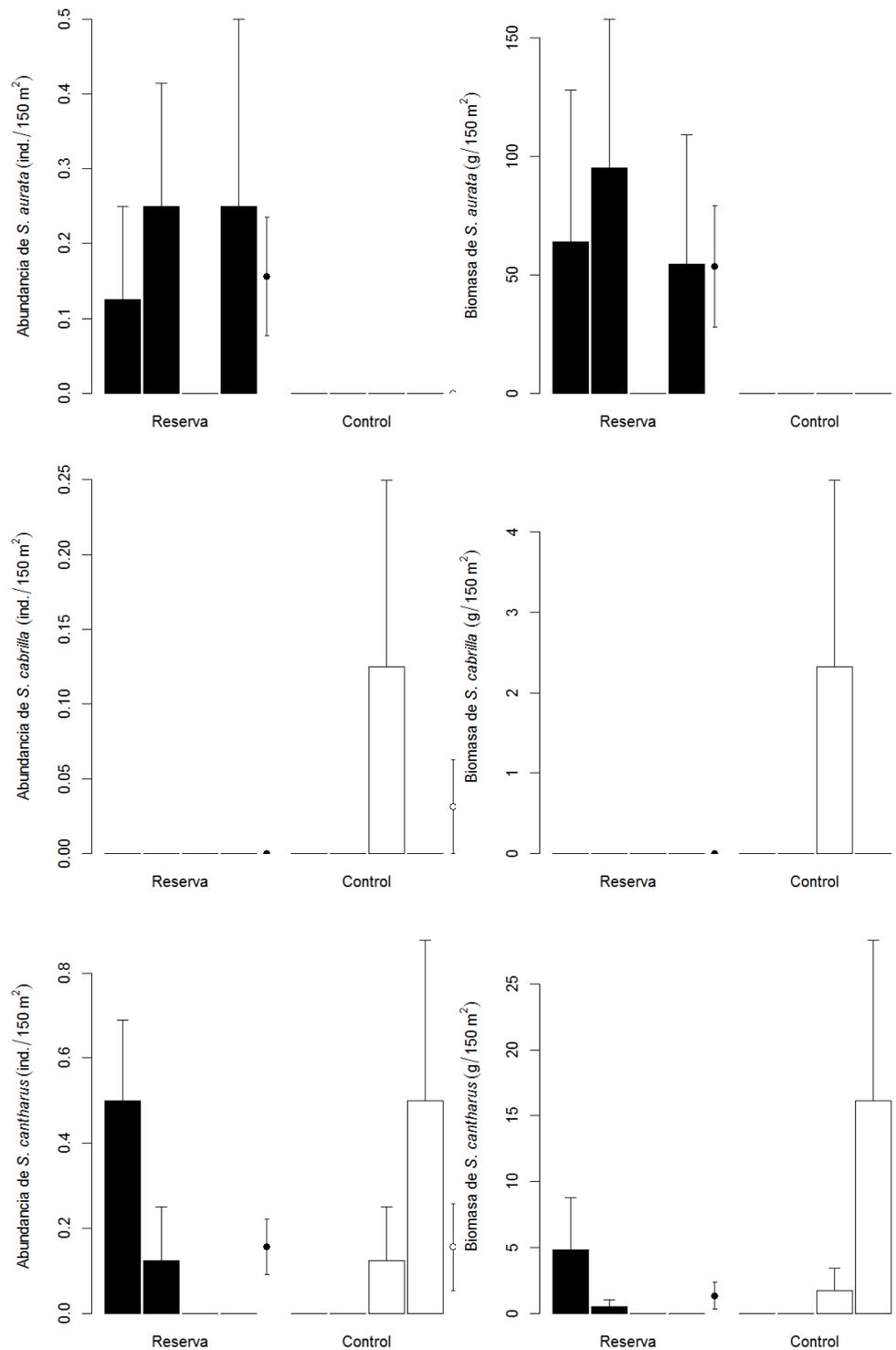


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

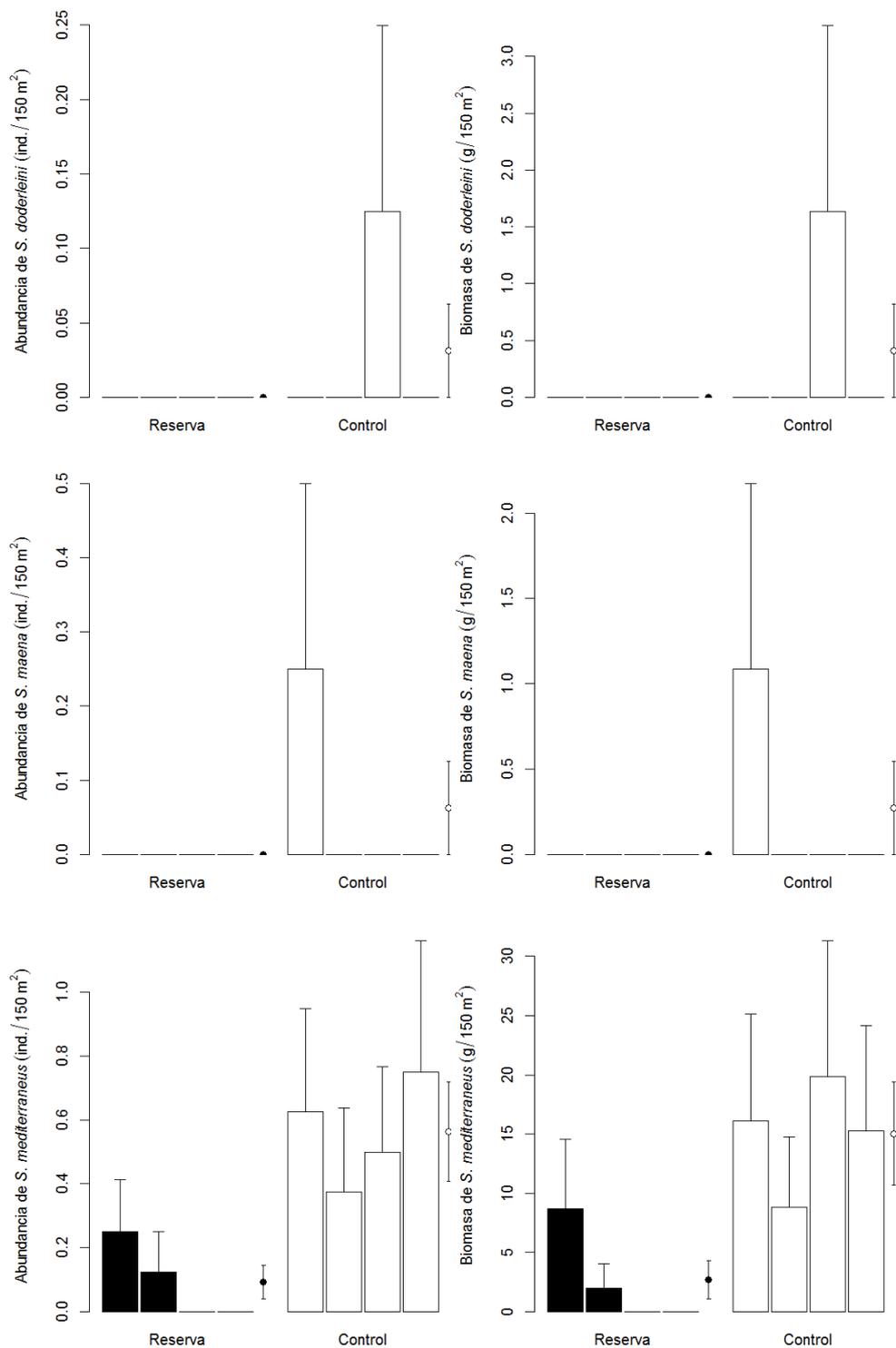


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

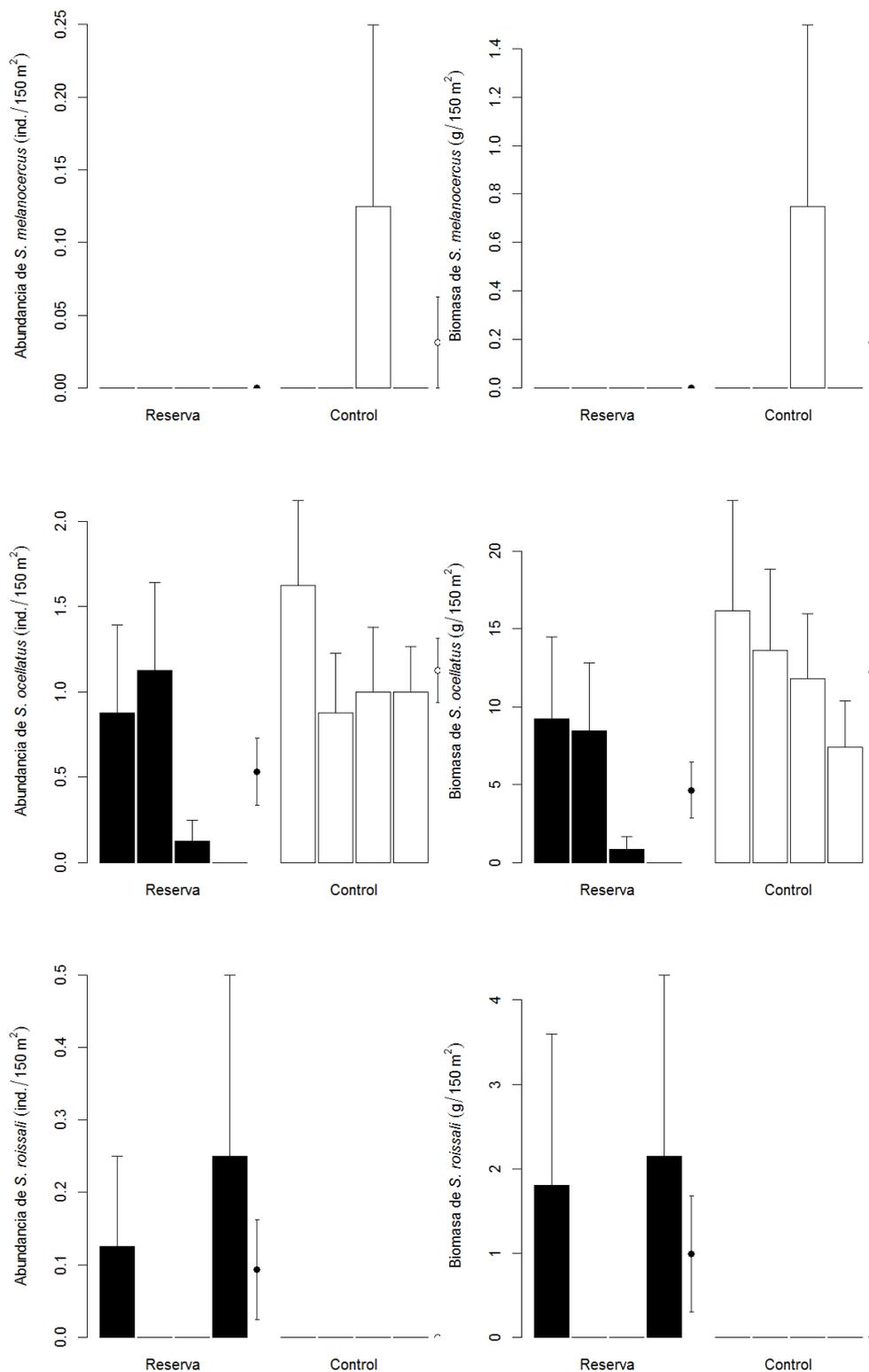


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

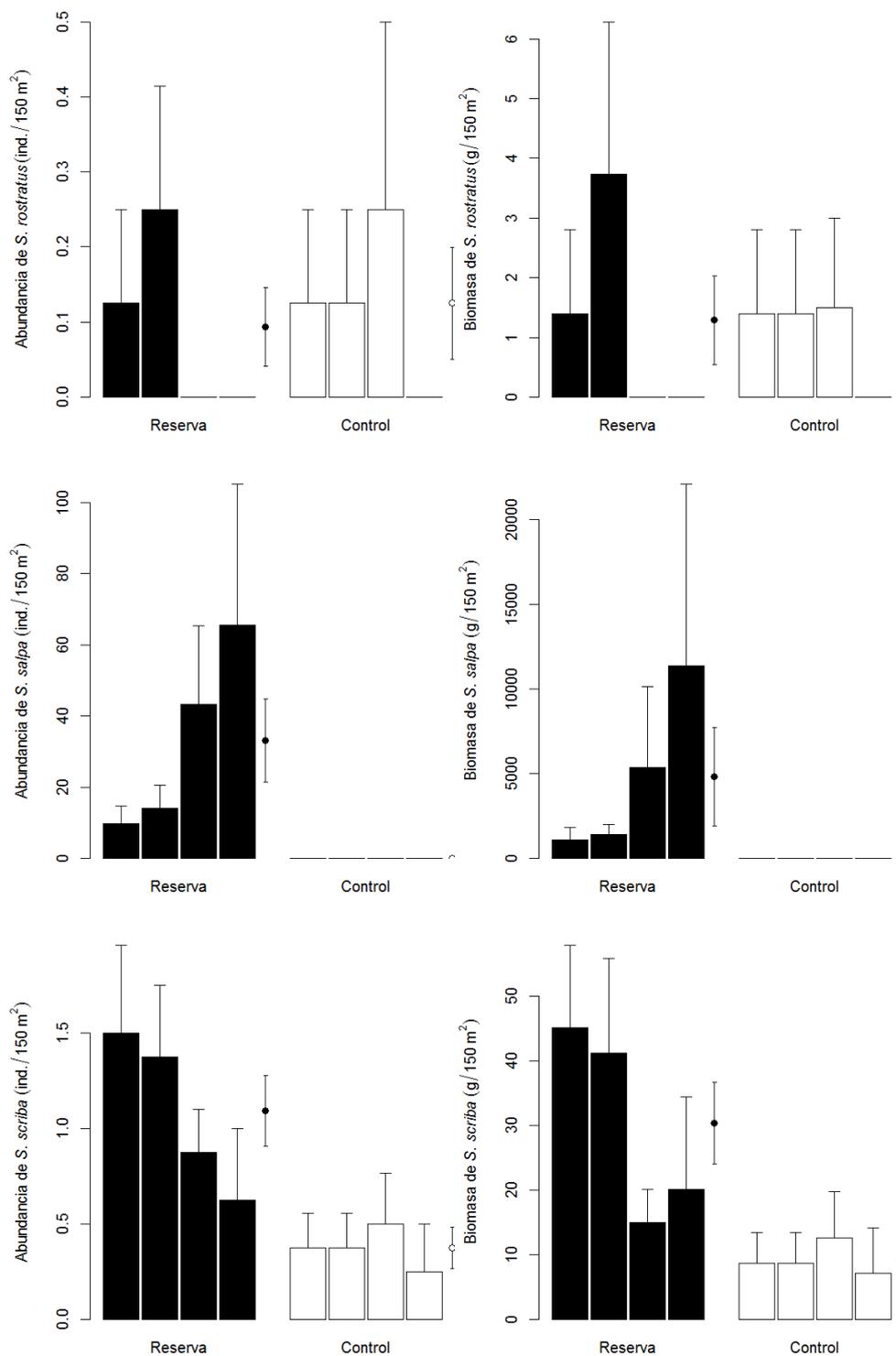


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

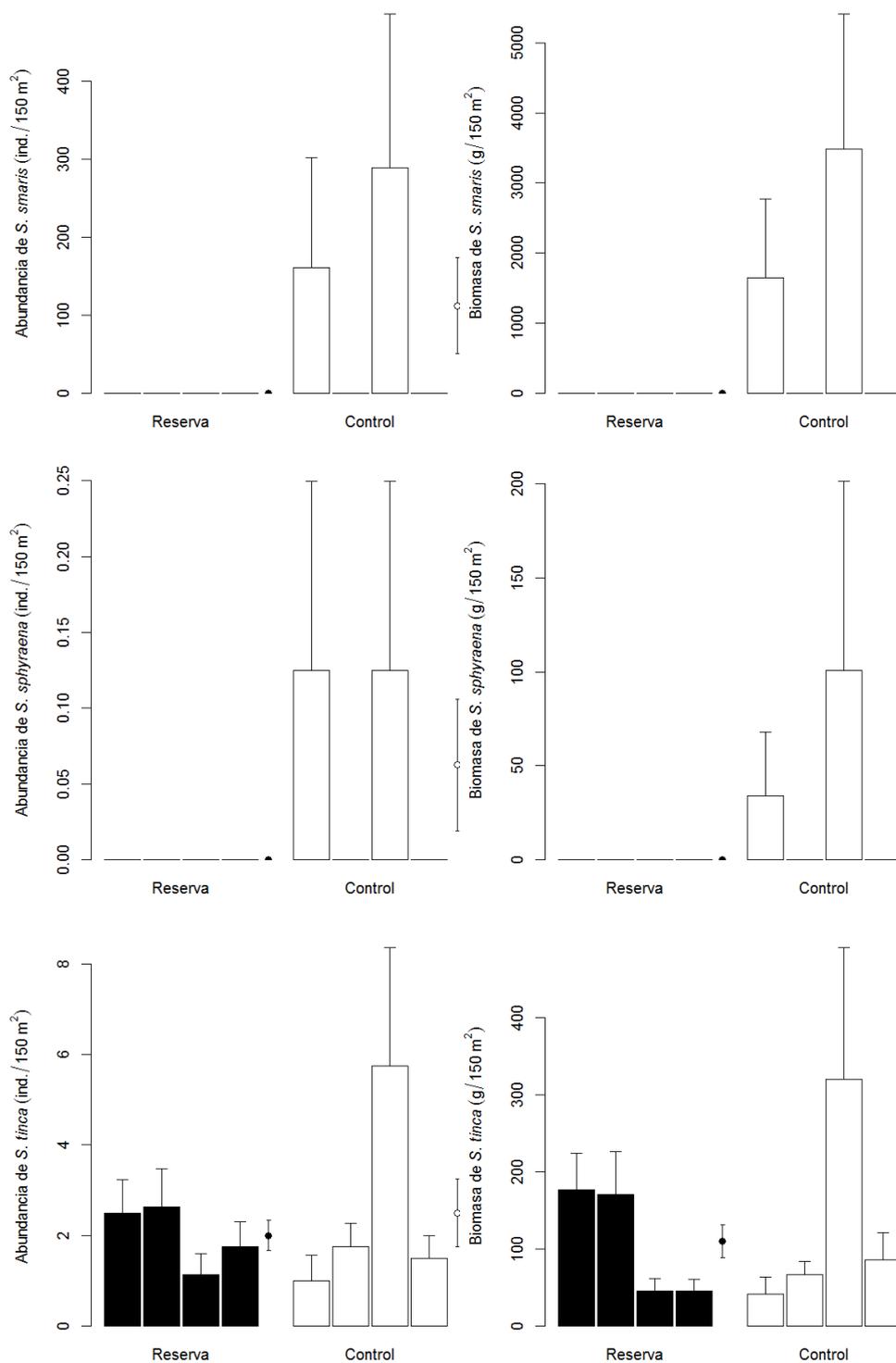


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

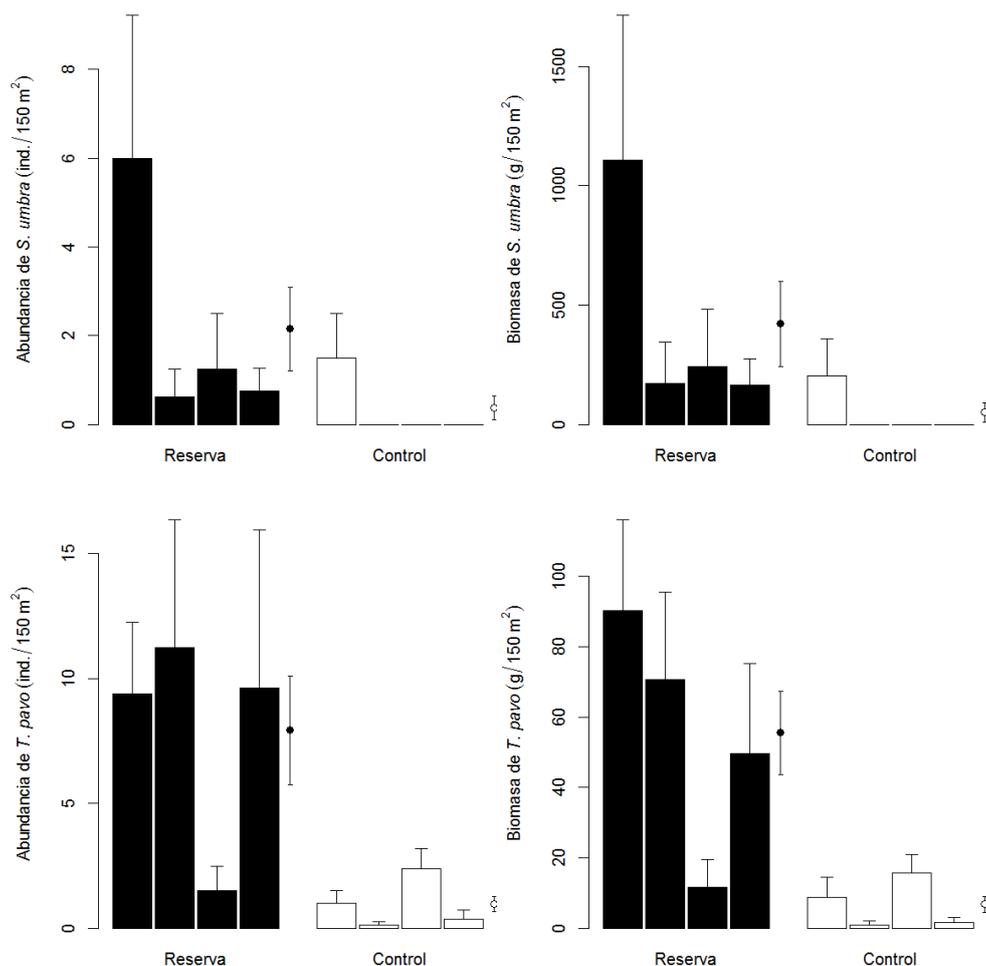


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

1.b. Seguimiento de las capturas de especies objetivo en el entorno de la RMIPIT

1.b.1. Material y métodos

Se ha realizado un seguimiento de las capturas en el entorno de la RMIP de la Isla Tabarca. Para ello se seleccionaron los puertos de Santa Pola y de la Isla Tabarca por ser los más próximos a la Reserva Marina. A partir de los registros de capturas diarias de la lonja de Santa Pola se ha analizado la tendencia de las especies objetivo más representativas de la flota artesanal durante el periodo comprendido entre 2011 y 2017. Se han tenido en cuenta las embarcaciones incluidas en el censo de artes menores y con puerto base en la Comunidad Valenciana. Las especies escogidas fueron: *Seriola dumerilii*, *Sarda sarda*, *Sepia officinalis*, *Dentex dentex*, *Mullus spp.*,

Octopus vulgaris, *Sparus auratus*, *Scorpaena scrofa* y la familia Scorpaenidae. Se calculó tanto la captura anual de cada especie por parte de la flota artesanal, como su proporción respecto a la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

1.b.2. Resultados

Las capturas de lechola (*S. dumerilii*) en el puerto de Santa Pola experimentaron un ascenso durante los primeros años, hasta alcanzar el máximo en el año 2013, a continuación se observa un descenso hasta el año 2017, cuando vuelven a recuperarse (Fig. 1.8). La máxima contribución de dicho puerto al conjunto de las capturas de la Comunidad Valenciana fue en el año 2014 (Fig. 1.9). A partir de este punto se produce un descenso acusado, seguido de un ascenso muy leve en los últimos años.

En el caso del bonito (*S. sarda*), el máximo de capturas para el periodo considerado se alcanzó en el 2014, después de un incremento consecutivo durante los primeros años y una caída en los años posteriores (Fig. 1.10). La contribución del puerto de Santa Pola a las capturas de la Comunidad Valenciana fue máxima en el 2014, observándose una estabilidad los 3 primeros años, así como una caída en los años posteriores, seguida de un ligero incremento hasta el año 2017 (Fig. 1.11).

Para la sepia (*S. officinalis*), no se percibe ninguna tendencia en las capturas del puerto de Santa Pola, ya que se observa bastante variabilidad interanual (Fig. 1.12). No obstante, el máximo se produjo en el año 2012, al igual que ocurre con la contribución de este puerto a las capturas de la Comunidad Valenciana (Fig. 1.13).

Las capturas de dentón (*D. dentex*) parecen tener una tendencia decreciente desde el año 2012, a excepción del máximo encontrado en el 2015 (Fig. 1.14). En cambio, en la contribución del puerto de Santa Pola a las capturas de la Comunidad Valenciana no se observa ninguna tendencia, ya que presenta variabilidad interanual. Cabe destacar la notable proporción de las capturas de dentón por parte de la flota artesanal de Santa Pola, llegando a ser casi el 35 % de las capturas de la Comunidad Valenciana (Fig. 1.15).

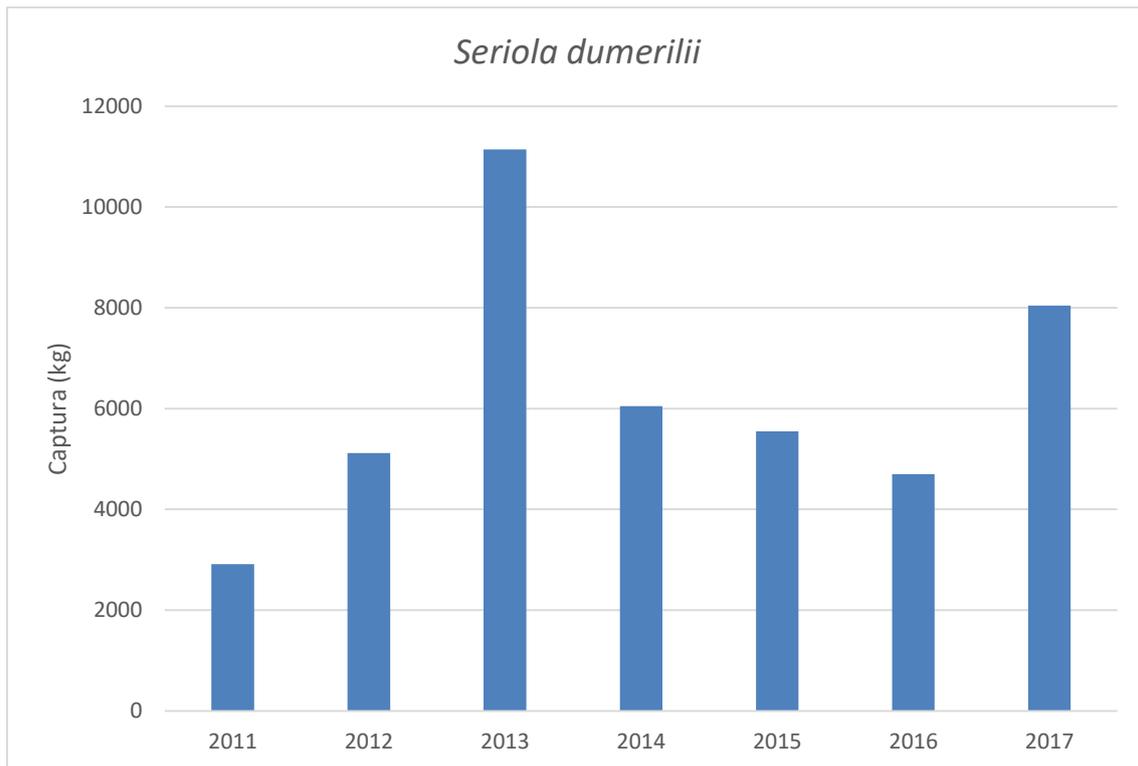


Figura 1.8. Evolución de las capturas de lechola en la lonja de Santa Pola.

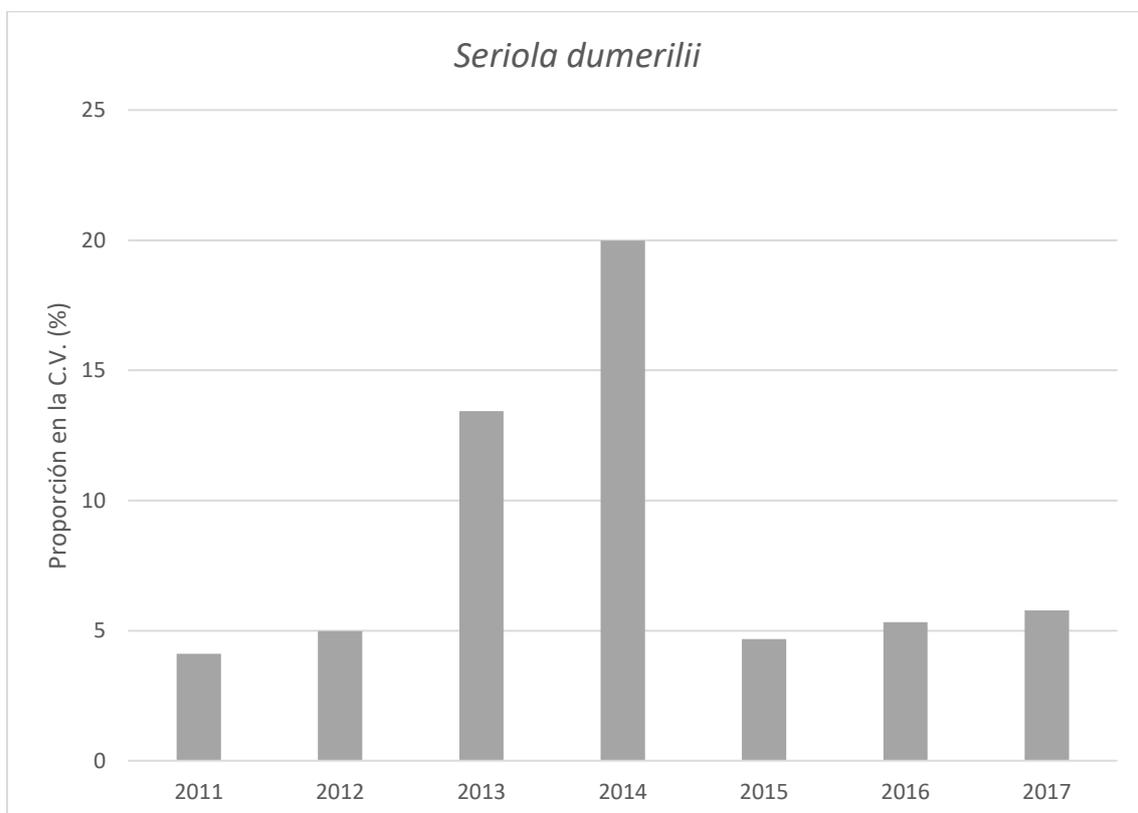


Figura 1.9. Evolución de la proporción de las capturas de lechola en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

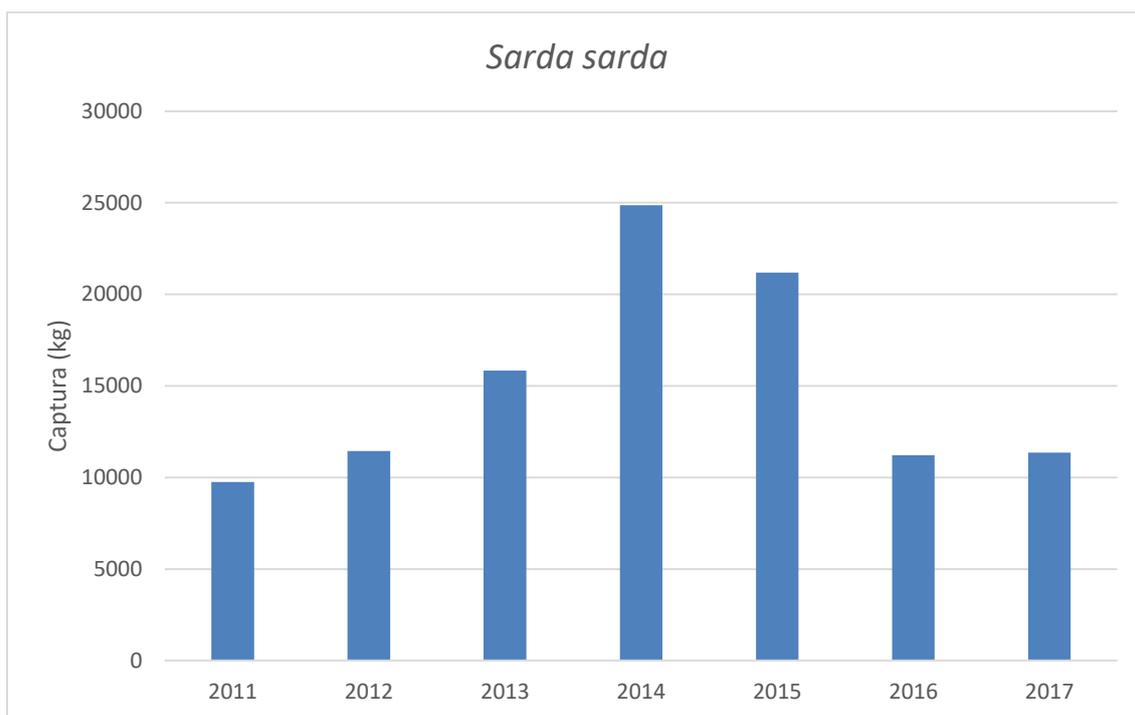


Figura 1.10. Evolución de las capturas de bonito en la lonja de Santa Pola.

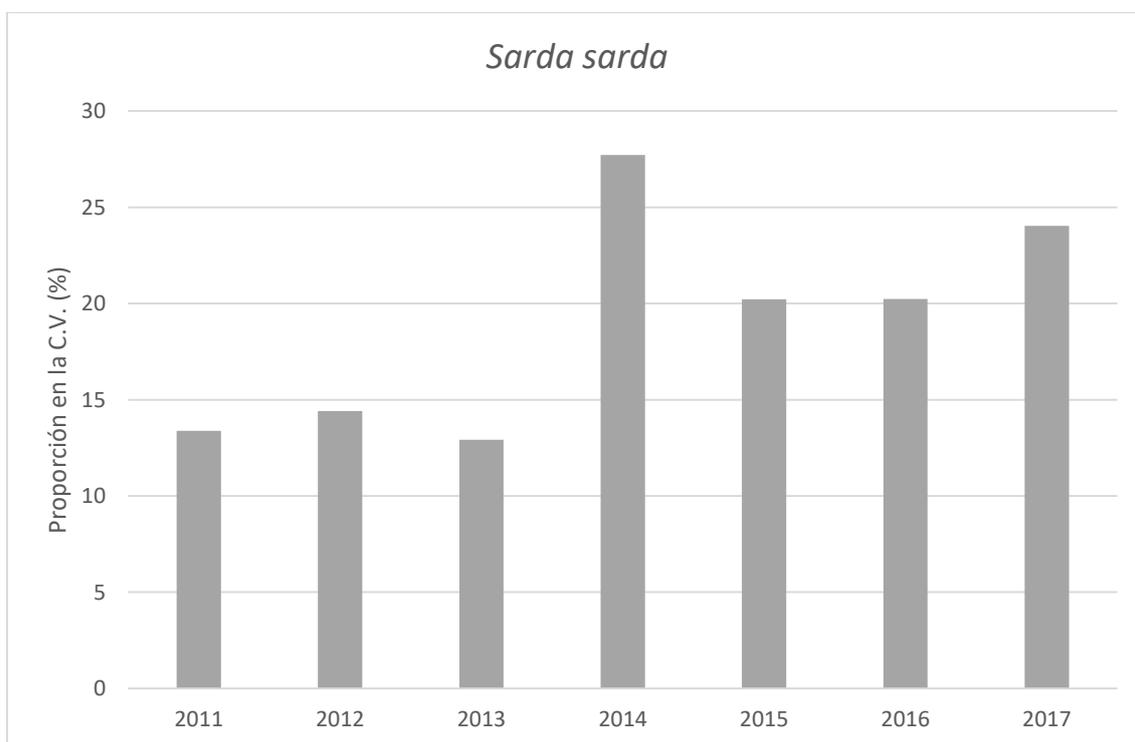


Figura 1.11. Evolución de la proporción de las capturas de bonito en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

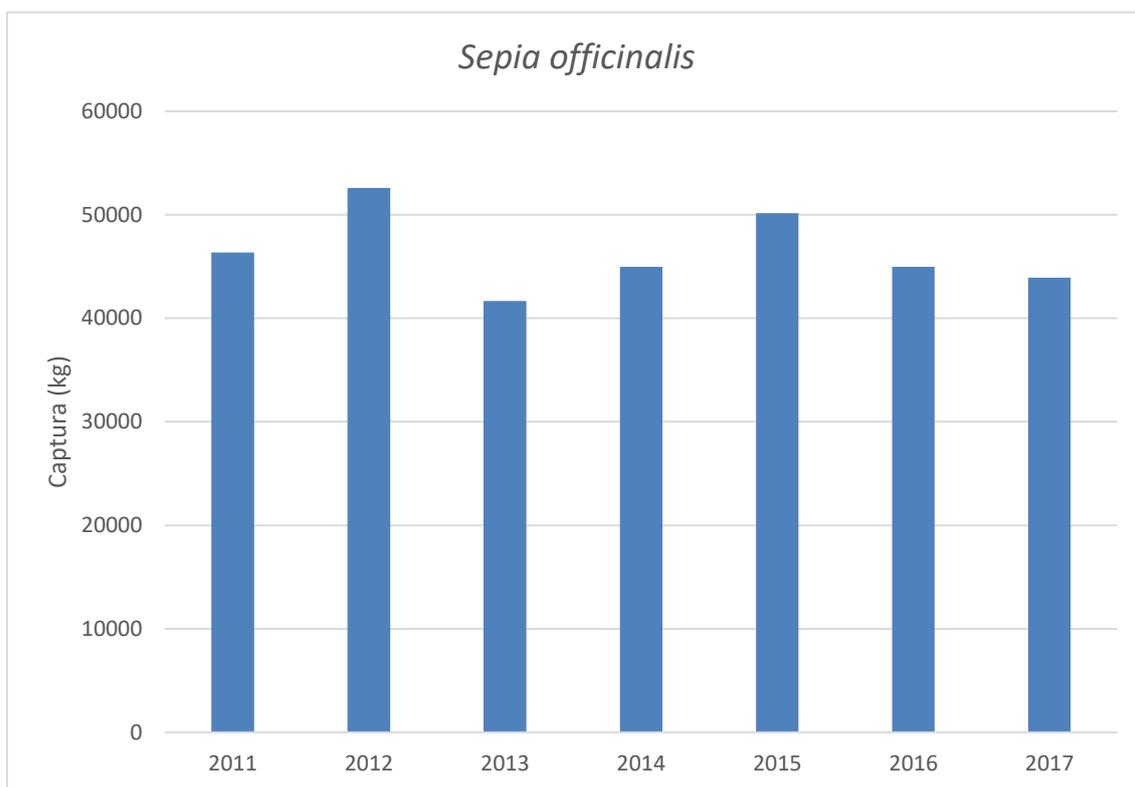


Figura 1.12. Evolución de las capturas de sepia en la lonja de Santa Pola.

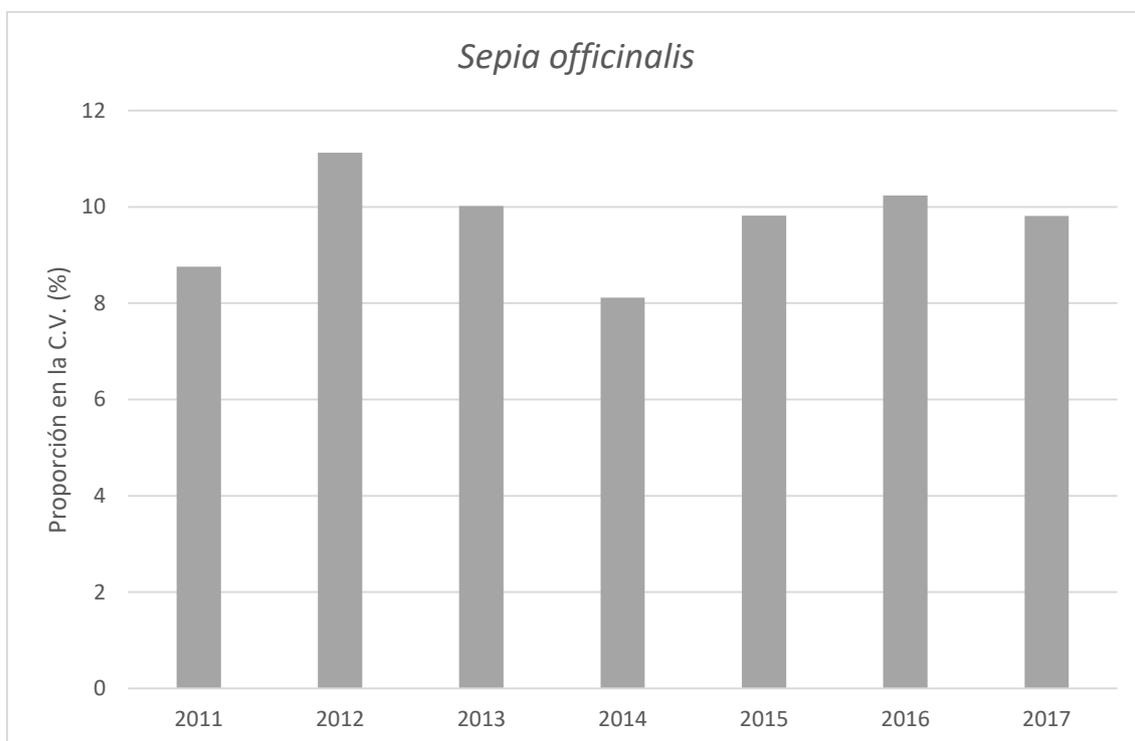


Figura 1.13. Evolución de la proporción de las capturas de Sepia en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

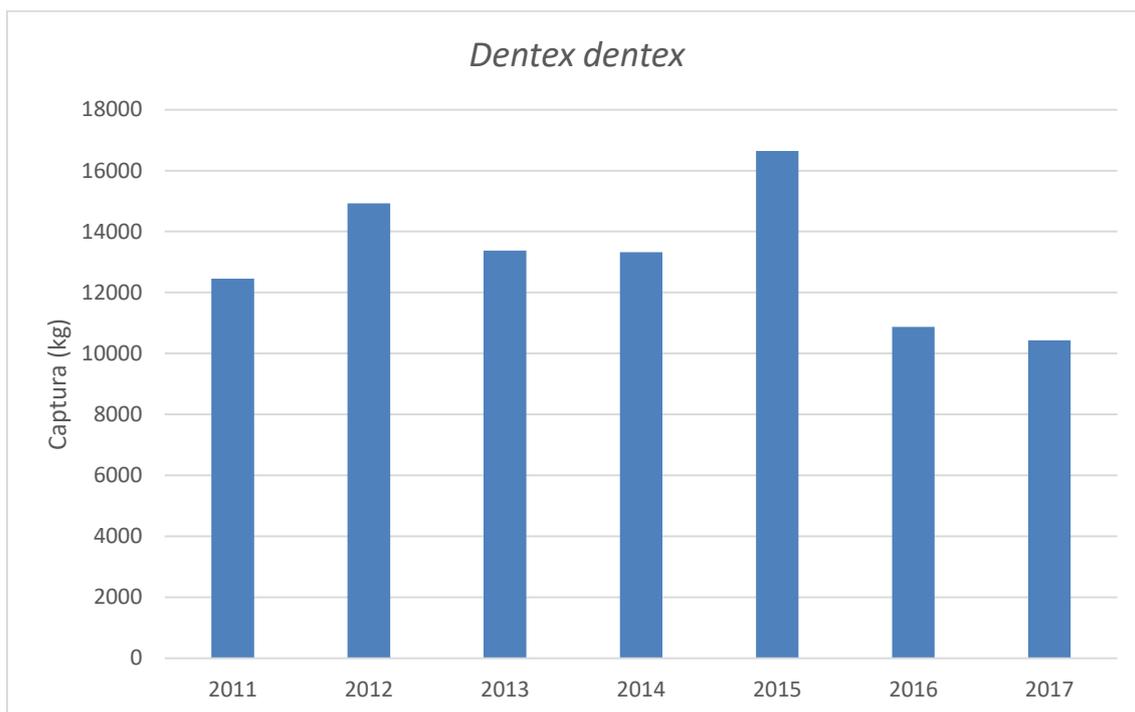


Figura 1.14. Evolución de las capturas de dentón en la lonja de Santa Pola.

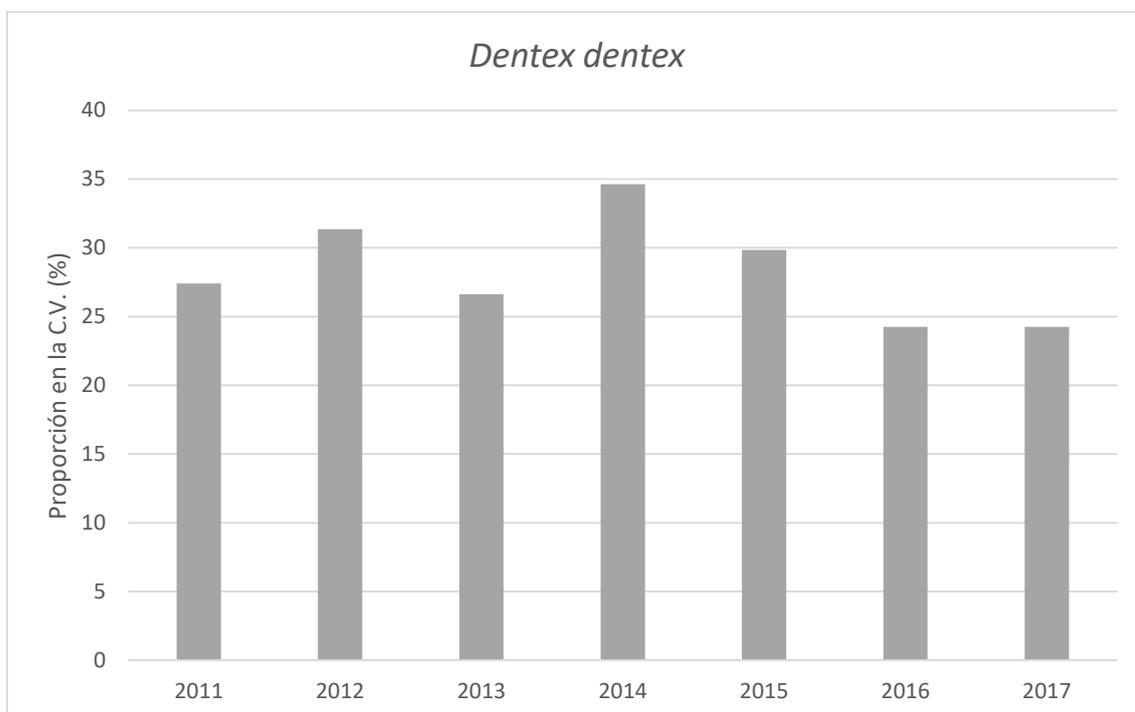


Figura 1.15. Evolución de la proporción de las capturas de dentón en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

Las capturas de salmonetes (*Mullus spp.*) alcanzaron su máximo en 2014, sin embargo, tampoco presentan una tendencia clara, produciéndose bastante variabilidad interanual (Fig. 1.16). La proporción de las capturas del puerto de Santa Pola respecto a la Comunidad Valenciana es bastante estable, con un pico en 2013 (Fig. 1.17).

Las capturas de pulpo (*O. vulgaris*), a pesar de ser bastante oscilantes, tienen una tendencia general decreciente, encontrando el máximo en el año 2011 (Fig. 1.18). En cuanto a la contribución de las capturas de pulpo de Santa Pola a las de la Comunidad Valenciana, a excepción del pico del 2013, parece observarse una tendencia decreciente hasta el 2015 y un ascenso hasta el 2017 (Fig. 1.19).

En las capturas de dorada (*S. aurata*) se observa una tendencia ascendente, con un pico máximo en el año 2016, y un posterior descenso en el 2017 (Fig. 1.20). La proporción de las capturas de esta especie en el puerto de Santa Pola respecto a la Comunidad Valenciana también han seguido la misma tendencia, a excepción de un segundo máximo en el año 2014 (Fig. 1.21).

Las capturas de gallina (*S. scrofa*) muestran una tendencia ascendente, con dos picos en los años 2012 y 2015 (Fig. 1.22). La misma tendencia se observa en la contribución de las capturas de Santa Pola a la Comunidad Valenciana, sin embargo, en este caso solo se produjo un máximo en el 2012 (Fig. 1.23).

En cuanto a las capturas de la familia Scorpaenidae, se puede advertir un descenso en los primeros años, hasta el año 2014, donde se produce un aumento hasta el 2017 (Fig. 1.24). Algo similar ocurre en la proporción de las capturas del puerto de Santa Pola a la Comunidad Valenciana, no obstante, el descenso se produce hasta el año 2013 (Fig. 1.25).

La captura total en el puerto de Santa Pola presenta una tendencia creciente hasta el año 2014, y desde entonces, decreciente hasta el 2017 (Fig. 1.26). Esta misma tendencia se observa en la proporción de la captura total de Santa Pola frente a la Comunidad Valenciana, aunque el ascenso se produce hasta el año 2013 (Fig. 1.27).

En cuanto a la flota de artes menores, a lo largo del periodo se ha reducido en la Comunidad Valenciana, mientras que en los puertos de Santa Pola y Tabarca ha aumentado (Fig. 1.28). Por lo tanto, la proporción de la flota de estos puertos han aumentado a lo largo de los años (Fig. 1.29).

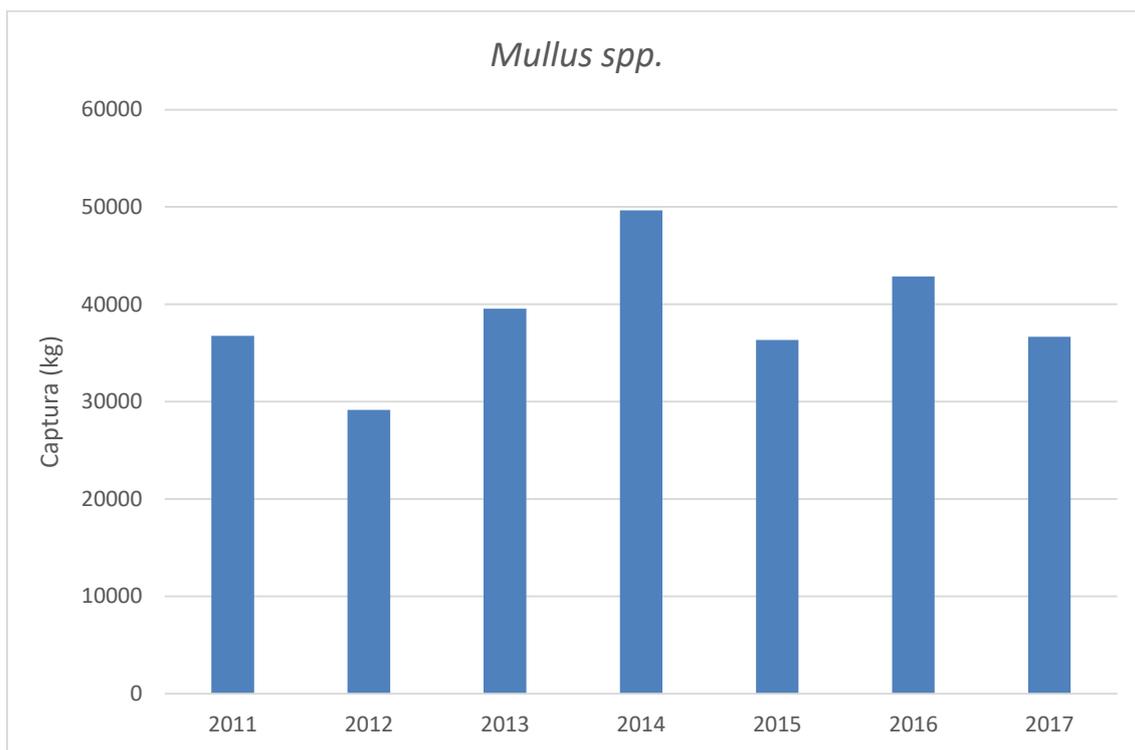


Figura 1.16. Evolución de las capturas de salmonetes en la lonja de Santa Pola.

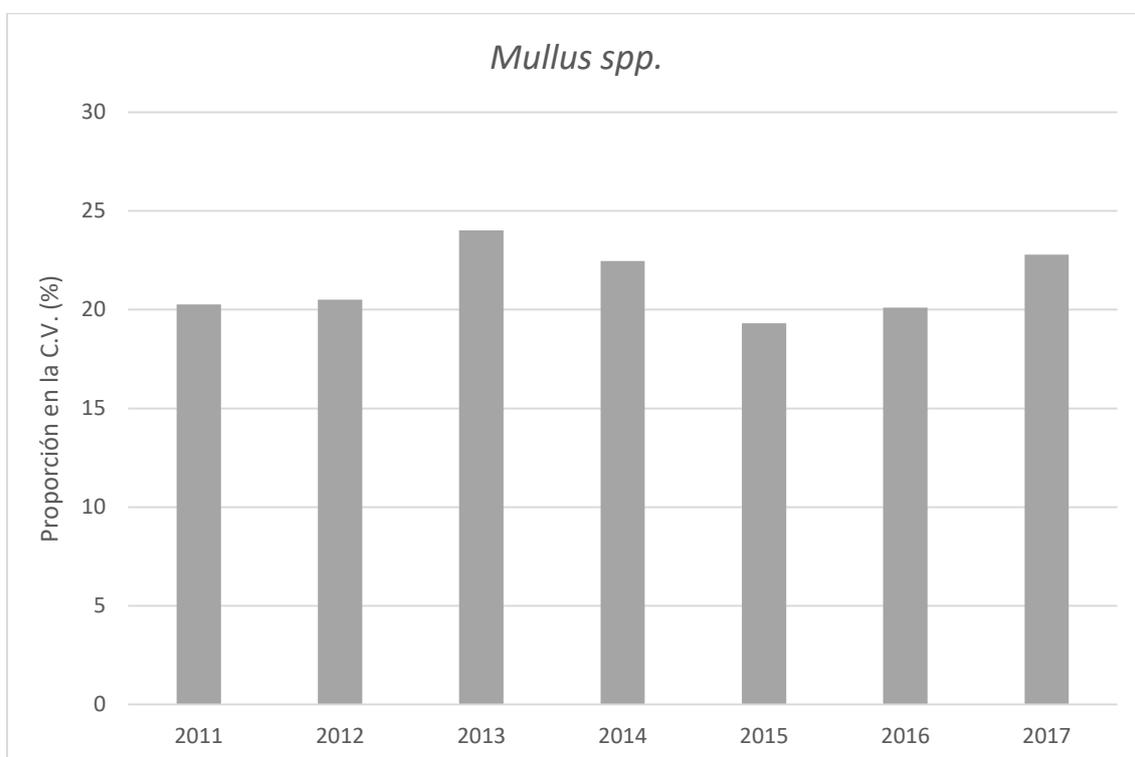


Figura 1.17. Evolución de la proporción de las capturas de salmonetes en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

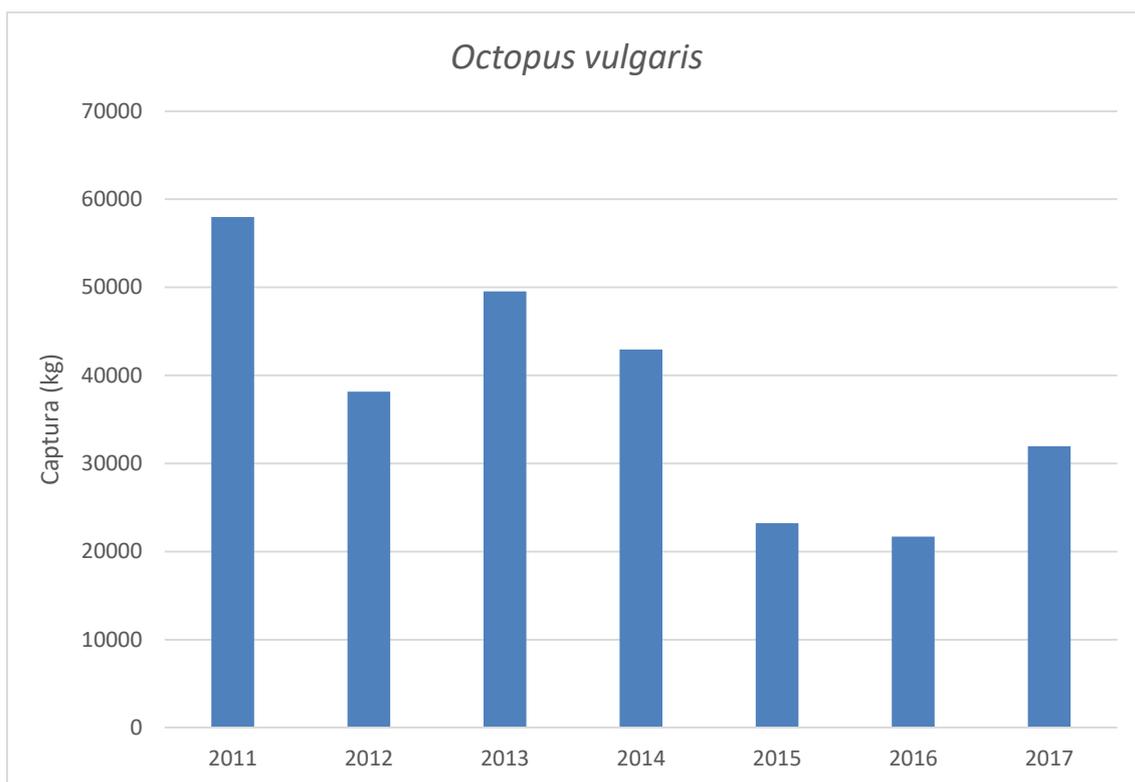


Figura 1.18. Evolución de las capturas de pulpo en la lonja de Santa Pola.

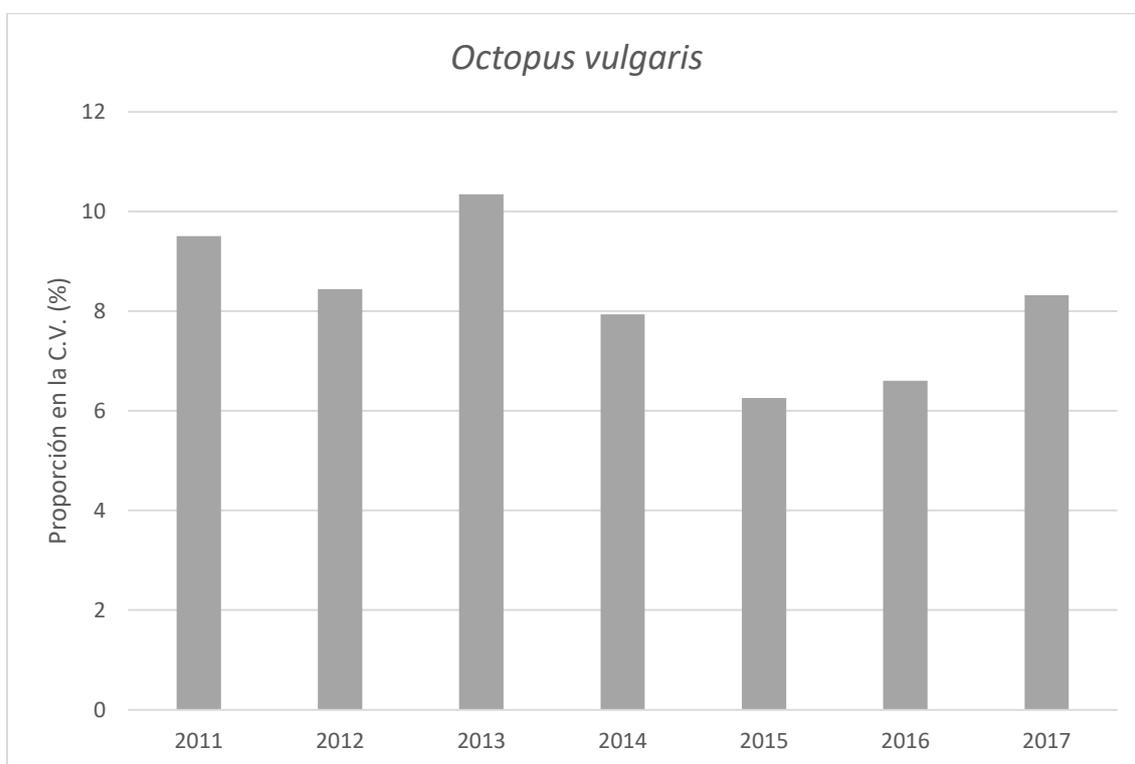


Figura 1.19. Evolución de la proporción de las capturas de pulpo en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

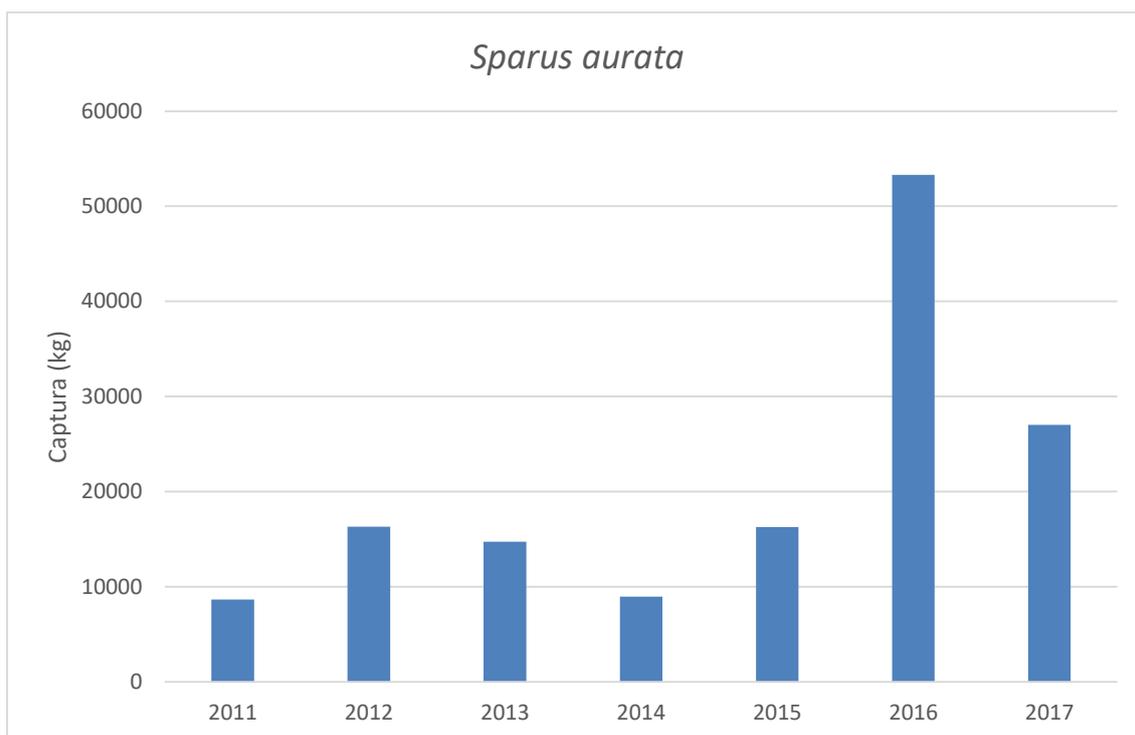


Figura 1.20. Evolución de las capturas de dorada en la lonja de Santa Pola.

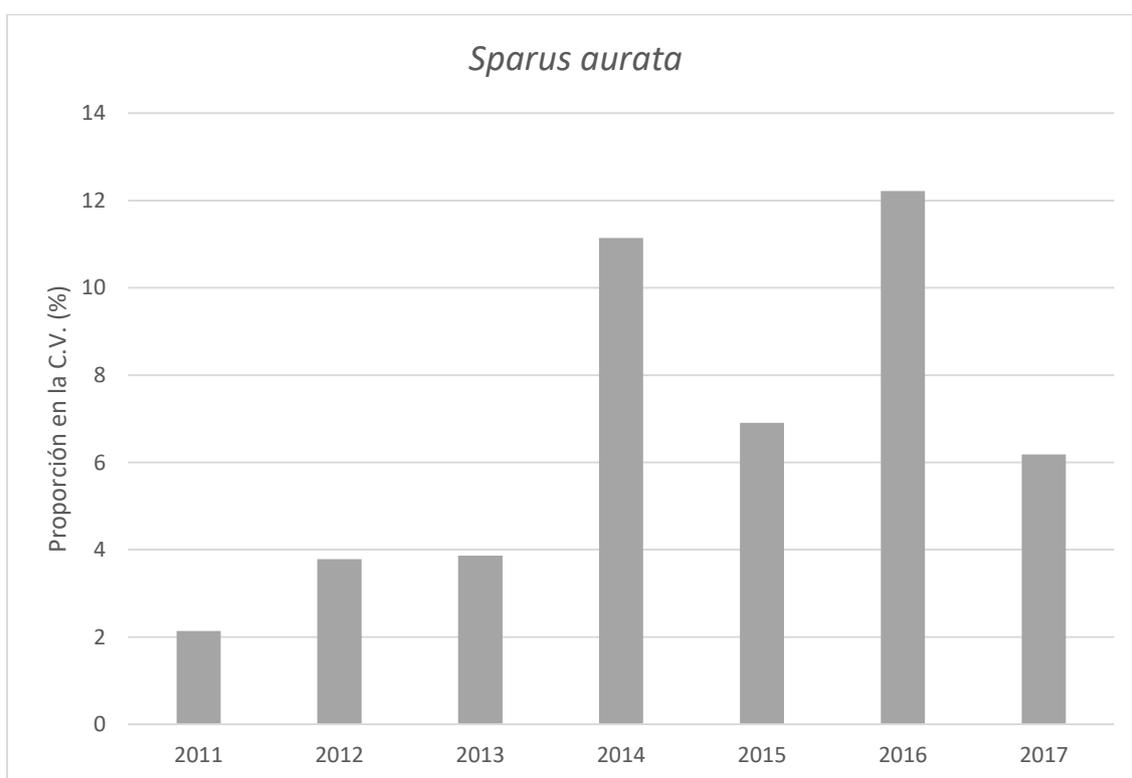


Figura 1.21. Evolución de la proporción de las capturas de dorada en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

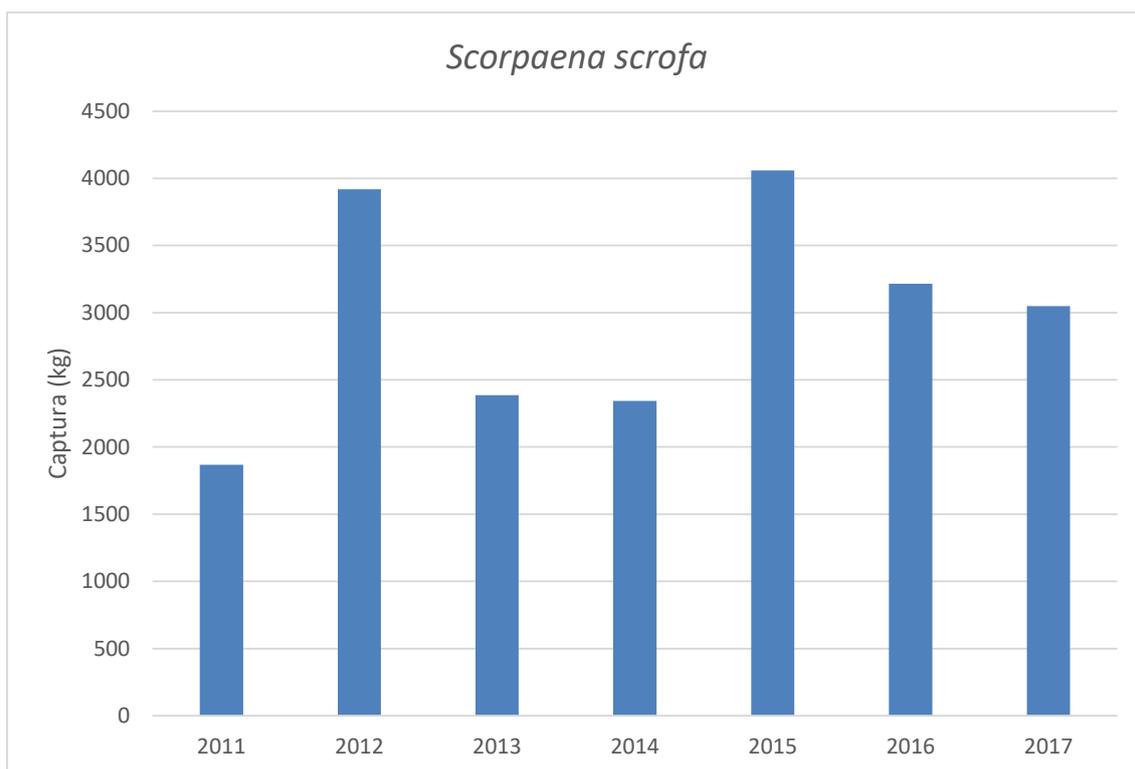


Figura 1.22. Evolución de las capturas de gallina en la lonja de Santa Pola.

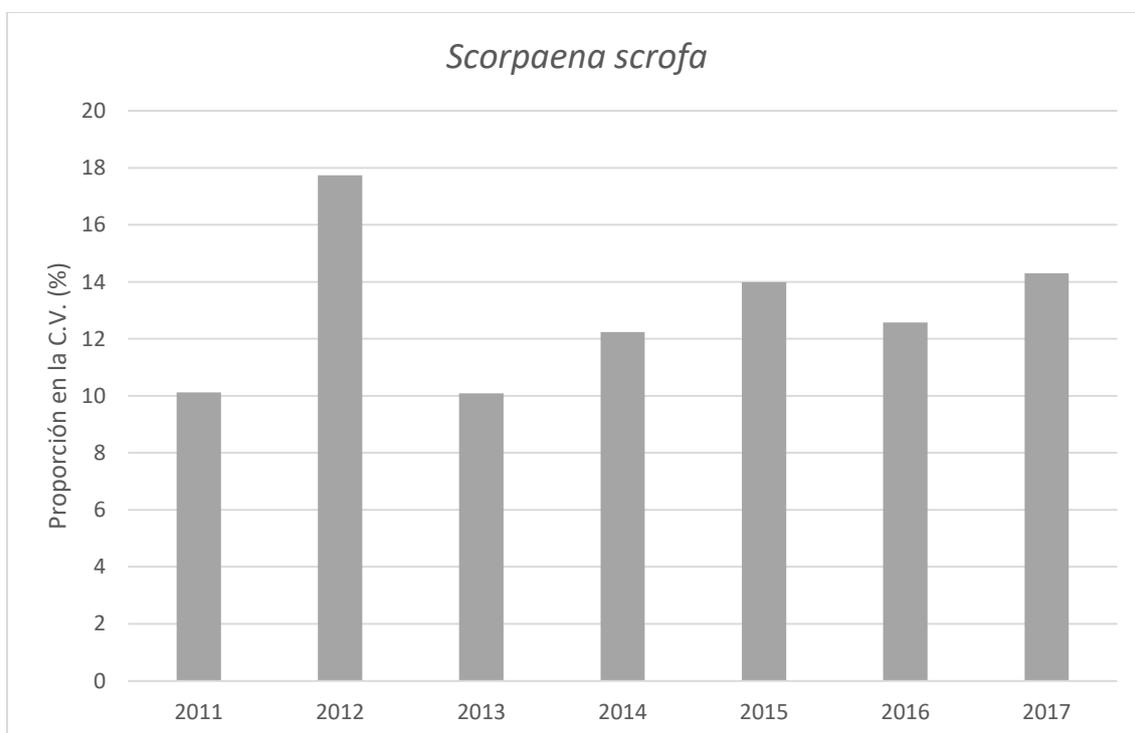


Figura 1.23. Evolución de la proporción de las capturas de gallina en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

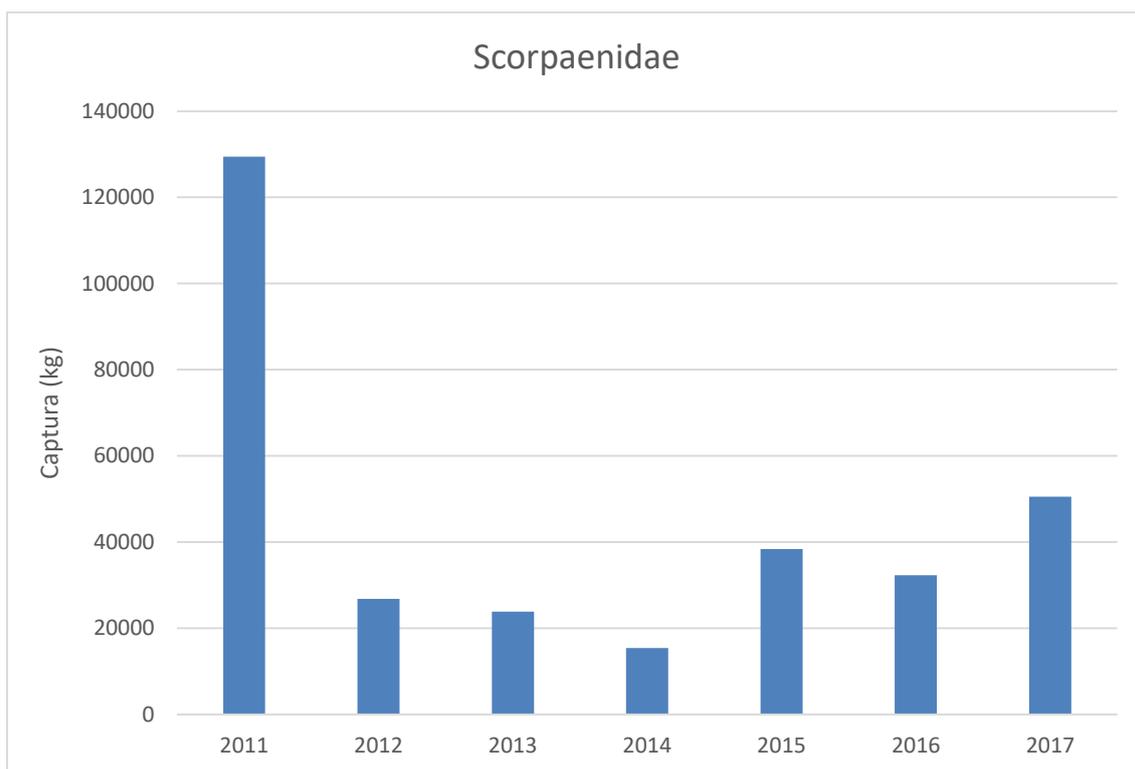


Figura 1.24. Evolución de las capturas de escorpénidos en la lonja de Santa Pola.

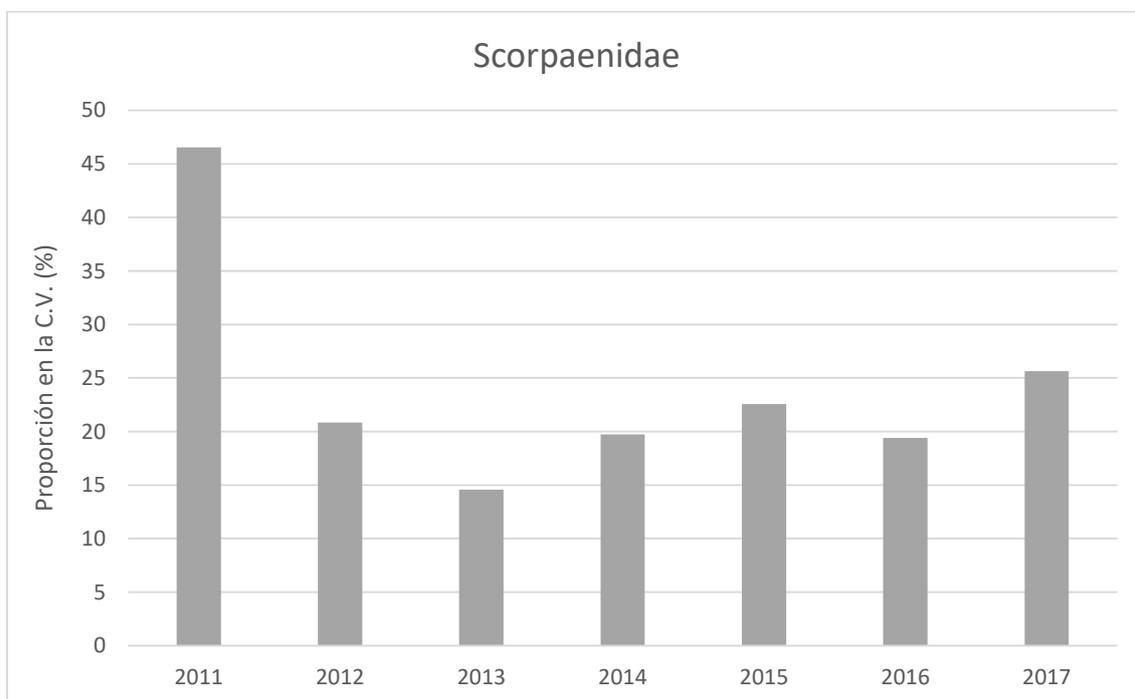


Figura 1.25. Evolución de la proporción de las capturas de escorpénidos en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

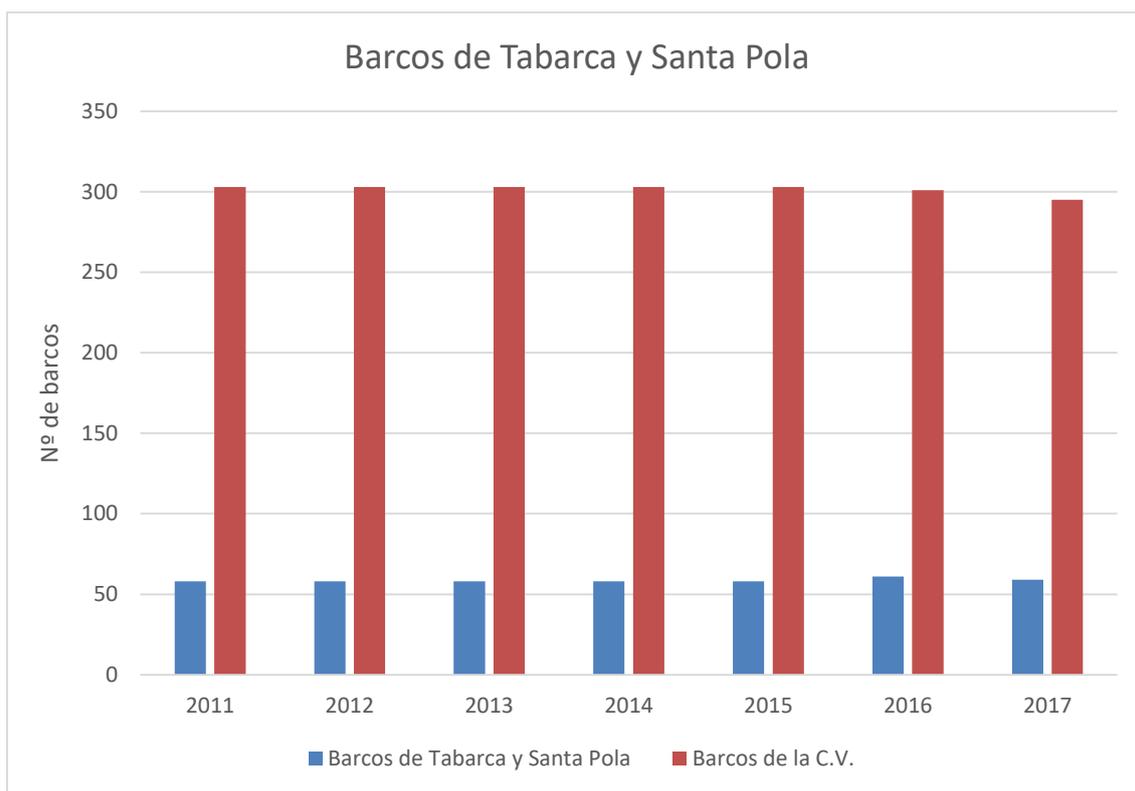


Figura 1.26. Evolución de las embarcaciones de artes menores en el Puerto de Santa Pola y en la Comunidad Valenciana.

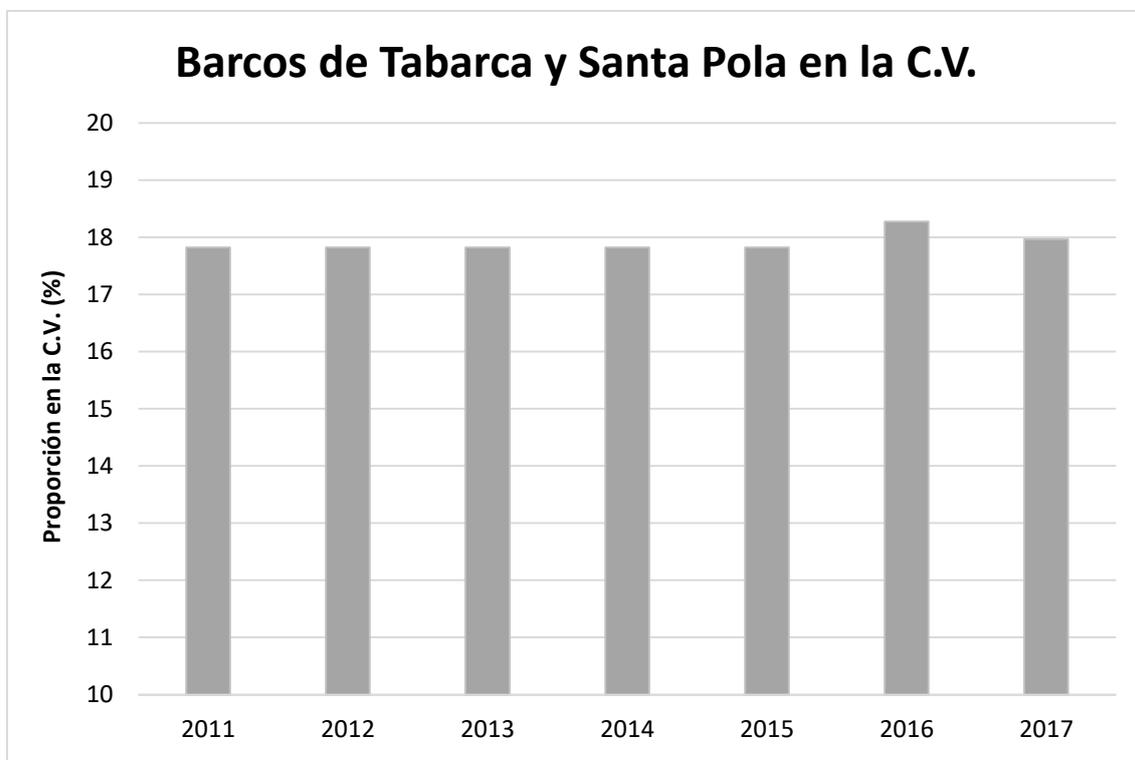


Figura 1.27. Evolución de la proporción de las embarcaciones de artes menores en los puertos de Tabarca y de Santa Pola frente al total de la Comunidad Valenciana.

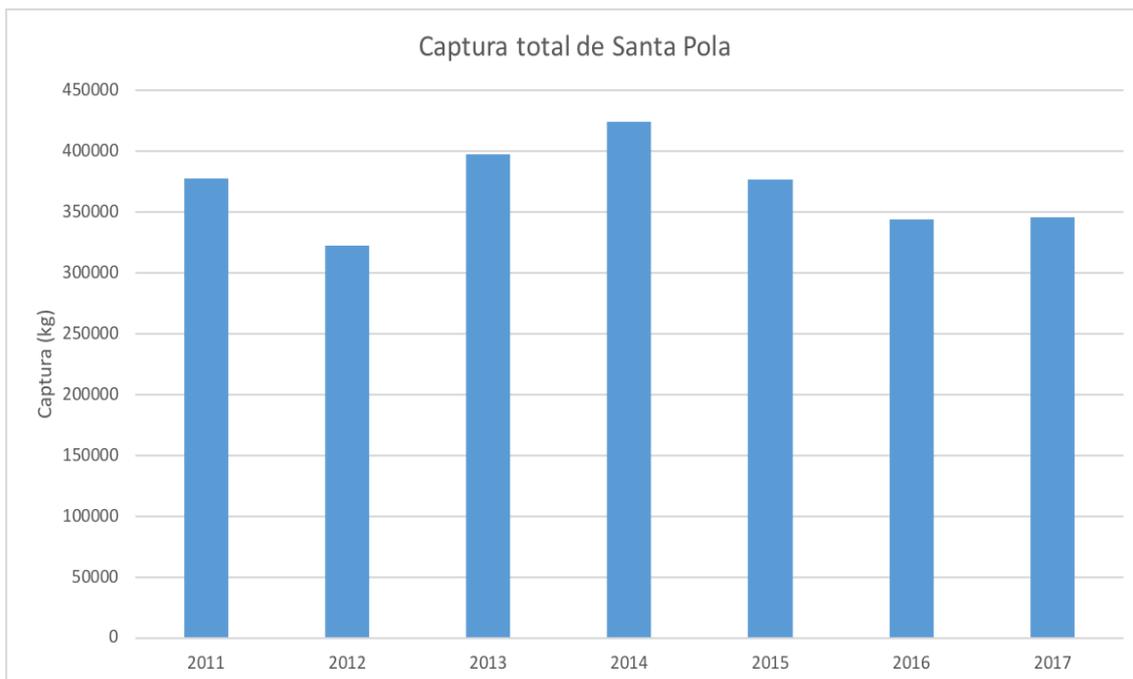


Figura 1.28. Evolución de la captura total de la flota artesanal en la lonja de Santa Pola.

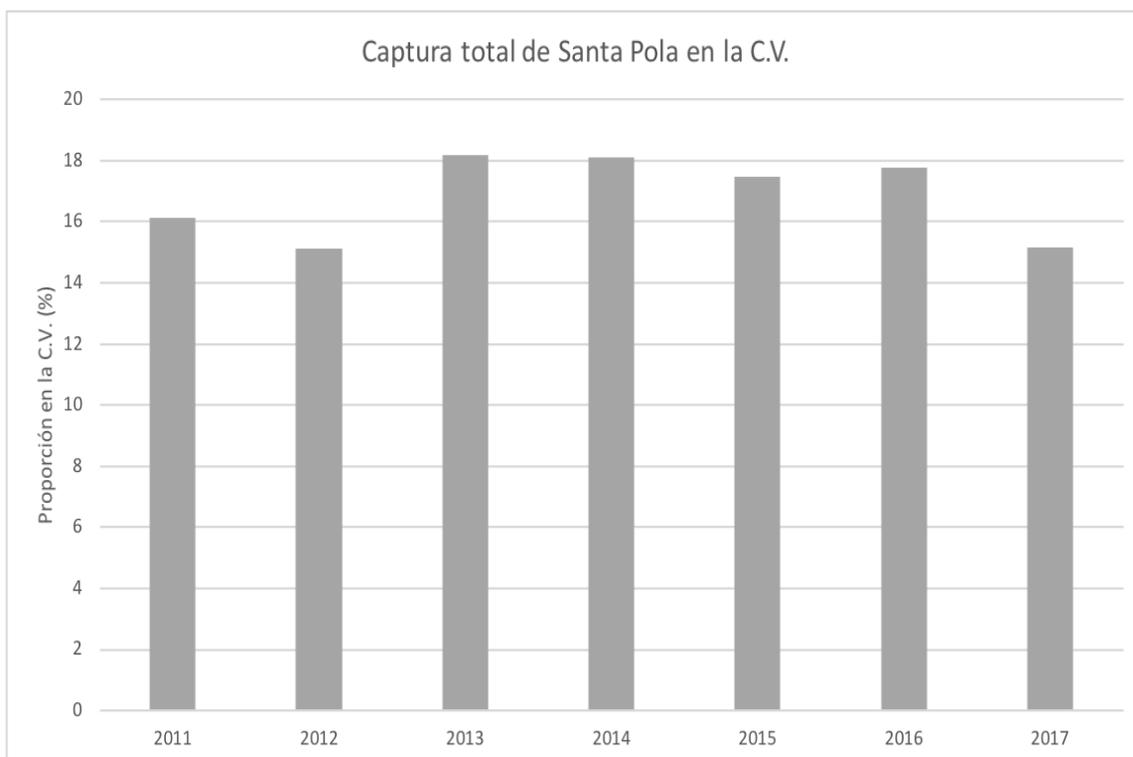


Figura 1.29. Evolución de la proporción de la captura total en la lonja de Santa Pola respecto a la captura total de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

2. Seguimiento de las comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico

2.a. Seguimiento de praderas de *Posidonia oceanica*

2.a.1. Material y métodos

En el presente estudio se ha empleado el método que se aplica en la Comunidad Valenciana para la clasificación de las praderas de *Posidonia oceanica* en la Directiva Marco del Agua (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008). Para ello se realizó un muestreo mediante buceo con escafandra autónoma en dos localidades (Fig. 2.1, Tabla 2.1) y en cada una de ellas en tres sitios.

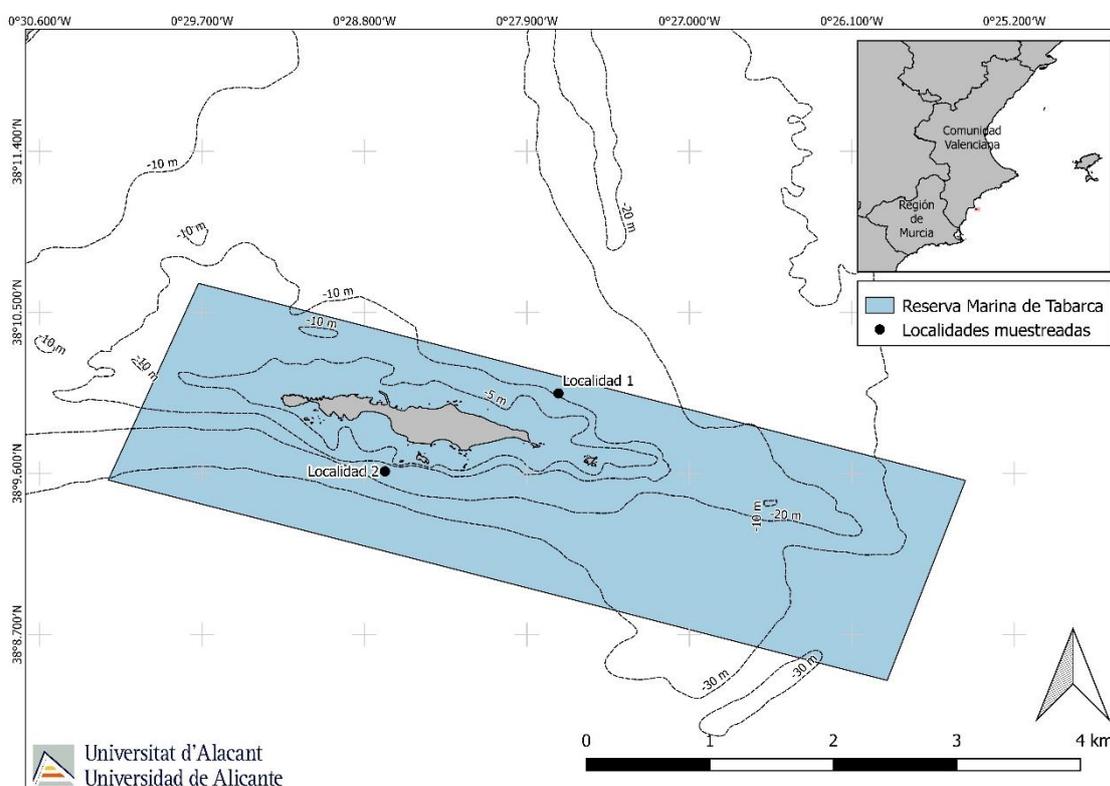


Figura 2.1. Situación de las localidades muestreadas en la reserva de Tabarca.

Tabla 2.1. Posición y profundidad de las localidades muestreadas (ETRS 89 UTM Huso 30).

Localidad	Latitud	Longitud	Profundidad (m)
Localidad 1	4227435	722325	15.3
Localidad 2	4226559	721081	14.8

En cada uno de los sitios muestreados se tomaron datos de los siguientes descriptores:

- **Densidad:** Se entiende como densidad el número de haces por metro cuadrado de pradera (Giraud, 1977; Romero, 1985). Para determinarla se empleó un cuadrado metálico de 40 x 40 cm² que era arrojado de forma aleatoria sobre las manchas de *Posidonia*. Se tomaron tres replicas en cada uno de los sitios, donde se contó el número de haces existentes dentro de cada cuadrado, extrapoliándose hasta una unidad de 1 m² de superficie (Sánchez Lizaso, 1993).

- **Tipo de crecimiento del rizoma:** Para estimar este descriptor se empleó un cuadrado metálico de 40 x 40 cm², arrojado de forma aleatoria sobre las manchas de *P. oceanica*, donde se determinó la proporción de rizomas plagiotropos, que presentan un crecimiento horizontal, frente a la de ortótropos, que son de crecimiento vertical. En cada uno de los sitios se tomaron tres replicas consistentes en tres cuadrados donde se calculó el porcentaje de haces plagiotropos existentes.

- **Cobertura:** La cobertura o porcentaje de la superficie del sustrato cubierta por *Posidonia* se estimó empleando una cinta métrica de 20 metros (Sánchez Lizaso, 1993), también con 3 réplicas, en las que se registró la longitud cubierta por la pradera, así como la presencia de mata muerta, y la de otros sustratos o especies presentes (roca, arena, *Caulerpa cylindracea*, etc.). Posteriormente los valores obtenidos fueron expresados como porcentajes de recubrimiento.

- **Grado de descalzamiento o enterramiento de los haces:** Se determinó midiendo la distancia existente entre la lígula de las hojas adultas y el sedimento para diez rizomas ortótropos en cada uno de los sitios.

- **Morfología de los haces:** Consiste en la obtención y comparación de parámetros biométricos de las hojas de *P. oceanica*, ya que estos descriptores pueden presentar variaciones significativas en función de múltiples impactos o presiones antrópicas (Delgado *et al.*, 1999; Ruiz, 2000; Balestri *et al.*, 2004). Para ello se trabajó en el laboratorio con cinco haces ortótropos recogidos de forma aleatoria en cada uno de los sitios (Romero, 1985).

En el laboratorio se procedió a la separación del haz del rizoma, manteniendo siempre el rango de inserción de las hojas. Las hojas separadas se conservaron en una bandeja con agua para evitar su desecación durante el periodo de manipulación, en el que se procedió a su desepifitación y a la toma de las siguientes medidas:

- **Número de hojas** presentes en cada haz.
- **Longitud total:** longitud del limbo foliar desde el meristemo basal hasta su ápice.
- **Anchura:** que se mide en la parte media de las hojas para que sea lo más representativa posible.
- **Superficie foliar:** valor que se obtiene al multiplicar la longitud por la anchura media de todas las hojas de un haz.
- **Estado del ápice:** ya que este puede aparecer entero, roto o mordido por algún herbívoro.
- Presencia de **manchas de necrosis:** superficie de la hoja en la que aparece tejido necrosado que suele ser indicativo de que la planta está sometida a algún tipo de estrés.
- **Biomasa foliar:** las hojas desepifitadas se dejaron secar en una estufa a 70° C durante 48 h.
- **Biomasa de epífitos:** Una vez tomadas las medidas anteriores se determinó la biomasa de epífitos, para lo que estos han de ser separados de las hojas empleando una cuchilla y se han de llevar a secar en una estufa a 70° C durante un mínimo de 48 horas, ya que es cuando se alcanza el peso constante.

Con los valores de peso seco se puede estimar la carga de epífitos por unidad de superficie, usando los datos de superficie foliar total del haz calculados con las medidas de longitud y anchura foliar.

- **Análisis de datos**

Se ha realizado una doble aproximación en el análisis de los datos obtenidos. En primer lugar, se ha empleado el método univariante de análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar el comportamiento de los distintos descriptores respecto a las localidades de estudio. En segundo lugar, se realizó un análisis multivariante mediante técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional, que permitió evaluar el comportamiento del conjunto de los descriptores respecto a todas las localidades muestreadas.

- Análisis univariante

Para el análisis individual de cada uno de los parámetros obtenidos en las distintas localidades se utilizó el análisis de la varianza, comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran. Cuando se encontraron diferencias significativas los datos se transformaron (Underwood, 1997). Para estos análisis se empleó un ANOVA de dos factores, con la localidad como factor principal y fijo, con el factor sitio aleatorio y anidado en el anterior, por lo que el modelo lineal empleado sería:

$$X_{ijn} = \mu + L_i + S(L)_{j(i)} + \text{Residual}_{n(ij)}$$

Donde X_{ijn} es cada variable dependiente, μ es la media total, L_i es el factor localidad, $S(L)_{j(i)}$ es el efecto del k-ésimo sitio en cada tratamiento del factor localidad, y estima la variabilidad en una escala espacial en el orden de las decenas de metros. $\text{Residual}_{n(ij)}$ es el término que recoge la variabilidad entre las muestras.

Cuando el ANOVA dio resultados significativos se empleó el test de comparación múltiple SNK (Student-Newman-Keuls), con el fin de determinar las diferencias específicas entre las localidades. Todos los cálculos fueron realizados con el programa estadístico GMAV.5 (Universidad de Sydney; Underwood, 1997), empleando un nivel de significación mínimo de $p < 0.05$.

- Análisis multivariante

Para realizar el análisis multivariante de los datos se empleó el paquete estadístico PRIMER 5.2.8 (Clarke y Warwick, 1994). Para ello se creó una matriz de datos en la que venían representados los distintos parámetros junto con las localidades o sitios a analizar. A partir de estos datos se calculó una matriz de similitud entre cada par de muestras, basada en el cálculo de la distancia Euclídea normalizada, ya que se emplearon descriptores medidos en unidades distintas.

Con la matriz de similitud se pudo realizar un "cluster", que representa mediante un dendrograma a todas las localidades agrupadas según la similitud de sus valores obtenidos para cada descriptor. También con la matriz de similitud se pudo realizar un MDS (Técnica de Escalamiento Multidimensional), que consiste en una representación gráfica bidimensional del cluster.

Una vez obtenidos los datos, se analizarán empleado métodos univariantes de análisis de la varianza (ANOVAs) para evaluar el comportamiento de los distintos descriptores

respecto a los sitios de estudio. Y se compararán con trabajos previos ya existentes en la literatura.

En segundo lugar, se realizarán análisis multivariantes mediante técnicas no paramétricas de escalamiento multidimensional, que permitirá evaluar el comportamiento del conjunto de los descriptores respecto a los sitios muestreados.

Para calcular el "Ecological Quality Ratio" (EQR) de las praderas muestreadas en Tabarca se empleó la metodología que se aplica en la Comunidad Valenciana para la Directiva Marco del Agua (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008). Empleándose unas localidades de condiciones de referencia virtuales. Para ello se considera que un sitio con un estado ecológico óptimo debe presentar los mejores valores de los descriptores analizados (que serán el valor máximo o mínimo dependiendo de la naturaleza del descriptor (por ejemplo: sería mínimo para el porcentaje de mata muerta o de necrosis foliar; y máximo, para la densidad o superficie foliar). Del mismo modo se ha elaborado una hipotética localidad de peor calidad ecológica. Ambas localidades se han incluido a la hora de realizar los análisis de los componentes principales (ACP).

A partir de los resultados obtenidos en el ACP se calculó el EQR, que establece la Directiva Marco del Agua, según la siguiente expresión:

$$EQR (\text{localidad } i) = [Eje I (\text{peor}) - Eje I (\text{local. } i)] / [Eje I (\text{peor}) - Eje I (\text{referencia})]$$

En cuanto al rango de valores de EQR que se ha asignado a cada categoría de calidad de la DMA, este se construyó a partir del consenso alcanzado en las reuniones del MedGIG (MedGIG, 2007).

2.a.2. Resultados

Inicialmente se presentan los resultados de los análisis univariantes realizados a cada uno de los descriptores evaluados. Posteriormente se presentan estos mismos datos agrupados y estudiados mediante análisis multivariantes.

- Densidad

En el muestreo de este año se siguen sin detectar diferencias significativas en la densidad de haces de *P. oceanica* entre las localidades estudiadas (Tabla 2.2). Tampoco se observaron diferencias significativas entre los tres sitios de cada una de

las localidades. El valor de densidad más elevado se observó en el Sitio 3 de la Localidad 2 (421 haces m^{-2}), y el valor más bajo en el Sitio 3 de la Localidad 1 (333 haces m^{-2}) (Fig. 2.2). En cualquier caso, las densidades estimadas pertenecen a praderas en equilibrio y bien conservadas según la clasificación de Pergent *et al.* (1995) (Fig. 2.3).

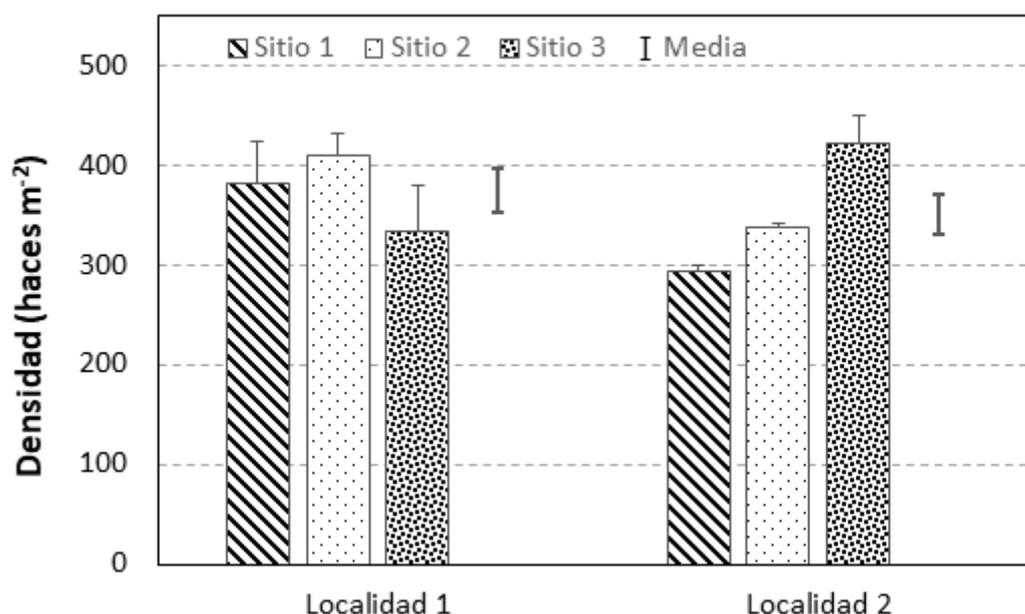


Figura 2.2. Valores medios de densidad de *Posidonia oceanica* (haces m^{-2} pradera) obtenida en las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

Tabla 2.2. Resumen del ANOVA realizado a los valores de densidad (haces m^{-2}) y porcentaje de haces plagiotropos (% haces m^{-2}) de *Posidonia oceanica* obtenidos en los tres sitios dentro de las dos localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
Densidad	Localidad	1	2503.9606	0.30	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	33669.5844	3.23	ns	
	Residual	12	2604.2367			
Plagiotropos (transf. $\sqrt{x+1}$)	Localidad	1	0.8757	9.01	*	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	0.0972	1.87	ns	
	Residual	12	0.0519			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

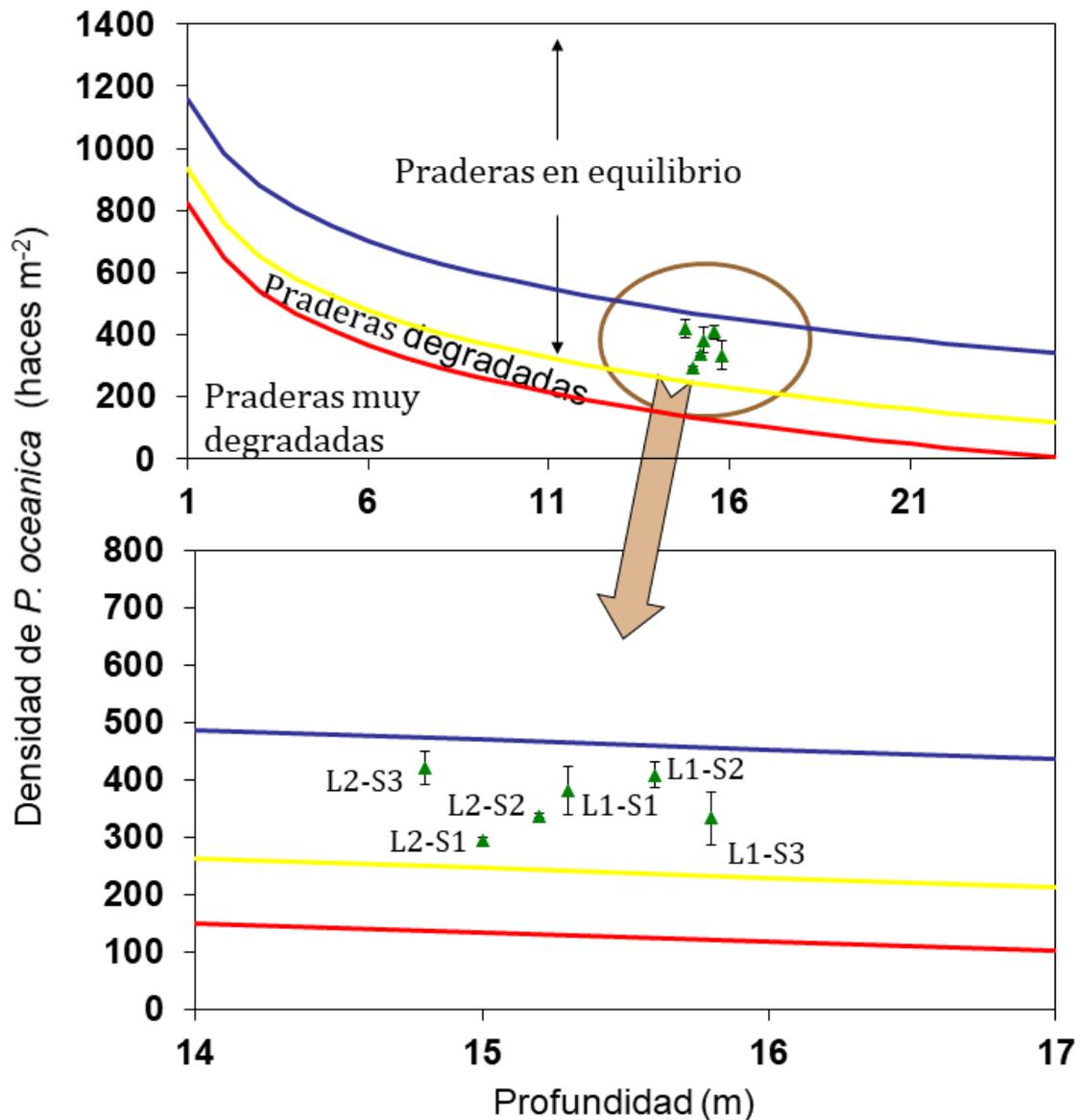


Figura 2.3. Representación de los valores medios de densidad de *Posidonia oceanica* (n=3) de cada sitio muestreado en función de la profundidad, comparándolos con la clasificación del estado de las praderas de Pergent *et al.* (1995). (Las barras representan el error típico).

- Tipo de crecimiento del rizoma

El tipo de crecimiento del rizoma (ortotropo o plagiotropo) es considerado como un buen indicador de la estabilidad o retroceso de las praderas (Boudouresque *et al.*, 2006). Los rizomas plagiotropos presentan un crecimiento horizontal y, por lo tanto, están relacionados con la expansión de las praderas, frente a los ortotropos que son de crecimiento vertical. En praderas densas y estables dominan los rizomas ortotropos, mientras que en algunas zonas alteradas se ha observado mayor abundancia de rizomas plagiotropos (Francour *et al.*, 1999).

En el presente muestreo se vuelven a estimar proporciones similares (Tabla 2.2) y muy reducidas (< 2 %) de rizomas plagiotropos (Fig. 2.4) en las dos praderas estudiadas. Mientras que en las praderas de *Posidonia* degradadas se suelen detectar porcentajes de rizomas plagiotropos mayores al 20 %. Así en praderas próximas a Benicassim se ha llegado a estimar un 30.9 % y en las próximas a la ciudad de Alicante un 21.2 % (Ramos *et al.*, 2017).

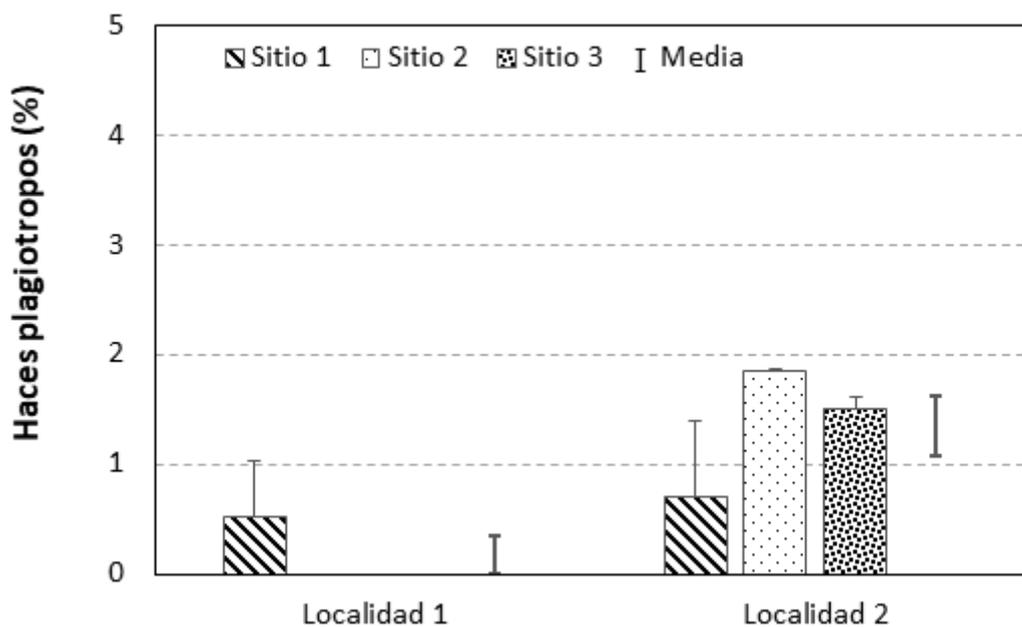


Figura 2.4. Porcentajes de haces plagiotropos de *Posidonia oceanica* (%) obtenidos en las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

- Cobertura

En el muestreo realizado este año sí se han detectado diferencias significativas entre los valores de cobertura de las distintas localidades (Tabla 2.3, Fig. 2.4). Los valores de cobertura de *Posidonia* fueron significativamente mayores para la Localidad 2 (93-94 %) frente a la Localidad 1 (87-89 %). En ambas localidades los fondos se pueden considerar bastante homogéneos, predomina la pradera de *Posidonia* con pequeñas cubetas o franjas de arena (1-13 % de fondo) y alguna roca (1-14 % de fondo). Aunque los valores estimados sean algo inferior a los observados en otras praderas (Ej.: Moraira: 97.8 % y Altea: 95.4 %), son característicos de praderas en buen estado de conservación (Ramos *et al.*, 2017).

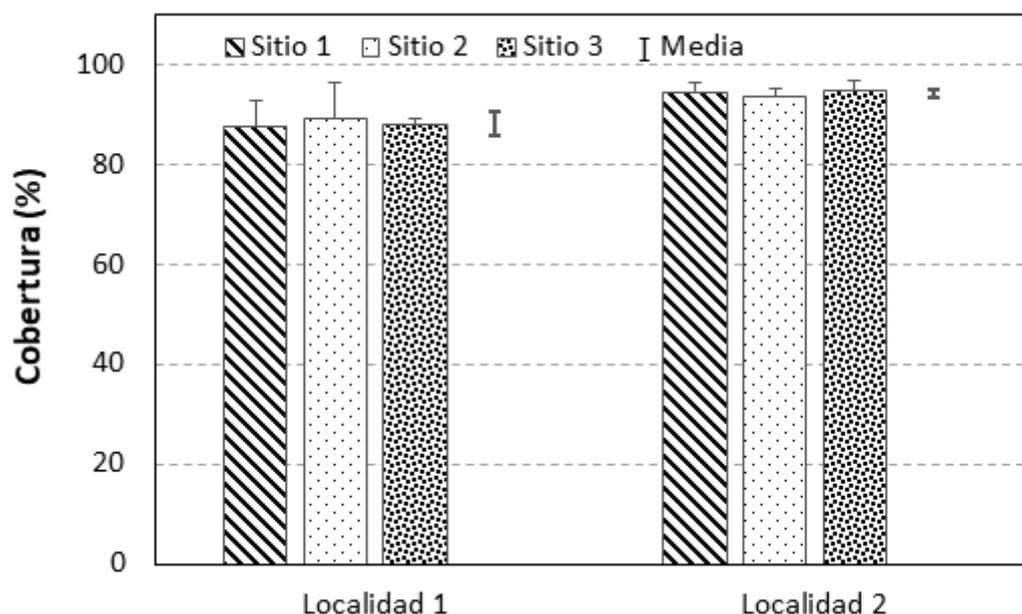


Figura 2.4. Representación gráfica de los valores medios de cobertura de *P. oceanica* (%) en las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- Cobertura de mata muerta

En este muestreo tampoco se detectaron diferencias significativas en la cobertura de mata muerta entre las localidades y sitios estudiados (Tabla 2.3, Fig. 2.5). Aun así, cabe destacar que en la Localidad 1 se observó algo más de mata muerta (7-13 %) que en la Localidad 2 (2-4 %), probablemente debido a que la primera localidad estuviera más próxima a la antigua zona de fondeo de las tabarqueras (ver Fig. 2.1).

Tabla 2.3. Resumen de los ANOVAs realizados a los valores de cobertura (%) de *Posidonia oceanica* obtenidos en los tres sitios dentro de las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
Cobertura de <i>P. oceanica</i>	Localidad	1	159.0139	78.42	**	Sitio (Localidad)
	Sitio (Localidad)	4	2.0278	0.05	ns	Residual
	Residual	12	43.6250			
Mata muerta	Localidad	1	45.1250	0.72	ns	Sitio (Localidad)
	Sitio (Localidad)	4	62.8611	2.19	ns	Residual
	Residual	12	28.7222			
Índice de conservación	Localidad	1	0.0049	0.77	ns	Sitio (Localidad)
	Sitio (Localidad)	4	0.0063	2.06	ns	Residual
	Residual	12	0.0031			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

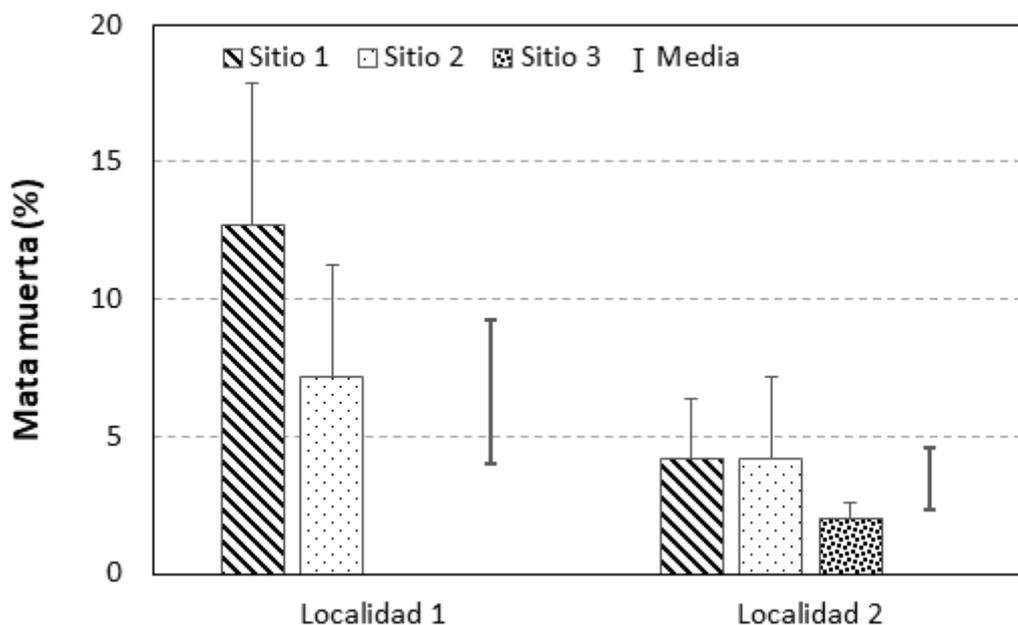


Figura 2.5. Representación gráfica de los valores medios de cobertura de mata muerta de *P. oceanica* (%) en las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- Índice de conservación

El índice de conservación (IC) parte como una combinación de la cobertura de *Posidonia oceanica* y el porcentaje de mata muerta (Moreno *et al.*, 2001), y su evolución en el tiempo puede considerarse como un valioso indicador de perturbaciones de origen antrópico (Boudouresque *et al.*, 2006).

En el muestreo de este año tampoco se han detectado variaciones significativas de este índice entre las diferentes localidades y sitios (Tabla 2.3, Fig. 2.6). Todos los sitios presentaron un IC superior a 0.9, exceptuando el Sitio 1 de la Localidad 1 con un IC de 0.87. En cualquier caso, se trata de valores del índice de conservación muy elevados y característicos de praderas en buen estado de conservación.

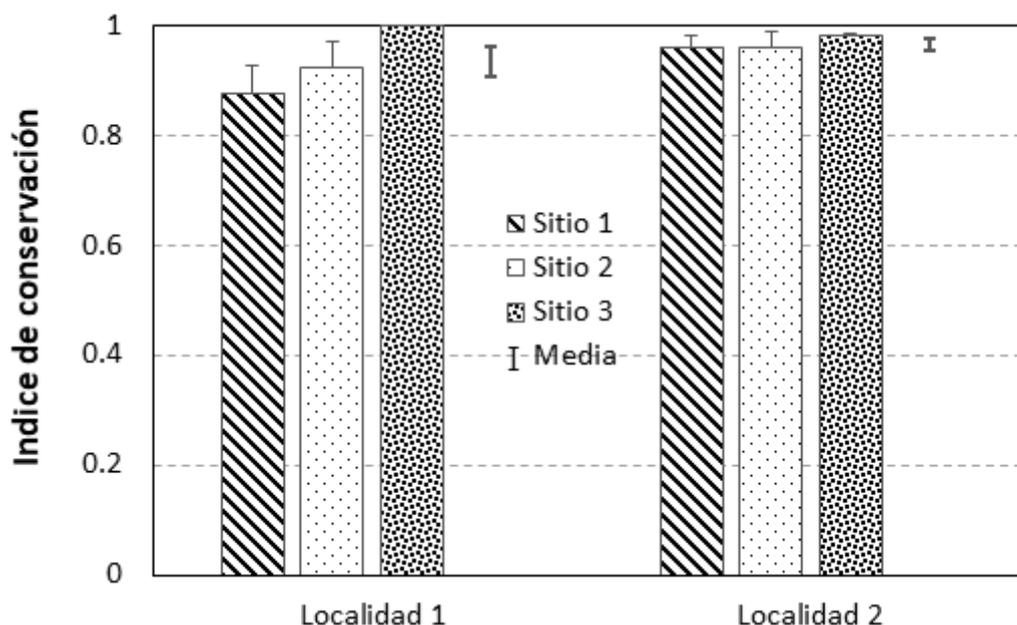


Figura 2.6. Representación gráfica de los valores medios del índice de conservación de *P. oceanica* en las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- Grado de descalzamiento o enterramiento de los haces

Este parámetro nos indicaría en qué estado están los rizomas de *Posidonia oceanica* respecto al sedimento, si las plantas sufren una elevada hipersedimentación y por lo tanto su meristemo de crecimiento se encuentra enterrado, o si por el contrario el rizoma sobresale excesivamente del sedimento y debido a ese “descalzamiento” es más sensible a determinadas alteraciones mecánicas, como el fondeo de embarcaciones (Marbà y Duarte, 1997).

En el presente muestreo no se detectaron diferencias significativas para este descriptor entre las dos localidades muestreadas, pero sí entre los sitios muestreados (Tabla 2.4). En general, el grado de “descalzamiento” es alto, ya que las plantas sobresalen entre 6 y 14 cm sobre el sedimento (Fig. 2.7). Estos valores no implican una elevada sedimentación en la zona, pero están más cercanos a los ocasionados por una pérdida de sedimento que implique problemas de descalzamiento para las plantas.

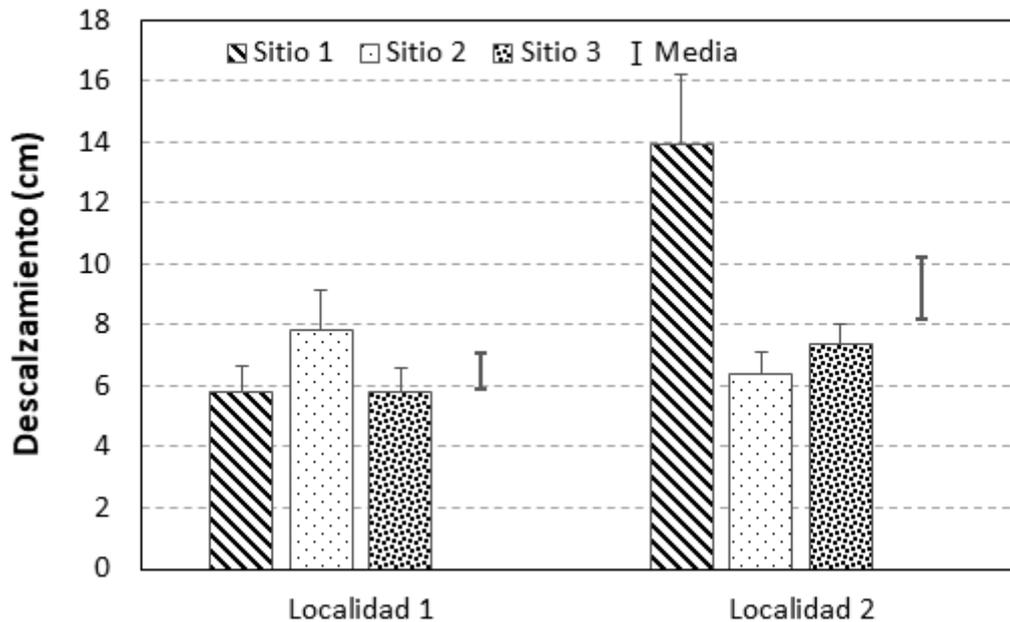


Figura 2.7. Valores medios de descalzamiento de *P. oceanica* (cm) obtenida en las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

Tabla 2.4. Resumen del ANOVA realizado a los valores de descalzamiento (cm) de *Posidonia oceanica* obtenidos en los tres sitios dentro de las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	Gl	CM	F	p	F versus
Descalzamiento (transf. $\ln(x+1)$)	Localidad	1	1.3867	2.34	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	0.5920	2.74	*	
	Residual	54	0.2162			

Gl = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

- Morfología de los haces:

Al caracterizar los haces de *Posidonia oceanica* procedentes de las distintas localidades, únicamente detectamos diferencias significativas entre las dos localidades para la anchura máxima foliar de los haces (Tabla 2.5).

Analizando cada uno de estos descriptores por separado, y empezando por el número de hojas por haz obtenidas en el momento de muestreo, hay que destacar el Sitio 2 de la Localidad 2 con 5.6 hojas haz^{-1} . Mientras que el menor valor de este parámetro se observó en el Sitio 2 de la Localidad 1 con 4.6 hojas haz^{-1} (Fig. 2.8). En cualquier caso, no se observaron diferencias significativas entre ambas localidades, y sus haces en esta época del año tenían aproximadamente un promedio de 5.1 hojas, un valor similar

al detectado en otras praderas (como las de Moraira y Altea) para la misma época del año (Ramos *et al.*, 2017).

En este muestreo sí se detectaron diferencias significativas para la longitud máxima foliar en función del sitio de muestreo (Tabla 2.5), obteniéndose los valores más bajos en el Sitio 2 de la Localidad 1 (45.12 cm) y valores significativamente más elevados en el Sitio 1 de esta misma localidad (77.54 cm). En el resto de los sitios los valores de longitud foliar máximo de las plantas estaban en torno a 50-60 cm (Fig. 2.9), valores similares a los detectados en otras praderas como las de Altea y Santa Pola (Ramos *et al.*, 2017).

Tabla 2.5. Resumen de los ANOVAs realizados a los diferentes descriptores de fenología estimados en los tres sitios dentro de las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
Longitud máxima foliar	Localidad	1	0.0083	0.01	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	962.5793	6.43	**	Residual
	Residual	24	149.7215			
Anchura máxima foliar	Localidad	1	0.0608	28.04	**	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	0.0022	0.36	ns	Residual
	Residual	24	0.0060			
Superficie foliar	Localidad	1	819.9072	0.15	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	5564.0957	2.34	ns	Residual
	Residual	24	2376.3325			
Biomasa foliar	Localidad	1	0.0049	0.04	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	0.1159	2.29	ns	Residual
	Residual	24	0.0506			
Número de hojas	Localidad	1	0.5333	0.64	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	0.8333	0.93	ns	Residual
	Residual	24	0.9000			
Biomasa de epífitos	Localidad	1	2.7767	0.08	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	0.3745	4.11	ns	Residual
	Residual	24	0.3072			
Herbivorismo	Localidad	1	0.2049	0.27	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	0.7611	0.71	ns	Residual
	Residual	24	1.0730			
Necrosis	Localidad	1	267.1504	0.70	ns	Sitio (Loc.)
	Sitio (Localidad)	4	383.3409	2.59	ns	Residual
	Residual	24	148.1425			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

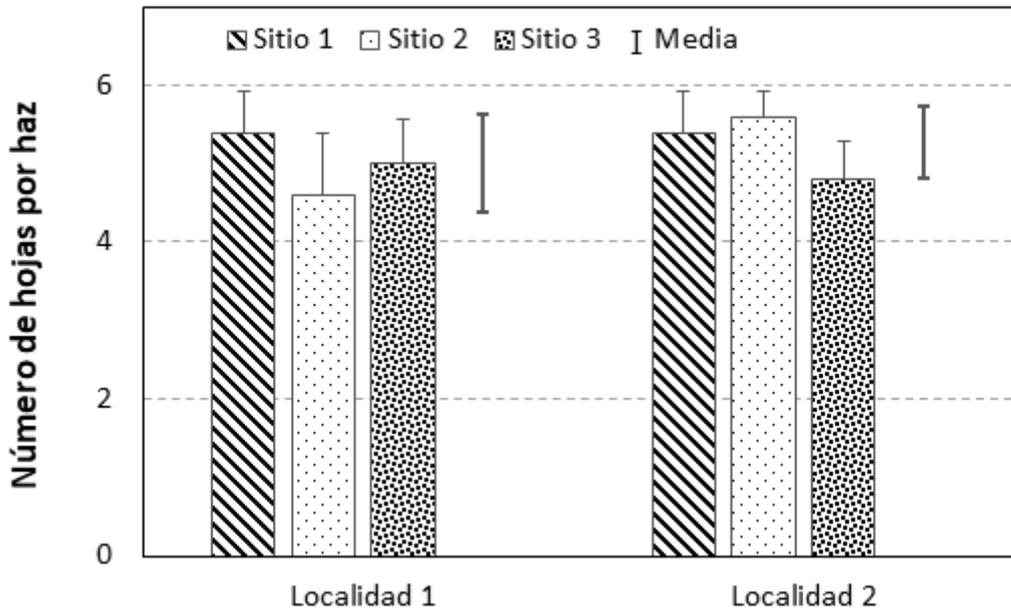


Figura 2.8. Número medio de hojas por haz de *P. oceanica* obtenido en las dos localidades de estudio (las barras representan el error típico).

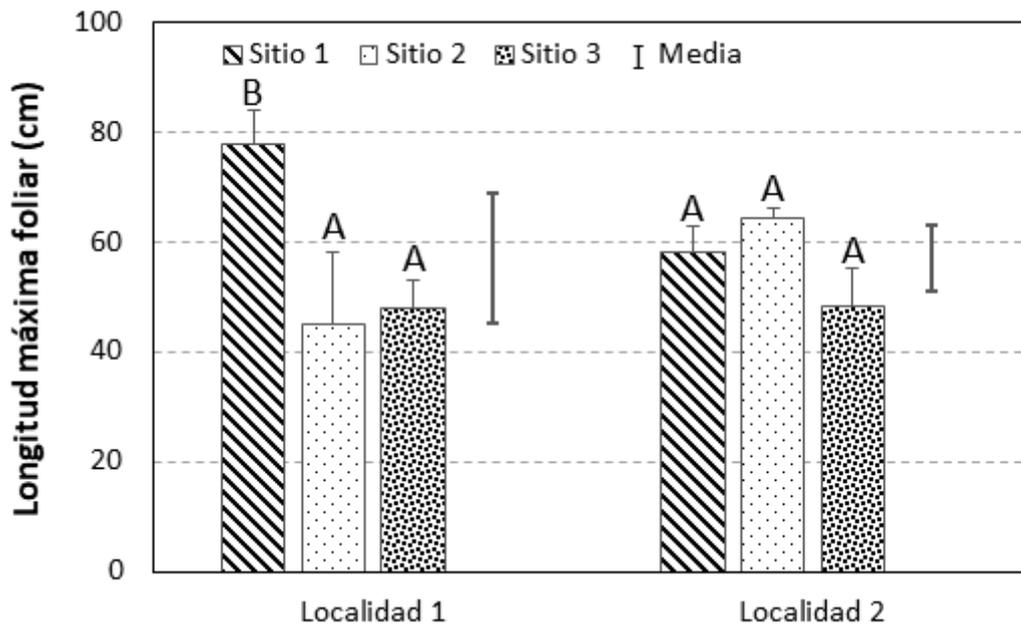


Figura 2.9. Longitud máxima foliar (cm) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

Los valores de anchura máxima foliar sí mostraron diferencias significativas entre las localidades estudiadas (Fig. 2.10, Tabla 2.5), con valores mayores en la Localidad 2 (1.05-1.09 cm) frente a la Localidad 1 (0.96-1.00 cm). Valores que vuelven a ser superiores a los obtenidos en la mayoría de las praderas, y que son similares a los estimados en las localidades de Altea y Moraira (Ramos *et al.*, 2017).

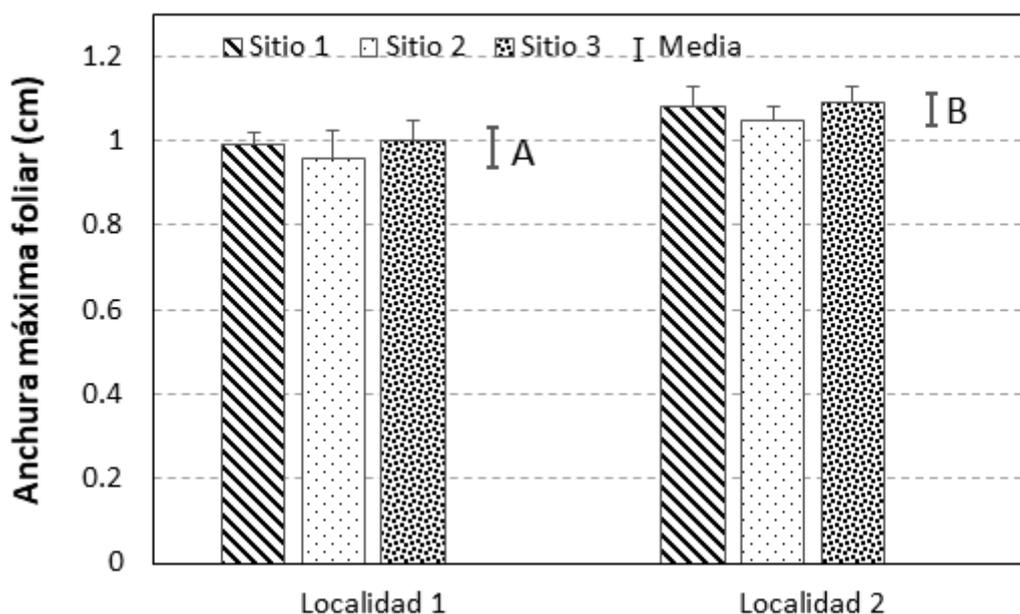


Figura 2.10. Anchura máxima foliar (cm) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio. Los valores con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

En cuanto a las estimas de superficie foliar (Fig. 2.11) en el muestreo de este año no se detectaron diferencias significativas entre las dos localidades muestreadas (tabla 2.5). La Localidad 2 presentaba los haces con una superficie foliar ($138.9 \text{ cm}^2 \text{ haz}^{-1}$) similar a los de la Localidad 1 ($128.4 \text{ cm}^2 \text{ haz}^{-1}$). En cualquier caso, se trata de valores elevados en comparación con los detectados en otras localidades (Ramos *et al.*, 2017).

Como era de esperar, la biomasa foliar (Fig. 2.12) presenta una tendencia muy similar a la del parámetro anterior, y por lo tanto tampoco presenta diferencias significativas (Tabla 2.5). Los valores más elevados de este parámetro se estimaron en la Localidad 1 ($0.78 \text{ g ps haz}^{-1}$ en el Sitio 1), mientras que los haces que presentaron una menor biomasa foliar pertenecían a la Localidad 2 ($0.42 \text{ g ps haz}^{-1}$ en el Sitio 3).

Biomasa que son similares a las que se detectan en la mayoría de las praderas que presentan un buen estado de conservación (Ramos *et al.*, 2017).

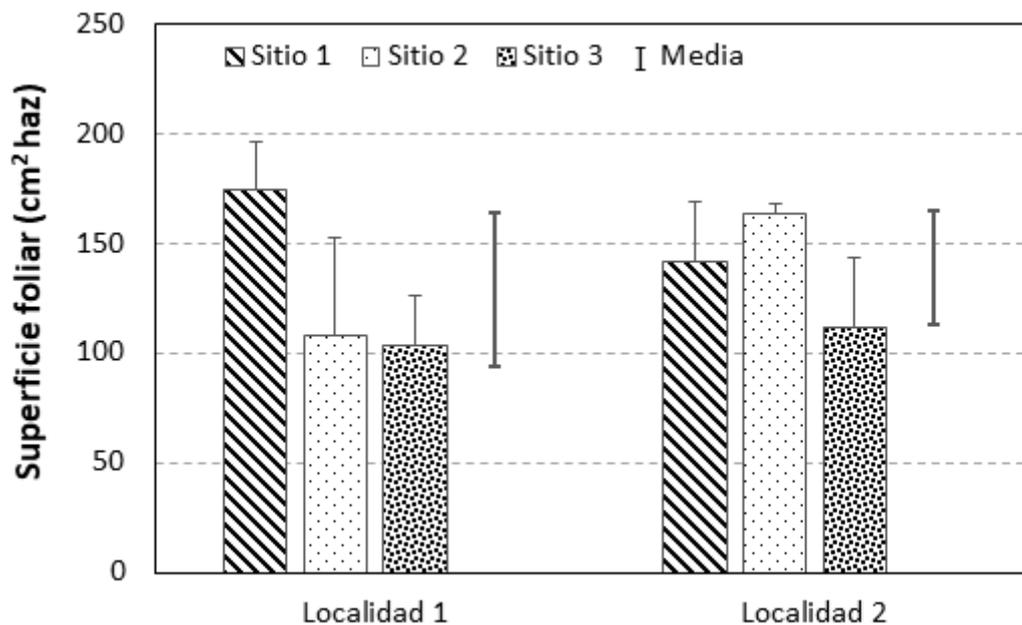


Figura 2.11. Superficie foliar ($\text{cm}^2 \text{ haz}^{-1}$) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

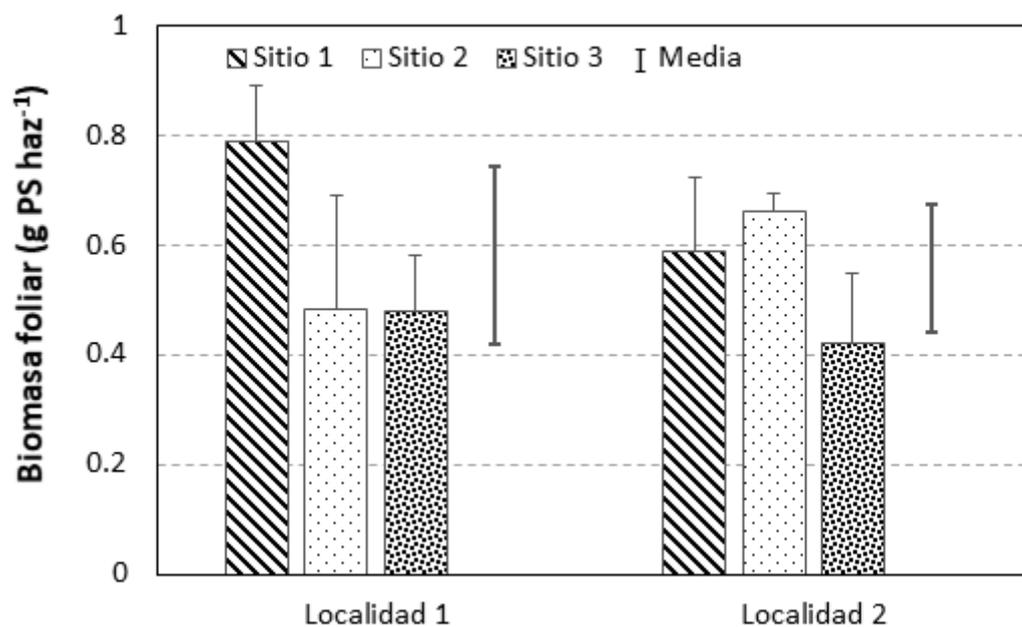


Figura 2.12. Biomasa foliar (g ps haz^{-1}) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

En cuanto a la biomasa de epífitos (Fig. 2.13), no se detectaron diferencias significativas en función de ninguno de los factores analizados (Tabla 2.5). Sin embargo, las biomásas más bajas se volvieron a encontrar en las plantas de la Localidad 1 (0.63 – 0.99 mg ps cm⁻²). Apareciendo cargas de epífitos más elevadas en las plantas de la Localidad 2 (1.02 – 1.66 mg ps cm⁻²). Estos valores son similares a los obtenidos en haces de las praderas de Moraira (0.88 mg ps cm⁻²) y Oropesa (0.85 mg ps cm⁻²), que también muestran un buen estado de conservación (Ramos *et al.*, 2017).

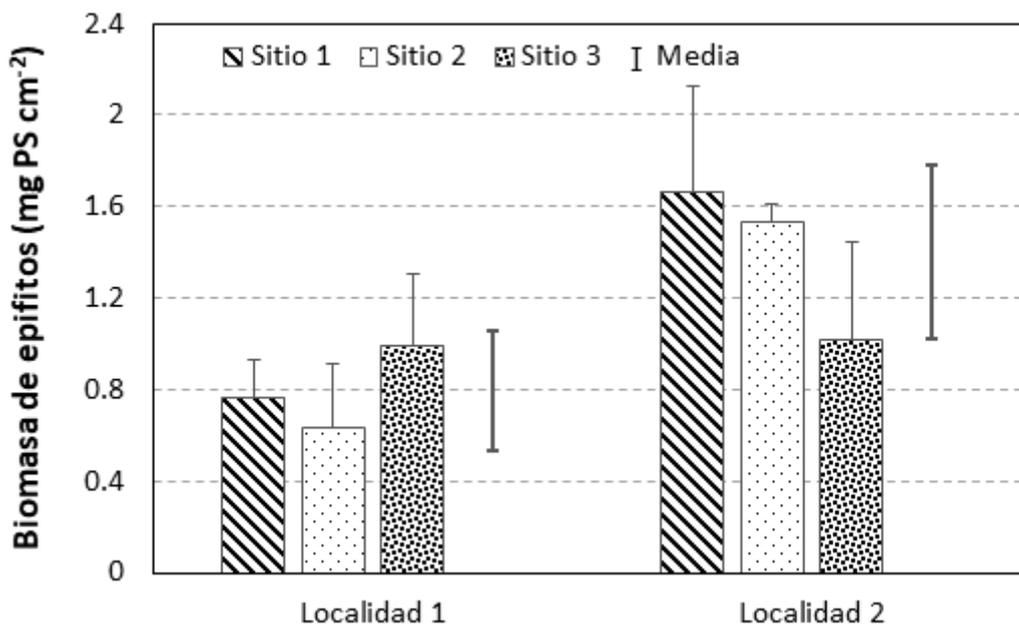


Figura 2.13. Biomasa de epífitos (mg ps cm⁻²) de los haces de *P. oceanica* (las barras representan el error típico).

La tasa de herbivorismo (Fig. 2.14) no presentó diferencias significativas entre las distintas localidades, ni entre sus sitios (Tabla 2.5); con un porcentaje de hojas mordidas en ambas localidades comprendido entre un 0 y un 8 %. Valores inferiores a los detectados en otras praderas, como las de Torrevieja (33.9 %) y Altea (30.1 %) (Ramos *et al.*, 2017).

Un indicador muy característico de degradación de las praderas es la aparición de necrosis en sus hojas (Pergent-Martini *et al.*, 2005). En este muestreo se detectaron hojas necrosadas en todos los sitios estudiados (Fig. 2.15), aunque no se observaron diferencias significativas entre ellos (Tabla 2.5). Aun así, en la Localidad 1 los haces parecen mostrar más hojas necrosadas (26 %) que los haces de la Localidad 2 (21 %).

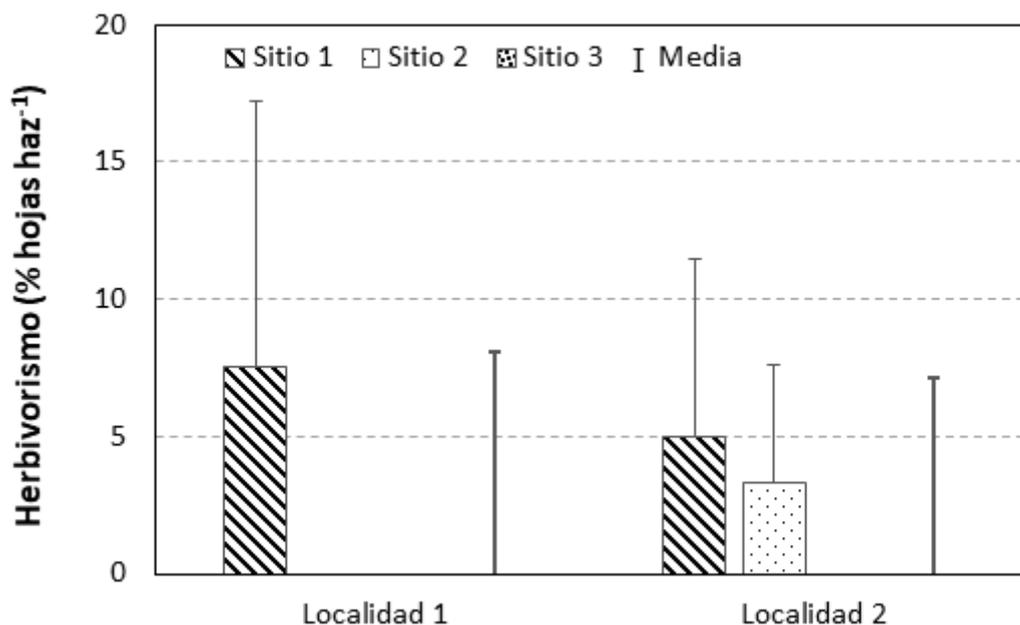


Figura 2.14. Tasa de herbivorismo (% hojas mordidas por haz) obtenida en los haces de *P. oceanica* en las distintas localidades de estudio (las barras representan el error típico).

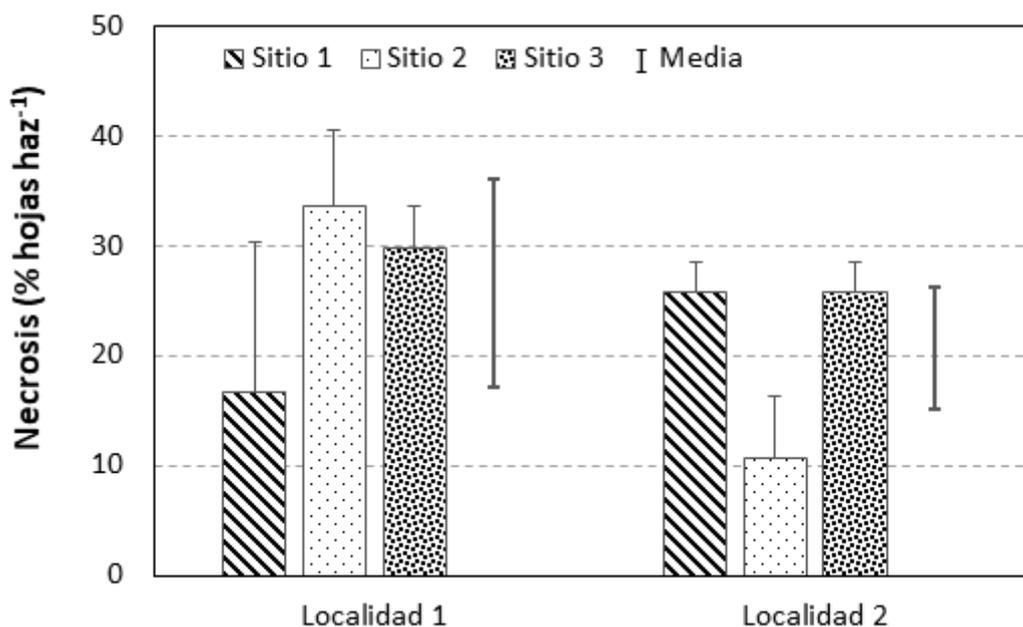


Figura 2.15. Marcas de necrosis (% hojas por haz) obtenida en los haces de *P. oceanica* en las distintas localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- Análisis multivariante de las praderas de *Posidonia oceanica*

A continuación, se presentan los resultados de los análisis multivariantes siguiendo la metodología que se emplea para la Directiva Marco del Agua en la Comunidad Valenciana (Fernández-Torquemada *et al.*, 2008) y utilizando los mismos descriptores, ya que son los que aportan mayor información sobre el estado de las praderas de *Posidonia oceanica*. Dichos descriptores se emplearon para crear una matriz de similitud y posteriormente se realizaron varios análisis multivariantes (CLUSTER y MDS), que nos ayudasen a agrupar y valorar los tres sitios de las dos localidades muestreadas y compararlas con el resto de localidades muestreadas en el año anterior dentro de la DMA (Ramos *et al.*, 2017), ya que en el presente año no se han realizado muestreos asociados a dicha directiva.

Según se puede observar en la representación gráfica del MDS (Fig. 2.16), existe un claro gradiente desde las localidades más degradadas frente a las que se encuentran en mejor estado de conservación.

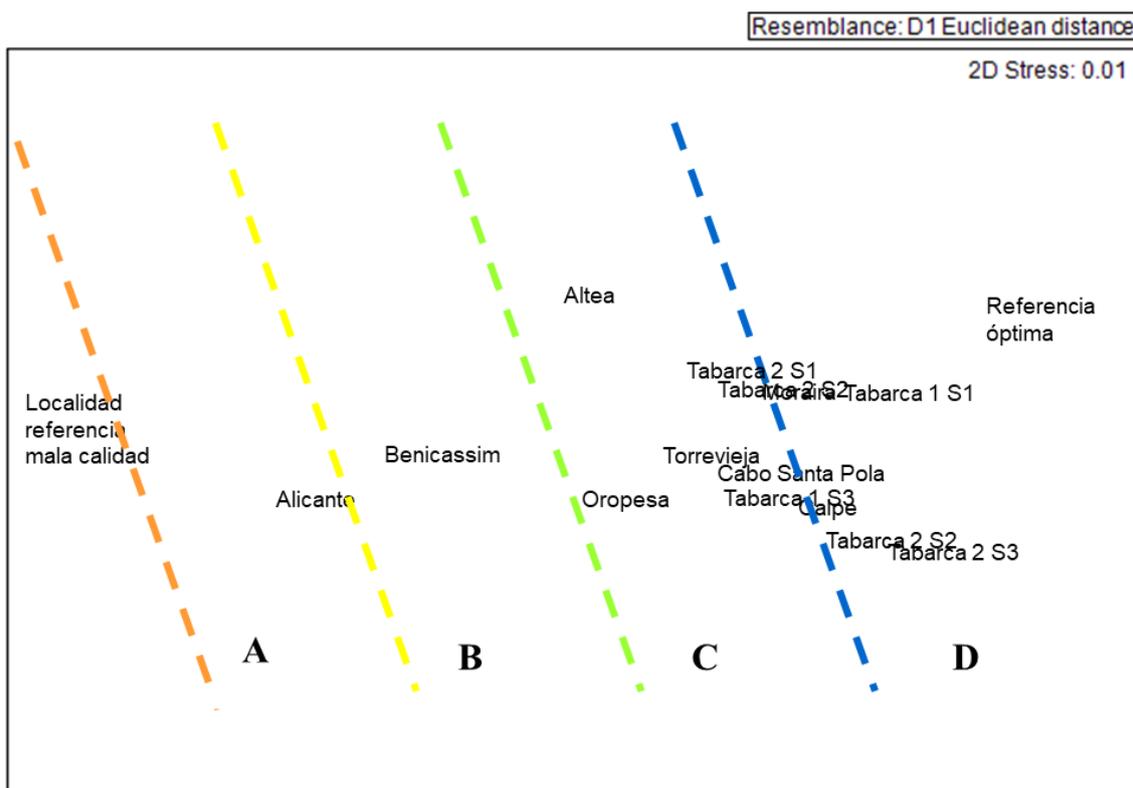


Figura 2.16. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la matriz de similitud de los ocho descriptores en las localidades de estudio, junto a otras muestreadas en la DMA en el 2017 (Ramos *et al.*, 2017). Entre el color naranja y el amarillo se separan a las localidades muy degradadas (A), entre el amarillo y el verde las de calidad moderada (B), entre el verde y el azul aquellas que presentan un buen estado (C) y a partir del azul las de calidad muy buena (D).

Todos los sitios de las dos localidades se encontrarían cercanos a la localidad de referencia de óptima calidad (Fig. 2.16). Aunque se parece apreciar que algunos de los sitios de la Localidad 2 presentan un mejor estado de conservación que los de la Localidad 1, tal y como también se detecta en el cluster realizado (Fig. 2.17). Estas diferencias podrían deberse a los mayores valores de densidad de haces que se detectaron en la Localidad 2. Donde también se detectó una menor cobertura de mata muerta y, por tanto, un índice de conservación ligeramente superior que el de la Localidad 1, sobre todo respecto al Sitio 3.

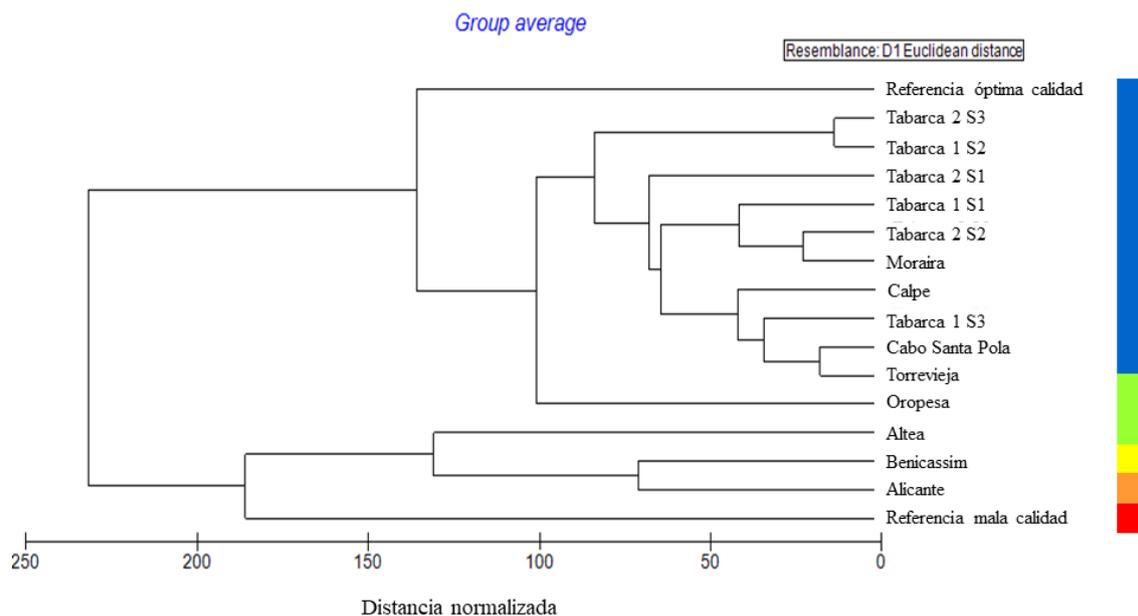


Figura 2.17. Dendrograma de la matriz de similitud de los descriptores seleccionados para las localidades de estudio junto a otras empleadas en la DMA en el año 2017 (Ramos *et al.*, 2017).

También se realizó un análisis de los componentes principales (ACP) con los descriptores de *Posidonia* previamente seleccionados. En este análisis, se observó que el primer componente por si solo explicaba el 89.1 % del total de la variabilidad, mientras que el segundo explicaba el 8.0 % restante, lo que indicaría la existencia de una fuente principal de variación común para todos los descriptores. Los parámetros que se encontraban positivamente correlacionados con el componente I eran indicativos de buena calidad (densidad, superficie foliar y cierto descalzamiento frente al enterramiento), mientras que aquellos que se correlacionan de forma negativa indicarían mal estado (herbivorismo, biomasa de epífitos y predominancia de rizomas plagiotropos).

Al representar los sitios de las distintas localidades, vemos como éstos se hallan distribuidas a lo largo del eje del componente I, desde los valores más negativos donde aparecen los sitios con algún síntoma de degradación, hasta los mayores valores que alcanza la localidad de referencia (Fig. 2.18). A partir de estos valores, se calculó el EQR (Tabla 2.7). El rango de valores de EQR que se asignó a cada categoría de calidad (Tabla 2.6) se construyó a partir del consenso alcanzado en la última reunión del MedGIG de la fase I de intercalibración (MedGIG, 2007).

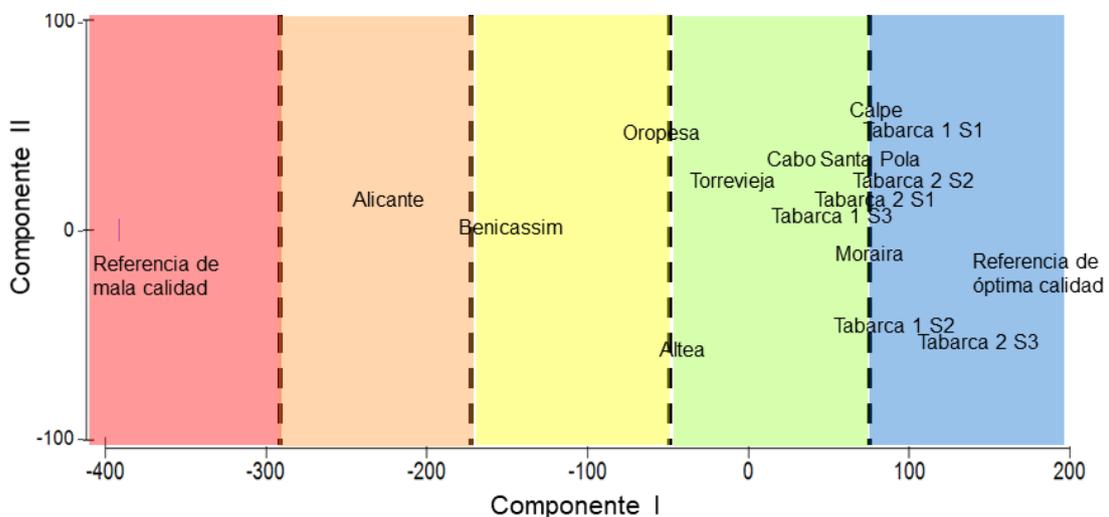


Figura 2.18. Resultado del análisis de los componentes principales (PCA) de las localidades estudiadas (incluyendo las localidades de referencia y las de la DMA 2017). El color rojo agrupa a las localidades muy degradadas, el naranja a las de calidad deficiente, el amarillo a aquellas con calidad moderada, el verde las que se encuentran en buen estado y el azul a las que poseen muy buena calidad.

Tabla 2.6. Límites de EQR asignados a las diferentes calidades ecológicas establecidas por la Directiva Marco del Agua (acordado en la intercalibración para angiospermas en el Mar Mediterráneo, MED-GIG 2007).

Rango de valores del EQR	Calidad
$0.775 \leq \text{EQR} \leq 1.000$	Muy buena
$0.550 \leq \text{EQR} \leq 0.774$	Buena
$0.325 \leq \text{EQR} \leq 0.549$	Moderada
$0.100 \leq \text{EQR} \leq 0.324$	Deficiente
$0.000 \leq \text{EQR} \leq 0.099$	Mala

Tabla 2.7. Valoración de la calidad ecológica de las praderas estudiadas en función del componente I del ACP.

Localidad	EQR	Calidad
Oropesa	0.6560	Buena
Benicassim	0.4226	Moderada
Moraira	0.8705	Muy buena
Calpe	0.8699	Muy buena
Altea	0.6262	Buena
Alicante	0.3007	Deficiente
Cabo de Santa Pola	0.8180	Muy buena
Tabarca L1 S1	0.9436	Muy buena
Tabarca L1 S2	0.9445	Muy buena
Tabarca L1 S3	0.7907	Muy buena
Tabarca L2 S1	0.9426	Muy buena
Tabarca L2 S2	0.8482	Muy buena
Tabarca L2 S3	0.9722	Muy buena
Torre Vieja	0.7270	Buena

Comparación entre las campañas del 2016, 2017 y 2018

Al comparar los datos obtenidos en el presente muestreo con los de los años anteriores (IEL, 2016; Sánchez-Lizaso *et al.*, 2017), no se detectan cambios significativos (Tabla 2.8) para la mayoría de descriptores que se han podido analizar (cobertura, mata muerta, descalcamiento).

Sí se ha detectado un cambio significativo en la densidad de haces en este último muestreo (Tabla 2.8), al igual que ocurrió en la campaña anterior, ya que pasa de un promedio de 247 ± 17 haces m^{-2} en el año 2016 a un promedio de 423 ± 12 haces m^{-2} en el año 2017, y a 363 ± 15 haces m^{-2} en el 2018. Lo que supondría una disminución respecto al año anterior (2017), que podría deberse a la propia variabilidad espacial, que es muy elevada en esta especie y en este parámetro, o a los efectos o errores de los muestreadores (que fueron distintos al año anterior). Aún así, la disminución no es muy acusada, los valores siguen siendo superiores a los del 2016, y según la clasificación de Pergent *et al.* (1995) pertenecen a praderas en equilibrio y bien conservadas.

Tabla 2.8. Resumen de los ANOVAs realizados a los valores de distintos parámetros de *Posidonia oceanica* obtenidos en los tres sitios dentro de las distintas localidades de estudio en los años 2016, 2017 y 2018.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
Cobertura de <i>P. oceanica</i>	Tiempo	2	349.1250	1.74	ns	Localidad (tiempo) Sitio (T x Loc.) Residual
	Localidad (T)	3	200.4167	1.81	ns	
	Sitio (T x Localidad)	12	110.5972	0.78	ns	
	Residual	36	141.2731			
Mata muerta	Tiempo	2	115.5741	2.95	ns	Localidad (tiempo) Sitio (T x Loc.) Residual
	Localidad (T)	3	39.1620	1.20	ns	
	Sitio (T x Localidad)	12	32.5370	1.76	ns	
	Residual	36	18.4444			
Índice de conservación	Tiempo	2	0.0099	2.26	ns	Localidad (tiempo) Sitio (T x Loc.) Residual
	Localidad (T)	3	0.0044	1.27	ns	
	Sitio (T x Localidad)	12	0.0034	1.31	ns	
	Residual	36	0.0026			
Densidad	Tiempo	2	144528.781	59.68	**	Localidad (tiempo) Sitio (T x Loc.) Residual
	Localidad (T)	3	2421.748	0.43	ns	
	Sitio (T x Localidad)	12	5660.255	1.73	ns	
	Residual	36	3271.869			
Plagiotropos	Tiempo	2	10.9010	4.09	ns	Localidad (tiempo) Sitio (T x Loc.) Residual
	Localidad (T)	3	2.6635	1.52	ns	
	Sitio (T x Localidad)	12	1.7555	0.52	ns	
	Residual	36	3.4022			
Descalzam.	Tiempo	2	174.1336	2.96	ns	Localidad (tiempo) Sitio (T x Loc.) Residual
	Localidad (T)	3	58.7702	1.05	ns	
	Sitio (T x Localidad)	12	55.9302	3.15	***	
	Residual	162	17.7600			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$, ns = no significativo

2.b. Caracterización del impacto de fondeo

Las medidas de protección y ordenación llevadas a cabo en la Reserva Marina de Tabarca han supuesto una mejora en las condiciones del ecosistema (Ramos *et al.*, 1991) y un incremento del nivel turístico de la isla. Esto último, sin embargo, ha fomentado un aumento del número de embarcaciones de recreo en la reserva (acentuado en verano), que al anclar sobre praderas de fanerógamas marinas; como *Posidonia oceanica*, presente en una de las zonas de fondeo autorizadas (zonas remarcadas en naranja en la figura 2.b.1), producen daños como arrancamiento de rizomas y calvas.

En la Reserva Marina de Tabarca son dos las zonas autorizadas donde es posible fondear las embarcaciones de recreo. La zona situada al Sur de la Isla se caracteriza principalmente por fondos de arenas con *Cymodocea nodosa*, mientras que la zona de fondeo autorizada al Norte de la Isla se caracteriza por presentar fondos dominados por praderas de *Posidonia oceanica*.

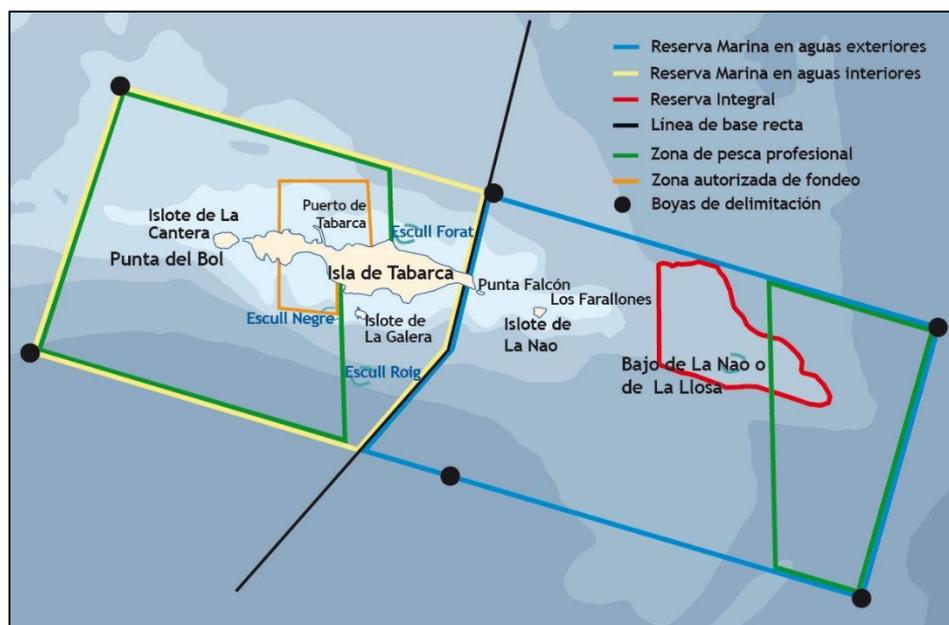


Figura. 2.b.1. Zonificación de la Reserva Marina de Tabarca (imagen obtenida de la web de reservas marinas, http://www.reservasmarinas.net/reservas/reservas_estado/tabarca/caracteristicas.asp)

2.b.1. Material y métodos

- Diseño del muestreo

El estudio de la pradera superficial se realizó con la finalidad de determinar si existía impacto del fondeo de embarcaciones. Para ello se compararon dos localidades en las que el fondeo de embarcaciones es *a priori* alto, con dos localidades en las que se prohíbe dicha actividad (Fig. 2.b.1). Las localidades consideradas de Impacto/Fondeo se situaron en la zona autorizada al fondeo caracterizada por presentar fondos de pradera de *Posidonia oceanica* (zona remarcada en naranja; al Norte de la isla en la figura 2.b.1). En cada una de las localidades se eligieron dos sitios al azar para tener un factor de replicación espacial (Fig. 2.b.2). El muestreo se realizó mediante inmersiones con equipo de buceo autónomo. En la Tabla 2.b.1 se indica la localización de los sitios de muestreo, así como su profundidad.

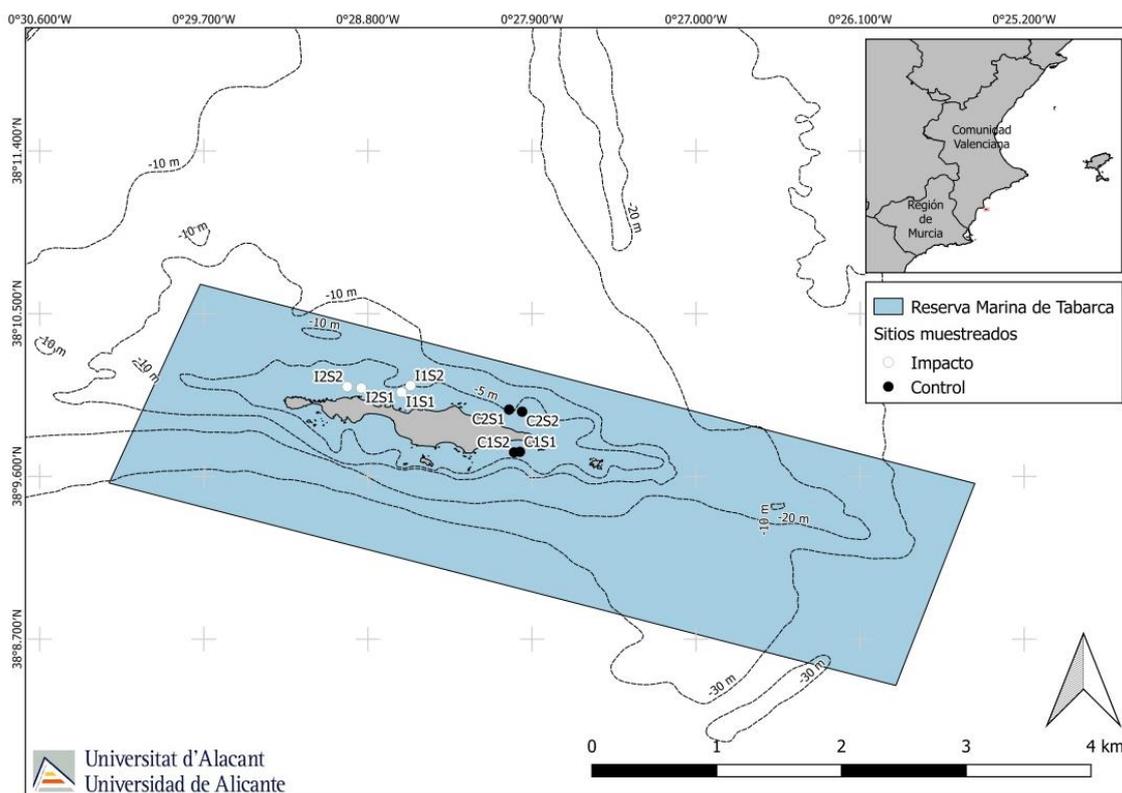


Figura 2.b.2. Situación de las localidades de muestreo para la caracterización del impacto de fondeo en la pradera de *Posidonia oceanica* en la RM de Tabarca.

- Caracterización de la pradera

Para evaluar el efecto de la actividad en la estructura de la pradera se midieron los siguientes descriptores: las **densidades** de la pradera de *Posidonia oceanica* en las diferentes localidades y las **coberturas**, tanto de pradera viva como de otros hábitats, incluyendo mata muerta de *Posidonia oceanica*.

Para la estima de las **densidades**, se empleó un cuadrado metálico de 40x40 cm² al azar y se contó el número total de haces vivos de *P. oceanica* dentro de esta superficie, lo cual es una estima de la cantidad de *P. oceanica* en manchas de pradera. Se tomaron 4 densidades en cada sitio, obteniendo un total de 32 réplicas en la zona de estudio. El resultado obtenido se expresó en *número de haces / m²*. Se tuvo siempre en cuenta el criterio de Giraud (1977) para los haces en división: que considera dos haces siempre que puedan ser distinguidos a simple vista por el buceador. La densidad desciende de forma natural con el aumento de la profundidad (Romero-Martínengo, 1985), por ello se intentó mantener constante la profundidad en

todas las localidades en el muestreo. A pesar de ello, una de las estaciones control está situada a una profundidad algo menor (Tabla 2.b.1).

Tabla 2.b.1. Coordenadas (ETRS 89 UTM Huso 30) y profundidad (m) de los sitios muestreados en la pradera superficial de Tabarca.

Impacto/control	Localidad	Sitio	Longitud	Latitud	Prof. (m)
I1S1	Localidad 1	Sitio 1	721025	4227432	6.2
I1S2	Localidad 1	Sitio 2	721095	4227502	6.7
I2S1	Localidad 2	Sitio 1	720701	4227467	5.7
I2S2	Localidad 2	Sitio 2	720589	4227479	6.9
C1S1	Localidad 1	Sitio 1	721990	4226849	5
C1S2	Localidad 1	Sitio 2	721944	4226842	5
C2S1	Localidad 2	Sitio 1	721891	4227279	6.4
C2S2	Localidad 2	Sitio 2	721996	4227261	6.2

En la estima de las **coberturas**, se empleó una cinta métrica de 20 m situada al azar, midiéndose la longitud de la misma que se encuentra sobre cada hábitat (pradera, mata muerta, arena y roca). Se realizaron 4 transectos en cada sitio, obteniendo un total de 32 réplicas en la zona de estudio. El resultado se expresa en porcentaje ocupado por cada hábitat: *Posidonia oceanica*, mata muerta, roca y arena.

En ausencia de perturbación la cobertura de la pradera suele ser irregular en la zona superficial debido a la alternancia de roca y arena y tiende a ser continua a profundidades intermedias. La perturbación provoca un descenso de la cobertura de pradera, así como un aumento de la mata muerta. Por ello, se ha calculado el **índice de alteración** (IA) (Sánchez Poveda *et al.*, 1996) a partir de la cobertura en % de *P. oceanica* y la de mata muerta, mediante la fórmula:

$$\text{Mata muerta} / (\text{Mata muerta} + P. \text{ oceanica})$$

Su valor oscila entre 0 y 1, correspondiendo valores mayores a un estado de alteración de la pradera.

- **Diseño experimental**

El diseño experimental empleado para evaluar el impacto del fondeo en la Reserva Marina de Tabarca consideró tres factores:

- El factor 1: Impacto/Control con dos niveles (I/C), es ortogonal y fijo.
- El factor 2 Localidad, tiene 2 niveles (Localidad 1 y Localidad 2), es anidado en el factor I/C y es al azar.
- El factor 3: Sitio, tiene 2 niveles (Sitio1 y Sitio2), es anidado a los factores Localidad e Impacto/Control, y es al azar.

Dentro de cada sitio se tomaron 4 réplicas al azar, obteniéndose un total de 32 muestras. El modelo lineal resultante fue el siguiente:

$$X_{ijkn} = \mu + IC_i + Lo(IC)_{j(i)} + Si(Lo(IC))_{k(ij)} + residual_{n(ijk)}$$

Donde X_{ijkn} es cada variable dependiente, μ es la media global, IC_i indica el efecto del nivel i del factor Impacto/Control ($i=$ Impacto, control), $Lo(I/C)_{j(i)}$ indica el efecto del nivel j del factor Localidad ($j=1,2$); $Si(Lo(IC))_{k(ij)}$ expresa el efecto del nivel k del factor Sitio ($k=1,2$) y estima la variabilidad en una escala espacial en el orden de las decenas de metros. $Residual_{n(ij)}$ representa el error asociado a cada observación y es el término que recoge la variabilidad entre las muestras.

- Análisis de los datos

Para el análisis individual de cada uno de los parámetros obtenidos se utilizó el análisis de la varianza, con el objetivo de determinar si sus valores presentaban variaciones significativas entre los niveles del factor I/C, comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas (Zar, 1984) mediante el test de Cochran (Cochran, 1951). En aquellos casos en los que se detectó heterogeneidad de varianzas los datos fueron transformados aplicando la transformación raíz($x+1$); $\ln(x+1)$ o, en el caso de que la variable se expresara en porcentaje, $\arcsin(x+1)$. Si ninguna de las transformaciones consiguiera esta condición, la variable se analizaría sin transformar, pero comparando con un valor de F a $p < 0.01$. Este método asegura no incurrir gravemente en un error Tipo I y respeta la robustez del análisis (Underwood, 1981, 1997). Los resultados del análisis de la varianza que fueron significativos se sometieron posteriormente, empleando el programa *GMAV5 for Windows* (Underwood *et al.*, 1997) a un test de Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981) para determinar la relación entre los diferentes niveles de los factores.

2.b.2. Resultados

- Densidad

Al estudiar las densidades de haces de *Posidonia oceanica* en el verano del 2018 no se detectan diferencias significativas entre las zonas impacto y las zonas control ($p=0.1783$). Aunque si se detecta una tendencia a disminuir el número de haces en las localidades situadas en la zona Impacto, donde se obtienen valores medios de densidad de 294.92 haces m^{-2} , siendo las densidades medias en la zona control de 426.56 haces m^{-2} . Se detectan diferencias para el factor localidad, lo que indica que existe variabilidad entre las localidades estudiadas (Tabla 2.b.2).

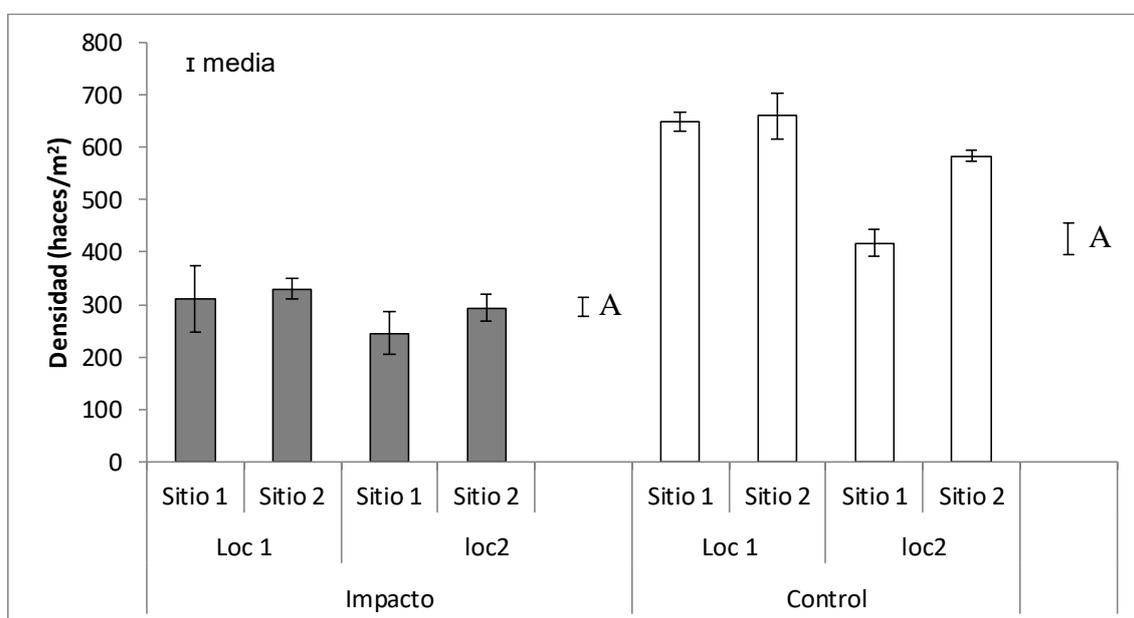


Figura 2.b.3. Densidad (media \pm error estándar) de haces en la pradera superficial en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.2. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (I/C: Impacto y Control, Lo: Localidad, Si: sitio), para las densidades de *P. oceanica* en Tabarca.

Densidad					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	475312.5	4.16	0.1783 ^{ns}	lo(IC)
lo(IC)	2	114289.551	78.68	0.0006 ^{***}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	1452.6367	0.27	0.8916 ^{ns}	RES
RES	24	5293.7826			
TOT	31				

Transformación

CM: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$; ns: no significativo).

- Cobertura de *Posidonia oceanica* y mata muerta

En Tabarca, los valores de cobertura de *Posidonia* (Fig. 2.b.4) de los controles (media de 96.3 %) son algo más elevados que los de las estaciones con una mayor intensidad de fondeo (media de 89.5 %), pero no se detectan diferencias significativas en esta variable durante el verano del 2018 (Tabla 2.b.3). En la zona de impacto los porcentajes de superficie del sustrato cubierto por *P. oceanica*, oscila entre el 85 y el 96 %, mostrando bastante homogeneidad entre las estaciones estudiadas. Junto a fondos de pradera se observan fondos de arena, con una cobertura que oscila entre el 0 % y el 0.25 %; así como presencia de mata muerta (3.5 – 15 %, Fig. 2.b.5). Dicha oscilación es mucho menor en la zona control, detectándose porcentajes de cobertura de pradera superiores al 89 % (89 – 99 %). En las zonas control el tipo de fondo detectado junto a las praderas es un fondo de tipo arenoso (0 - 4.5 %). La presencia de mata muerta oscila entre el 0.25 y el 6.5 %.

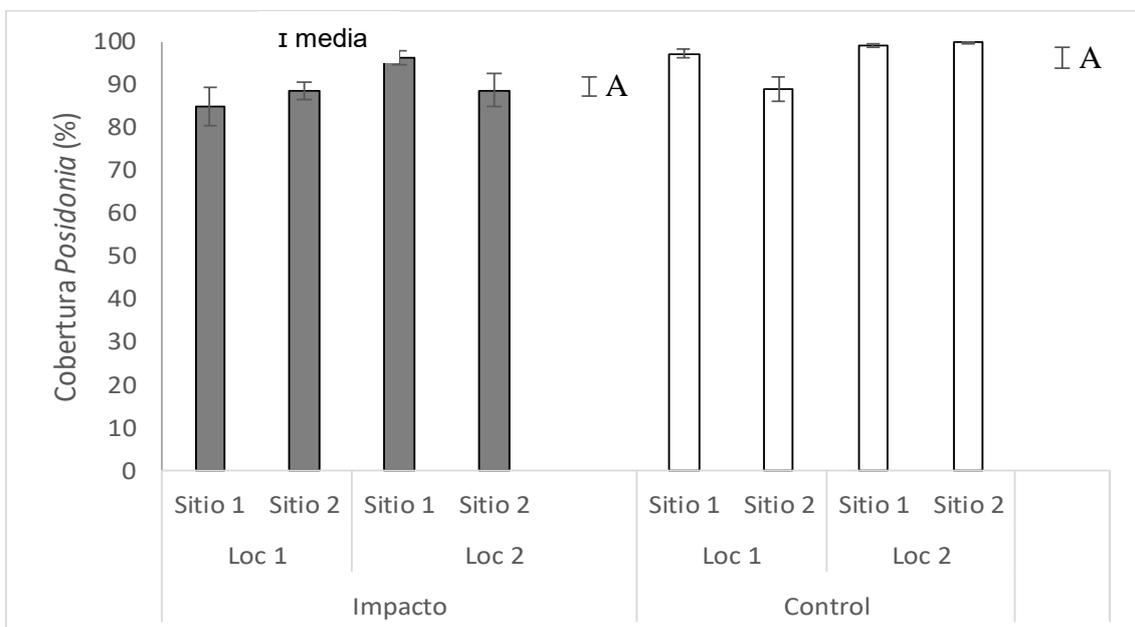


Figura 2.b.4. Cobertura (media \pm error estándar) de haces en la pradera superficial (%) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.3. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (I/C: Impacto y Control, Lo: Localidad, Si: sitio), para las coberturas de *P. oceanica* en Tabarca.

Cobertura Posidonia					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	357.7813	2.38	0.263 ^{ns}	lo(IC)
lo(IC)	2	150.4531	2.22	0.2248 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	67.8281	2.71	0.0541 ^{ns}	RES
RES	24	25.0365			
TOT	31				
Transformación \					

CM: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001; ns: no significativo).

Respecto a la cobertura de mata muerta no se detectan diferencias significativas entre las zonas impacto y zona control ($p=0.1665$), aunque sí se observa una tendencia a incrementar en las localidades situadas en la zona de fondeo (Fig. 2.b.5, Tabla 2.b.4).

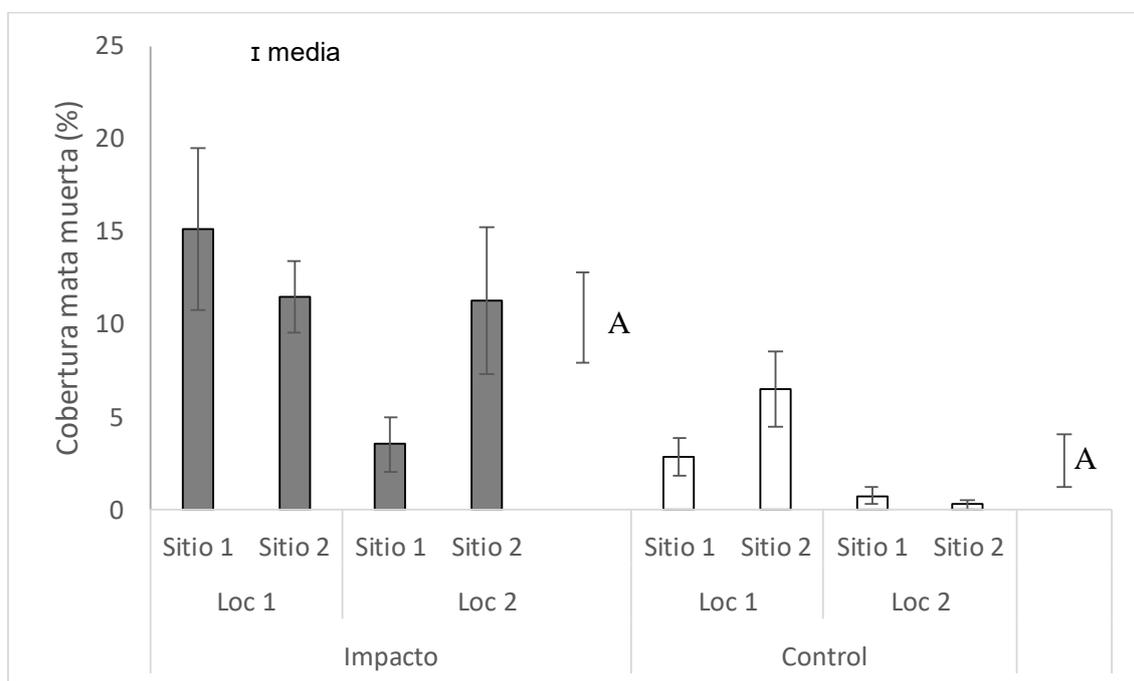


Figura 2.b.5. Cobertura (media \pm error estándar) de mata muerta (%) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p<0.05$.

Tabla 2.b.4. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (I/C: Impacto y Control, Lo: Localidad, Si: sitio), para las coberturas de mata muerta en Tabarca.

Cobertura mata muerta					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	480.5	4.55	0.166 ^{5ns}	lo(IC)
lo(IC)	2	105.5781	2.44	0.203 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	43.2969	1.88	0.1475 ^{sn}	RES
RES	24	23.0885			
TOT	31				
Transformación		/			

CM: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001; ns: no significativo).

- Índice de alteración

Al estudiar el nivel de perturbación en la zona de estudio consecuencia del fondeo de embarcaciones de recreo no se detectan diferencias significativas entre las zonas dónde se permite el fondeo y las zonas control (Fig. 2.b.6, Tabla 2.b.5), aunque al igual que ocurre con las coberturas de mata muerta se detecta una tendencia a incrementar este índice en la zona de fondeo. Este índice osciló entre 0.0025 y 0.07 en la zona control; sin embargo, este índice alcanzó valores de 0.15 en la zona de fondeo.

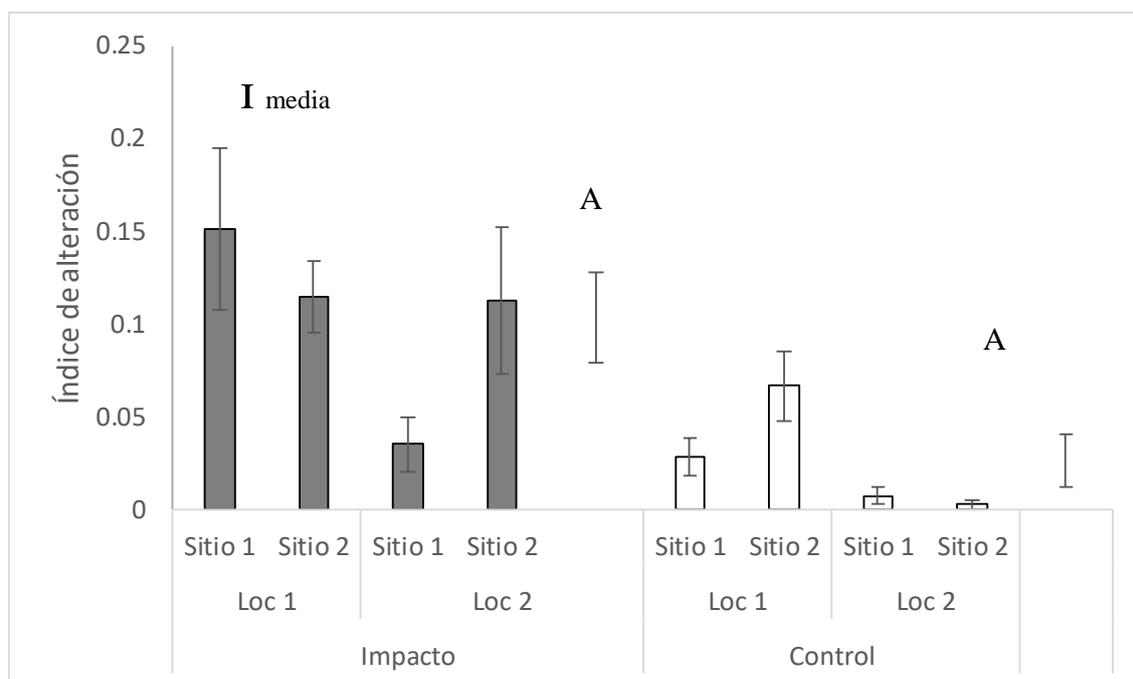


Figura 2.b.6. Valores del índice de alteración (media ± error estándar) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.5. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (I/C: Impacto y Control, Lo: Localidad, Si: sitio), para el índice de alteración en Tabarca.

Índice de Alteración					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	0.0476	4.46	0.1692ns	lo(IC)
lo(IC)	2	0.0107	2.44	0.2032ns	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	0.0044	1.91	0.1413ns	RES
RES	24	0.0023			
TOT	31				
Transformación		/			

CM: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001; ns: no significativo).

- Densidad global

Al estudiar la densidad global (Fig. 2.b.7), en la que además de considerar las densidades de haces de pradera también se tiene en cuenta el porcentaje de cobertura de las praderas, se observa la misma tendencia que en las densidades. No se detectan diferencias significativas entre las zonas impacto y las zonas control ($p = 0.119$; Tabla 2.b.6). Sin embargo, se detecta una tendencia a disminuir dichos valores de densidad global en las estaciones en las localidades situadas en la zona impacto, donde se obtienen valores medios de densidad de 260.78 haces m^{-2} , siendo la densidad global medias en la zona control de 515.45 haces m^{-2} . Cabe remarcar el descenso de este parámetro en la Localidad 2 de la zona control ($p = 0.0022$).

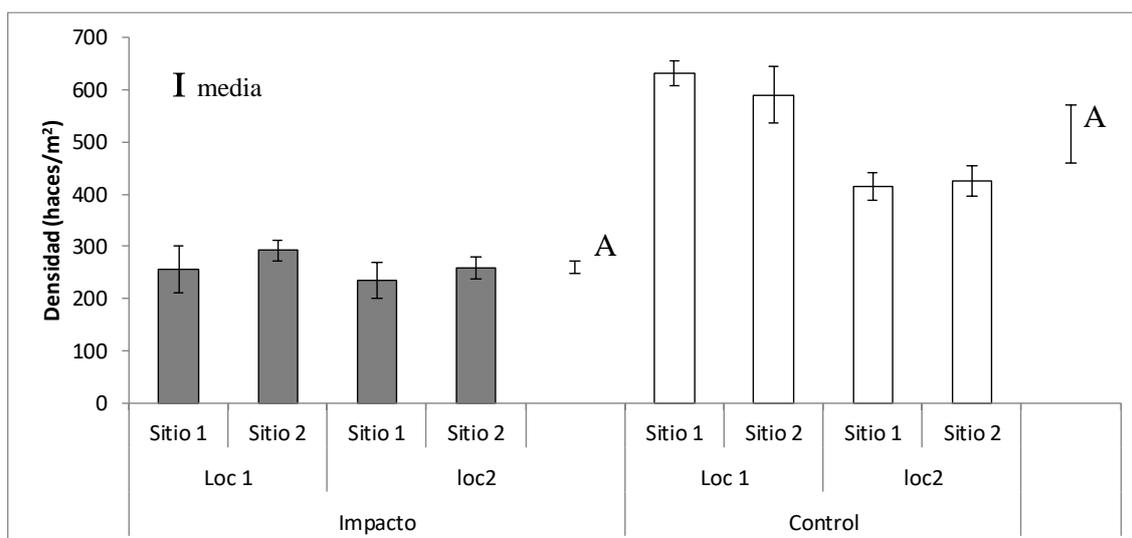


Figura 2.b.7. Densidad global (media \pm error estándar) de haces en la pradera superficial en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.6. Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con tres factores (I/C: Impacto y Control, Lo: Localidad, Si: sitio), para las densidades globales de *P. oceanica* en Tabarca.

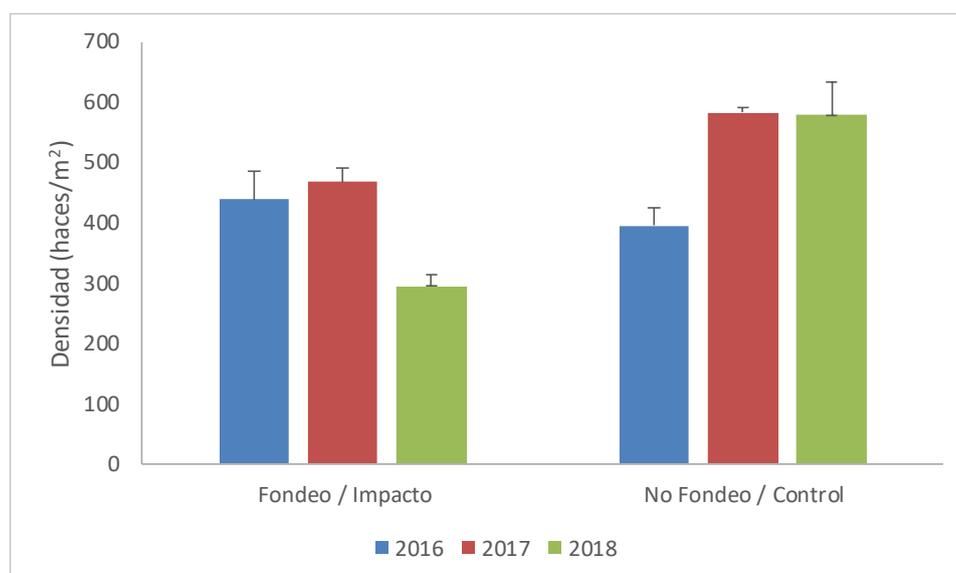
Densidad global					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	518854.153	6.93	0.119 ^{ns}	lo(IC)
lo(IC)	2	74820.6317	40.34	0.0022 ^{**}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	1854.9193	0.4	0.8041 ^{ns}	RES
RES	24	4595.7459			
TOT	31				

Transformación

CM: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (*P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001; ns: no significativo).

Comparación del estudio del Impacto de fondeo entre los años 2016, 2017 y 2018**- Densidad**

Como se puede observar en la gráfica (Fig. 2.b.8), los valores de densidad media de haces de *Posidonia* en la zona Impacto, donde se permite el fondeo, son similares en las campañas del 2016 y 2017, detectándose un descenso en la campaña del 2018. Sin embargo, en las zonas donde no se permite el fondeo, zonas control, la densidad media es mayor durante las campañas de muestreo del 2017 y 2018; probablemente por la variabilidad de las localidades durante las distintas campañas de muestreo. Se mantiene el patrón detectado en la campaña anterior, donde los valores de haces de *Posidonia* son menores en la zona en la que se permite el fondeo.

**Figura 2.b.8.** Valores de densidad (media \pm error estándar) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control) en las tres campañas de muestreo.

- Cobertura de pradera de *Posidonia* y mata muerta

En el caso de la cobertura de la pradera de *Posidonia oceanica* en la zona de estudio, se observa un patrón similar en la zona control durante las tres campañas. Sin embargo, no se detecta el descenso de dicho descriptor en la zona de No Fondo/ Impacto, detectado en campañas previas (Fig. 2.b.9).

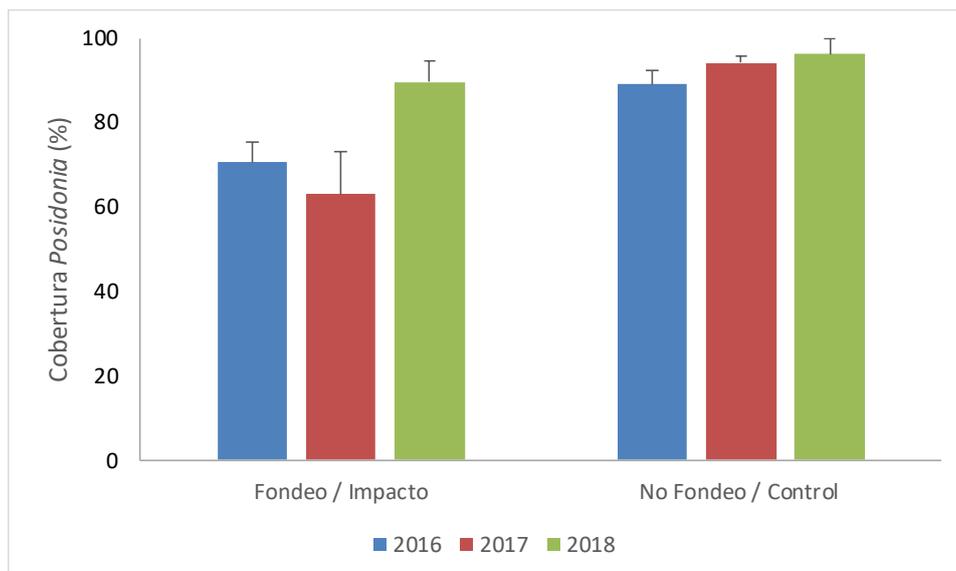


Figura 2.b.9. Cobertura (media \pm error estándar) de haces de pradera superficial en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Fondeo / Impacto) y fuera de esta (No Fondeo / Control) en las tres campañas de muestreo 2016, 2017 y 2018.

Respecto al porcentaje del fondo recubierto por mata muerta también se detecta las mismas tendencias en las tres campañas de muestreo campañas (Fig. 2.b.10). En este parámetro detectan diferencias significativas durante la campaña del 2016; no siendo en las campañas del 2017 y 2018, debido a la variabilidad observada entre los sitios muestreados. Sin embargo, se observa un aumento de la presencia de mata muerta en la zona donde se permite el fondeo respecto a la zona control en las tres campañas de muestreo.

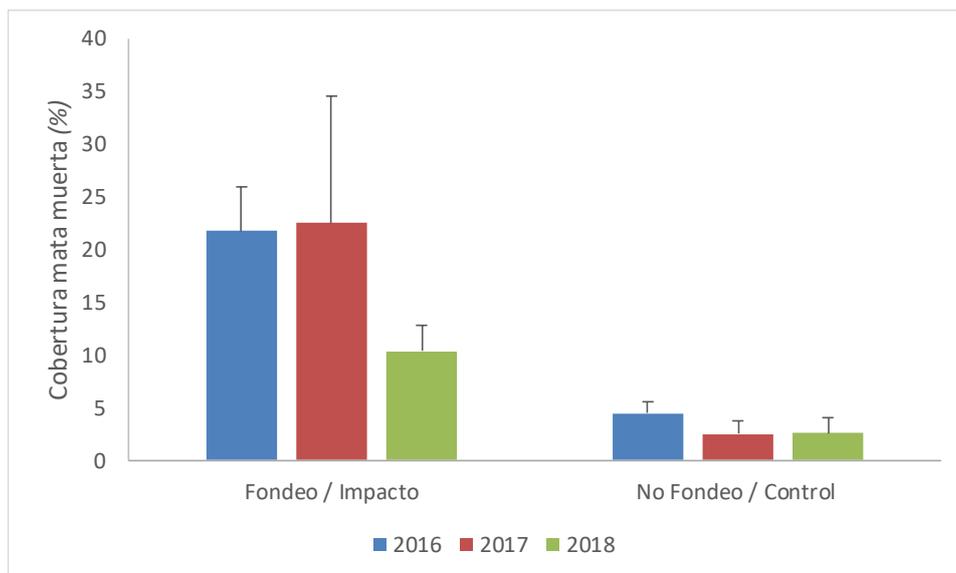


Figura 2.b.10. Cobertura (media \pm error estándar) de mata muerta en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Fondeo / Impacto) y fuera de esta (No Fondeo / Control) en las tres campañas de muestreo 2016, 2017 y 2018.

Al estudiar el índice de alteración, que considera tanto la cobertura de mata muerta como de pradera de *Posidonia*, podemos observar el mismo patrón en las tres campañas. Patrón que nos indica que este índice es superior en las zonas donde se permite el fondeo, respecto a las zonas control /No fondeo (Fig. 2.b.11).

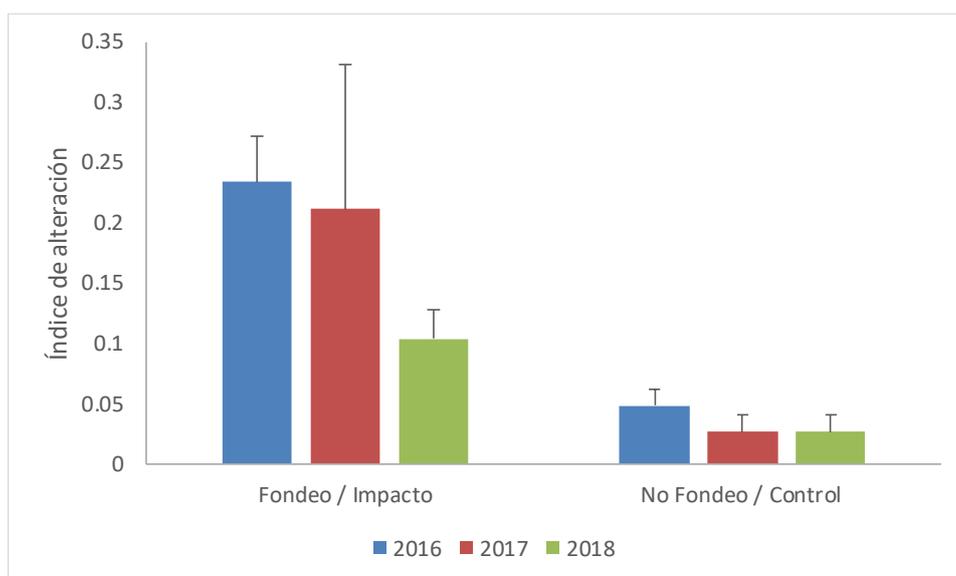


Figura 2.b.11. Valores del índice de alteración (media \pm error estándar) de pradera de *Posidonia* en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Fondeo / Impacto) y fuera de esta (No Fondeo / Control) en las tres campañas de muestreo 2016, 2017 y 2018.

2.c. Formaciones organógenas (*Lithophyllum byssoides*, *Dendropoma petraeum*); ‘bosques’ de *Cystoseira* spp. e impactos sobre ellas

Con la finalidad de determinar la calidad del agua y el impacto del pisoteo, en la franja litoral de la RMIP de Tabarca, se realizará el seguimiento de las poblaciones de macroalgas empleando el método Carlit, utilizado en la implementación de la Directiva Marco del Agua en la Comunidad Valenciana. A su vez se estudiará la cobertura del alga roja incrustante *Lithophyllum byssoides* y del molusco vermético *Dendropoma lebeche*.

2.c.1. Comunidades de *Cystoseira*

Las algas del género *Cystoseira* son muy sensibles a la alteración ambiental, ya que requieren aguas limpias, bien oxigenadas y oligotróficas. Cuando la zona conserva estas características de buena calidad pueden incluso llegar a observarse creciendo encima de las formaciones de verméticos.

En la RMIP destaca destaca *C. amentacea* var. *stricta* (Fig. 2.c.1), es una especie de alga protegida por el Convenio de Barcelona en su Anexo II, así como por el Convenio de Berna en el Anexo I. Se desarrolla en lugares batidos del piso infralitoral superior (franja litoral), próxima a la superficie, siempre que la calidad del agua sea aceptable, acompañada por *C. compressa* en la banda más protegida. La distribución de esta especie abarca el Mediterráneo Occidental, Sicilia, mar Adriático y las costas de Grecia. En las costas españolas se distribuye desde el Cabo de Gata hasta el norte de la Comunidad Valenciana, en las Islas Columbretes y en las Islas Baleares.

Existen diversos estudios sobre la composición de la flora en este biotopo tan particular (Bellan-Santini, 1969; Boudouresque, 1973; Ballesteros, 1984), señalando elevada productividad que, en su conjunto, presenta la comunidad. Se considera que una comunidad algal con el máximo grado de madurez y estructuración está totalmente dominada por el alga *C. amentacea*.

Especies de *Cystoseira* en la RMIP de Tabarca

Son especies muy sensibles a la contaminación orgánica, obras costeras (marinas, puertos, regeneración de playas) e hipersedimentación. Por lo que su estatus de protección es en peligro o amenazadas por el Convenio de Barcelona (Anexo II, 1995;

Marrakech, 2009, salvo *C. compressa*). Propuesta por la Unión Europea (COM (2009) 585) a incluir en el Anexo II (especies en peligro o amenazadas). Especies consideradas como vulnerables (UNEP/IUCN/GIS Posidonie, 1990).

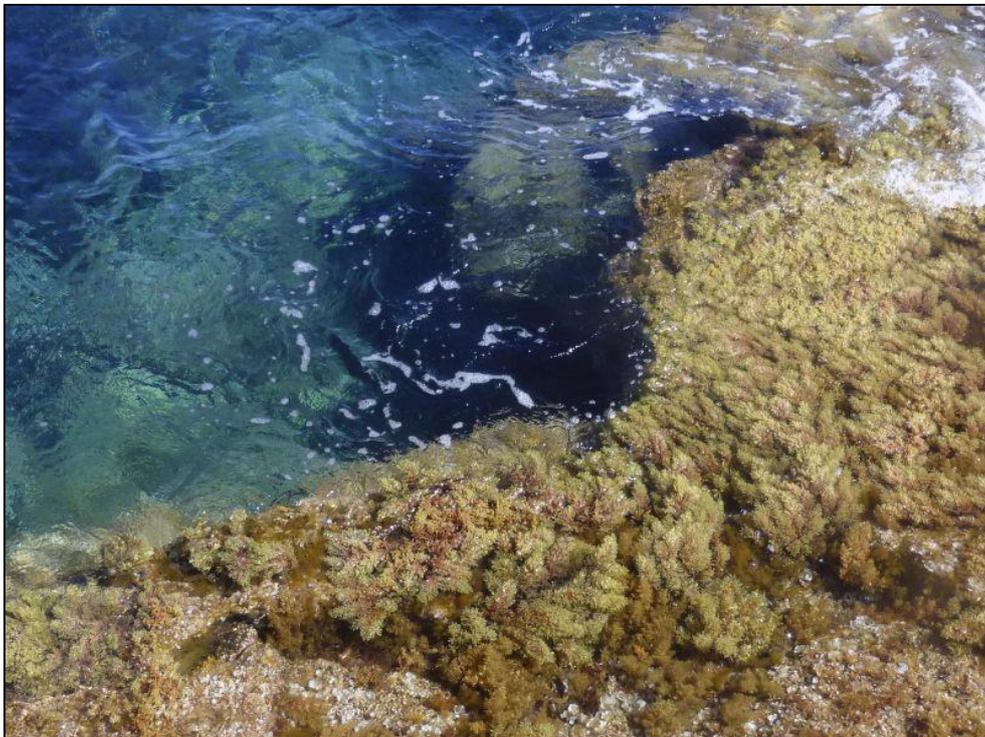


Figura 2.c.1. Ejemplo de comunidad con óptimo desarrollo de la especie *Cystoseira amentacea* en plataforma de abrasión, zona del puerto viejo de Tabarca.

En aguas interiores de la RMIP de Tabarca (entre 0 y 15 m de profundidad), se han identificado 6 especies de *Cystoseira*:

Cystoseira algeriensis Feldman, 1945

Sinonimias comunes: ninguna

Distribución geográfica: Endémica del Mediterráneo, presente en la cuenca occidental (Rodríguez-Pietro *et al.*, 2013).

Aguas interiores de Tabarca: Común en las cubetas litorales de zonas batidas, particularmente en el islote de la Cantera.

Cystoseira amentacea (C. Agardh) Bory

Sinonimias comunes: *Cystoseira ericoides* (L.) C. Agardh, *Cystoseira spicata* Ercegovič, *Cystoseira stricta* (Montagne) Sauvageau.

Distribución geográfica: Especie endémica del Mediterráneo, más frecuente en la cuenca oriental (Cabiocch *et al.*, 1995; Gómez-Garreta, 2001).

Aguas interiores de Tabarca: Abundante en la franja litoral rocosa fotófila de zonas batidas de la Isla e islotes.

Cystoseira brachycarpa J. Agardh

Sinonimias comunes: *C. caespitosa* Sauvageau

Distribución geográfica: Mediterráneo occiden-tal y central (Ribera *et al.*, 1992); Atlántico, próximo al Estrecho de Gibraltar (Gómez Garreta *et al.*, 1992).

Aguas interiores de Tabarca: Común en el infralitoral fotófilo semibatido o calmo, entre 0 y 3m de profundidad.

Cystoseira crinita Duby

Sinonimias comunes: Ninguna.

Distribución geográfica: Mediterráneo occiden-tal y oriental, Adriático y Mar Negro, también presente en las Islas Canarias (Ribera *et al.*, 1992; Giaccone y Verlaque, 2009).

Aguas interiores de Tabarca: Rara, en cubetas litorales calmas.

Cystoseira foeniculacea (Linnaeus) Greville, 1830

Sinonimias comunes: *C. abrotanifolia* (Linnaeus) C. Agardh, *C. discors* (Linnaeus) C. Agardh, *C. ercegovicii* Giaccone.

Distribución geográfica: Especie atlanto-mediterránea. Atlántico Nordeste (desde el Sur de España a las islas Canarias) y Mediterráneo (Cabiocch *et al.*, 1995).

Aguas interiores de Tabarca: Rara, en el infralitoral superior fotófilo, entre 1 y 5 m de profundidad.

Cystoseira sauvageauana Hamel

Sinonimias comunes: *Cystoseira selaginoides* Sauvageau.

Distribución geográfica: Especie endémica del Mediterráneo, más frecuente en la cuenca occidental, también en el Golfo de Cádiz (Gómez-Garreta, 2001).

Aguas interiores de Tabarca: Común, en el infralitoral superior fotófilo, entre 1 y 5 m de profundidad.

2.c.2. Cornisas de vermétidos

Las cornisas de vermétidos son formaciones organógenas típicas del nivel superior del piso infralitoral, constituidas por una asociación entre el gasterópodo sésil de la especie *Dendropoma lebeche* (antes *D. petraeum*, Templado *et al.*, 2016) y el alga calcárea *Neogoniolithon brassica-florida* (Fig. 2.c.2). *D. lebeche* es objeto de protección por el Convenio de Barcelona (1995, Anexo II: especies en peligro o amenazadas) del Plan de Acción para el Mediterráneo y por el Convenio de Berna (1996, Anexo II: fauna en peligro o amenazada); y se considera como *vulnerable* por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Orden de 9 de junio de 1999 del Mº de Medio Ambiente).



Figura 2.c.2. Ejemplo de colonias en forma monoestratificada del vermético *Dendropoma lebeche*.

Este molusco forma tubos calcáreos que son cimentados, principalmente por *Neogoniolithon* (aunque también ocasionalmente por *Lithophyllum byssoides* o *L. incrustans*). Normalmente forman placas incrustantes (forma monoestratificada), aunque en condiciones adecuadas puede llegar a desarrollar formaciones biológicas de gran importancia ecológica como “almohadillas” en la plataforma litoral, cornisas en la zona de rompiente, o excepcionalmente micro-atolones. Su desarrollo está relacionado con óptimas condiciones ambientales (hidrodinamismo, pureza de aguas), y es sensible a los cambios en la calidad de aguas.

2.c.3. Material y métodos

Para el estudio objetivo de las comunidades algales de la RMIP de Tabarca se ha realizado una cartografía detallada, a lo largo de toda la costa rocosa de la isla, utilizando la metodología *CarLit* (CARtografía LIToral) (Ballesteros *et al.*, 2007). Recientes estudios muestran como la metodología *CarLit* sigue estando en vigor, siendo la metodología más usada para la evaluación de calidad de aguas utilizando las macroalgas como indicador (Blanfuné *et al.*, 2016; 2017)

La metodología *CarLit* se basa en un muestreo de campo, recogiendo en una cartografía detallada de la costa las especies dominantes de las comunidades algales presentes sobre el sustrato rocoso de la zona del infralitoral superior. Esta cartografía se pasa a un programa de SIG, para posteriormente analizar y procesar dichos datos y así obtener el índice de calidad ambiental EQR.

El muestreo se realiza durante el mes de mayo y principios de junio (finales de primavera); en este periodo las comunidades de macroalgas se encuentran en un alto grado de desarrollo y todavía no han sido impactadas por la frecuentación turística estival. El tramo de costa a analizar se divide en segmentos de unos 50 metros de longitud lineal, donde se observa la comunidad dominante. El muestreo es directo y de tipo semicuantitativo, indicando en cada sector de la costa la comunidad dominante por las categorías predefinidas en el método. En paralelo, se ha realizado también una observación de la presencia cualitativa de verméticos, tanto en extensión como el tipo de colonia existente.

Las especies y/o asociaciones principales que se han considerado en la valoración del estado de la masa de agua aparecen en la Tabla 2.c.1 (adaptado de Ballesteros *et al.*, 2007).

Tabla 2.c.1. Comunidad (especies/asociaciones) agrupadas por categorías, con valor de calidad ambiental aplicado en el CARLIT.

COMUNIDAD	CATEGORIA	VALOR
<i>Cystoseira amentacea</i> predominante	C5	20
<i>Cystoseira amentacea</i> muy común	C4	19
<i>Cystoseira amentacea</i> común	C3	15
<i>Cystoseira amentacea</i> poco común	C2	12
<i>Cystoseira amentacea</i> escasa	C1	10
<i>Cystoseira algeriensis</i>	Ca1	20
Vermétidos (<i>Dendropoma lebeche</i>)	D	20
<i>Laurencia spp.</i>	L	15
<i>Hypnea spp.</i>	H	15
<i>Sargassum spp.</i>	S	15
Algas fotófilas	Photo	12
<i>Cystoseira compressa</i>	CC	12
<i>Corallina elongata</i>	CO	8
Ulvaceas	GA	6
<i>Mitylus spp.</i>	Myt	6
Playas - Sustrato blando	SC	-
No Evaluado	NE	-

El muestreo se realiza en primavera (especialmente, durante el mes de mayo y principios de junio), ya que es el periodo en el que las comunidades de macroalgas se encuentran en un alto grado de desarrollo. El tramo de costa a analizar se divide en segmentos de unos 50 metros de longitud lineal, donde se observa la comunidad dominante. El muestreo es directo y de tipo semicuantitativo, indicando en cada sector de la costa la comunidad dominante por categorías. Paralelamente, se ha realizado también una observación de la presencia cualitativa de vermétidos, tanto extensión como forma de colonia.

A cada tramo de costa asignado a una comunidad, se le añade una información complementaria sobre dos parámetros morfológicos que se consideran puedan tener mayor influencia sobre la presencia/ausencia y/o el estado de las comunidades:

- i) el tipo de costa (rocosa alta, rocosa baja, presencia de bloques de diámetro menor de un metro, etc.); y
- ii) la naturaleza natural o artificial del sustrato.

Este valor (EQrsi) está establecido en el propio método; sus valores aparecen en la tabla 2.c.2, considerado este valor como la calidad ecológica de las zonas de referencia para las diferentes situaciones *i*. Ello permite comparar las comunidades de los tramos de costa de la zona a evaluar y los de las zonas de referencia, igualando estos factores y suponiendo, por tanto, que básicamente las diferencias detectadas en el tipo o el estado de las comunidades se deben a la calidad del agua. El cálculo del EQR siempre se realiza comparando tramos de costa con una combinación de parámetros semejante.

Tabla 2.c.2. Calidad ecológica de las zonas de referencia para la situación *i*, EQrsi de las zonas de referencia para los diferentes tipos de paisaje posible.

Situación	Tipo de Costa	N/A	EQrsi
1	Bloques decimétricos	Artificial	12,06
2	Costa Baja	Artificial	11,88
3	Costa Alta	Artificial	8
4	Bloques decimétricos	Natural	12,2
5	Costa Baja	Natural	16,61
6	Costa Alta	Natural	15,25

La información obtenida en el litoral se trasladaba a un Sistema de Información Geográfica (SIG), mediante el programa ArcGis 9.3. De todos los datos obtenidos, podemos extraer:

- i) la distribución y estado de las diferentes comunidades litorales, y
- ii) un índice de calidad ambiental (EQR: Ecological Quality Ratio), asociado al tramo de costa analizado

El cálculo del EQR se realiza siguiendo los siguientes pasos:

a) Ecological Quality (EQ): Se calcula el valor de calidad ambiental (EQ_{ssi}) para cada situación definida por los parámetros morfológicos:

$$EQ_{ssi} = \frac{\sum (l_i \times SL_i)}{\sum l_i}$$

Donde (**EQ_{ssi}**) es la calidad ambiental de un determinado tramo de costa, (**l_i**) la longitud de costa ocupada por la comunidad *i* y (**SL_i**) el nivel de sensibilidad de la comunidad *i*. Los valores asignados a cada comunidad han sido establecidos de forma empírica en función de los conocimientos ya adquiridos y en la bibliografía.

b) Ecological Quality Ratio (EQR): Se calcula el valor del EQR en base al cálculo del EQ, siendo el cociente entre el valor EQ de la zona a valorar respecto al valor EQ de referencia para cada situación y a su extensión en la zona. El valor del EQR oscila entre 0 y 1 (el denominador siempre es mayor o igual al numerador); indicando un buen estado ecológico cuando los valores son próximos a 1 y un mal estado ecológico cuando están próximos a 0.

$$EQR = \frac{\sum \frac{EQ_{ssi} \times l_i}{EQ_{rsi}}}{\sum l_i}$$

Donde, (**EQ_{ssi}**) es la calidad ecológica (EQ) de la zona estudiada para la situación *i*, (**EQ_{rsi}**) es la calidad ecológica de las zonas de referencia para la situación *i*, y (**l_i**) es la longitud del tramo de costa para la situación *i* en la zona de estudio. Las diferentes categorías de calidad ambiental según el EQR aparece en la tabla (2.c.3).

Tabla 2.c.3. Categorías del estado ecológico en función del EQR.

EQR	Nivel de calidad	Nivel de alteración
0,75-1	Muy bueno	Inexistente o muy pequeña
0,6-0,75	Bueno	Ligera
0,40-0,60	Medio	Moderada
0,25-0,40	Deficiente	Grande
0-0,25	Malo	Aguda

2.c.4. Resultados

2.c.4.a. CARLIT

El resultado de la cartografía CARLIT a lo largo de la costa de Tabarca podemos verlo representado en el siguiente mapa:



Figura 2.c.3. Mapa con las comunidades más representativas: ● *Cystoseira amentacea* C5, ● *C. amentacea* C4, ● *C. amentacea* C3 ● Algas fotófilas photo, ● Vermétidos D

La comunidad algal de Tabarca presenta amplios cinturones de *Cystoseira* (*C. amentacea*, *C. compressa* y *C. algeriensis*), destacando en particular la primera, creando grandes bosques de gran densidad. Paralelamente podemos encontrar un gran desarrollo de las comunidades de *Dendropoma lebeche*, lo que indica un estado óptimo de conservación. En muchos casos, las comunidades algales y de vermétidos se solapan, por lo que el EQR se ha calculado respecto a la comunidad más representativa según cada tramo de costa.

El EQR calculado para este tramo costero es de **1'07**. Según Ballesteros *et al.* (2007), el rango de valores del EQR va desde 0 a 1; la obtención de un valor por encima de 1 implica que las condiciones ambientales de la costa tabarquina son superiores a las condiciones ambientales de la zona de referencia. Dicho valor nos está indicando una altísima calidad ambiental basada en macroalgas.

Tabla 2.c.4. Ocupación (O.) parcial y total de las diferentes comunidades en Tabarca, respecto a la longitud de la costa (en metros).

Tabarca 2018			
Comunidad	Longitud	O. parcial	O. total
C5	757,99	19,44%	13,25%
C4	959,59	24,61%	16,77%
C3	342,41	8,78%	5,98%
D	790,98	20,29%	13,82%
PHOTO	1047,90	26,88%	18,31%
SC	1822,97	-	31,86%

En comparación con 2017, tanto el mapa como los valores obtenidos (1'09 aquel año) son similares. En una comunidad como las macroalgas es esperable tener pequeñas fluctuaciones de origen natural, apareciendo unos años comunidades más dominantes que otras. La causa de la variación de 2018 se ha basado en algo más de porcentaje de algas fotófilas, no observando ningún impacto ni variación importante más.

2.c.4.b. VERMÉTIDOS

Paralelamente se cartografió la extensión y cobertura de la especie *Dendropoma lebeche*, generalmente asociada a algas rojas del género *Lithophyllum*. La distribución de estas formaciones podemos encontrarla en la figura 2.c.4.

En Tabarca podemos encontrar formaciones de *Dendropoma lebeche* de gran desarrollo, a lo largo de prácticamente todo su litoral rocoso y con una gran variedad de morfotipos. En plataformas rocosas grandes y con cierta verticalidad podemos encontrar formaciones monoestratificadas, que pueden llegar a alcanzar una amplitud de decenas de cm (dicha estructura puede observarse en la figura 2.c.2).

En otras zonas de la isla, donde predominan grandes plataformas de abrasión, la estructura predominante es de forma almohadillada, observándose gran cantidad de mamelones distribuidos salpicando la plataforma. Estas estructuras aparecen con mucha frecuencia en la este de Tabarca, particularmente en las plataformas de la cara norte y este, donde podemos observarlas con gran densidad (Fig. 2.c.5). Estas estructuras pueden llegar a formar micro-atolones, estructura mucho más rara y que puede observarse en algunos lugares muy concretos de la isla, como es la parte sur de la Punta Falcó.



Figura 2.c.4. Distribución de las formaciones organógenas de *D. lebeche* en Tabarca. ● Sólido indica formaciones monoestratificadas o en cornisa, ● indica formaciones en plataforma, ● difuso indica formaciones sumergidas.

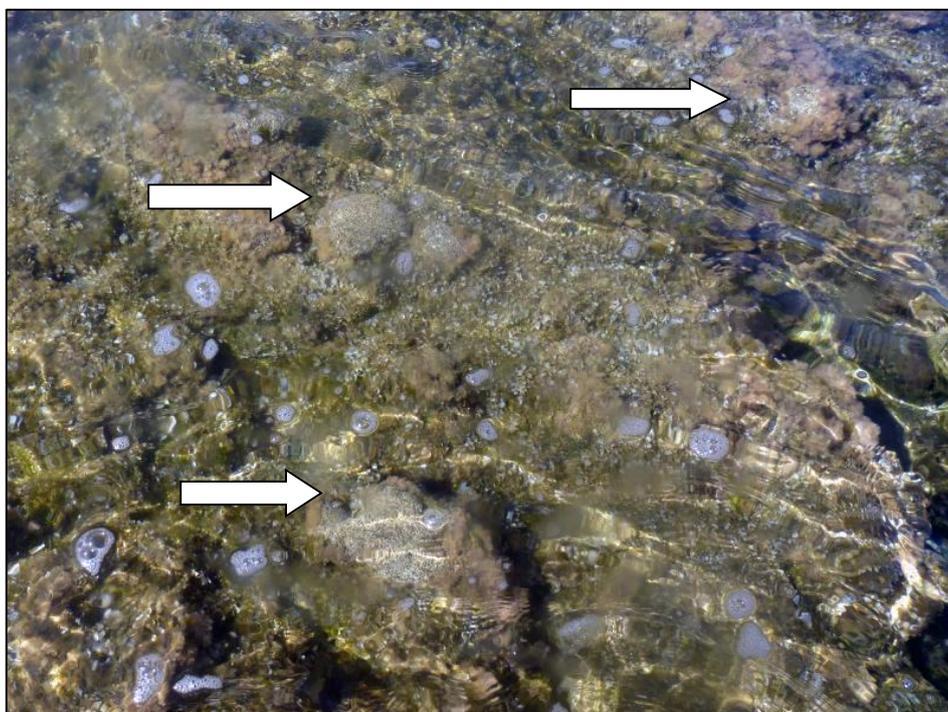


Figura 2.c.5. Estructuras de *Dendropoma lebeche* en forma almohadillada.

Finalmente, podemos encontrar estructuras de vermétidos sumergidos, llegando hasta unos 3 metros de profundidad (Fig 2.c.6). Estas estructuras se hallan por casi todos los fondos rocosos de la isla.



Figura 2.c.6. *D. lebeche* en forma de pequeñas estructuras sumergidas en Punta Falcó.

La distribución, extensión y variedad de morfologías que tiene *D. lebeche* a lo largo de toda la isla nos indica una alta calidad de aguas, así como un alto grado de conservación de las comunidades biológicas.

En **comparación con otros años**, la extensión y estructura de *D. lebeche* no ha sufrido cambios significativos, siendo una de las zonas con más extensión y variedad de formas de *D. lebeche* de toda la Comunidad Valenciana.

2.d. Seguimiento de invertebrados de interés

Se realiza el seguimiento de las poblaciones litorales de lapas (*Patella* spp.) y erizos (*Aracia lixula*, *Paracentrotus lividus*) en la franja litoral (0 - 1 m), observando su densidad (individuos m⁻²) y tamaño (en mm).

En las estaciones en las que se ha realizado el seguimiento de la pradera de *Posidonia* y el impacto del fondeo se ha realizado el seguimiento de la densidad de nacras utilizando los mismos transectos que se han empleado para el estudio de la cobertura de la pradera. Sin embargo, y al igual que en el muestreo del año anterior, en ninguno de estos transectos, así como en el resto de muestreos realizados en este proyecto, se han encontrado nacras vivas debido a la epidemia que se produjo en el 2016 (Vázquez *et al.*, 2017).

El seguimiento de los invertebrados sensibles al buceo se ha realizado en las mismas localidades que en el año 2016, empleando una metodología similar, que permitiese la comparación de ambos muestreos. Aún así, en esta campaña se detectaron muy pocos ejemplares de *Halocynthia papillosa*, por lo que se substituyó por otra especie filtradora presente de forma abundante en la reserva.

2.d.1. Material y métodos

Las lapas, erizos y especies sensibles al buceo se evaluaron mediante un diseño muestral consistente en:

- i) 2 niveles de frecuentación (alta y baja)
- ii) 2 localidades dentro de cada nivel de frecuentación;
- iii) 3 sitios dentro de cada localidad, factor aleatorio y anidado en cada localidad y 3 niveles (1-3); y
- iv) n réplicas por sitio

Además, en el caso de las especies sensibles al buceo se ha de añadir el factor tiempo (antes y después del periodo de máximo número de inmersiones).

Concretamente, y en el caso de las lapas y erizos, a lo largo de la zona de estudio se eligieron cuatro zonas en el perímetro de la isla: dos zonas de frecuentación alta, y dos zonas de frecuentación baja. Las zonas elegidas de frecuentación alta fueron la zona de la iglesia – puerto viejo (puerto) y la zona del Escull Forat (forat); ambas zonas son frecuentadas por bañistas que hacen snorkel, debido a la cercanía y accesibilidad. Por otra parte, escogimos dos zonas de baja frecuentación basadas en la lejanía y la relativa dificultad de acceso a ellas: el extremo distal de la antigua cantera de la isla

(Cantera) y el cabo más oriental de la isla, Punta Falcó (Falcó). En cada una se cogieron 3 sitios, separados unas decenas de metros.

La localización aproximada de cada punto puede observarse en la figura 2.d.1; las coordenadas aproximadas dichos puntos aparecen en la tabla 2.d.1.



Figura 2.d.1. Situación de las zonas de muestreo. 1: Cantera, 2 Puerto Viejo, 3 Escull Forat, 4 Punta Falcó.

Tabla 2.d.1. Coordenadas de las zonas de muestreo (ETRS 89 UTM Huso 30).

Coordenadas	X	Y	Frecuentación
Cantera	719985	4227123	Baja
Puerto	720548	4227180	Alta
Escull	721354	4227127	Alta
Falcó	722016	4226821	Baja

El muestreo se realizó de la siguiente manera:

- a) Lapas (*Patella* spp.): Cada réplica de lapa se realiza usando un cuadrado de 40x40 cm metálico, puesto al azar en la zona del cero biológico. Cada lapa que

aparece dentro del cuadrado se mide usando un pie de rey, midiendo su diámetro longitudinal con precisión de 1 mm (Fig. 2.d.2).



Figura 2.d.2. Ejemplo de la población de lapas en la zona de la Cantera.

- b) Erizos (*Paracentrotus*, *Arbacia*): Cada réplica de erizo se realiza usando un cuadrado de un metro cuadrado (100x100 cm), elegido al azar en el fondo. Cada erizo es identificado, y se mide su diámetro con un calibre, con precisión de 1 mm. Los muestreos se realizan en la zona infralitoral fotófila existente entre la zona de rompiente y la pradera de *Posidonia oceanica*, entre 0 y 3 metros.

En ambos casos la replicación espacial fue la misma: se muestrearon las 4 zonas (dos de alta frecuentación y dos de baja frecuentación), muestreando tres sitios en cada zona, haciendo 10 réplicas al azar dentro de cada sitio.

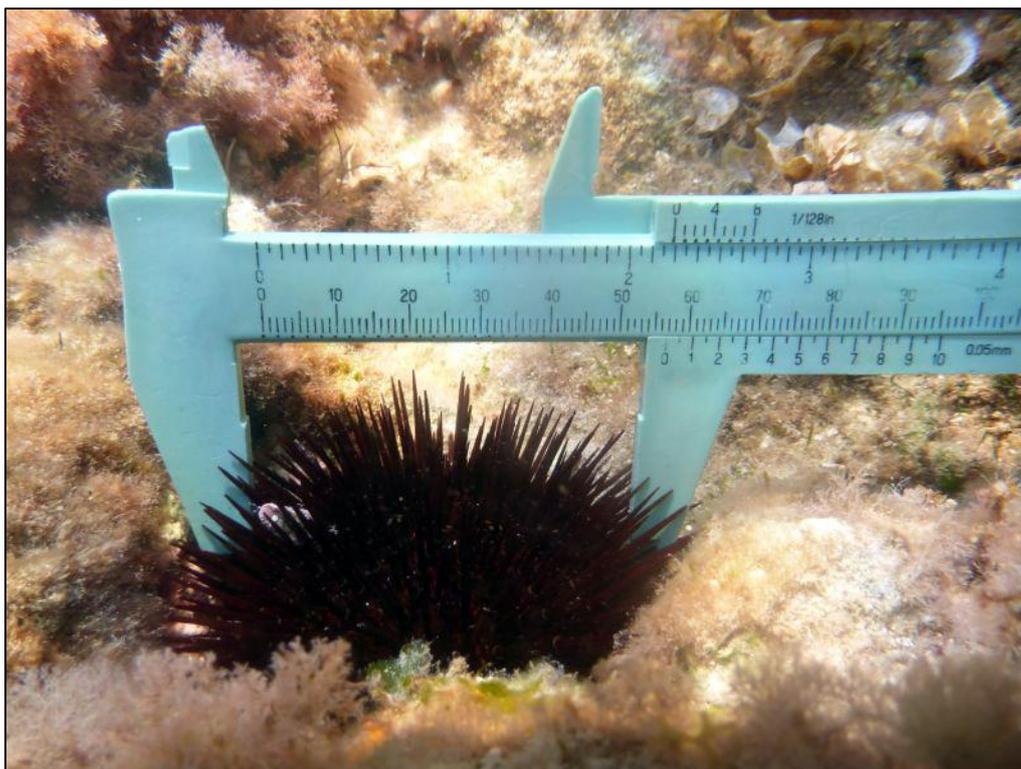


Figura 2.d.3. Ejemplo de medición de un erizo durante los muestreos. En este caso es un *Paracentrotus lividus* de 57 mm de diámetro.

Con los datos obtenidos en las distintas localidades (densidad y talla media) se realizó un análisis de la varianza, comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran; en el caso de encontrar diferencias significativas en dicho test, se realiza una transformación de datos (Underwood, 1997). En el caso que aún transformando los datos las varianzas no fueran homogéneas, se aumenta el nivel de significación mínimo para el contraste.

Para el análisis se empleó un ANOVA de tres factores, con nivel de frecuentación (F) como factor principal y fijo, con factor localidad (L) anidado en el anterior y con factor sitio (S) aleatorio y anidado en el anterior, por lo que el modelo lineal empleado sería:

$$X_{ijn} = \mu + F_i + L(F)_{j(i)} + S(L(F))_{k(j(i))} + \text{Residual}_{n(ijk)}$$

Donde X_{ijn} es cada variable dependiente, μ es la media total, F_i es el factor frecuentación, $L(F)_{j(i)}$ es el factor localidad, $S(L)_{k(j)}$ es el efecto del k-ésimo sitio en cada tratamiento del factor localidad, y estima la variabilidad en una escala espacial en el

orden de las decenas de metros. El término $\text{Residual}_{(ijk)}$ es el término que recoge la variabilidad entre las muestras.

En el caso de que el test ANOVA diera resultados significativos, se emplearía un test de comparación múltiple SNK (Student-Newman-Keuls), con el fin de determinar las diferencias específicas entre las localidades. Todos los cálculos fueron realizados con el programa estadístico R 3.4.0 (The R Foundation) empleando un nivel de significación mínimo de $p < 0.05$.

Las **especies** consideradas como **sensibles al buceo** fueron muestreadas en 4 localidades (Fig. 2.d.4, Tabla 2.d.2), de frecuentación alta por los buceadores (Escull Negre sumergido y emergido) y de frecuentación baja (Escull Roig Norte y Sur), antes y después del verano (época en que el número de inmersiones es máximo).



Figura 2.d.4. Situación de las zonas de muestreo de especies sensibles al buceo.

Tabla 2.d.2. Coordenadas de las zonas de muestreo (ETRS 89 UTM Huso 30).

Localidades	X	Y	Frecuentación
FA1	720970	4226502	Baja
FA2	720932	4226483	Alta
FB1	721462	4226465	Alta
FB2	721453	4226440	Baja

El muestreo se realizó de la siguiente manera:

- a) *Myriapora truncata*: Se realizaron fotografías a 3 colonias de *M. truncata* por sitio ($n = 3$), lo que equivale a un total de 18 colonias en las dos localidades consideradas como de alta frecuentación, y otras 18 en las localidades de baja frecuentación, y por lo tanto un total de 36 imágenes, antes y después del verano. Las fotografías se realizaron colocando una regla para poder calcular la longitud máxima, la superficie y el perímetro de la colonia, utilizando como procesador de imágenes el programa ImageJ (Fig. 2.d.5).

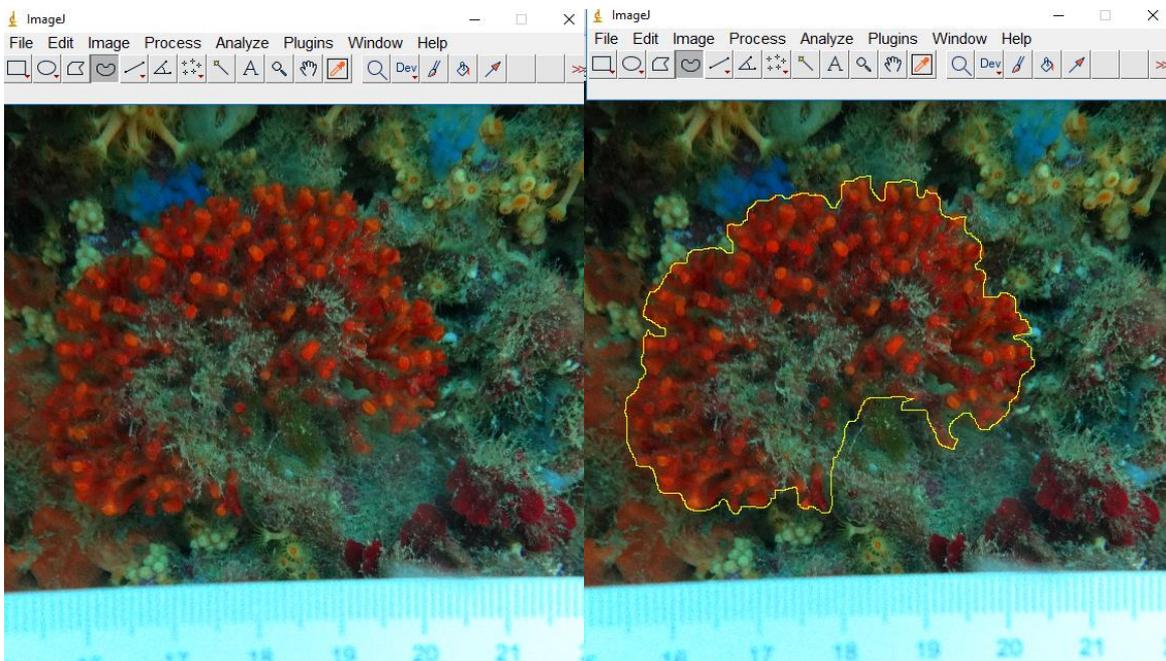


Figura 2.d.5. Metodología empleada para estimar la superficie de *M. truncata*.

- b) Filtradores (Ascidias: *Halocynthia papillosa*; poríferos: *Ircinia*): En las mismas localidades que en el caso anterior se estimó la densidad de estos filtradores, empleando una cinta métrica con la que se trazaban círculos de 1 m de radio, en los que se contaban todos los ejemplares de filtradores pertenecientes a estas especies, antes y después del verano.

En ambos casos la replicación espacial fue la misma: se muestrearon las 4 zonas (dos de alta frecuentación y dos de baja frecuentación; Tabla 2.d.2), muestreando tres sitios en cada zona, y realizando 3 réplicas al azar dentro de cada sitio.

Con los datos obtenidos en las distintas localidades (superficie o densidad) se realizó un análisis de la varianza, comprobándose con anterioridad la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Cochran; en el caso de encontrar diferencias significativas en dicho test, se realiza una transformación de datos (Underwood, 1997).

Para el análisis se empleó un ANOVA de cuatro factores, siendo el tiempo (T: antes y después) un factor fijo y ortogonal con el nivel de frecuentación (F), que es el factor principal y también fijo, con factor localidad (L) anidado en el anterior y con factor sitio (S) aleatorio y anidado en el anterior, por lo que el modelo lineal empleado sería:

$$X_{ijkln} = \mu + T_i + F_j + T_i * F_j + L(F)_{k(j)} + T_i * L(F)_{k(j)} + S(L(F))_{l(k(j))} + T_i * S(L(F))_{l(k(j))} + \text{Residual}_{n(ijkl)}$$

Donde X_{ijkln} es cada variable dependiente, μ es la media total, T_i es el factor tiempo, F_j es el factor frecuentación, $L(F)_{k(j)}$ es el factor localidad, $S(L(F))_{l(k(j))}$ es el efecto del l -ésimo sitio en cada tratamiento del factor localidad, y estima la variabilidad en una escala espacial en el orden de las decenas de metros. El término $\text{Residual}_{n(ijkl)}$ es el término que recoge la variabilidad entre las muestras.

En el caso de que el test ANOVA diera resultados significativos, se emplearía un test de comparación múltiple SNK (Student-Newman-Keuls), con el fin de determinar las diferencias específicas entre las localidades. Todos los cálculos fueron realizados con el programa estadístico GMAV.5 (Universidad de Sydney; Underwood, 1997), empleando un nivel de significación mínimo de $p < 0.05$.

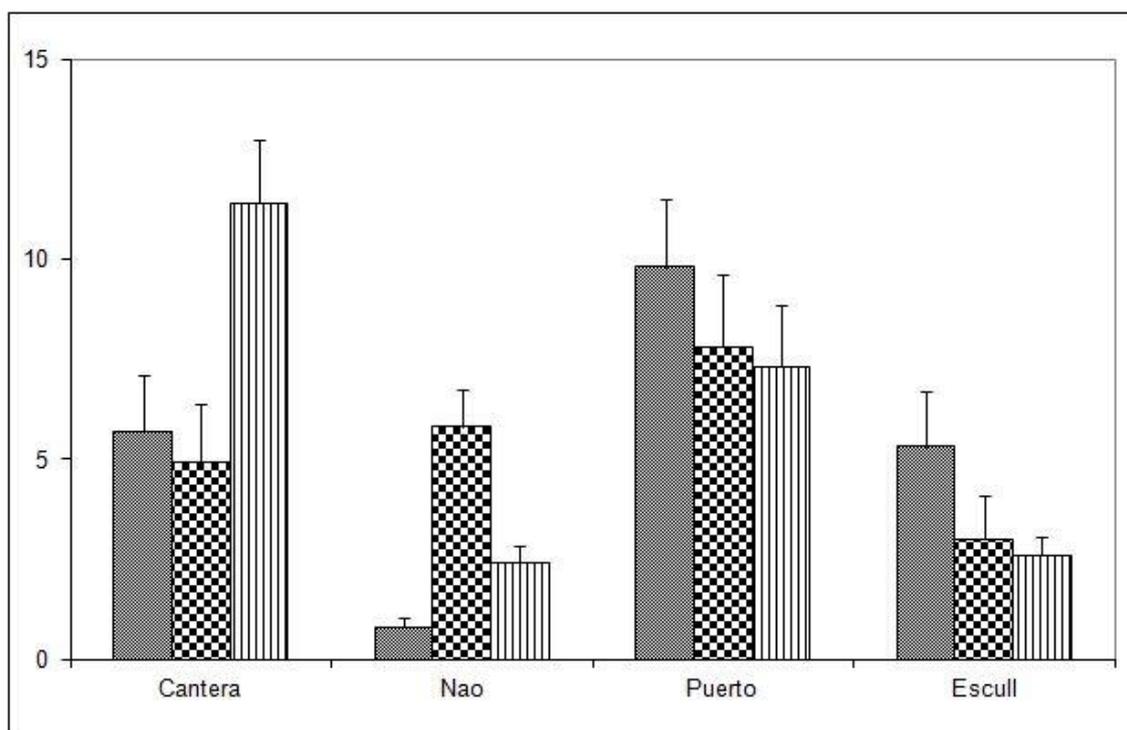
2.d.2. Resultados

a) Lapas

Durante el presente muestreo se contaron un total de 668 individuos de *Patella* spp. La densidad encontrada de lapas por zona (en total) se puede observar en la tabla 2.d.3, y diferenciada por sitios en la figura 2.d.6.

Tabla 2.d.3. Densidad de lapas en las 4 zonas muestreadas.

Localidades	Media	Desv.	Error
Cantera	7,33	5,44	0,99
Nao	3,00	2,83	0,52
Puerto	8,30	5,28	0,96
Escull	3,63	3,44	0,63

**Figura 2.d.6.** Densidades de lapas (individuos por cuadrado) según la zona muestreada. A la izquierda zonas de baja frecuentación (Cantera y Nao), a la derecha zonas de alta frecuentación (Puerto viejo y Escull Forat).

El resultado del ANOVA para las densidades de *Patella* spp. se puede observar en la tabla 2.d.4.

Podemos observar como no hay diferencias significativas en el factor "frecuentación". No obstante, sí hay diferencias ($p < 0.05$) entre las diferentes localidades estudiadas, así como entre los propios sitios. Estos datos nos indican que la densidad de lapas es muy variable incluso dentro de cada zona, por lo que no es un indicador muy fiable para medir frecuentación (al menos en la Isla).

Tabla 2.d.4. Resultados del ANOVA para densidades de *Patella* spp.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Significación
F	1	0.772	0.7720	0.0699	0.816293	ns
F:L	2	22.102	110.511	48.215	0.042274	*
F:L:S	8	18.337	22.921	40.886	0.000276	***
Residual	108	60.544	0.5606			ns

En el caso de la talla, las medias en cada zona se pueden observar en la tabla 2.d.5.

Tabla 2.d.5. Tallas medias de lapas en las 4 zonas muestreadas.

Localidades	Media	desv	error
Cantera	22,34	6,67	1,22
Nao	20,94	6,86	1,25
Puerto	14,06	5,80	1,06
Escull	21,07	5,82	1,06

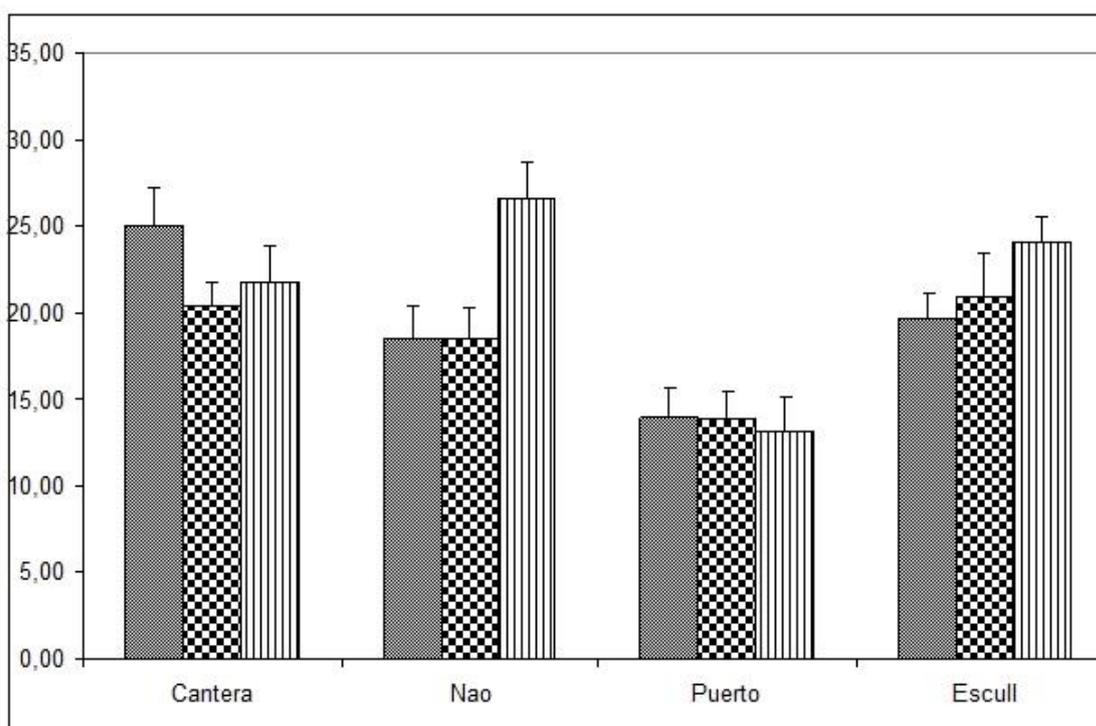


Figura 2.d.7. Talla media de lapas (milímetros de diámetro) según la zona muestreada. A la izquierda: zonas de baja frecuentación (Cantera y Nao), a la derecha: zonas de alta frecuentación (Puerto viejo y Escull Forat).

El resultado del test ANOVA para el tamaño medio de lapas queda resumido en la tabla 2.d.6.

Tabla 2.d.6. Resultados del ANOVA para las tallas de lapas.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Significación
F	1	5.192	51.920	0.7036	0.489869	ns
F:L	2	14.759	73.796	20.940	0.185627	ns
F:L:S	8	28.194	35.242	33.653	0.001756	**
Residual	108	113.101	10.472			ns

Al igual que en el caso anterior, no se encuentran diferencias significativas en el factor frecuentación, ni tampoco las hay en el factor localidad.

Comparando los resultados obtenidos en 2018 con los resultados de 2016 y 2017, podemos observar como a lo largo de los años no se puede definir una clara influencia del factor frecuentación en la población de lapas, habiendo grandes diferencias entre sitios debidas seguramente al sustrato, o incluso a variaciones naturales de las poblaciones. Sí se aprecia una talla algo inferior en el Puerto viejo, pero es el lugar con mayor densidad, lo cual puede ser debido a propia competencia intraespecífica. El principal impacto que pueden sufrir las lapas (recolección para comida o por pesca) seguramente esté muy limitado en las costas de la RMIP de Tabarca.

Tallas

También se realizó un estudio de las tallas de las lapas, con todos los datos recolectados en los muestreos, haciendo intervalos de tallas cada 5 mm. La gráfica de distribución general de tallas la podemos ver en la figura 2.d.7.

Podemos observar como en el total de la población, la talla más frecuente es entre 15 a 20 mm, coincidiendo con los datos de años anteriores. A diferencia de 2017, la segunda talla más común es la de 20 a 25 mm (en aquel año fue la inferior, de 10 a 15 mm). Esto indica que la comunidad de la isla (en general) ha aumentado de tamaño medio.

La distribución de tallas por cada zona podemos observarla en la figura 2.d.8.

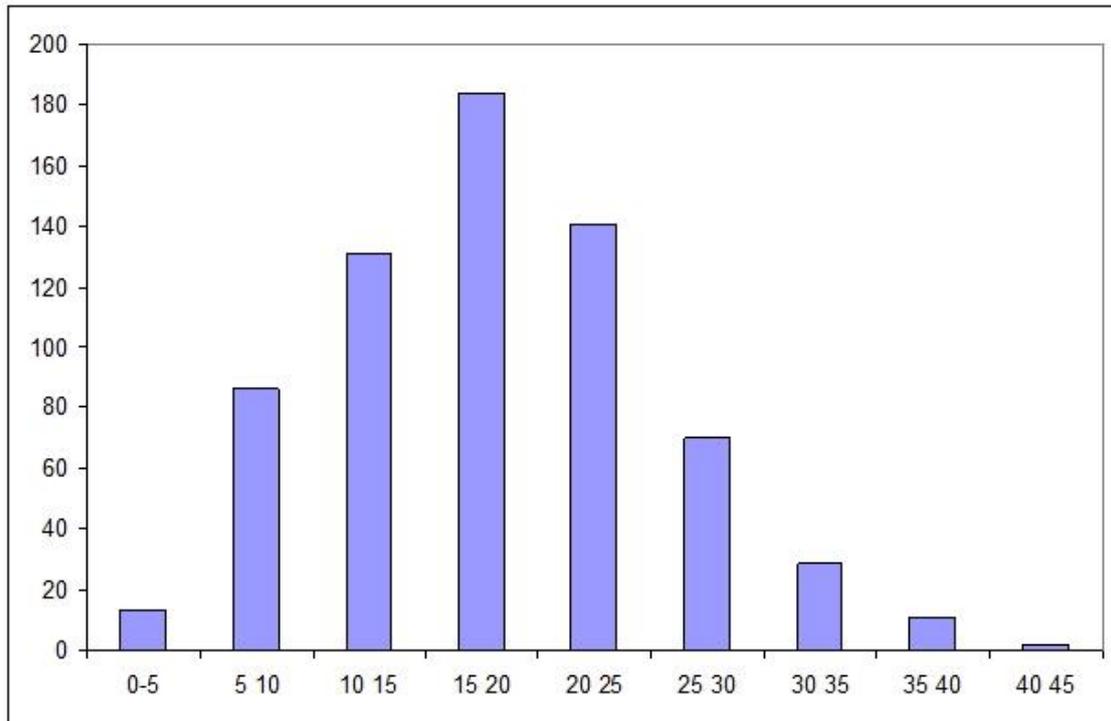


Figura 2.d.7. Distribución de tallas de lapas en Tabarca según las diferentes clases de talla (en mm).

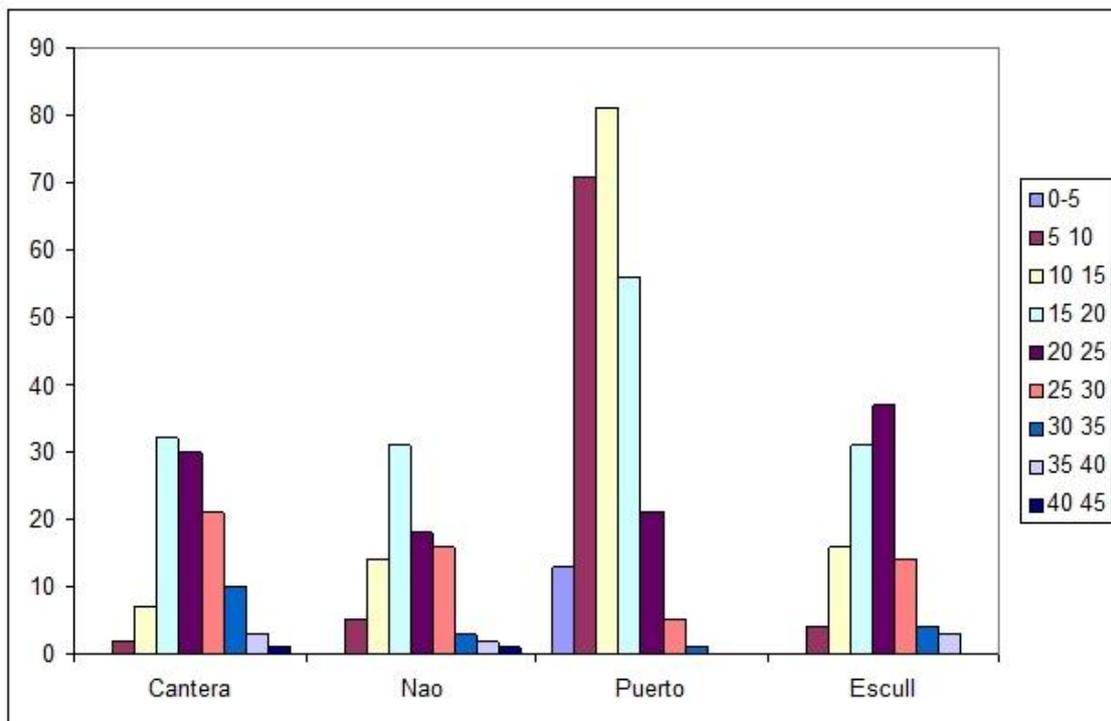


Figura 2.d.8. Distribución de tallas por zonas. En el recuadro de la izquierda los rangos de talla (en mm).

Podemos observar como la talla más habitual en Cantera y Nao (lugares poco frecuentados) es la de entre 15 a 20. En el Escull Forat, zona frecuentada, la talla más abundante es algo mayor, mientras que, en la zona del Puerto Viejo, con mucha más abundancia, la talla más abundante se desplaza hacia tamaños más pequeños. Esto último puede ser debido tanto a la frecuentación, como a la propia comunidad, donde ejemplares más grandes compiten y excluyen a ejemplares más pequeños.

En comparación con otros años, la talla más abundante es del mismo tamaño en la Cantera; en el caso del Escull Forat, la talla media más abundante ha aumentado, y en el caso de la Nao y Puerto Viejo dicha talla ha disminuido. Estos pequeños cambios pueden ser debidos a la propia dinámica de la población.

b) Erizos

Se muestrearon en total 236 erizos, de los cuales se identificaron 217 *Paracentrotus lividus* (91'95 %) y solo 19 (8'05 %) de la especie *Arbacia lixula*. Debido a su baja densidad y su distribución irregular, hemos preferido presentar los datos de erizos de forma agrupada. El impacto de la frecuentación se materializa en rotura de erizos para atraer peces, o más raramente en su recolección para ser comidos; creemos que ambas especies están expuestas por igual al impacto de la rotura o de la recogida.

La densidad encontrada de erizos (en total) se presenta en la tabla 2.d.7, y diferenciada por sitios en la figura 2.d.9.

Tabla 2.d.7. Densidad de erizos en las 4 zonas muestreadas.

Localidades	Media	Desv.	Error
Cantera	2,70	2,23	0,41
Nao	2,37	2,25	0,41
Puerto	1,40	1,61	0,29
Escull	1,40	1,71	0,31

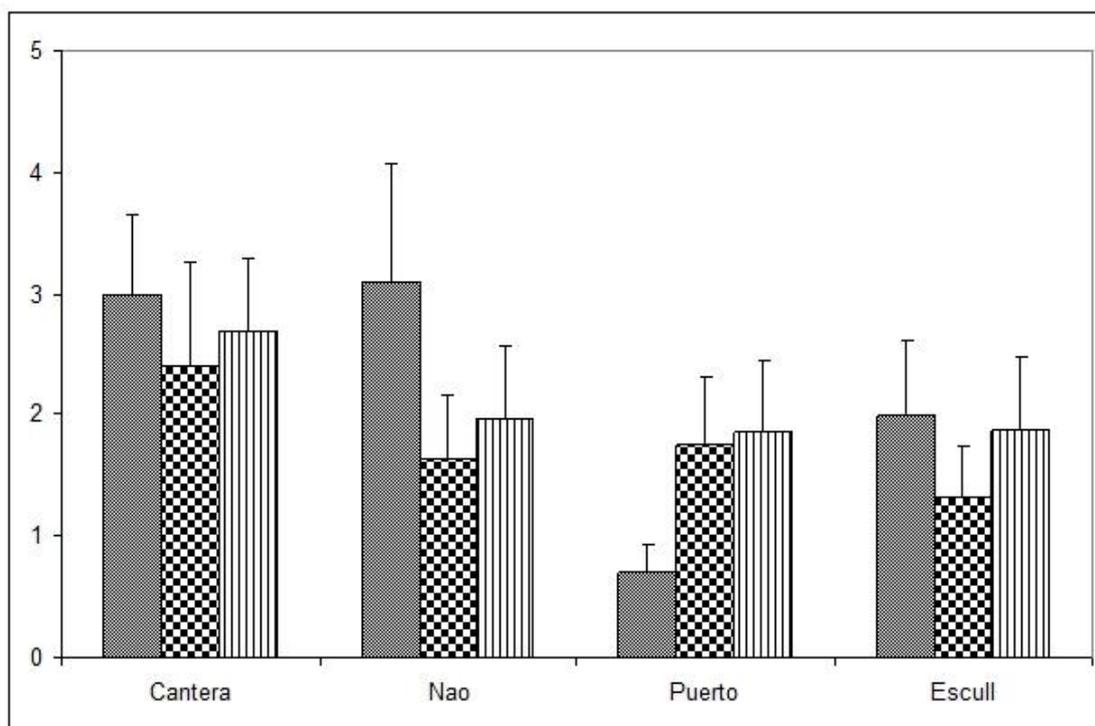


Figura 2.d.9. Densidades de erizos (individuos por metro cuadrado) según la zona muestreada. A la izquierda zonas de baja frecuentación (Cantera y Nao), a la derecha zonas de alta frecuentación (Puerto viejo y Escull Forat).

El resultado del ANOVA para las densidades de los erizos podemos verlo en la tabla 2.d.8.

Tabla 2.d.8. Resultados del ANOVA para densidades de equinoideos.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Significación
F	1	2.943	294.296	497.690	0.01951	*
F:L	2	0.118	0.05913	0.2903	0.75560	ns
F:L:S	8	1.630	0.20370	0.6344	0.74732	ns
Residual	108	34.679	0.32110			

El análisis estadístico confirma el patrón observado en la gráfica de densidades: hay diferencias significativas en el factor F (frecuentación). Las comunidades de erizos son estadísticamente diferentes en las zonas más frecuentadas respecto a las comunidades de zonas menos frecuentadas, teniendo más densidad aquellas de las zonas donde acude menos gente.

En el caso de la talla, las medias en cada zona podemos verlas en la tabla 2.d.9; la media de tallas por sitios de cada zona la podemos observar en la figura 2.d.10.

Tabla 2.d.10. Tallas medias de erizos en las 4 zonas muestreadas.

Localidades	Media	desv	error
Cantera	49,11	8,34	1,52
Nao	52,67	6,47	1,18
Puerto	41,74	10,47	1,91
Escull	53,88	7,60	1,39

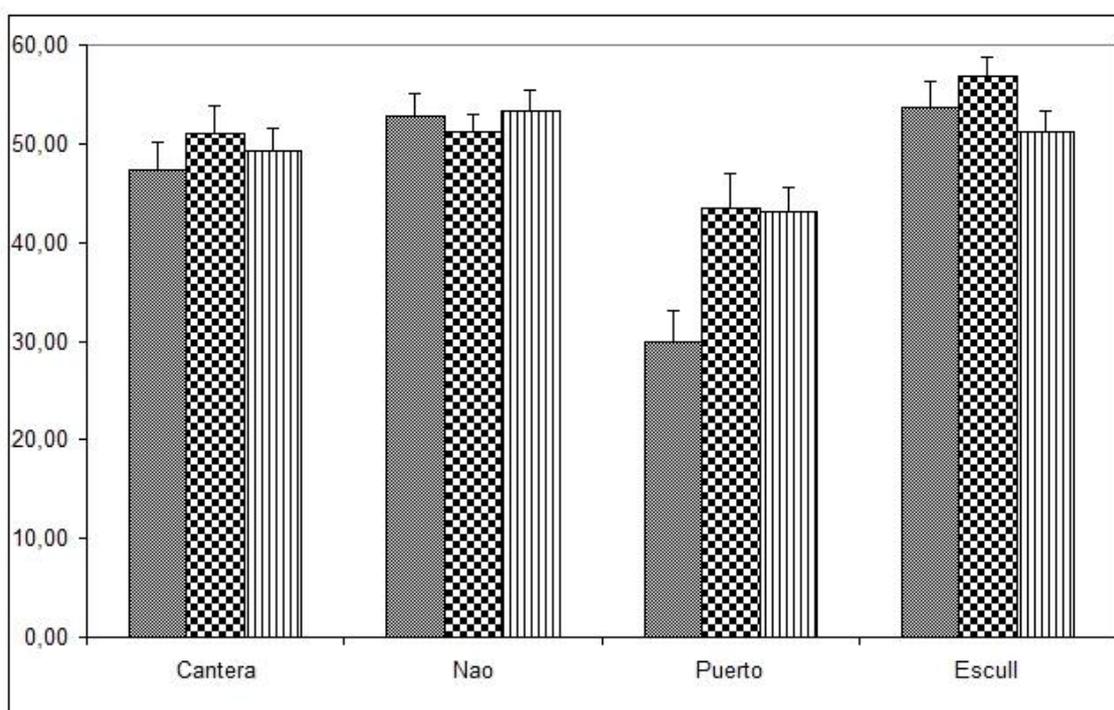


Figura 2.d.9. Talla media de erizos (milímetros de diámetro) según la zona muestreada. A la izquierda zonas de baja frecuentación (Cantera y Nao), a la derecha zonas de alta frecuentación (Puerto viejo y Escull Forat).

El resultado del ANOVA para las tallas medias de erizo podemos observarlo en la tabla 2.d.11.

En el caso de las tallas no observamos diferencias estadísticamente significativas importantes ($p=0.07$ para frecuentación) en las tallas. De hecho, las tallas medias más grandes se dan en una zona frecuentada (Escull negro).

Tabla 2.d.11. Resultados del ANOVA para las tallas de erizos.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Significación
F	1	36.70	36.702	124.281	0.07189	.
F:L	2	5.91	2.953	0.6341	0.55509	ns
F:L:S	8	37.26	4.657	0.5206	0.83878	ns
Residual	108	966.16	8.946	-	-	

Comparando los resultados obtenidos en 2018 con los resultados de 2016 y 2017, podemos observar como a lo largo de los años sí existe una influencia clara del factor frecuentación en la población de erizos, que se mantiene en el tiempo. El principal impacto considerado para los erizos es la recolección para alimentación (poco probable en aguas de la RMIP), y la rotura de ejemplares para atracción de ictiofauna. En las zonas consideradas más frecuentadas por buceadores (Puerto viejo y Escull Forat) se ha observado un comportamiento característico de los peces, que se acercaban mucho a los erizos una vez medidos. Este curioso comportamiento seguramente sea debido al aprendizaje en busca de un erizo recién machacado, que le ofrece comida fácil. No obstante, los datos de densidad y tallas indican que este comportamiento no genera un gran impacto, pero sí es cuantificable. De hecho, en la zona del Puerto se encontró un caparazón de erizo recién partido.

**Figura 2.d.10.** Restos de ejemplar de *Paracentrotus lividus*.

c) Nacras

Como se ha comentado al inicio de apartado, en el presente muestreo no se observó ningún ejemplar de *Pinna nobilis* vivo (Fig. 2.d.11). Sí se observaron dos ejemplares de la especie *Pinna rudis* en las praderas de *Posidonia* (Fig. 2.d.12), ya que esta especie no se ha visto tan afectada como la especie anterior.



Figura 2.d.11. Restos de ejemplar de *Pinna nobilis* ocupados por un pulpo.



Figura 2.d.12. Ejemplares de *P.rudis* presentes en este estudio.

d) Invertebrados sensibles a la erosión por buceo autónomo***Myriapora truncata***

Después de analizar las 72 fotografías se pudo observar que las colonias de esta especie no muestran diferencias significativas respecto a su superficie y a su longitud máxima entre las localidades frecuentadas, antes y después del verano (Tabla 2.d.12). Sin embargo, al representar los resultados de ambas variables sí que se observa un mayor crecimiento de las colonias en las localidades donde la frecuentación por buceo es mayor (Figs. 2.d.13 y 2.d.14), por lo que esta actividad no parece afectar negativamente a esta especie dentro de la RMIP de Tabarca. De hecho, a penas se observaron fragmentos rotos de colonias, como sería de esperar en el caso de que los buceadores impactasen contra estos organismos.

En el presente estudio se detectó un aumento significativo del tamaño de las colonias de *Myriapora*, con el tiempo, lo que podría deberse a la variabilidad espacial, o al crecimiento natural de estos organismos.

Tabla 2.d.12. Resumen del ANOVA realizado a los valores de superficie (cm²) y longitud máxima (cm) de *M. truncata* obtenidos en las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
Área	Tiempo	1	2158.57	12.01	ns	Tiempo x L(Fr.)
	Frecuentación	1	155.91	0.68	ns	Localidad (Fr.)
	Localidad (Fr.)	2	229.15	0.49	ns	Sitio (Fr. x L)
	Sitio (Fr. x L)	8	463.27	1.67	ns	Residual
	Tiempo x Fr.	1	787.05	4.38	ns	Tiempo x L(Fr.)
	Tiempo x L(Fr.)	2	179.69	0.73	ns	Tiempo x Sitio (FL)
	Tiempo x Sitio (FL)	8	245.44	0.88	ns	Residual
	Residual	48	277.65			
Longitud máxima (transf. Ln(x+1))	Tiempo	1	0.4836	126.37	**	Tiempo x L(Fr.)
	Frecuentación	1	0.0098	0.25	ns	Localidad (Fr.)
	Localidad (Fr.)	2	0.0393	0.31	ns	Sitio (Fr. x L)
	Sitio (Fr. x L)	8	0.1277	1.62	ns	Residual
	Tiempo x Fr.	1	0.0199	5.21	ns	Tiempo x L(Fr.)
	Tiempo x L(Fr.)	2	0.0038	0.07	ns	Tiempo x Sitio (FL)
	Tiempo x Sitio (FL)	8	0.0563	0.72	ns	Residual
	Residual	48	0.0787			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001, ns = no significativo

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por el IEL en el año 2016, en el que tampoco se detectó ningún efecto de la actividad de buceo sobre las colonias de *Myriapora truncata*, debido a la elevada protección que se da en la reserva, así como a la concienciación de los buceadores que la frecuentan.

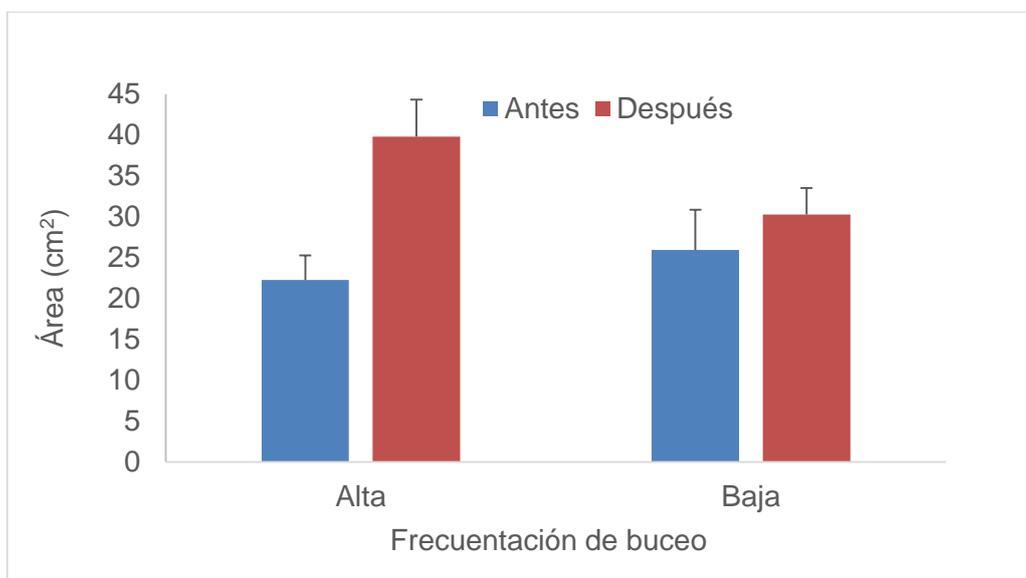


Figura 2.d.13. Área (cm²) de las colonias de *Myriapora truncata* según la zona muestreada.

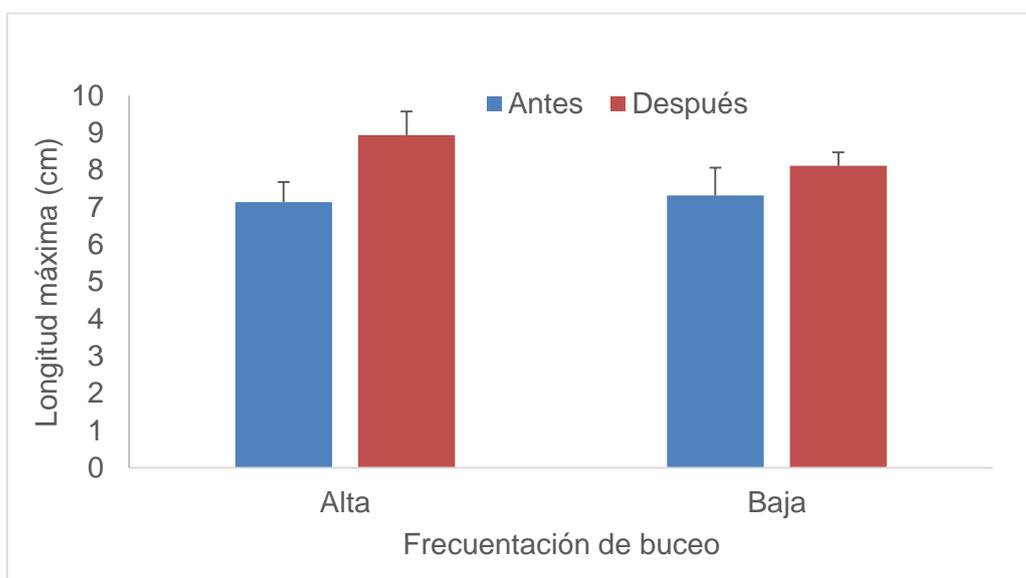


Figura 2.d.14. Longitud máxima (cm) de las colonias de *M. truncata* según la zona muestreada.

Halocynthia papillosa

Empleando la metodología antes descrita, previamente al verano (temporada con mayor actividad de buceo), únicamente se pudo contabilizar 1 ejemplar de ascidia en una de las localidades de frecuentación baja y otro ejemplar en la localidad de frecuentación alta del Escull Negre sumergido (Fig. 2.d.15). Después del verano se observó un ejemplar más en cada una de las localidades anteriores, pero en cualquier caso no eran suficientes como para poder hacer algún análisis, por lo que se muestreó otro filtrador más abundante en la zona (Porifera, *Ircinia* spp.).

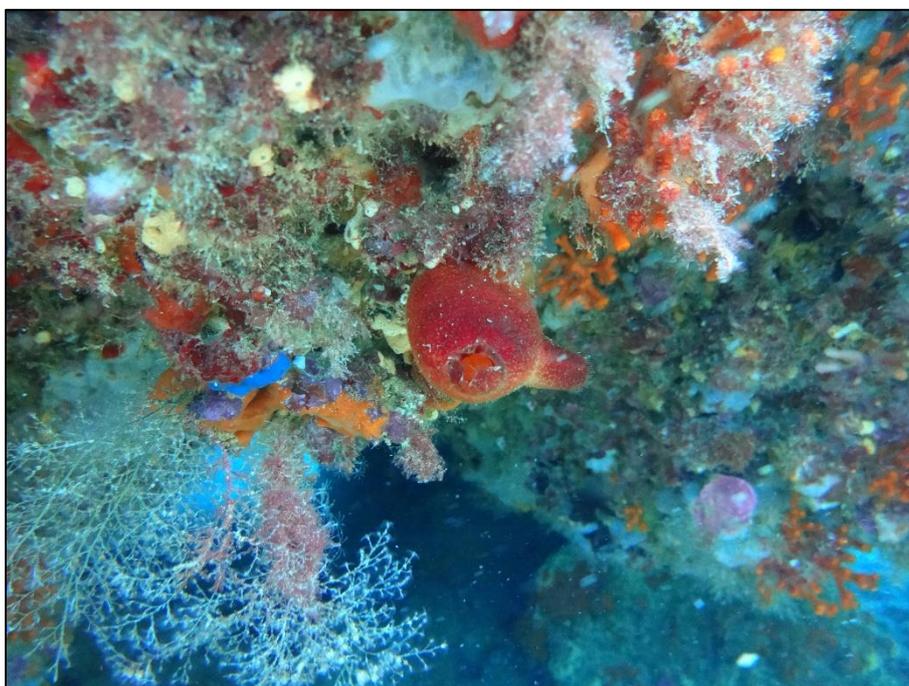


Figura 2.d.15. Ejemplar de *H. papillosa* observado en el Escull Negre Sumergido.

La baja densidad de esta especie en la zona de estudio puede deberse a cambios naturales de la población, tanto a nivel temporal como espacial. Así, en un estudio previo no se detectó ningún ejemplar de esta especie en la zona de la Reserva Integral de Tabarca, donde se estudió un sustrato y profundidad óptimos para el asentamiento de esta especie (*obs. pers.*).

En cualquier caso, la baja presencia de esta especie no puede ser atribuible a la actividad del buceo, ya que si fuese así se observaría una mayor densidad de *H. papillosa* en las zonas control.

***Ircinia* spp.**

Al analizar las densidades de estos organismos en zonas de alta frecuentación de buceadores, frente a zonas control (de baja frecuentación), antes y después del verano, no se detectaron diferencias significativas importantes (Tabla 2.d.13). Sólo se estimaron diferencias significativas, antes y después del verano, a nivel de sitio, lo que podría deberse a la alta variabilidad de los datos tal y como se puede observar en la Figura 2.d.16.

Tabla 2.d.13. Resumen del ANOVA realizado a los valores de densidad de *Ircinia* spp. (individuos m⁻²) obtenidos en las distintas localidades de estudio.

Parámetro	Fuente de variabilidad	GI	CM	F	p	F versus
Densidad (transf. Ln(x+1))	Tiempo	1	0.7115	7.97	ns	Tiempo x L(Fr.)
	Frecuentación	1	0.1212	0.23	ns	Localidad (Fr.)
	Localidad (Fr.)	2	0.5227	2.18	ns	Sitio (Fr. x L)
	Sitio (Fr. x L)	8	0.2393	2.35	*	Residual
	Tiempo x Fr.	1	0.5126	5.74	ns	Tiempo x L(Fr.)
	Tiempo x L(Fr.)	2	0.0893	0.19	ns	Tiempo x Sitio (FL)
	Tiempo x Sitio (FL)	8	0.4825	4.75	***	Residual
Residual		48	0.1016			

GI = grados de libertad, CM = Cuadrados Medios, * = p < 0.05, ** = p < 0.01, *** = p < 0.001, ns = no significativo

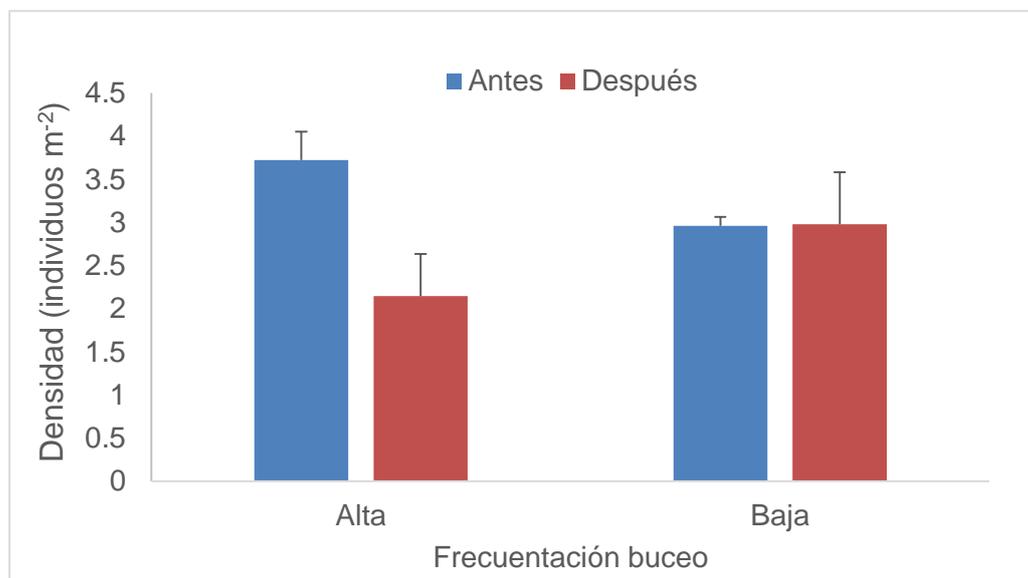


Figura 2.d.16. Densidades de *Ircinia* spp. (individuos por metro²) según la zona muestreada.

3. Calentamiento global y especies exóticas

En todo el Mediterráneo, los organismos sésiles pueden sufrir efectos negativos de impactos antrópicos, como las obras costeras, los dragados, la regeneración de playas, las aguas residuales y la contaminación industrial; así como, la erosión producida por la pesca de arrastre y los artes fijos bentónicos (trasmallo, plástiquera). Estos impactos suelen ser locales, directos y próximos a núcleos urbanos y/o turísticos. Por ello, las áreas marinas protegidas, con bajos niveles de frecuentación humana, no suelen sufrir los anteriores impactos, representando excelentes laboratorios para estudiar los efectos y consecuencia del cambio climático y las especies invasoras.

El calentamiento global tiene en la vida marina, entre otros efectos, el incremento de mortalidad en masa de especies altamente estenotermas (Harley *et al.* 2006), produciendo blanqueamiento, necrosis e incluso la muerte. Por otro lado, dicho calentamiento global también facilita la entrada de especies tropicales exóticas en el Mediterráneo, especialmente del Mar Rojo (Bianchi, 2007), incrementándose su número de manera progresiva.

3.a. Blanqueamiento y necrosis

En lo que respecta al Mediterráneo, la elevación anormal de la temperatura ha producido dichos eventos de mortalidad en masa, particularmente en 1999 y 2003 (Cerrano *et al.*, 2000; Pérez *et al.*, 2000; Rodolfo-Metalpa *et al.*, 2000, 2005; Romano *et al.*, 2000; Garrabou *et al.*, 2001, 2009). Sin embargo, la frecuencia de estas anomalías se ha incrementado en la última década, en los veranos del 2006, 2007, 2008, 2009 y 2015 (Coma *et al.*, 2009; Cupido *et al.*, 2009; Garrabou *et al.*, 2009; Bensoussan *et al.*, 2010; Lejeusne *et al.*, 2010; Maldonado *et al.*, 2010; Cebrian *et al.*, 2011; Huete-Stauffer *et al.*, 2011; Stabili *et al.*, 2012; Krucic *et al.*, 2016).

Las especies afectadas son principalmente invertebrados epibentónicos sésiles de larga vida, como esponjas, antozoos, bivalvos, briozoos y ascidias. La aparición de tales anomalías climáticas, durante el verano, implica una prolongada exposición a altas temperaturas y escaso aporte alimenticio (Garrabou *et al.*, 2001, 2009). Ello se ha comprobado en la Reserva Marina de Tabarca (Rubio-Portillo *et al.*, 2016).

3.a.1. Material y métodos

Con el fin de estandarizar las zonas de muestreo, se escogieron 4 zonas de muestreo, coincidentes con el muestreo de erizos y lapas, y donde también se observó la presencia de especies exóticas. Estas zonas pueden observarse en la tabla 2.d.1 y el mapa 2.d.1 (página 97).

Se realizaron censos visuales con cámara fotográfica, a lo largo de la zona costera de los sitios muestreados, a profundidades entre 0 y 3 metros. Durante los censos se realizó una búsqueda activa de colonias de corales (*Oculina patagonica* y *Cladocora caespitosa*); cualquier colonia de las especies objetivo encontrada fue fotografiada. Así mismo, también fueron observadas y anotadas las especies exóticas consideradas para su seguimiento.

Una vez en el laboratorio cada foto fue retocada (recortada y retocada de color si fuera necesario para mejorar el contraste) y analizada usando el programa ImageJ 1.52g, para el cálculo del porcentaje de cada estado en la colonia. En cada colonia se consideraron los diferentes estados:

- **Blanqueamiento:** las partes afectadas tienen un color más claro del que tendrían estando sanas. En el caso de *O. patagonica* va desde el color crema al naranja claro, en el caso de *C. caespitosa* desde un color crema a marrón claro.
- **Necrosis:** las partes afectadas tienen un color blanco brillante, con todos los zooides muertos.
- **Epibiosis:** se observa crecimiento de otros organismos (fundamentalmente algas) sobre partes muertas de la colonia

En el anexo fotográfico podemos observar un ejemplo de cada uno de dichos estados.

3.a.2. Resultados

En las 4 zonas estudiadas se han contado un total de 97 colonias, distribuidas de forma irregular en las 4 zonas (Tabla 3.a.1); cabe destacar que en la zona de Punta Falcó no se vio ninguna colonia de coral en los muestreos.

Tabla 3.a.1. Número de colonias según las zonas estudiadas.

Zonas	Nº <i>Cladocora</i>	Nº <i>Oculina</i>
Cantera	4	22
Puerto Viejo	5	25
Escull Forat	17	24
Nao	0	0

Del total de las 27 colonias de *Cladocora caespitosa*, 24 de ellas presentaron alguna fase de blanqueamiento, solo 4 necrosis visible y 27 (todas) tenían algún recubrimiento por otros organismos. Estos datos pueden verse resumidos en la tabla 3.a.2, figura 3.a.1

Tabla 3.a.2. Porcentajes de afección en colonias de *C. caespitosa*.

<i>Cladocora</i>	% Afectados	% Extensión
Blanqueamiento	92,31	34,80
Necrosis	15,39	7,79
Recubrimiento	100,00	26,06

Es destacable que más del 90 % de las colonias de *Cladocora caespitosa* estén sufriendo algún tipo de blanqueamiento, y que este año la totalidad de las colonias observadas tenía alguna parte recubierta. El recubrimiento nos indica que el ejemplar, en temporadas anteriores sufrió una necrosis, y que posteriormente fue recubierta por otras especies. Ninguna colonia observada durante este estudio estaba completamente sana, en parte esperable por la poca profundidad a la que aparecían las colonias.

De las 71 colonias observadas de *Oculina patagonica*, alrededor de un 70 % presentó blanqueamiento, algo menos de la mitad necrosis y menos de un tercio recubrimiento por otras especies (Tabla 3.a.2, Fig. 3.a.3).

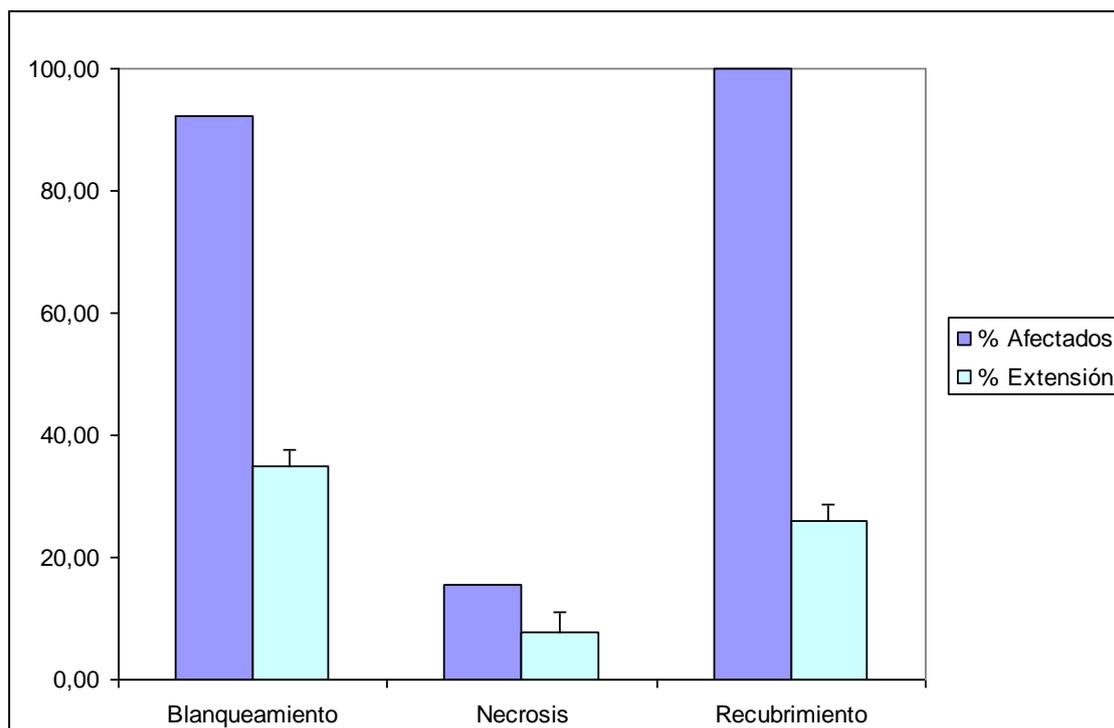


Figura 3.a.2. Porcentajes de afección de *Cladocora caespitosa*, con porcentaje de afectados y porcentaje de extensión media en los individuos afectados.

En el caso de *Oculina patagonica*, al igual que en el caso anterior, podemos observar un alto porcentaje de colonias afectadas por blanqueamiento y recubrimiento, llegando a un 80 % de colonias afectadas por blanqueamiento. A diferencia del caso anterior, la extensión media es siempre más baja, con mucha menor incidencia de casos de recubrimiento. Esto es, las colonias de *O. patagonica* se recupera más y mejor de estos eventos de blanqueamiento, siendo mucho más competitivo que *C. caespitosa*.

Tabla 3.a.3. Porcentajes de afección en colonias de *O. patagonica*.

<i>Oculina</i>	% Afectados	% Extensión
Blanqueamiento	83,09	19,6930782
Necrosis	23,95	10,1992225
Recubrimiento	54,93	11,4152314

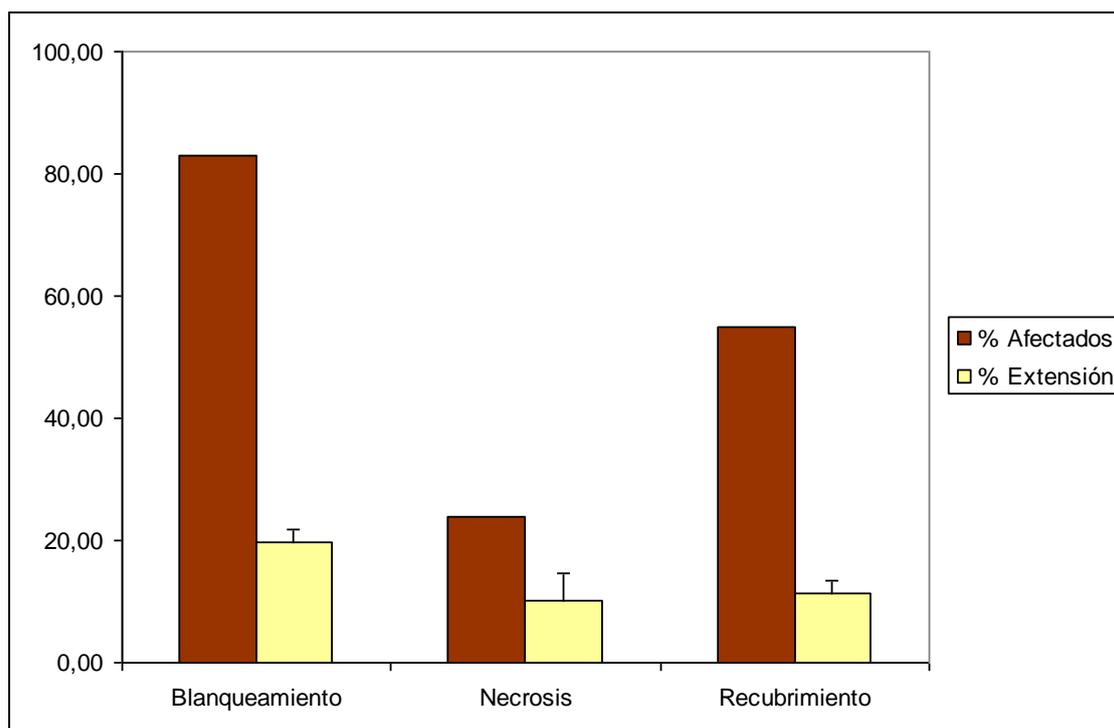


Figura 3.a.3. Porcentajes de afección de *Oculina patagonica*, con porcentaje de afectados y porcentaje de extensión media en los individuos afectados.

Podemos comparar los datos obtenidos en este muestreo con los del 2017, ya que se muestrearon las mismas zonas usando el mismo método. Los datos resumidos de *C. caespitosa* los podemos observar en la tabla 3.a.4.

Tabla 3.a.4. Comparación de datos entre 2017 (azul) y 2018 (negro) para *C. caespitosa*.

<i>Cladocora</i>	% Afectados		% Extensión	
Blanqueamiento	74,07	92,31	24,75	34,80
Necrosis	11,11	15,39	50,75	7,79
Recubrimiento	77,78	100,00	27,71	26,06

Pese a observar una mayor incidencia de los procesos que afectan a la salud de la colonia, este año se observa muy poca necrosis en comparación con 2017, donde las colonias que presentaban necrosis lo hacían en un 50 % de colonia. Sí se observa una mayor incidencia del blanqueamiento, pero es un proceso reversible por parte del coral (la necrosis no). También es destacable que todas las colonias presentaran algún tipo de recubrimiento este año, aunque la extensión afectada por dicho proceso sea similar al año anterior.

En el caso de *O. patagonica*, los datos resumidos pueden observarse en la tabla 3.a.5.

Tabla 3.a.5. Comparación de datos entre 2017 (azul) y 2018 (negro) para *Oculina patagonica*.

<i>Oculina</i>	% Afectados		% Extensión	
Blanqueamiento	70,73	83,09	27,46	19,69
Necrosis	46,34	23,95	18,06	10,20
Recubrimiento	31,70	54,93	10,71	11,42

En este caso, hay una mayor incidencia de blanqueamiento, pero en menor extensión, así como de recubrimiento (con extensiones similares al año anterior). Es destacable que este año se ha apreciado una menor cantidad de necrosis en las colonias, lo cual indica que el coral ha sufrido menos estrés, o de sufrirlo ha sido capaz de revertirlo rápidamente.

3.b. Registro de temperaturas

Para tener una idea de los cambios de temperatura existentes en la RMIP de Tabarca., se puso un sensor de temperatura a - 5 m. El sensor utilizado fue de la marca HOBO, modelo Pro v2 Data Logger, con una resolución de 0,02 °C. Este sensor se puso en una piqueta clavada en fondo duro a principios de primavera (Fig. 3.b.1).

En la gráfica con la representación de los datos obtenidos (Fig. 3.b.2), podemos observar como las temperaturas medias más cálidas (rondando los 28 °C) se han producido a partir de la segunda semana de agosto, y es a partir de la segunda semana de septiembre cuando empieza a bajar ligeramente la temperatura.



Figura 3.b.1. Sensor HOBO de temperatura puesto a - 5 m de profundidad.

3.c. Especies exóticas

En este apartado se realiza la observación y seguimiento de especies exóticas (macroalgas e invertebrados), algunas de ellas de efecto invasor, en los pisos litoral e infralitoral. Cuando se ha observado alguna de dichas especies se estimará su abundancia semicuantitativa (categorías ACFOR).

Las especies consideradas en esta categoría en el presente estudio han sido:

- **Algas:** *Caulerpa cylindracea*, *Asparagopsis taxiformis*, *Lophocladia lallemandii* y *Womersleyella setacea*.
- **Anélidos:** *Branchyomma luctuosum*
- **Moluscos:** *Bursatella leachii*
- **Crustáceos:** *Percnon gibbesi* y *Callinectes sapidus*
- **Peces:** *Fistularia commersonii* y *Lagocephalus sceleratus*.

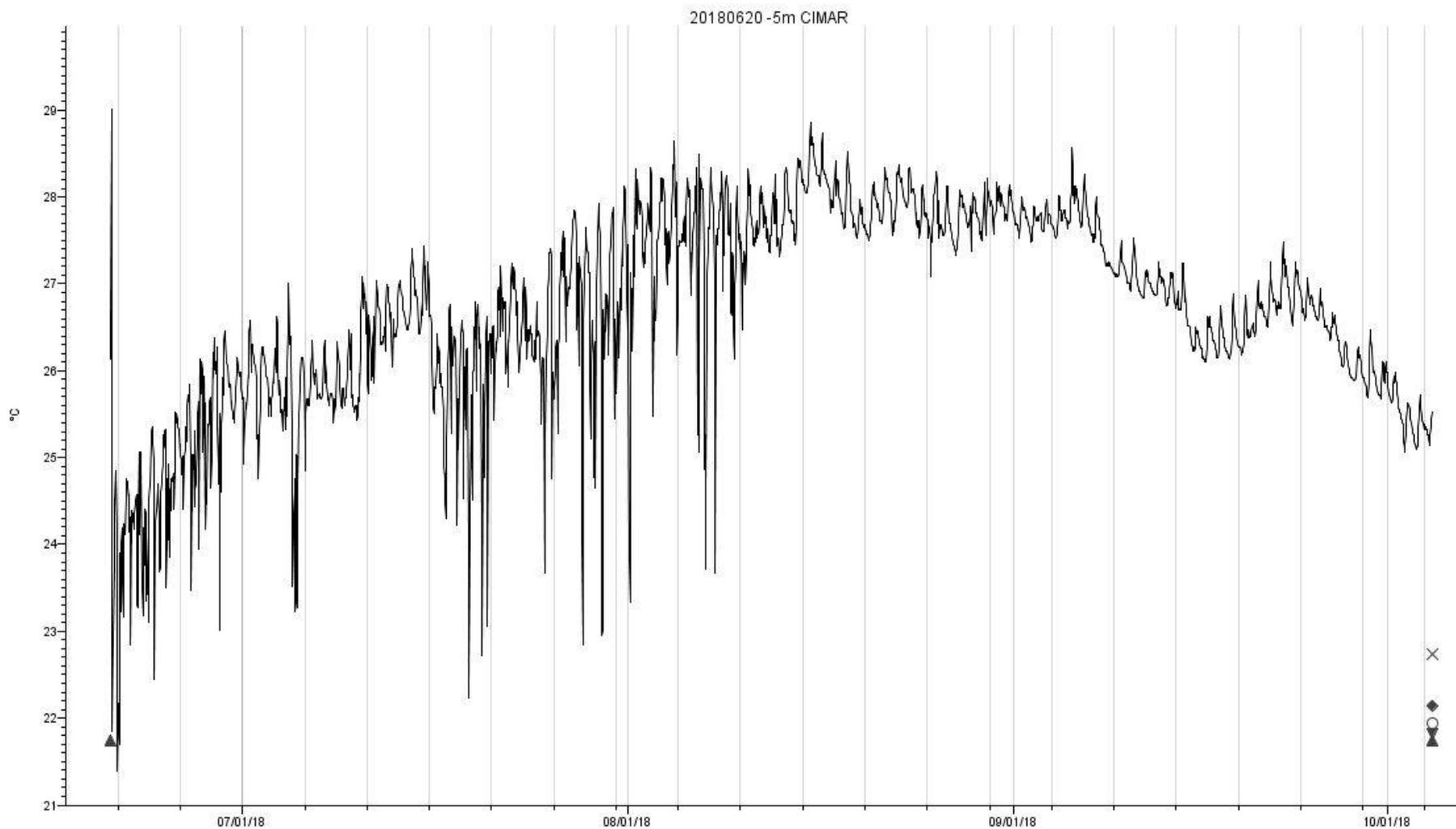


Figura 3.b.2. Gráficas de datos del registro continuo de temperatura (°C) en Tabarca a - 5 metros de profundidad.

Los datos de estas especies se pueden observar en la tabla 3.c.1.

Tabla 3.c.1. Escala ACFOR para las especies exóticas consideradas: A: Abundante, C: común, F: frecuente, O: ocasional, R: rara, N: no detectada.

Especie	Localidades			
	Cantera	Puerto	Forat	Falco
<i>Caulerpa cylindracea</i>	R	R	R	R
<i>Asparagopsis taxiformis</i>	N	N	N	N
<i>Lophocladia lallemandii</i>	R	R	R	R
<i>Womersleyella setacea</i>	N	N	N	N
<i>Branchyomma luctuosum</i>	N	N	N	N
<i>Bursatella leachii</i>	N	N	N	N
<i>Percnon gibbesi</i>	N	C	N	N
<i>Callinectes sapidus</i>	N	N	N	N
<i>Fistularia commersonii</i>	N	N	N	N
<i>Lagocephalus sceleratus</i>	N	N	N	N

3.c.1. *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845

Hasta hace poco conocida como *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003.

Especie nativa del océano Índico, su primera cita mediterránea ocurrió en Libia en 1990 (Nizzamudin, 1991), colonizando con gran rapidez todo el Mediterráneo (ver revisión en Verlaque *et al.*, 2015). La primera cita en aguas españolas fue en 1998, en las islas Baleares (Ballesteros, 1999), apareciendo en la Comunidad Valenciana en la zona de Castellón en 1999 (Aranda *et al.*, 1999), y en la zona de Alicante en 2001 (Aranda *et al.*, 2003). Esta especie aparece en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

A partir de 2003, este alga muestra su carácter invasor, colonizando una gran parte de plataformas de abrasión de toda la costa valenciana, apareciendo también en aguas más profundas. En Tabarca se viene observando desde hace más de 10 años, tanto en plataformas de abrasión como en fondos de roca, siendo bastante común en zonas de rizoma muerto de *Posidonia oceanica*.

Durante este estudio, ha sido vista en todas las estaciones, pero en proporciones bastante bajas y en sustratos muy concretos (fundamentalmente rizoma o talud de *Posidonia oceanica*; Fig. 3.c.1). En comparación con otros años, su distribución y densidad permanece constante a la baja, no pareciendo mostrar el comportamiento invasivo que mostró hace unos años, y teniendo un limitado impacto sobre las comunidades.



Figura 3.c.1. Rizoides de *Caulerpa cylindracea* en aguas de Tabarca.

3.c.2. *Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845

Este alga, común en mares tropicales, fue encontrada por primera vez en Alejandría, Egipto, en 1813 (Delile, 1813), esta especie ha ido colonizando todo el Mediterráneo de forma progresiva, (Ver revisión en Verlaque *et al.*, 2015). La primera cita en aguas españolas fue en 1996 (Ballesteros y Prieto, 1996). Esta especie aparece en el Catalogo Espanol de Especies Exoticas Invasoras.

Actualmente aparece en aguas de Sierra de Irta y Columbretes (Castellón), así como en las inmediaciones del puerto de Denia. No ha sido observada en aguas de Tabarca, ni en censos ni durante otros trabajos en la zona, por lo que su presencia en aguas de Tabarca es incierta.

3.c.3. *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F.Schmitz, 1893

Esta especie, típica del Mar Rojo, aparece por primera vez en el Mar Mediterráneo en la zona de Grecia, Puerto del Pireo (Petersen *et al.*, 1908). Posteriormente va colonizando diferentes sectores, hasta estar plenamente establecida en gran parte del Mediterráneo (ver revisión en Verlaque *et al.*, 2015). En costas españolas aparece en Baleares en 1998 (Patzner, 1998). Esta especie aparece en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Actualmente, esta especie aparece con regularidad en aguas alicantinas (zona de Denia - Jávea, Isla de Benidorm, Campello). Aparece como presente en el B.D. de biodiversidad en Tabarca, y durante los muestreos ha sido observada regularmente en prácticamente todas las zonas muestreadas (Fig. 3.c.2). En comparación con otros años, su distribución parece haber aumentado hasta ser común en las zonas rocosas de poca profundidad.



Figura 3.c.2. *Lophocladia lallemandii* en aguas de Tabarca.

3.c.4. *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris, 1992

Esta especie, oriunda del océano Pacífico, fue citada por primera vez en el puerto de Livorno, Italia, en 1986 (Cecchi y Cinelli, 1989), colonizando posteriormente toda la cuenca norte del Mediterráneo (ver revisión en Verlaque *et al.*, 2015). Su primera cita en aguas españolas fue en la isla de Alboran (Airoldi, 1995).

Actualmente no se conocen citas en aguas alicantinas, ni ha sido encontrada en Tabarca, ya sea durante los muestreos o en otros trabajos, por lo que su presencia en dichas aguas es improbable.

3.c.5. *Branchiomma luctuosum* (Grube, 1870)

Esta especie, de origen Índico - Mar Rojo, fue vista por primera vez en Nápoles en 1979 (Giangrande, 1989) apareciendo posteriormente en otros lugares del Mar Tirreno, Génova y Taranto. En nuestras costas aparece en Valencia y Cullera, posteriormente en Vinaroz y Puerto del Portitxol (Baleares) en 2006 (El Haddad *et al.*, 2008). Poco después empieza a ser observado en grandes densidades en el interior del puerto de Alicante, así como en la propia bahía de Alicante en 2012 (Del-Pilar-Ruso *et al.*, 2013)

B. luctuosum tiene cierta preferencia por fondos antropizados: mata muerta de *Posidonia oceanica*, sustrato blando, y es particularmente abundante en ambientes portuarios y sustrato artificial. Pese a la proximidad con la bahía de Alicante (donde aparece de forma regular), no ha sido observado en aguas de Tabarca, y es improbable que aparezca.

3.c.6. *Bursatella leachii* Blainville 1817

Este molusco opistobranquio, de origen circumtropical, aparece en el Mediterráneo por primera vez en Israel en 1940 (O'Donoghue y White, 1940); en el Mediterráneo español aparecen en Palma de Mallorca en 1996 (Olivier y Terrassa, 2004). En 2010 es observada en dos puertos de la costa de Alicante: Altea y Villajoyosa (Nicolaidou *et al.*, 2012), siendo encontrado de forma masiva en septiembre de 2013 en el Cabo de Santa Pola (en las proximidades de la reserva marina de Tabarca)

Esta especie tiene un patrón poblacional muy irregular: aparece en explosiones poblacionales, desapareciendo posteriormente, por lo que la presencia en los fondos arenosos de Tabarca es incierta, aunque improbable. Desde 2013 no se ha vuelto a observar en la provincia de Alicante.

3.c.7. *Percnon gibbesi* H. Milne-Edwards 1853

Esta especie, de origen tropical, fue encontrado por primera vez en la Isla de Linosa (Italia) en 1999 (Relini *et al.*, 2000). Simultáneamente, fue encontrado en varias localidades de Mallorca (García y Reviriego, 2000), extendiéndose posteriormente por todo el Mediterráneo (ver revisión de Katsanevakis *et al.*, 2010). En la costa de Alicante se viene observando desde 2009, en Calpe, Villajoyosa, Cabo Huertas, Torreveija. Actualmente está incluido en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

En Tabarca se observó por primera vez en 2012, en la escollera de la Iglesia (Fig. 3.c.3). Seguimientos posteriores han constatado el aumento de su densidad, así como su aparición en la escollera del puerto.



Figura 3.c.3. Detalle de 2 ejemplares del cangrejo *Percnon gibbesi* en la escollera de la iglesia.

Este año ha sido observado en densidades aparentes en la escollera de la iglesia y en la del puerto, no siendo visto en sustrato natural. Su carácter esquivo y su predilección por grietas verticales hace que pueda estar mucho más distribuido de lo considerado.

3.c.8. *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896

Este cangrejo, de origen atlántico, apareció por primera vez en el Mediterráneo en la laguna de Venecia en 1949 como *Portunus pelagicus* (Giordani, 1951). A partir de esa fecha empieza una dispersión progresiva por todo el Mediterráneo, siendo común sobre todo en el Mediterráneo Oriental (Galil *et al.*, 2008). En costas españolas, la primera cita se da en el delta del Ebro (Castejón y Guerao, 2013); a partir de 2014 se suceden diferentes citas casi seguidas en toda la costa valenciana, lo que indica un alto potencial invasor (Karachle *et al.*, 2016)

Pese a su potencial invasor y su demostrado impacto sobre el medio, su hábitat principal son zonas costeras arenosas, desembocaduras de ríos y estuarios y ambientes salobres o dulces. Es posible su aparición errática en zonas arenosas profundas, pero consideramos muy improbable su presencia en las aguas de la RMIP de Tabarca.

3.c.9. *Fistularia commersonni* Rüppell, 1838

Esta especie, proveniente del océano Índico, es citada en el Mar Mediterráneo en el año 2000 en Israel (Golani, 2000); posteriormente la especie va ampliando progresivamente su rango de distribución, estando completamente asentada en todo el Mediterráneo en una década (ver revisión de Azzurro *et al.*, 2013). En costas españolas aparece en Granada, y poco después en Palamós en 2007 (Sánchez-Tocino *et al.*, 2007). En las costas de Alicante, en enero de 2015 son pescados dos ejemplares (Tsiamis *et al.*, 2015), uno en Urbanova y otro en Playa lisa, unas millas al norte y al sur de Tabarca, respectivamente.

Esta especie no se ha visto en los muestreos ni ha sido citada por ningún pescador o buceador, pero su aparición reciente en zonas cercanas indica que su presencia puede ser ocasional.

3.c.10. *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789)

Esta especie, de origen Índico, fue encontrada por primera vez en el Mediterráneo en 2003 en Turquía (Akyol *et al.*, 2005). A partir de ahí, se expandió rápidamente por toda la cuenca oriental, y más recientemente por la cuenca occidental. En costas españolas se ha observado un ejemplar, capturado por un pescador profesional en junio de 2014, en la zona de Denia (Katsanevakis *et al.*, 2014).

Su hábitat preferencial son fondos someros, teniendo predilección por los fondos arenosos con *Posidonia oceanica*. No ha aparecido en ningún censo, ni hay ninguna cita reciente de esta especie en toda la costa española, por lo que la presencia en aguas de Tabarca es muy improbable.

4. Conclusiones del estudio y análisis de la evolución mediante comparación de los datos obtenidos en este estudio con los datos obtenidos en los estudios de 2016 y 2017

Especies de interés comercial

Durante la realización del seguimiento de la Reserva Marina de Tabarca se estimaron un total de 33984 ejemplares de peces, pertenecientes a 35 especies. De estas 35 especies observadas, se encontraron más dentro de la reserva que fuera, con un total de 29 y 26 respectivamente. Estos números son inferiores a los observados en el seguimiento de la Reserva Marina de Tabarca de 2016 (IEL, 2016), en el que se contabilizaron un total de 42 especies, pero son similares a los estimados en el año 2017, en el estudio realizado por la Universidad de Alicante (Sánchez Lizaso *et al.*, 2017).

Algunas de estas especies se observaron solo en el interior de la reserva o fuera de ella. En la Reserva Marina de Tabarca se identificaron *S. salpa*, *D. puntazzo*, *D. cervinus*, *E. marginatus*, *E. costae*, *S. aurata*, *Mugil spp.*, *S. roissali* y *M. helena*, especies que no fueron observadas en los controles fuera de la reserva. Por otra parte, *S. smarís*, *S. maena*, *S. sphyraena*, *S. cabrilla*, *S. doderleini* y *C. melanocercus* solo se encontraron fuera de la reserva.

Además de estas diferencias, hubo especies que, aunque se observaron tanto dentro como fuera, presentaron abundancias muy superiores en el interior de la reserva. Algunas de estas especies fueron *D. vulgaris*, *O. melanura*, *D. sargus*, *A. imberbis*, *T. pavo*, *S. umbra*, *D. annularis* y *D. dentex*. Estas especies se caracterizan por su interés pesquero y por su mayor tamaño en el interior de la zona protegida, por lo que también se observa una mayor biomasa dentro de la Reserva Marina de Tabarca.

El número de especies dentro del área protegida es superior. La abundancia es superior fuera de la reserva, pero, sin embargo, la biomasa es muy inferior en el exterior (menos de un tercio). Esto se debe a la presencia de especies gregarias de pequeño tamaño, que hacen aumentar mucho la abundancia, pero son poco relevantes en la biomasa. Los resultados han sido muy condicionados por la presencia en la zona sin proteger de estas especies, principalmente, *C. chromis* y *S. smarís*. Al

eliminar estas especies gregarias, las variables del poblamiento, principalmente el número de especies, la abundancia y la biomasa reducidas fueron superiores en la zona con protección.

Estos resultados son acordes con los observados durante el seguimiento de la Reserva Marina de 2017, realizado por la Universidad de Alicante (Sánchez Lizaso *et al.*, 2017), y con los datos de biomasa estimados por el IEL en el año 2016. En ese año la abundancia media resultó más elevada fuera de la reserva, posiblemente, por haber incluido especies gregarias.

En cuanto a la evolución de las capturas, a pesar de haber considerado un mayor número de especies que las consideradas en el estudio de 2016 (IEL, 2016), no se observa una tendencia clara en los últimos 6 años. Esto puede ser debido a la antigüedad de la reserva y el corto periodo de tiempo considerado por lo que sería interesante realizar la evolución de los desembarques desde la creación de la reserva. Incluso la dorada que parecía presentar una tendencia clara al aumento en este periodo, disminuye en el último año. Más interesante es la tendencia ascendente en la proporción de flota artesanal. Esto indica que la flota en Santa Pola se ha reducido en menor medida que el promedio de la Comunidad Valenciana lo que se podría interpretar como una evidencia indirecta de la contribución de la Reserva Marina a la sostenibilidad del sector.

Seguimiento de las comunidades de interés patrimonial o ecológico

Las praderas de Posidonia en la reserva marina de Tabarca presentan un excelente estado de conservación. Los EQRs estimados para todos los sitios muestreados son superiores a 0,775 (y la mayoría superiores a 0,9) lo que corresponde a un estado de conservación muy bueno. Al comparar los datos obtenidos en el presente muestreo con los de los años anteriores (IEL, 2016; Sánchez Lizaso *et al.*, 2017), no se detectan cambios significativos para la mayoría de descriptores analizados (cobertura, mata muerta, descalzamiento). Sí se ha detectado un cambio significativo en la densidad de haces en este último muestreo, que pasa de un promedio de 247 ± 17 haces m^{-2} en el año 2016 y un promedio de 423 ± 12 haces m^{-2} en el 2017, a 363 ± 13 haces m^{-2} en el presente muestreo. Esta reducción puede deberse a la variabilidad espacial propia de esta especie o a los efectos del muestreador.

Sí se observa una cierta regresión en las praderas superficiales de la Reserva Marina de Tabarca en la zona donde se permite el fondeo de las embarcaciones de recreo. El grado de regresión parece variar en función de la localidad y los sitios estudiados dentro de la zona de fondeo, así como según la campaña en la que se realiza el seguimiento del anclaje; debido a la variabilidad detectada dentro de un mismo sitio. Este proceso de regresión provoca la erosión de la pradera, la pérdida de la densidad de haces y el aumento de la mata muerta. Sin embargo, en la zona control la estructura de la pradera parece ser más homogénea; no detectándose indicios de perturbación. Dicha tendencia parece mantenerse en la mayoría de los descriptores estudiados (excepto en las coberturas de la campaña del 2018) durante las distintas campañas de muestreo. Resultados que concuerdan con la mayor presión de fondeo detectada en aquellas zonas en las que está permitido, principalmente durante el periodo estival.

El excelente estado de conservación de la reserva marina también se refleja en la extensión y diversidad de las poblaciones de *Cystoseira* y el desarrollo de las formaciones de vermétidos. Esto provoca que el EQR obtenido a partir del método CARLIT tenga un valor muy elevado y superior a 1 como en los estudios de los años previos (2016 y 2017).

En el seguimiento de los invertebrados de interés destaca que no se ha observado ningún ejemplar vivo de *Pinna nobilis* en la reserva marina de Tabarca este año, al igual que ya ocurrió en el año pasado. Sí se han detectado ejemplares de *Pinna rudis*, ya que esta especie se ha visto menos afectada por la enfermedad que ha causado la mortandad de *P. nobilis*.

En cuanto al seguimiento de lapas no se observa un efecto de la frecuentación en su abundancia ni en la talla media en el estudio realizado este año, al igual que en el muestreo del año 2017, y a diferencia de lo observado en el 2016 (IEL, 2016).

En el caso de los erizos, en este muestreo sí parece detectarse influencia clara del factor frecuentación en la población de erizos, probablemente debido a la rotura de ejemplares por parte de algunos buceadores para atracción de ictiofauna.

Sin embargo, las especies consideradas como sensibles al buceo, *Myriapora truncata* y *Halocynthia papillosa*, no muestran una afección ante dicha actividad. Resultados que concuerdan con los estimados por el IEL en el año 2016.

Seguimiento de calentamiento global y especies exóticas

El verano de 2018 no ha sido tan cálido como el del año anterior, las temperaturas medias más cálidas (rondando los 28 °C) se han producido a partir de la segunda semana de agosto, y a partir de la segunda semana de septiembre empieza a bajar ligeramente la temperatura.

Del total de 27 colonias de *Cladocora caespitosa*, el 92 % presentaron alguna fase de blanqueamiento (24 colonias), un 15 % necrosis visible (4 colonias) y el 100 % presentaban algún recubrimiento por otros organismos (27 colonias) Este recubrimiento indica que esa zona de la colonia sufrió necrosis y desapareció, siendo colonizada por otras especies. Es de destacar el no haber encontrado ninguna colonia (de 27) que estuviera completamente sana. Del total de las 71 colonias observadas de *Oculina patagonica*, un 83 % presentaban blanqueamiento, un 24 % necrosis y un 55 % recubrimiento.

Al comparar estos datos con los del año anterior, pese a observar una mayor incidencia de los procesos que afectan a la salud de las colonias de *C. caespitosa*, este año se observa menor proporción de necrosis en comparación con 2017, donde las colonias que presentaban necrosis lo hacían en un 50 % de colonia. Sí se observa una mayor incidencia del blanqueamiento, pero es un proceso reversible por parte del coral (la necrosis no).

Respecto a *O. patagonica*, hay una mayor incidencia de blanqueamiento, pero en menor extensión, así como de recubrimiento (con extensiones similares al año anterior). Es destacable que este año se ha apreciado una menor cantidad de necrosis en las colonias, lo cual indica que el coral ha sufrido menos estrés, o de sufrirlo ha sido capaz de revertirlo rápidamente.

En cuanto a las especies exóticas observadas en la Comunidad Valenciana e islas Baleares, al igual que en el 2016 únicamente se han vuelto a detectar: *Caulerpa cylindracea*, *Lophocladia lallemandii* y *Percnon gibbesi*. De ellas *Lophocladia lallemandii* y *Percnon gibbesi* no se habían detectado en el muestreo del 2016 (IEL, 2016).

5. Referencias

- Airoldi, L. 1995. Distribuzione di *Polysiphonia setacea* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) Holleberg in Mediterraneo e possibili modalità di diffusione. Società italiana di biologia marina.
- Akyol, O., Unal, V., Ceyhan, T., Bilecenoglu, M. 2005. First confirmed record of *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) in the Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 66: 1183-1186.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson, M.J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland. New Zealand.
- Anderson, M.J., Legendre, P. 1999. An empirical comparison of permutation models for tests of partial regression coefficients in a linear model. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 62: 271-303.
- Anderson, M.J., Millar, R.B. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in north eastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 305: 191-221.
- Ansari, Z.A., Chatterji, A., Ingole, B.S., Sreepada, R.A., Rivonkar, C.U., Parulekar, A.H. 1995. Community structure and seasonal variation of an inshore demersal fish. Community at Goa, west cost of India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41: 593-610.
- Aranda, A., Mallol, J., Solano, I. 1999. Presencia del alga *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Chlorophyta, Caulerpales) en el Mediterráneo ibérico. En *Actas XIII Congreso Nac. Bot. Criptogámica* (Vol. 53).
- Aranda, A., Bueno, M., Solano, I., Guillén, J.E. 2003. Red de vigilancia del litoral valenciano frente al peligro de invasión de especies exóticas del género *Caulerpa*. En *Actas del I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras*, 160: 161.
- Azzurro, E., Soto, S., Garofalo, G., Maynou, F. 2013. *Fistularia commersonii* in the Mediterranean Sea: invasion history and distribution modeling based on presence-only records. *Biological Invasions* 15 (5): 977-990.
- Balestri, E., Benedetti-Cecchi, L., Lardicci, C. 2004. Variability in patterns of growth and morphology of *Posidonia oceanica* exposed to urban and industrial wastes: contrasts with two reference locations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308, 1-21.
- Ballesteros i Segarra, E., Rodríguez Prieto, C. 1996. Presència d'*Asparagopsis taxiformis* (Delile) Trevisan a Balears. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 39: 135-138.
- Ballesteros, E., Grau, A. M., Riera, F. 1999. *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh (Caulerpales, Chlorophyta) a Mallorca. *Bolletí Societat Historia Natural Balears*, 42: 63-68.

- Ballesteros, E., Pinedo, S., Rodríguez-Prieto, C. 1997. Contribució al coneixement algològic de la Mediterrània Espanyola, X. *Acta Botanica Barcinonensis* 44: 29-37.
- Bayle, J.T., Valle, C., Verdú, A. 2001. *ecoCEN v1.00.00: a database for fish counts*. FAO-AECI, Alicante (www.ua.es/ecoCEN).
- Bell, J.D., Craik, G.J.S., Pollard, D.A., Russell, B.C. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. *Coral Reefs*, 4: 41-44.
- BOE-A-2013-8565. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. B.O.E. nº 185 de 03/08/2013. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B., Hulsbeck, M. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 796-823.
- Boisset, F., Furnari, G., Cormaci, M., Serio, D. 1998. First Record of *Laurencia chondroides* (Ceramiales, Rhodophyta) from the Mediterranean Sea. *Botanica Marina* 41: 279-284.
- Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L. 2006. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE pub., 197 pp.
- Bray, J.R., Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27: 325-349
- Castejón, D., Guerao, G. 2013. A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BiolInvasion Records*, 2: 141-143.
- Cecchi, L.B., Cinelli, F. 1989. Note on a *Polysiphonia* sp. (Rhodophyta, Ceramiales) collected at Rosignano Solvay (Western Mediterranean). *Giornale botanico italiano*, 123(1-2): 49-54.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory. Natural Environment Research Council, United Kingdom. 144 pp.
- Cochran, W.G. 1951. Testing a linear relation among variances. *Biometrics*, 7: 17-32.
- Costello, M.J., Darwall, W.R., Lysaght, S. 1993. Activity patterns of North European wrasse (Pisces, Labridae) species and precision of diver survey techniques. *Proceedings of the 28th European Marine Biology Symposium*. Hersonissos, Creta.
- Delgado O., Ruiz J.M., Pérez M., Romero J., Ballesteros, E. 1999. Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) beds in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic matter cessation. *Oceanologica Acta* 22 (1): 109-117.
- Del-Pilar-Ruso Y, San Martín G, Giménez-Casaldueiro F, López E, de-la-Ossa-Carretero JA, Ramos Esplá AA, Sánchez-Lizaso JL. 2013. Interesting Polychaeta species in Alicante bay

- (W Mediterranean): Syllidae and Sabellidae. *International polychaete conference*. Sydney 2013.
- El Haddad, M., Capaccioni Azzati, R., García-Carrascosa, A.M. 2008. *Branchiomma luctuosum* (Polychaeta: Sabellidae): a non-indigenous species at Valencia Port (western Mediterranean Sea, Spain). *Marine Biodiversity Records* 1: 61.
- Fernández-Torquemada, Y., Díaz-Valdés, M., Colilla, F., Luna, B., Sánchez-Lizaso, J.L., Ramos-Esplá, A.A. 2008. Descriptors from *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in coastal waters of Valencia, Spain, in the context of the EU Water Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*, 65(8) : 1492-1497.
- Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M. 1999. Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port Cross National Park (Northwestern Mediterranean Sea). *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems* 9: 391-400.
- Froese, R., Pauly, D. 2004. Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org
- Frontier, S. 1986. La méthode des cotations d'abondance appliquée aux pêcheries artisanales. En: Frontier, S. (Ed.). *Evaluation et optimisation des plans d'échantillonnage en écologie littorale*. CNRS, pp: 263-285.
- Fuentes, V.L., Anagel, D.L., Bayha, K.M., Atienza, D., Edelist, D., Bordehore, C., Gili, J.M., Purcell, J.E., 2010. Blooms of the invasive ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, span the Mediterranean Sea in 2009. *Hydrobiologia*, 645(1): 23-37.
- Galil, B., Frogli, C., Noël, P.Y. 2008. CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean. Volume 2. Crustaceans: decapods and stomatopods, Check-list of exotic species. <http://www.ciesm.org/atlas/appendix2.html>
- García-Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A. 2001. Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138: 917-934.
- Giangrande A. 1989. Censimento dei policheti dei mari italiani: Sabellidae Malmgren, 1867. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturali*, Memorie (Serie B) 96: 153–189.
- Giordani Soika A. 1951. Il *Neptunus pelagicus* (L.) nell' alto Adriatico. *Natura*, Milano, 42: 18-20.
- Giraud, G. 1977. *Contribución à la description et à la phénologie quantitative des herbiers de Posidonia oceanica* (L.) Delile. Thèse en Oceanologie. Univ. Aix.-Marseille II, Fr.:150 pàgs.
- Giraud, G. 1977. Essai de classement des herbiers de *Posidonia oceanica* (Linne) Delile. *Botanica Marina* 20 (8), 487-491.
- Golani, D. 2000. First record of the bluespotted cornetfish from the Mediterranean Sea. *Journal Fish Biology* 56: 1545–1547.
- Harmelin, J.G. 1987. Structure and variability of the ichthyofauna in a mediterranean protected rocky area (National Park of Port-Cros, France). *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 8(3): 263-284.
- Harmelin, J.G.; Bachet, F., García, F. 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *P.S.Z.N.I.: Marine Ecology*, 16(3): 233-250.

- Harmelin-Vivien, M.L., Harmelin, J.G., Chauvet, C., Duval, C., Galzin, R., Lejeune, P., Barnabé, G., Blanc, F., Chevalier, R., Duclerc, J., Lasserre, G. 1985. Evaluation visuelle des peuplements et populations de poissons. Méthodes et problèmes. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 467-539.
- IEL, 2016. Seguimiento científico de la Reserva Marina de Interés Pesquero de la Isla de Tabarca. Informe técnico Instituto de Ecología Litoral. 257 pp.
- Izquierdo-Gómez, D., Izquierdo-Muñoz, A. 2016. Evidence on the establishment of the American blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathburn, 1896) in the Levantine coast of Spain (Western Mediterranean Sea). In: Karachle, Angelidis, Apostolopoulos *et al.* New mediterranean biodiversity records. *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 232-233.
- Izquierdo-Muñoz, A., Izquierdo-Gómez, D. 2014. First record of *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) (Actinopterygii, Tetraodontidae) on the Mediterranean Spanish coast. In: Katsanevakis, Ammar, Balci, *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 15(3): 676—677.
- Izquierdo-Muñoz, A., Izquierdo-Gómez, D. 2015. New records of blue spotted *cornetfish* *Fistularia commersonii* on the Alicante coast (Eastern Spain). In: Tsiamis, Aydogan, Bailly, *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 16(2):481-482.
- Izquierdo-Muñoz, A., Rubio-Portillo, E. 2016. Occurrence of the exotic sponge *Paraleucilla magna* (Porifera: Calcarea: Amphoriscidae) off the east coast of Spain. In: Dailianis, Akyol, Babali, *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 17/2: 216.
- Izquierdo-Muñoz, A., Vázquez-Luis, M., Giménez-Casaldueiro, F., Ramos-Esplá, A.A. 2012. Occurrence of the exotic gastropod *Bursatella leachii* (Opinthebranchia: Aplysiidae) off the east coast of Spain (Mediterranean Sea). In: Nicolaidou, Alongi, Aydogan, *et al.* New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 13(1): 163.
- Karachle, P.K., Angelidis, A., Apostolopoulos, G., Ayas, D., Ballesteros, M., Bonnici, C., ... & Crocetta, F. 2015. New mediterranean biodiversity records. *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 230-252.
- Katsanevakis, S., Acar, Ü., Ammar, I., Balci, B.A., Bekas, P., Belmonte, M., Chintiroglou, C.C., Consoli, P., Dimiza, M., Fryganiotis, K., Gerovasileiou, V., Gnisci, V., Gülşahin, N., Hoffman, R., Issaris, Y., Izquierdo-Gomez, D., Izquierdo-Muñoz, A., Kavadas, S., Koehler, L., Konstantinidis, E., Mazza, G., Nowell, G., Önal, U., Ozen, M.R., Pafilis, P., Pastore, M., Perdikaris, C., Poursanidis, D., Prato, E., Russo, F., Sicuro, B., Tarkan, A.N., Thessalou-Legaki, M., Tiralongo, F., Triantaphyllou, M., Tsiamis, K., Tunçer, S., Turan, C., Türker, A., Yapici, S. 2014. New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 15(3): 667-687.
- Katsanevakis, S., Poursanidis, D., Yokes, M.B., Mačić, V., Beqiraj, S., Kashta, L., Sgaier, Y.R., Zakhama-Sraieb, R., Benamer, I., Bitar, G., Bouzaza, Z., Magni, P., Bianchi, C.N., Tsiakkiros, L., Zenetos, A. 2011. Twelve years after the first report of the crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) in the Mediterranean: current distribution and invasion rates. *Journal of Biological Research-Thessaloniki*, 16: 224–236.

- Leydet, K.P., Hellberg, M.E. 2015. The invasive coral *Oculina patagonica* has not been recently introduced to the Mediterranean from the western Atlantic. *BMC Evolutionary Biology*, 2015: 1-13.
- Madurell, T., Cartes, J.E., Labropoulou, M. 2004. Changes in the structure of fish assemblages in a bathyal site of the Ionian Sea (eastern Mediterranean). *Fisheries Research*, 66: 245-260.
- Magill, S.H., Sayer, M.D.J. 2002. Seasonal and interannual variation in fish assemblages of northern temperate rocky subtidal habitats. *Journal of Fish Biology*, 61: 1198-1216.
- Marbà, N., Duarte, C.M. 1997. Interannual changes in seagrass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral zone. *Limnology and Oceanography*, 42 (5): 800-810.
- MedGIG. 2007. MED-GIG Final Report, June '07. Section 5 angiosperms. 9 pp.
- Moreno, D., Aguilera, P.A., Castro, H. 2001. Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: implications for monitoring strategy and the decision-making process. *Biological Conservation*, 102: 325-332.
- Nicolaidou, A., Alongi, G., Aydogan, O., Catra, M., Cavas, L., Cevik, C., Dosi, A., Circosta, V., Giakoumi, S., Gimenez-Casalduero, F., Filiz, H., Izquierdo-Muñoz, A., Kalogirou, S., Konstantidinidis, E., Kousteni, V., Kout, J., Legaki, A., Megalofonou, P., Ovalis, P., Paolillo, G., Paschos, I., Perdikaris, C., Poursanidis, D., Ramos-Esplá, A.A., Reizopoulou, S., Sperone, E., Taskin, E., Tripepi, S., Vazquez-Luis, M.T. 2012. New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 13(1): 162-174.
- Nizamuddin, M. 1991. The green marine algae of Libya. Bern. Elga publishers. 230 pp.
- O' Donoghue, C.H., White, K.M. 1940. A collection of marine molluscs, mainly opisthobranchs, from Palestina. *Proceedings of the Malacological Society of London*, 24: 92-96.
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H. 2015. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-2. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliver, J.A., Terrasa, J. 2004. Primera cita de *Bursatella leachii* (de Blainville, 1817) (Mollusca, Opisthobranchia) a Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 47: 37-42.
- Patzner, R.A. 1998. The invasion of *Lophocladia* (Rhodomelaceae, Lophotalieae) at the northern coast of Ibiza (Balears, western Mediterranean Sea). *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 41: 75-80.
- Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.F. 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur bio-logique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée: Etat des connaissances. *Mésogée*, 54 : 3-29.
- Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrián, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M.,

- Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzì, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Schembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B. 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and Application. *Ecological Indicators*, 5: 213-230.
- Petersen, H.E. 1918. Algae (excl. calcareous algae). AF Høst & Søn.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ramos Esplá, A.A., Izquierdo Muñoz, A., Fernández Torquemada, Y., 2017. Estudio del estado de conservación de las comunidades bentónicas de substrato duro en la franja litoral, así como determinación del estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* en el litoral de la Comunidad Valenciana, en aplicación de la Directiva Marco del Agua. Informe técnico Universidad de Alicante, Centro de Investigación Marina de Santa Pola (CIMAR). 93 pp.
- Ramos, A.A., Bayle, J.T., Sánchez-Lizaso, J.L. 1991. La Reserva Marina de Tabarca Balance de cinco años de protección. In: Estudios sobre la Reserva Marina de Tabarca. Mº. Agricultura, Pesca y Alimentación, Secretaría de Pesca: 165-180.
- Relini, M., Orsi, L., Puccio, V., Azzurro, E. 2000. The exotic crab *Percnon gibbesi* (H. Milne Edwards, 1853) (Decapoda, Grapsidae) in the Central Mediterranean. *Scientia Marina*, 64 (3): 337-340.
- Romero, J. 1985. Estudio ecológico de las fanerógamas marinas de la Costa Catalana: Producción primaria de *Posidonia oceanica* (L.) Delile en las islas Medes. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. 266 pp.
- Rubio-Portillo, E., Izquierdo-Muñoz, A., Gago, J.F, Rosselló-Mora, R., Antón, J., Ramos-Espla, A.A. 2016. Marine Effects of the 2015 heat wave on benthic invertebrates in the Tabarca Marine Protected Area (southeast Spain). *Marine Environmental Research*, 122: 135-142.
- Rubio-Portillo, E., Vázquez-Luis, M., Valle, C., Izquierdo-Muñoz, A., Ramos-Esplá, A.A. 2014. Growth and bleaching of the coral *Oculina patagonica* under different environmental conditions in the western Mediterranean Sea. *Marine Biology*, 161 (10): 2333-2343.
- Ruiz Fernández, J.M. 2000. Respuesta de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas. Tesis Doctoral, Universidad de Murcia.
- Sánchez Lizaso, J.L. 1993. Estudio de la pradera de *Posidonia oceanica* (L.) Delile de la reserva marina de Tabarca (Alicante): fenología y producción primaria. Tesis doctoral, Universidad de Alicante.
- Sánchez Lizaso, J.L., Ramos Esplá, A.A., Valle Pérez, C., Forcada Almarcha, A., Fernández Torquemada, Y., del Pilar Ruso, Y., de la Ossa Carretero, J.A., Izquierdo Muñoz, A., Elvira Antón, I., García Rivera, S., Gran García, A., Arroyo Martínez, E. 2017. Seguimiento científico de la Reserva Marina de Interés Pesquero de la Isla de Tabarca. Informe técnico Universidad de Alicante, 142 pp.
- Sánchez Poveda, M., Martín Pato, M.A., Sánchez Lizaso, J.L. 1996. Un nuevo índice para caracterizar el estado de conservación de las praderas de *Posidonia oceanica* (L.) Delile. Tomo extraordinario. 125 Aniversario de la RSEHN.

- Sandrini-Neto, L., Camargo, M.G. 2014. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. Available on CRAN.
- StJohn, J., Russ, G.R., Gladstone, W. 1990. Accuracy and bias of visual estimates of numbers, size structure and biomass of a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series*, 64: 253-262.
- Tsiamis, K., Aydogan, Ö., Bailly, N., Balistreri, P., Bariche, M., Carden-Noad, S., Corsini-Foka, M., Crocetta, F., Davidov, B., Dimitriadis, C., Dragičević, B., Drakulić, M., Dulčić, J., Escánez, A., Fernández-Álvarez, F.A., Gerakaris, V., Gerovasileiou, V., Hoffman, R., Izquierdo-Gómez, D., Izquierdo-Muñoz, A., Kondylatos, G., Latsoudis, P., Lipej, L., Madiraca, F., Mavrič, B., Marasporo, M., Sourbès, L., Taskin, E., Túrker, A., Yapici, S. 2015. New Mediterranean Biodiversity Records. *Mediterranean Marine Science*, 16(2):472-488.
- Underwood, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 19: 513-605.
- Underwood, A.J. 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. 504 pp.
- Valle, C. 2005. *Impactos antrópicos sobre la ictiofauna litoral*. Ph.D. thesis. University of Alicante. 349 pp.
- Valle, C., Bayle-Sempere, J.T., Dempster, T., Sanchez-Jerez, P., Gimenez-Casalduero, F. 2007. Temporal variability of wild fish assemblages associated with a sea-cage fish farm in the south-western Mediterranean Sea. *Estuarine, coastal and shelf science*, 72: 299-307.
- Valle, C., Bayle, J.T., Ramos, A.A. 2002. Weight-length relationships for selected fish species of the western Mediterranean Sea. *Journal Application Ichthyology*, 19: 261-262.
- Vázquez-Luis, M., Álvarez, E., Barrajón, A., García-March, J.R., Grau, A., Hendriks, I.E., Jiménez, S., Kersting, D., Moreno, D., Pérez, M., Ruiz, J.M., Sánchez, J., Villalba, A., Deudero, S. 2017. S.O.S. *Pinna nobilis*: A Mass Mortality Event in Western Mediterranean Sea. *Front. Mar. Sci.*, 17 July 2017. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00220>
- Verlaque, M., Ruitton, S., Mineur, F., Boudouresque, C.F. 2015. CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean, Vol. 4 Macrophytes 364 p. CIESM Publishers, Monaco
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA. 718 pp.
- Zibrowius, H. 1972. *Oculina patagonica*, Scleractiniaire hermatypique introduit en Méditerranée. *Helgolander Wiss. Meeresunters*, 26 (2): 153-173.
- Zibrowius, H., Ramos A.A., 1983. *Oculina patagónica*, Scleractiniaire exotique en Méditerranée – nouvelles observations dans le Sud-Est de l'Espagne. *Rapports Commission Internationale Exploration Scientifique Mer Méditerranée*, 28 (3): 297-301.

ANEXO FOTOGRÁFICO



Fotografía 1. Ejemplar de *Sciaena umbra* dentro de la RMIP de Tabarca.



Fotografía 2. Ejemplar de *Sparus aurata* dentro de la RMIP de Tabarca.



Fotografía 3. Localidad Control empleada para estimar el efecto del anclaje, en la que se puede observar una cobertura de pradera de *P. oceanica* del 100 %.



Fotografía 4. Frente de erosión observado en las praderas más someras en las que se realizó el estudio del efecto del fondeo.



Fotografía 5. Haces de *Posidonia* en los que se puede apreciar la presencia de epífitos.



Fotografía 6. Buceador realizando el estudio de las praderas de *P. oceanica* dentro de la RMIP de Tabarca.



Fotografía 7. Colonia de *Cladocora caespitosa* con necrosis en la parte central de la colonia, quedando vivos los bordes. Al año siguiente, esas zonas necrosadas serán colonizadas por otros organismos (ver fotografía 2).



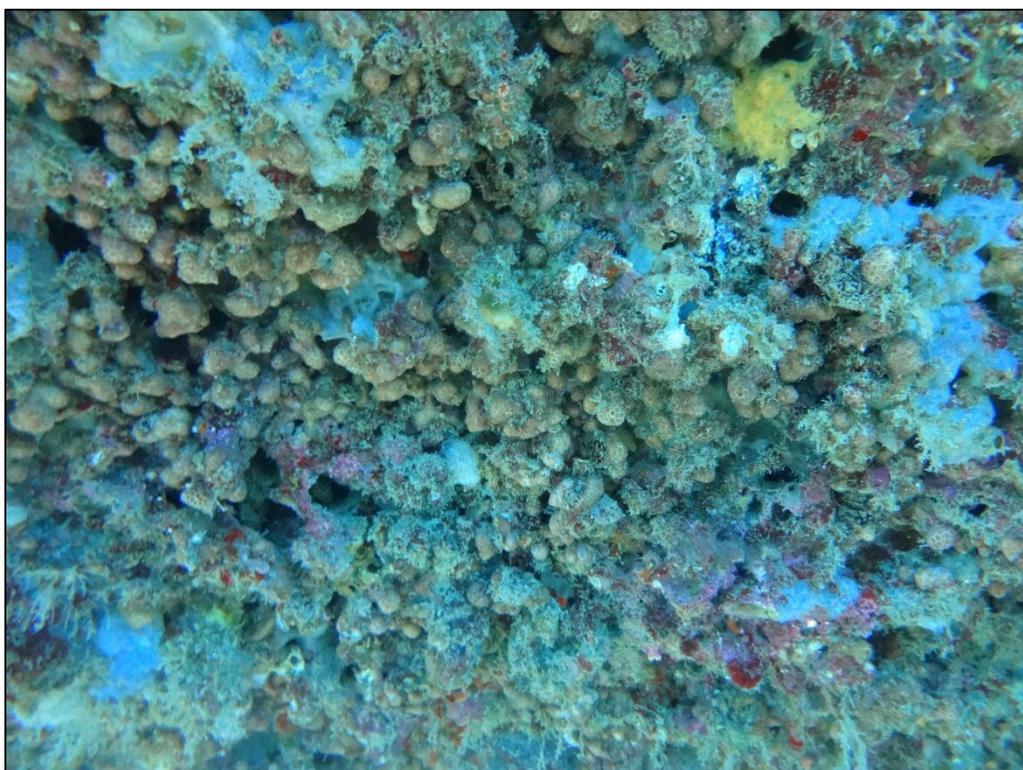
Fotografía 8. Colonia de *Cladocora caespitosa* donde se aprecia blanqueamiento (bordes de la colonia) y recubrimiento por otras especies (parte central).



Fotografía 9. Colonia de *Oculina patagonica* con estadios iniciales de blanqueamiento por toda la colonia.



Fotografía 10. Colonia de *Oculina patagonica* con la parte central necrosada.



Fotografía 11. Superficie en la que también se aprecia cierta mortandad de ejemplares de *Parazoanthus axinellae*.



Fotografía 12. Cambio en el desarrollo y estructura de una gorgonia localizada en el Escull Negre sumergido, tras el verano.