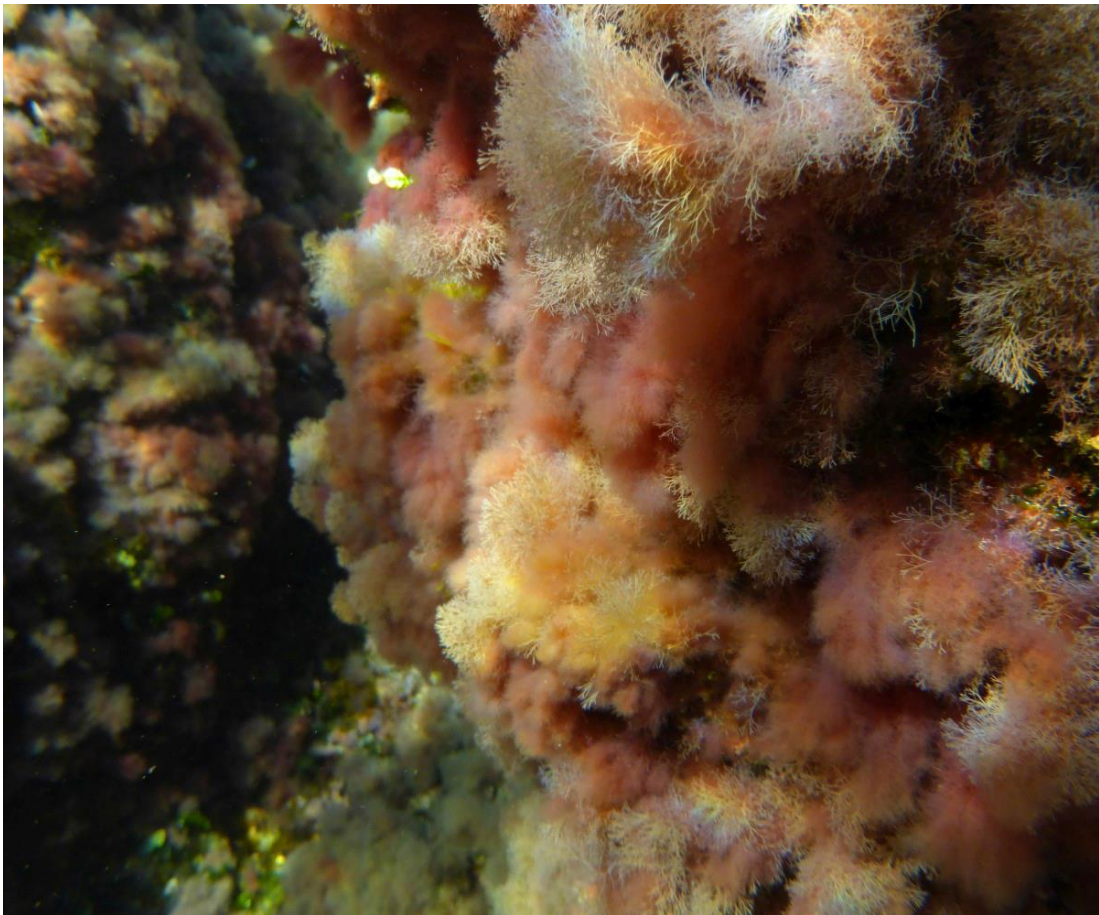




Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

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



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:

José Luis Sánchez Lizaso (Coordinador)

Alfonso A. Ramos Esplá

Carlos Valle Pérez

Aitor Forcada Almarcha

Yolanda Fernández Torquemada

Yoana del Pilar Ruso

José Antonio de la Ossa Carretero

Andrés Izquierdo Muñoz

Irene Elvira Antón

Santiago García Rivera

Alicia Gran García

Elisa Arroyo Martínez

Foto Portada: *Lophocladia lallemandii* en aguas de Tabarca

ÍNDICE

Introducción.....	4
Objetivos.....	5
1.- Seguimiento del efecto reserva sobre las especies de interés comercial	6
1.a- Censos visuales de peces.....	6
1.a.1 Material y métodos.....	6
1.a.2 Resultados.....	10
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.....	36
2.- Seguimiento de las comunidades y especies de interés patrimonial o ecológico	49
2.a-Seguimiento de praderas de <i>P. oceanica</i> y otras angiospermas marinas	49
2.a.1 Material y métodos.....	49
2.a.2 Resultados.....	53
2.b- Caracterización del impacto de fondeo sobre angiospermas marinas.....	73
2.b.1 Material y métodos.....	73
2.b.2 Resultados.....	77
2.c- Formaciones organógenas e impactos sobre ellas	85
2.c.1 Comunidades de interés en la RMIPIT	70
2.c.2 CARLIT	93
a) Material y métodos.....	93
b) Resultados	96
2.d- Seguimiento de invertebrados de interés	98
3.- Calentamiento global y especies exóticas.....	106
3.1 Blanqueamiento y necrosis	107
3.b. Especies exóticas	113
4.- Conclusiones del estudio y análisis de la evolución mediante comparación de los datos obtenidos en este estudio con los datos obtenidos en el estudio de 2016	124
5.- Referencias.....	128
Anexo fotográfico.....	139

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 de 2 de Mayo de 2017 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 petraeum*); '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).

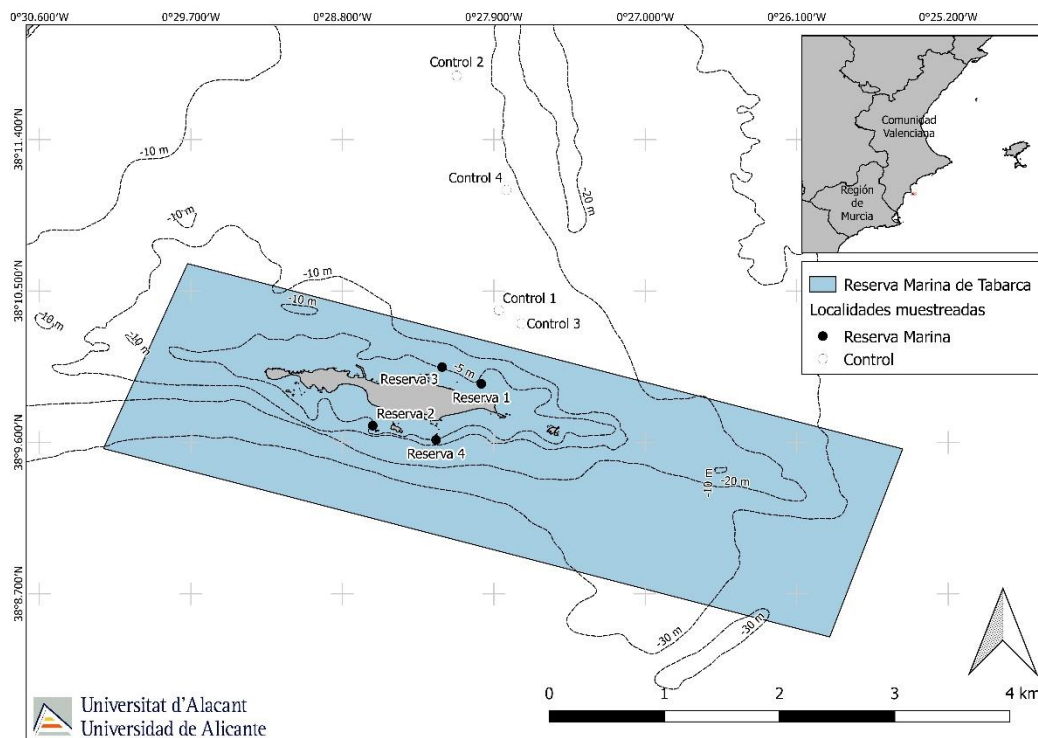


Figura 1.1. Ubicación de la Reserva Marina de Tabarca y sus límites, así como de las ocho localidades muestreadas.

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 substrato, distinguiendo entre complejidad vertical (estimada como el número de bloques rocosos y verticalidad), heterogeneidad horizontal (cobertura de los distintos substratos) 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 substratos: 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 45306 ejemplares de peces, pertenecientes a 35 especies (Tabla 1.1). De estas 35 especies observadas, se encontraron más dentro de la reserva que fuera, con un total de 33 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.

Observando el poblamiento por especies, las más representadas fueron *Chromis chromis* (27497 ejemplares), *Oblada melanura* (5787 ejemplares) y *Boops boops* (5786 ejemplares), suponiendo un 86.2 %. Es importante indicar que estas 3 especies son gregarias y sin una distribución asociada a los efectos de la protección. Sin tener en cuenta estas especies, el total estimado fue de 6236 ejemplares, con un 70 % (4361 ejemplares) en el interior de la Reserva y un 30 % (1875 ejemplares) fuera de ella.

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>Apogon imberbis</i> (Linnaeus, 1758)	229	37	266
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	2336	3450	5786
<i>Chromis chromis</i> (Linnaeus, 1758)	13270	14227	27497
<i>Coris julis</i> (Linnaeus, 1758)	50	106	156
<i>Diplodus annularis</i> Rafinesque, 1810	67	23	90
<i>Diplodus cervinus</i> Lowe, 1841	4	0	4
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	4
<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	7	0	7
<i>Diplodus puntazzo</i> Cetti, 1789	31	8	39
<i>Diplodus sargus</i> (Linnaeus, 1758)	318	70	388
<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	2441	183	2624
<i>Epinephelus marginatus</i> (Lowe, 1834)	24	2	26
<i>Labrus merula</i> Linnaeus, 1758	8	2	10
<i>Labrus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1
<i>Muraena helena</i> Linnaeus, 1758	1	0	1
<i>Mycteroperca rubra</i> (Bloch, 1793)	1	0	1
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	6	2	8
Mugilidae	5	0	5
<i>Oblada melanura</i> (Linnaeus, 1758)	3905	1882	5787
<i>Pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1
<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	4	2	6
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	1
<i>Spondylisoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	4	231	235
<i>Spicara maena</i> (Linnaeus, 1758)	114	788	902
<i>Symphodus mediterraneus</i> (Linnaeus, 1758)	2	1	3
<i>Symphodus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	30	0	30
<i>Symphodus roissali</i> (Risso, 1810)	1	3	4
<i>Sarpa salpa</i> (Linnaeus, 1758)	581	241	822
<i>Serranus scriba</i> Linnaeus, 1758	55	35	90
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	1	0	1
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	11	79	90
<i>Sphyaena sphyraena</i> (Linnaeus, 1758)	8	0	8
<i>Symphodus tinca</i> (Linnaeus, 1758)	72	23	95
<i>Sciaena umbra</i> Linnaeus, 1758	155	2	157
<i>Thalassoma pavo</i> (Linnaeus, 1758)	127	34	161
TOTAL	23872	21434	45306

Alguna 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. ocellatus*, *S. sphyraena*, *D. labrax*, *Mugil spp*, *D. cervinus*, *L. viridis*, *M. helena*, *M. rubra* y *S. scrofa*, especies que no fueron observadas en los controles fuera de la reserva. Por otra parte, *P. pagrus* y *S. cabrilla* 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*, *D. sargus*, *A. imberbis*, *T. pavo*, *S. umbra*, *D. puntazzo* y *E. marginatus* (Tabla 1.2). 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 (Tabla 1.3).

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>Apogon imberbis</i>	1.1 \pm 1.0	15.0 \pm 6.7	0	12.5 \pm 12.1	0	0.9 \pm 0.4	1.1 \pm 0.5	2.6 \pm 1.0
<i>Boops boops</i>	2.4 \pm 2.2	4.4 \pm 2.3	155.5 \pm 47.0	129.8 \pm 45.7	17.8 \pm 17.8	105.9 \pm 63.6	143.0 \pm 79.8	164.6 \pm 111.9
<i>Chromis chromis</i>	14.3 \pm 7.9	751.4 \pm 253.3	195.0 \pm 75.4	698.1 \pm 289.2	203.6 \pm 107.9	604.5 \pm 182.8	390.1 \pm 117.3	580.1 \pm 171.5
<i>Coris julis</i>	1.0 \pm 0.5	1.8 \pm 0.9	0.8 \pm 0.3	2.8 \pm 1.4	2.1 \pm 0.7	3.0 \pm 1.0	5.0 \pm 1.3	3.1 \pm 0.5
<i>Diplodus annularis</i>	1.4 \pm 1.0	5.5 \pm 3.8	0.9 \pm 0.6	0.6 \pm 0.3	0	0.5 \pm 0.3	1.6 \pm 0.9	0.8 \pm 0.4
<i>Diplodus cervinus</i>	0	0.4 \pm 0.4	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i>	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.3	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.4	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i>	0.4 \pm 0.3	1.6 \pm 0.6	0.5 \pm 0.5	1.4 \pm 0.5	0.1 \pm 0.1	0	0.5 \pm 0.3	0.4 \pm 0.3
<i>Diplodus sargus</i>	32.3 \pm 11.2	2.9 \pm 0.8	2.4 \pm 1.2	2.3 \pm 0.9	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	1.3 \pm 0.6	7.3 \pm 5.6
<i>Diplodus vulgaris</i>	4.0 \pm 2.2	277.3 \pm 211.9	4.4 \pm 2.8	19.5 \pm 13.9	1.6 \pm 0.6	2.6 \pm 0.7	1.9 \pm 0.4	16.8 \pm 9.9
<i>Epinephelus marginatus</i>	0.8 \pm 0.3	0.9 \pm 0.4	0.4 \pm 0.3	1.0 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0	0	0
<i>Labrus merula</i>	0.1 \pm 0.1	0.3 \pm 0.2	0.4 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>Labrus viridis</i>	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Muraena helena</i>	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0
<i>Mycteroperca rubra</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i>	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.4	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0.1 \pm 0.1
Mugilidae	0.1 \pm 0.1	0.5 \pm 0.4	0	0	0	0	0	0
<i>Oblada melanura</i>	15.5 \pm 4.4	408.1 \pm 256.8	27.8 \pm 18.1	36.8 \pm 16.5	152.6 \pm 65.7	45.0 \pm 26.1	13.3 \pm 7.3	24.4 \pm 15.2
<i>Pagrus pagrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1
<i>Sparus aurata</i>	0.3 \pm 0.2	0	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0.1	0	0.3 \pm 0.3	0	0
<i>Serranus cabrilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	0.1 \pm 0.1
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0	0.3 \pm 0.3	0.3 \pm 0.2	0	0.1 \pm 0.1	0.6 \pm 0.5	0.3 \pm 0.3	27.9 \pm 27.2
<i>Spicara maena</i>	0	7.1 \pm 7.1	7.1 \pm 7.1	0	6.9 \pm 3.8	69.5 \pm 48.8	0.6 \pm 0.6	21.5 \pm 17.8
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0.1 \pm 0.1	0
<i>Symphodus ocellatus</i>	2.8 \pm 1.3	0.8 \pm 0.6	0	0.3 \pm 0.2	0	0	0	0
<i>Symphodus roissali</i>	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0	0.3 \pm 0.2	0.1 \pm 0.1
<i>Sarpa salpa</i>	18.1 \pm 8.8	27.3 \pm 20.1	5.3 \pm 4.8	22.0 \pm 13.6	20.0 \pm 17.6	0	0.3 \pm 0.2	9.9 \pm 8.8
<i>Serranus scriba</i>	1.4 \pm 0.4	2.0 \pm 0.4	1.6 \pm 0.5	1.9 \pm 0.6	0.8 \pm 0.3	1.5 \pm 0.3	1.5 \pm 0.3	0.6 \pm 0.3
<i>Scorpaena scrofa</i>	0	0	0	0.1 \pm 0.1	0	0	0	0
<i>Spicara smaris</i>	0	0	1.0 \pm 1.0	0.4 \pm 0.4	0	0	0	9.9 \pm 8.8
<i>Sphyraena sphyraena</i>	0	1.0 \pm 1.0	0	0	0	0	0	0
<i>Symphodus tinca</i>	4.6 \pm 2.6	1.8 \pm 0.3	0.4 \pm 0.2	2.3 \pm 0.7	0.5 \pm 0.3	0.4 \pm 0.2	0.9 \pm 0.4	1.1 \pm 0.7
<i>Sciaena umbra</i>	0.3 \pm 0.2	17.3 \pm 13.9	0	1.9 \pm 1.7	0	0.1 \pm 0.1	0	0.1 \pm 0.1
<i>Thalassoma pavo</i>	3.9 \pm 0.8	2.8 \pm 0.7	0.1 \pm 0.1	9.1 \pm 4.0	0	0.9 \pm 0.5	1.4 \pm 0.7	2.0 \pm 0.7

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. imberbis</i>	10.0 \pm 7.9	181.3 \pm 82.6	0	70.1 \pm 63.6	0	11.5 \pm 4.9	12.5 \pm 5.1	31.9 \pm 16.5
<i>B. boops</i>	12.9 \pm 12.5	34.7 \pm 15.2	1414.0 \pm 369.2	965.8 \pm 283.3	185.4 \pm 185.4	913.0 \pm 524.7	604.2 \pm 354.2	1111.0 \pm 791.8
<i>C. chromis</i>	49.9 \pm 28.8	4034.5 \pm 1525.0	1615.0 \pm 635.7	4792.5 \pm 1823.9	1469.0 \pm 790.6	2383.8 \pm 713.8	1629.9 \pm 656.4	3248.8 \pm 1114.6
<i>C. julis</i>	11.0 \pm 6.3	29.0 \pm 15.9	6.2 \pm 2.7	64.2 \pm 38.0	44.9 \pm 14.7	54.3 \pm 21.3	63.0 \pm 18.0	63.4 \pm 14.0
<i>D. annularis</i>	22.5 \pm 12.9	184.3 \pm 139.2	19.3 \pm 15.0	18.0 \pm 9.8	0	30.7 \pm 26.8	17.5 \pm 7.6	14.4 \pm 5.5
<i>D. cervinus</i>	0	40.6 \pm 40.6	0	42.0 \pm 42.0	0	0	0	0
<i>D. dentex</i>	109.8 \pm 109.8	1217.1 \pm 1217.1	0	0	13.2 \pm 13.2	0	0	0
<i>D. labrax</i>	83.4 \pm 83.4	110.6 \pm 110.6	276.5 \pm 276.5	197.9 \pm 154.6	0	0	0	0
<i>D. puntazo</i>	85.1 \pm 70.9	299.0 \pm 112.2	50.1 \pm 50.1	119.1 \pm 37.3	9.4 \pm 9.4	0	97.9 \pm 73.2	52.7 \pm 45.9
<i>D. sargus</i>	1726.8 \pm 615.4	200.7 \pm 69.0	297.4 \pm 132.1	454.6 \pm 231.5	6.3 \pm 6.3	52.8 \pm 52.8	89.3 \pm 45.3	261.4 \pm 186.9
<i>D. vulgaris</i>	131.0 \pm 73.3	35140.3 \pm 30231.1	238.8 \pm 183.2	1084.5 \pm 784.4	80.2 \pm 34.4	94.2 \pm 24.7	46.1 \pm 10.6	562.0 \pm 327.0
<i>E. marginatus</i>	2631.6 \pm 1628.9	9268.3 \pm 4093.1	393.9 \pm 352.1	3471.6 \pm 2060.8	691.1 \pm 577.7	0	0	0
<i>L. merula</i>	12.7 \pm 12.7	172.1 \pm 142.4	82.0 \pm 53.9	29.8 \pm 19.8	9.2 \pm 9.2	0	17.1 \pm 17.1	0
<i>L. viridis</i>	1.5 \pm 1.5	0	0	0	0	0	0	0
<i>M. helena</i>	0	0	130.9 \pm 130.9	0	0	0	0	0
<i>M. rubra</i>	0	29.6 \pm 29.6	0	0	0	0	0	0
<i>M. surmuletus</i>	4.1 \pm 4.1	6.1 \pm 6.1	22.4 \pm 18.2	0	6.1 \pm 6.1	0	0	4.1 \pm 4.1
Mugilidae	52.4 \pm 52.4	394.3 \pm 284.6	0	0	0	0	0	0
<i>O. melanura</i>	66.0 \pm 31.4	6810.9 \pm 4222.1	1086.9 \pm 861.7	492.7 \pm 258.3	7215.4 \pm 3335.3	580.0 \pm 269.9	221.9 \pm 103.1	677.9 \pm 379.7
<i>P. pagrus</i>	0	0	0	0	0	0	0	2.6 \pm 2.6
<i>S. aurata</i>	155.5 \pm 103.9	0	26.7 \pm 26.7	52.6 \pm 52.6	0	76.7 \pm 76.7	0	0
<i>S. cabrilla</i>	0	0	0	0	0	0	0	2.3 \pm 2.3
<i>S. cantharus</i>	0	5.4 \pm 5.4	5.8 \pm 4.2	0	2.7 \pm 2.7	13.6 \pm 10.8	3.5 \pm 3.5	390.2 \pm 380.3
<i>S. maena</i>	0	46.7 \pm 46.7	115.7 \pm 115.7	0	83.2 \pm 45.8	326.0 \pm 210.2	4.7 \pm 4.7	108.1 \pm 76.5
<i>S. mediterraneus</i>	0	3.4 \pm 3.4	0	2.0 \pm 2.0	0	0	1.1 \pm 1.1	0
<i>S. ocellatus</i>	14.5 \pm 6.4	8.0 \pm 6.3	0	1.2 \pm 0.9	0	0	0	0
<i>S. roissali</i>	0	1.4 \pm 1.4	0	0	0	0	2.8 \pm 1.8	2.3 \pm 2.3
<i>S. salpa</i>	2567.1 \pm 1477.8	941.0 \pm 467.3	179.9 \pm 139.8	3580.9 \pm 2398.4	1309.0 \pm 1060.8	0	24.8 \pm 18.9	755.2 \pm 641.7
<i>S. scribea</i>	35.0 \pm 9.4	66.3 \pm 17.4	50.6 \pm 17.1	67.7 \pm 28.9	20.7 \pm 8.0	45.6 \pm 13.1	43.1 \pm 9.1	15.3 \pm 8.2
<i>S. scrofa</i>	0	0	0	59.8 \pm 59.8	0	0	0	0
<i>S. smaris</i>	0	0	34.5 \pm 34.5	4.7 \pm 4.7	0	0	0	58.8 \pm 39.3
<i>S. sphyraena</i>	0	413.7 \pm 413.7	0	0	0	0	0	0
<i>S. tinca</i>	59.4 \pm 21.3	110.0 \pm 36.9	17.1 \pm 10.2	105.1 \pm 34.6	37.5 \pm 22.2	21.2 \pm 12.7	169.2 \pm 160.9	25.3 \pm 15.2
<i>S. umbra</i>	92.1 \pm 70.5	3532.2 \pm 2766.7	0	547.1 \pm 492.6	0	9.9 \pm 9.9	0	22.0 \pm 22.0
<i>T. pavo</i>	41.1 \pm 11.6	27.4 \pm 12.3	1.0 \pm 1.0	73.7 \pm 35.8	0	16.4 \pm 12.3	13.0 \pm 6.9	9.5 \pm 3.1

Esta mayor presencia de ejemplares en el interior de la reserva se tradujo en unos descriptores generales del poblamiento de peces mayores en la Reserva Marina de Tabarca. Tanto el número de especies, como la abundancia y la biomasa medias fueron más altos en la reserva (Tabla 1.4). Además de estos valores, en los que se tuvieron en cuenta todas las especies observadas, al eliminar las especies gregarias comentadas con anterioridad (*C. chromis*, *O. melanura* y *B. boops*), las variables del poblamiento, principalmente la abundancia y la biomasa reducidas fueron muy superiores en la zona con protección (Tabla 1.4).

Durante el seguimiento de la Reserva Marina de 2016, realizado por el Instituto de Ecología Litoral (IEL, 2016), la abundancia media resultó más elevada fuera de la reserva, posiblemente, por haber incluido las especies gregarias comentadas

anteriormente. Sin embargo, la biomasa sí resultó más elevada en el interior, lo que refleja, al igual que este año, el mayor tamaño de los ejemplares observados en la zona protegida.

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./130m ²)	Abundancia (ind./150m ²)	Biomasa (g/150m ²)
Reserva	1	9.3 \pm 0.9	105.0 \pm 16.0	7975.3 \pm 2375.2
	2	13.4 \pm 0.7	1530.9 \pm 717.5	63309.0 \pm 38367.5
	3	8.0 \pm 1.0	404.5 \pm 93.1	6064.7 \pm 1665.7
	4	11.5 \pm 1.0	943.6 \pm 316.2	16297.6 \pm 4749.9
	TOTAL	10.5 \pm 0.6	746.0 \pm 211.5	23411.7 \pm 10121.4
TOTAL REDUCIDO		8.3 \pm 0.6	136.3 \pm 64.1	18067.7 \pm 8852.1
Control	1	5.4 \pm 0.4	406.9 \pm 145.1	11183.3 \pm 4243.3
	2	7.8 \pm 0.6	835.8 \pm 263.6	4629.5 \pm 1288.6
	3	8.8 \pm 0.7	563.1 \pm 171.9	3061.3 \pm 719.7
	4	9.1 \pm 0.9	873.5 \pm 316.2	7419.1 \pm 2627.2
	TOTAL	7.8 \pm 0.4	669.8 \pm 116.7	6573.3 \pm 1355.0
TOTAL REDUCIDO		5.8 \pm 0.4	58.6 \pm 16.7	1513.2 \pm 468.1

Al realizar el análisis para estas variables del poblamiento completo, se detectaron diferencias en los factores de replicación espacial como la *localidad* en el caso del número de especies y el *sitio* en la abundancia (Tabla 1.5). Esto es resultado de la alta variabilidad espacial que caracteriza los poblamientos de peces. A pesar de esta heterogeneidad espacial, los valores medios siempre fueron superiores en el interior de la zona protegida (Tabla 1.4, 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 (*= $P < 0.05$; **= $P < 0.01$; ***= $P < 0.001$); \varnothing 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	123.766	3.625	0.106	0.037	0.009	0.928	4536492278	1.533	0.262	L(P)
L(P)	6	34.141	4.024	0.037*	4.135	0.761	0.620	2959581932	2.234	0.145	S(L(P))
S(L(P))	8	8.484	1.910	0.080	5.437	11.437	0.000***	1324989256	0.847	0.567	Residual
Residual	48	4.443			0.475			1564323084			
Transform.	-				ln(x+1)			\varnothing			

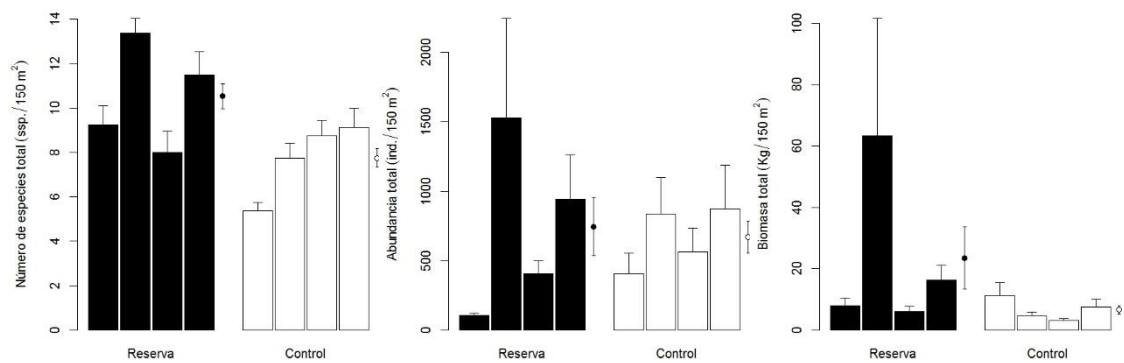


Figura 1.2. Variables del poblamiento de peces (media \pm error estándar) en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control).

Diferencias en el poblamiento de peces.

Desde el punto de vista del poblamiento completo, también 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. Los distintos comportamientos de estas dos variables son acordes a los resultados obtenidos durante el seguimiento anterior (IEL, 2016).

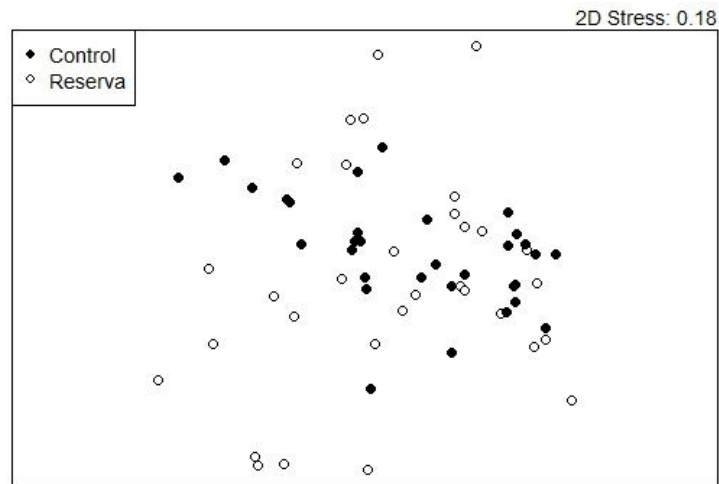


Figura 1.3. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) realizado con la abundancia de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca.

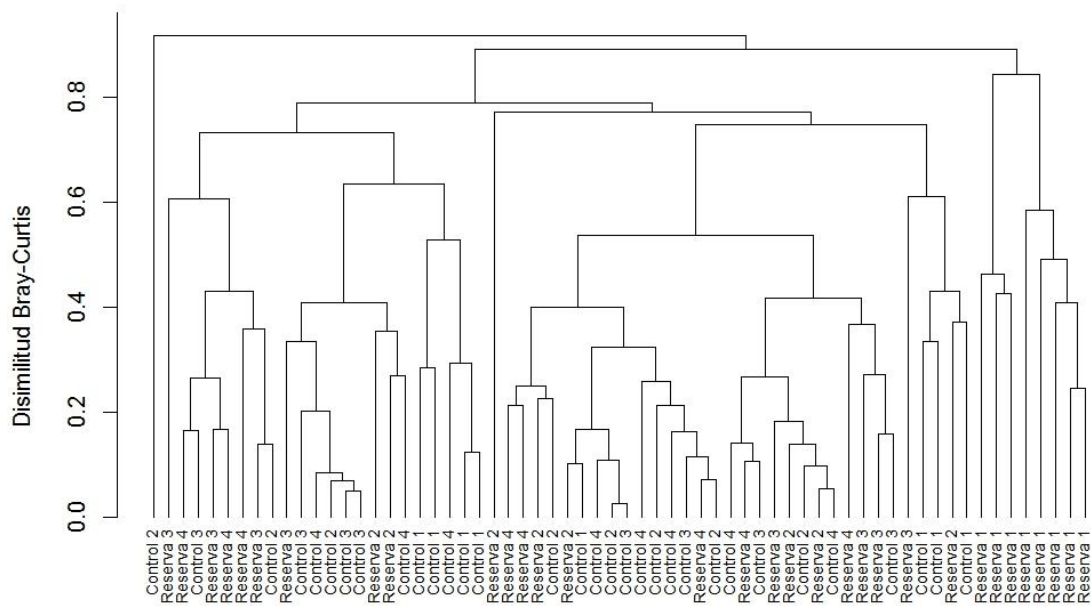


Figura 1.4. Dendrograma de similitud realizado con la abundancia de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca para cada una de las localidades estudiadas (1-4).

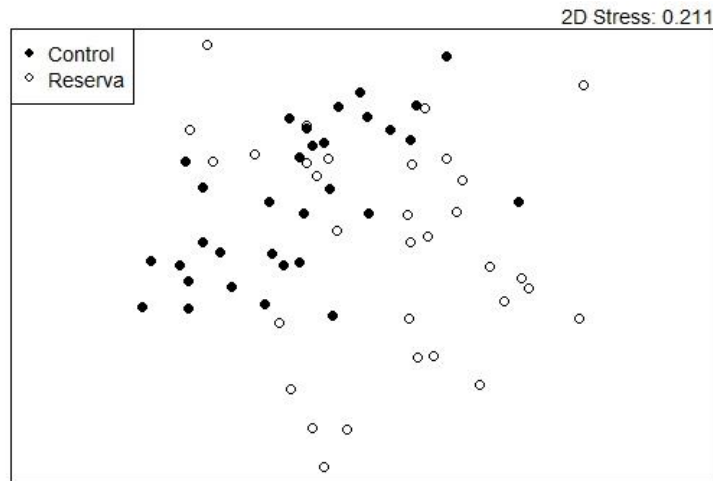


Figura 1.5. Análisis de escalamiento multidimensional (nMDS) realizado con la biomasa de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca.

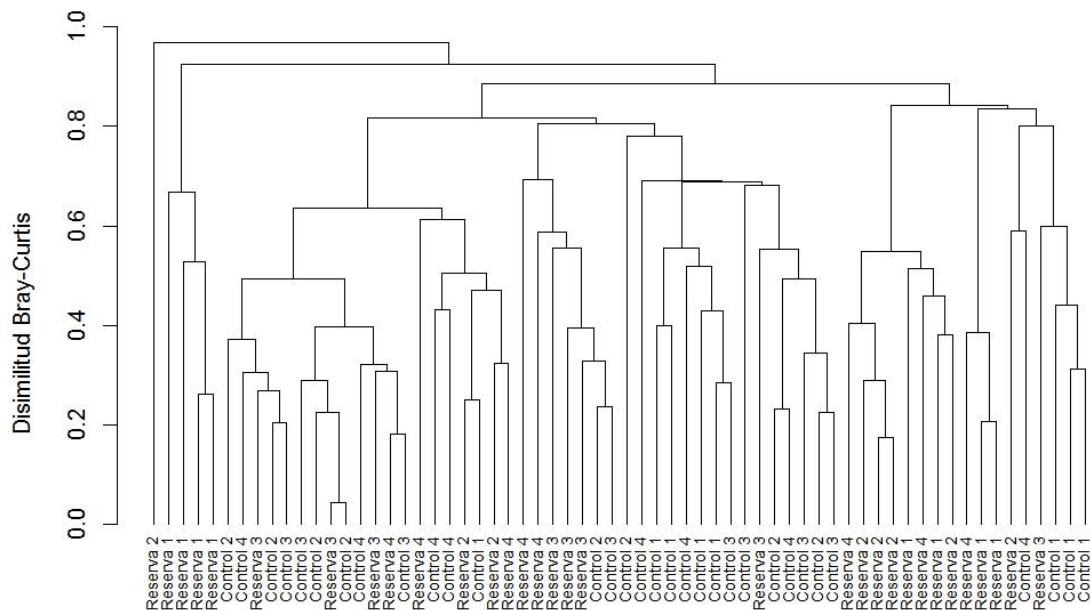


Figura 1.6. Dendrograma de similitud realizado con la biomasa de las especies observadas dentro (Reserva) y fuera (Control) de la Reserva Marina de Tabarca para cada una de las localidades estudiadas (1-4).

Estas diferencias observadas se confirmaron con la presencia de diferencias significativas para la biomasa al realizar el análisis de la varianza multivariante permutacional (Tabla 1.6). En este análisis se detecta una gran diferencia espacial a nivel de los sitios muestreados, característica de poblamientos móviles como los

peces. Esta alta heterogeneidad espacial puede provocar que, a pesar de la mayor abundancia en el interior, el análisis no haya mostrado diferencias significativas para esta variable.

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	9840.3725	1.4672	0.2118	16796.3433	2.5193	0.0218*	L(P)
L(P)	6	6707.0379	1.0215	0.4572	6667.1260	0.9177	0.6448	S(L(P))
S(L(P))	8	6565.6880	3.9991	0.0002***	7265.1818	3.3930	0.0002***	Residual
Residual	48	1641.7863			2141.2110			

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, 26 fueron más frecuentes en la Reserva Marina de Tabarca frente a las localidades control (*A. imberbis*, *D. annularis*, *D. cervinus*, *D. dentex*, *D. labrax*, *D. puntazzo*, *D. sargus*, *D. vulgaris*, *E. marginatus*, *L. merula*, *L. viridis*, *M. helena*, *M. rubra*, *M. surmuletus*, Mugillidae, *O. melanura*, *S. aurata*, *S. mediterraneus*, *S. ocellatus*, *S. salpa*, *S. scribea*, *S. scrofa*, *S. sphyraena*, *S. tinca*, *S. umbra* y *T. pavo*). Por otra parte, solo 9 especies fueron más frecuentes en el exterior (*B. boops*, *C. chromis*, *C. julis*, *P. pagrus*, *S. cabrilla*, *S. cantharus*, *S. maena*, *S. smaris* y *S. roissali*), aunque en algunos casos, su número se limitó a presencias ocasionales de ciertos ejemplares (Fig. 1.7).

Algunas de estas especies mostraron una alta heterogeneidad espacial, presentando diferencias significativas en su abundancia (Tabla 1.7) para el factor sitio (*C. chromis*, *D. sargus*, *E. marginatus*, *O. melanura* y *S. ocellatus*) y en su biomasa (Tabla 1.8) para la localidad (*T. pavo*) o el sitio (*C. chromis*, *E. marginatus*, *O. melanura*, *S. ocellatus* y *S. scribea*).

Solo 6 especies mostraron diferencias significativas al comparar el interior con el exterior de la reserva. *E. marginatus* fue mucho más abundante en la zona protegida y las biomásas de *D. labrax*, *L. merula* y *S. salpa* fueron más altas en el interior de la Reserva Marina de Tabarca (Tabla 1.7 y Fig. 1.7). Sin embargo, la biomasa de *C. julis* y *S. maena* fue significativamente superior en las localidades control (Tabla 1.8 y Fig. 1.8).

El caso del mero (*E. marginatus*) y de la lubina (*D. labrax*) son de especial interés en las reservas marinas, ya que se trata de dos especies objetivo para la pesca tanto deportiva como profesional, por lo que suelen emplearse como especies indicadoras del efecto reserva. Tanto en este estudio como en el realizado en el seguimiento de 2016 (IEL, 2016), sus valores son significativamente superiores en la Reserva Marina de Tabarca.

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. imberbis</i>				<i>B. boops</i>			<i>C. chromis</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	576.000	2.384	0.174	8.671	0.518	0.499	183.112	0.378	0.561	L(P)
L(P)	6	241.656	1.706	0.237	16.726	2.732	0.095	484.492	1.140	0.420	S(L(P))
S(L(P))	8	141.625	0.704	0.687	6.122	1.251	0.291	424.964	6.429	0.000***	Residual
Residual	48	201.281			4.892			66.098			
Transform.		ϖ			$\ln(x+1)$			$\sqrt{(x+1)}$			

Fuentes de variación	<i>C. julis</i>				<i>D. annularis</i>			<i>D. cervinus</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	49.000	5.394	0.059	30.250	1.323	0.294	0.250	2.000	0.207	L(P)
L(P)	6	9.083	1.226	0.384	22.865	1.196	0.396	0.125	0.800	0.596	S(L(P))
S(L(P))	8	7.406	1.150	0.348	19.125	1.155	0.346	0.156	1.000	0.448	Residual
Residual	48	6.438			16.562			0.156			
Transform.		-			ϖ			ϖ			

Fuentes de variación	<i>D. dentex</i>				<i>D. labrax</i>			<i>D. puntazzo</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	0.063	0.857	0.390	0.766	5.444	0.058	8.266	4.681	0.074	L(P)
L(P)	6	0.073	0.778	0.610	0.141	0.474	0.811	1.766	1.329	0.345	S(L(P))
S(L(P))	8	0.094	1.000	0.448	0.297	1.727	0.116	1.328	1.232	0.301	Residual
Residual	48	0.094			0.172			1.078			
Transform.		ϖ			ϖ			-			

Fuentes de variación	<i>D. sargus</i>			<i>D. vulgaris</i>			<i>E. marginatus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	961.000	1.031	0.349	79665.06	1.103	0.334	7.562	21.353	0.004*	L(P)
L(P)	6	932.042	1.533	0.281	72227.24	1.716	0.235	0.354	0.199	0.968	S(L(P))
S(L(P))	8	607.812	7.027	0.000**	42087.37	0.920	0.508	1.781	9.000	0.000**	Residual
Residual	48	86.500			45737.76			0.198			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>L. merula</i>			<i>L. viridis</i>			<i>M. helena</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.563	9.000	0.024	0.016	1.000	0.356	0.016	1.000	0.356	L(P)
L(P)	6	0.063	0.250	0.946	0.016	1.000	0.485	0.016	1.000	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	0.250	1.600	0.150	0.016	1.000	0.448	0.016	1.000	0.448	Residual
Residual	48	0.156			0.016			0.016			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>M. rubra</i>			<i>M. surmuletus</i>			Mugillidae			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.016	1.000	0.356	0.250	1.200	0.315	0.391	1.744	0.235	L(P)
L(P)	6	0.016	1.000	0.485	0.208	1.667	0.246	0.224	2.867	0.085	S(L(P))
S(L(P))	8	0.016	1.000	0.448	0.125	0.571	0.796	0.078	0.455	0.882	Residual
Residual	48	0.016			0.219			0.172			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>O. melanura</i>			<i>P. pagrus</i>			<i>S. aurata</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	7.038	1.256	0.305	0.016	1.000	0.356	0.063	0.600	0.468	L(P)
L(P)	6	5.606	0.311	0.914	0.016	1.000	0.485	0.104	0.667	0.680	S(L(P))
S(L(P))	8	18.042	10.064	0.000***	0.016	1.000	0.448	0.156	1.364	0.237	Residual
Residual	48	1.793			0.016			0.115			
Transform.		ln(x+1)			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. cabrilla</i>			<i>S. cantharus</i>			<i>S. maena</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	805.141	1.061	0.343	7098.062	1.795	0.229	L(P)
L(P)	6	0.016	1.000	0.485	758.807	1.012	0.479	3953.813	0.855	0.564	S(L(P))
S(L(P))	8	0.016	1.000	0.448	749.984	1.019	0.435	4625.437	1.840	0.093	Residual
Residual	48	0.016			736.214			2514.479			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. mediterraneus</i>			<i>S. ocellatus</i>			<i>S. rostratus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	0.016	0.429	0.537	14.062	2.258	0.184	0.062	0.857	0.390	L(P)
L(P)	6	0.036	0.778	0.610	6.229	0.791	0.601	0.073	2.333	0.133	S(L(P))
S(L(P))	8	0.047	1.000	0.448	7.875	6.574	0.000**	0.031	0.500	0.850	Residual
Residual	48	0.047			1.198			0.062			
Transform.		- ^m			- ^m			-			

Fuentes de variación	<i>S. salpa</i>				<i>S. scriba</i>			<i>S. scrofa</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	14.477	6.782	0.040*	6.250	5.217	0.062	0.016	1.000	0.356	L(P)
L(P)	6	2.135	0.723	0.644	1.198	0.548	0.761	0.016	1.000	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	2.954	1.335	0.250	2.188	1.795	0.101	0.016	1.000	0.448	Residual
Residual	48	2.213			1.219			0.016			
Transform.		ln(x+1)			-			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. smarís</i>				<i>S. sphyaena</i>			<i>S. tinca</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	72.250	0.734	0.424	1.000	1.000	0.356	37.516	2.882	0.140	L(P)
L(P)	6	98.406	1.558	0.274	1.000	1.000	0.485	13.016	0.946	0.513	S(L(P))
S(L(P))	8	63.156	0.781	0.622	1.000	1.000	0.448	13.766	1.989	0.068	Residual
Residual	48	80.906			1.000			6.922			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

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	365.766	1.323	0.294	5.796	2.282	0.182	L(P)
L(P)	6	276.411	2.123	0.160	2.539	3.022	0.075	S(L(P))
S(L(P))	8	130.172	0.628	0.750	0.840	1.996	0.067	Residual
Residual	48	207.130			0.421			
Transform.		- ^m			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); ^m indica que no existe homogeneidad en la varianza, siendo el nivel de significación: *=P<0.01; **=P<0.001.

Fuentes de variación	<i>A. imberbis</i>				<i>B. boops</i>			<i>C. chromis</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	0.506	0.049	0.832	30.477	0.975	0.362	139.802	0.052	0.827	L(P)
L(P)	6	10.376	2.559	0.109	31.271	3.021	0.076	2671.946	0.975	0.498	S(L(P))
S(L(P))	8	4.055	1.235	0.300	10.351	1.111	0.373	2740.117	6.442	0.000***	Residual
Residual	48	3.284			9.319			425.339			
Transform.		ln(x+1)			ln(x+1)			√(x+1)			

Fuentes de variación	<i>C. julis</i>				<i>D. annularis</i>			<i>D. cervinus</i>			F versus
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F	P	
P	1	126.549	7.395	0.035*	8.898	1.402	0.281	6835.156	2.998	0.134	L(P)
L(P)	6	17.114	0.871	0.554	6.345	1.333	0.344	2279.692	0.667	0.680	S(L(P))
S(L(P))	8	19.648	1.585	0.154	4.759	1.429	0.209	3418.558	1.000	0.448	Residual
Residual	48	12.394			3.330			3418.558			
Transform.		√(x+1)			ln(x+1)			- ^m			

Fuentes de variación	<i>D. dentex</i>			<i>D. labrax</i>			<i>D. puntazzo</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	1725939	1.229	0.310	446725.1	14.494	0.009*	320.036	3.097	0.129	L(P)
L(P)	6	1404499	0.940	0.516	30820.4	0.229	0.956	103.329	2.414	0.124	S(L(P))
S(L(P))	8	1493592	1.000	0.448	134796.6	1.152	0.347	42.812	0.808	0.598	Residual
Residual	48	1493592			116989.4			52.959			
Transform.		- ^m			- ^m			$\sqrt{(x+1)}$			

Fuentes de variación	<i>D. sargus</i>			<i>D. vulgaris</i>			<i>E. marginatus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	2961.538	5.503	0.057	1282510087	1.067	0.341	227236781	3.940	0.094	L(P)
L(P)	6	538.194	1.694	0.240	1201973079	1.457	0.303	57673975	0.551	0.758	S(L(P))
S(L(P))	8	317.659	2.172	0.047*	824689943	0.887	0.534	104742399	9.814	0.000**	Residual
Residual	48	146.274			929681956			10673232			
Transform.		$\sqrt{(x+1)}$			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>L. merula</i>			<i>L. viridis</i>			<i>M. helena</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	13.158	10.812	0.017*	2.288	1.000	0.356	17141.35	1.000	0.356	L(P)
L(P)	6	1.217	0.266	0.938	2.288	1.000	0.485	17141.35	1.000	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	4.569	1.337	0.249	2.288	1.000	0.448	17141.35	1.000	0.448	Residual
Residual	48	3.418			2.288			17141.35			
Transform.		$\ln(x+1)$			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>M. rubra</i>			<i>M. surmuletus</i>			Mugillidae			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	876.160	1.000	0.356	502.881	1.182	0.319	199507.3	1.382	0.284	L(P)
L(P)	6	876.160	1.000	0.485	425.439	1.361	0.334	144404.3	5.179	0.018	S(L(P))
S(L(P))	8	876.160	1.000	0.448	312.529	0.677	0.709	27885.1	0.300	0.963	Residual
Residual	48	876.160			461.724			93032.6			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>O. melanura</i>			<i>P. pagrus</i>			<i>S. aurata</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	3.279	0.226	0.651	6.503	1.000	0.356	25003.51	1.025	0.350	L(P)
L(P)	6	14.518	0.459	0.821	6.503	1.000	0.485	24389.63	0.727	0.641	S(L(P))
S(L(P))	8	31.617	5.579	0.000***	6.502	1.000	0.448	33544.74	1.871	0.087	Residual
Residual	48	5.667			6.502			17925.40			
Transform.		$\ln(x+1)$			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. cabrilla</i>			<i>S. cantharus</i>			<i>S. maena</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	5.406	1.000	0.356	158991.5	1.080	0.339	39.466	6.473	0.044*	L(P)
L(P)	6	5.406	1.000	0.485	147254.5	1.001	0.485	6.097	0.833	0.577	S(L(P))
S(L(P))	8	5.406	1.000	0.448	147147.9	1.019	0.435	7.321	1.813	0.098	Residual
Residual	48	5.406			144429.6			4.038			
Transform.		- ^m			- ^m			$\ln(x+1)$			

Fuentes de variación	<i>S. mediterraneus</i>			<i>S. ocellatus</i>			<i>S. rostratus</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	18.923	1.554	0.259	562.876	3.103	0.129	13.969	1.281	0.301	L(P)
L(P)	6	12.177	0.727	0.641	181.384	0.775	0.611	10.901	1.468	0.300	S(L(P))
S(L(P))	8	16.739	1.000	0.448	233.979	4.142	0.001*	7.424	0.654	0.728	Residual
Residual	48	16.739			56.495			11.344			
Transform.		- ^m			- ^m			- ^m			

Fuentes de variación	<i>S. salpa</i>			<i>S. scriba</i>			<i>S. scrofa</i>			F versus	
	g.l.	C. M.	F	P	C. M.	F	P	C. M.	F		P
P	1	97.774	6.984	0.038*	45.515	2.935	0.138	3579.031	1.000	0.356	L(P)
L(P)	6	13.999	1.046	0.463	15.509	0.731	0.639	3579.031	1.000	0.485	S(L(P))
S(L(P))	8	13.385	1.303	0.265	21.210	2.269	0.038*	3579.031	1.000	0.448	Residual
Residual	48	10.270			9.346			3579.031			
Transform.		ln(x+1)			√(x+1)			- ^m			

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	385.141	0.084	0.781	171137.3	1.000	0.356	35.424	4.531	0.077	L(P)
L(P)	6	4562.636	3.474	0.054	171137.3	1.000	0.485	7.818	3.113	0.070	S(L(P))
S(L(P))	8	1313.367	0.439	0.892	171137.3	1.000	0.448	2.511	0.560	0.805	Residual
Residual	48	2992.299			171137.3			4.487			
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	17136598	1.524	0.263	23.080	2.174	0.191	L(P)
L(P)	6	11245765	2.280	0.139	10.618	4.298	0.031*	S(L(P))
S(L(P))	8	4932205	0.587	0.783	2.471	1.287	0.273	Residual
Residual	48	8398078			1.920			
Transform.		- ^m			ln(x+1)			

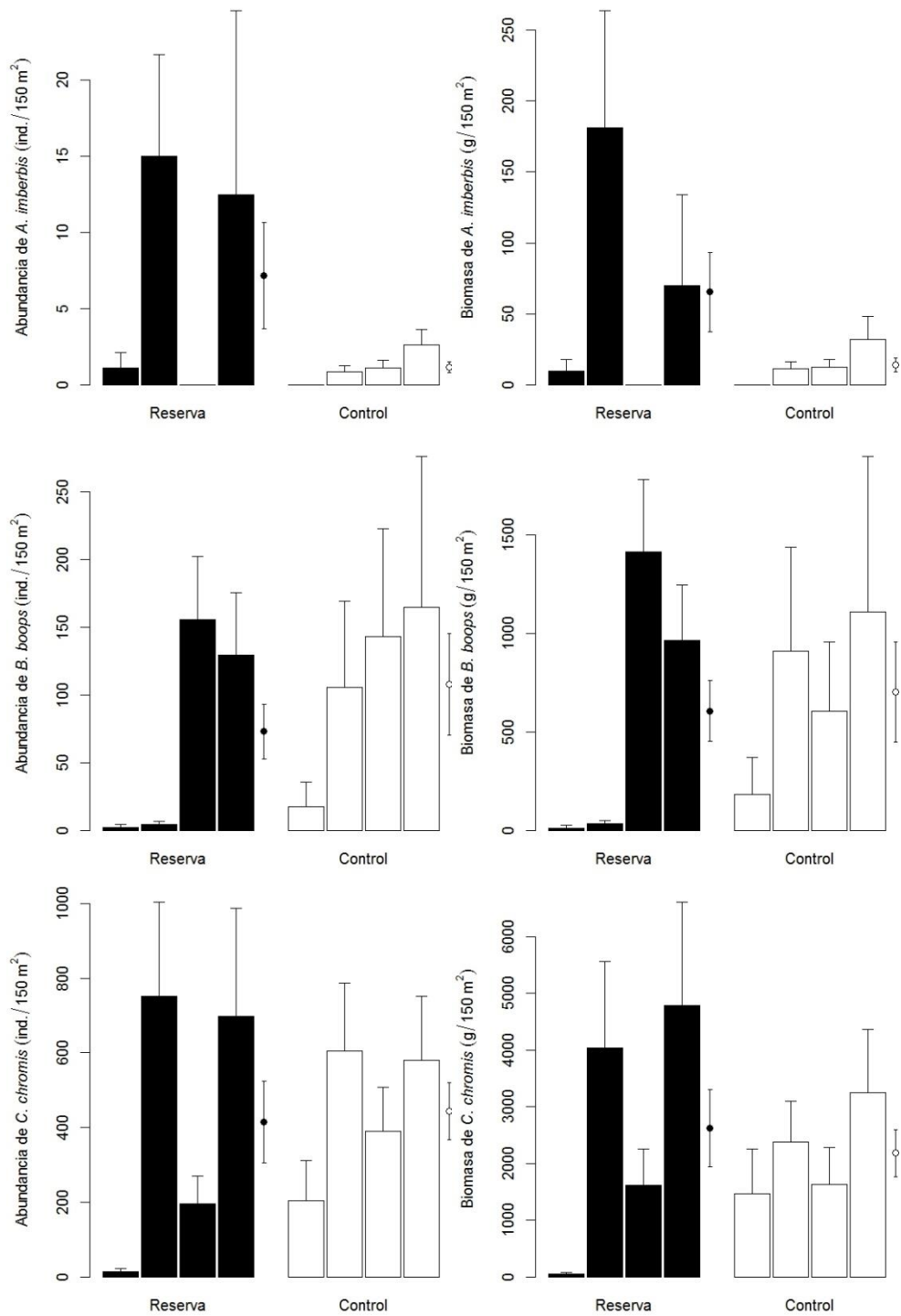


Figura 1.7. Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

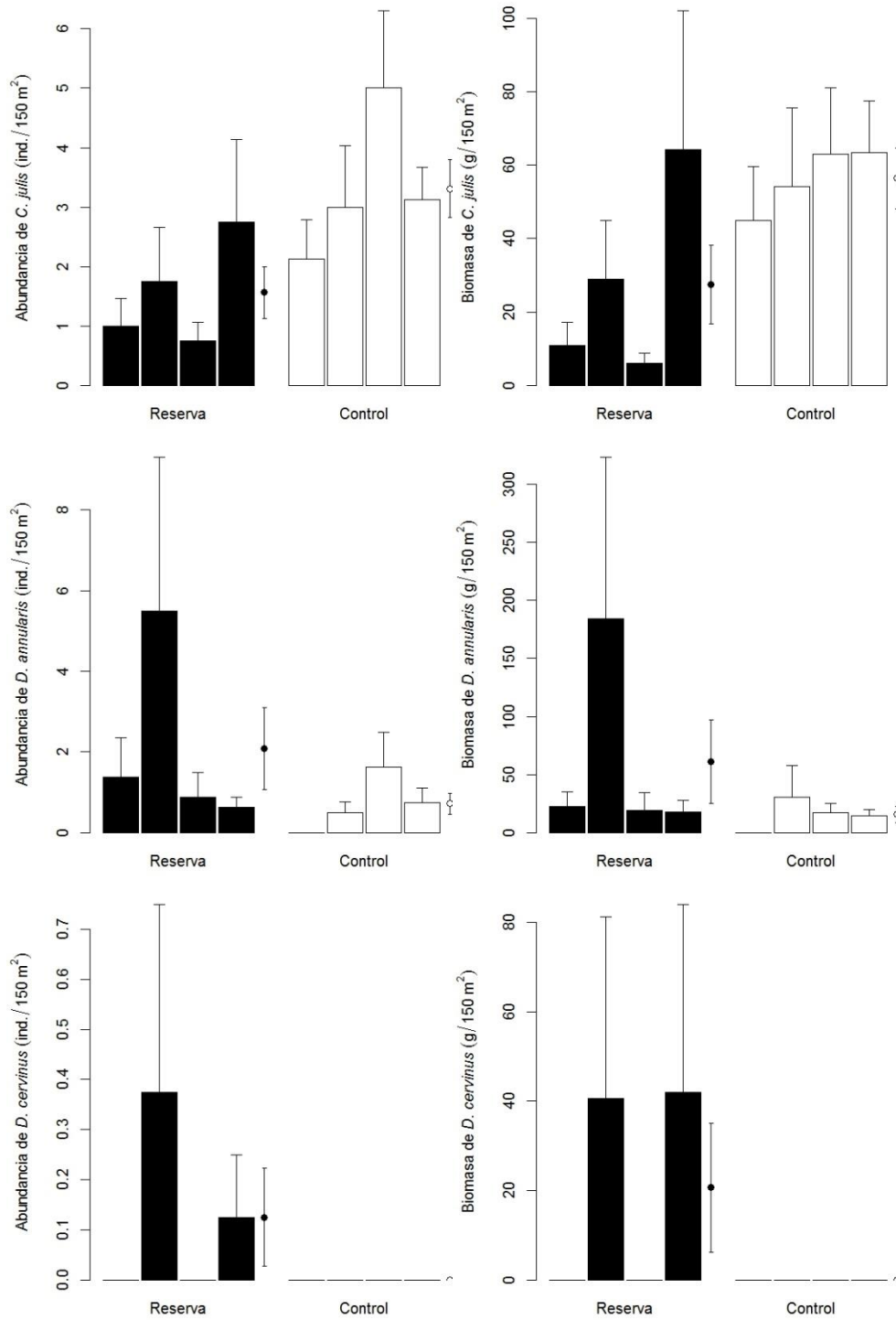


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

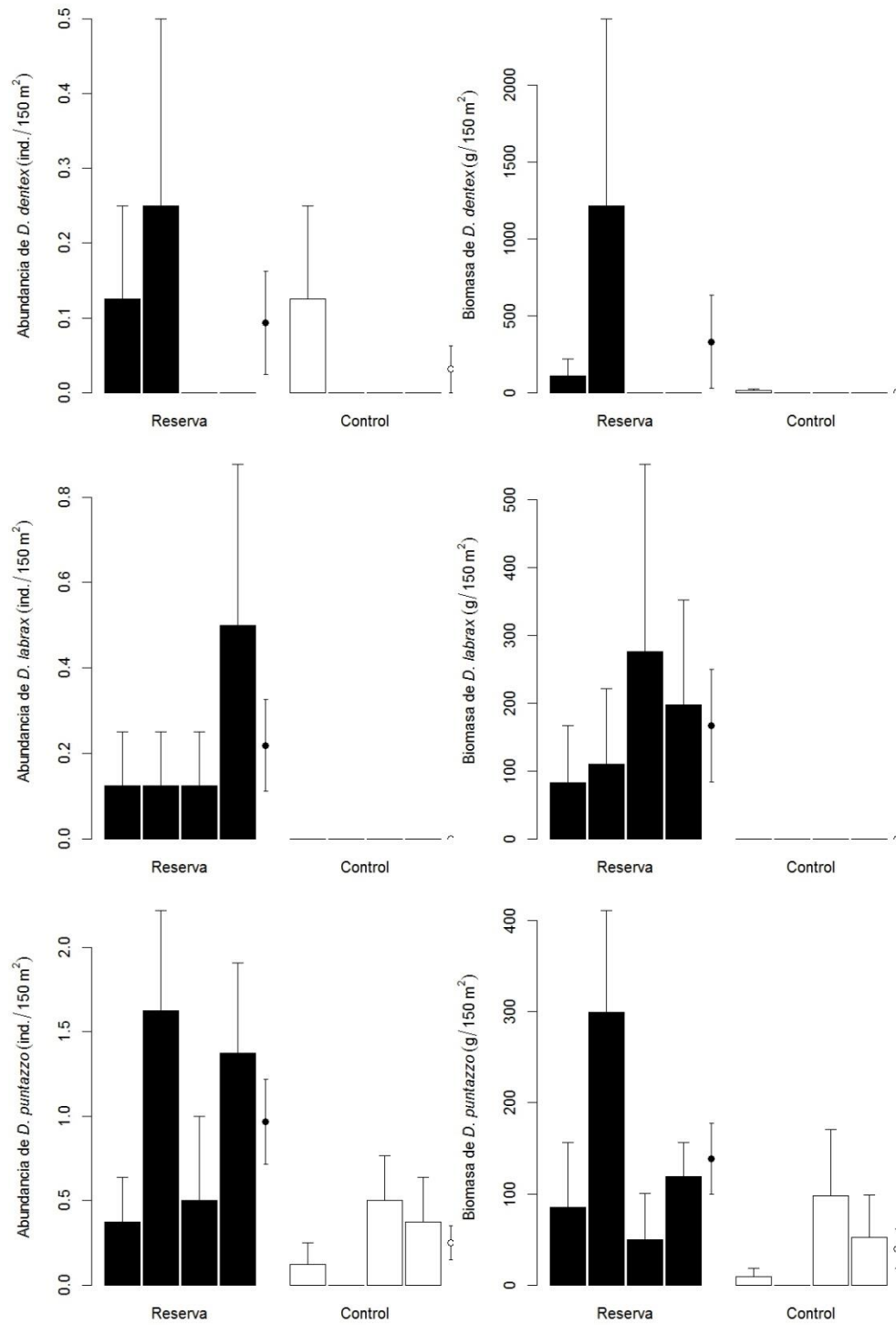


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

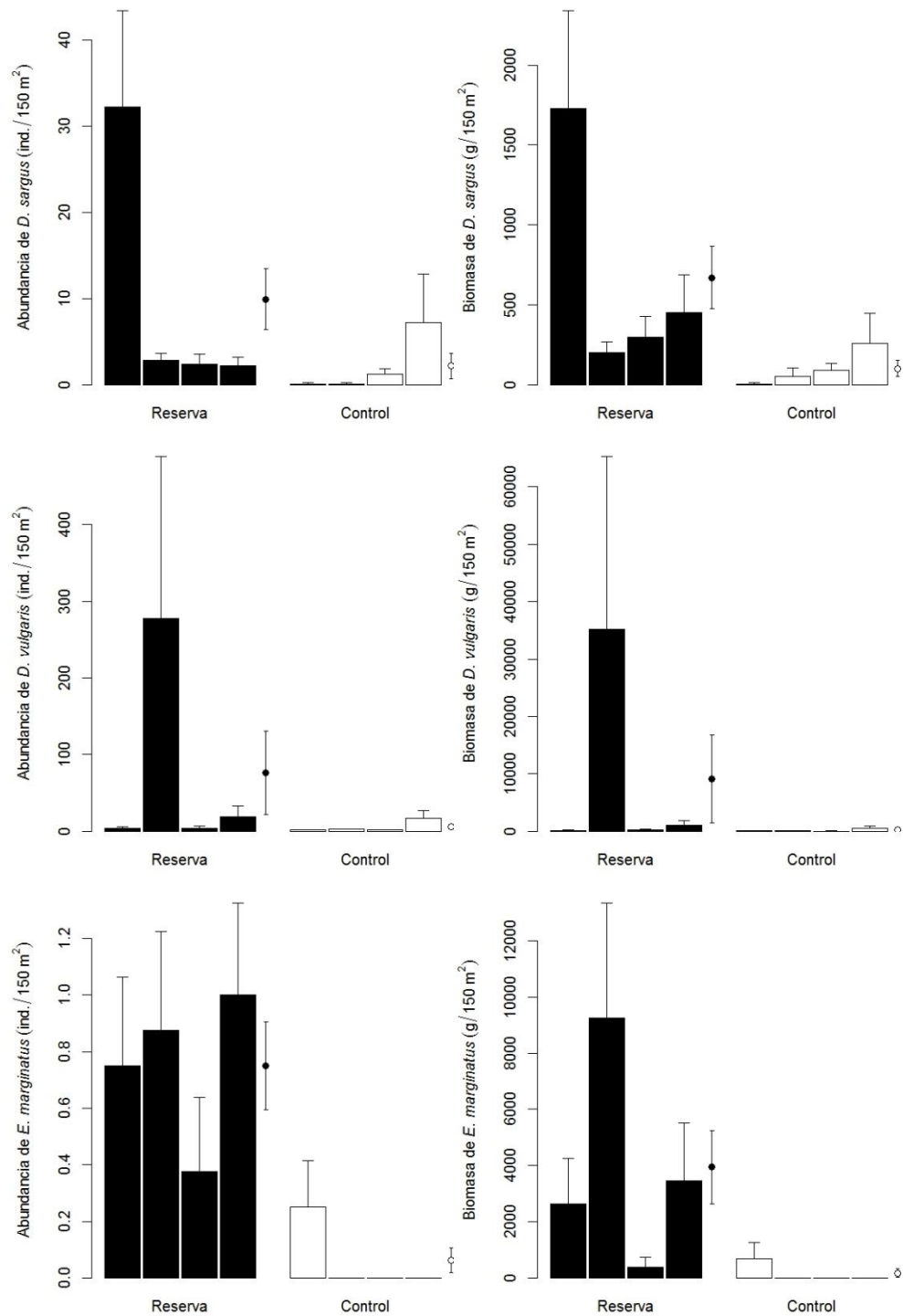


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

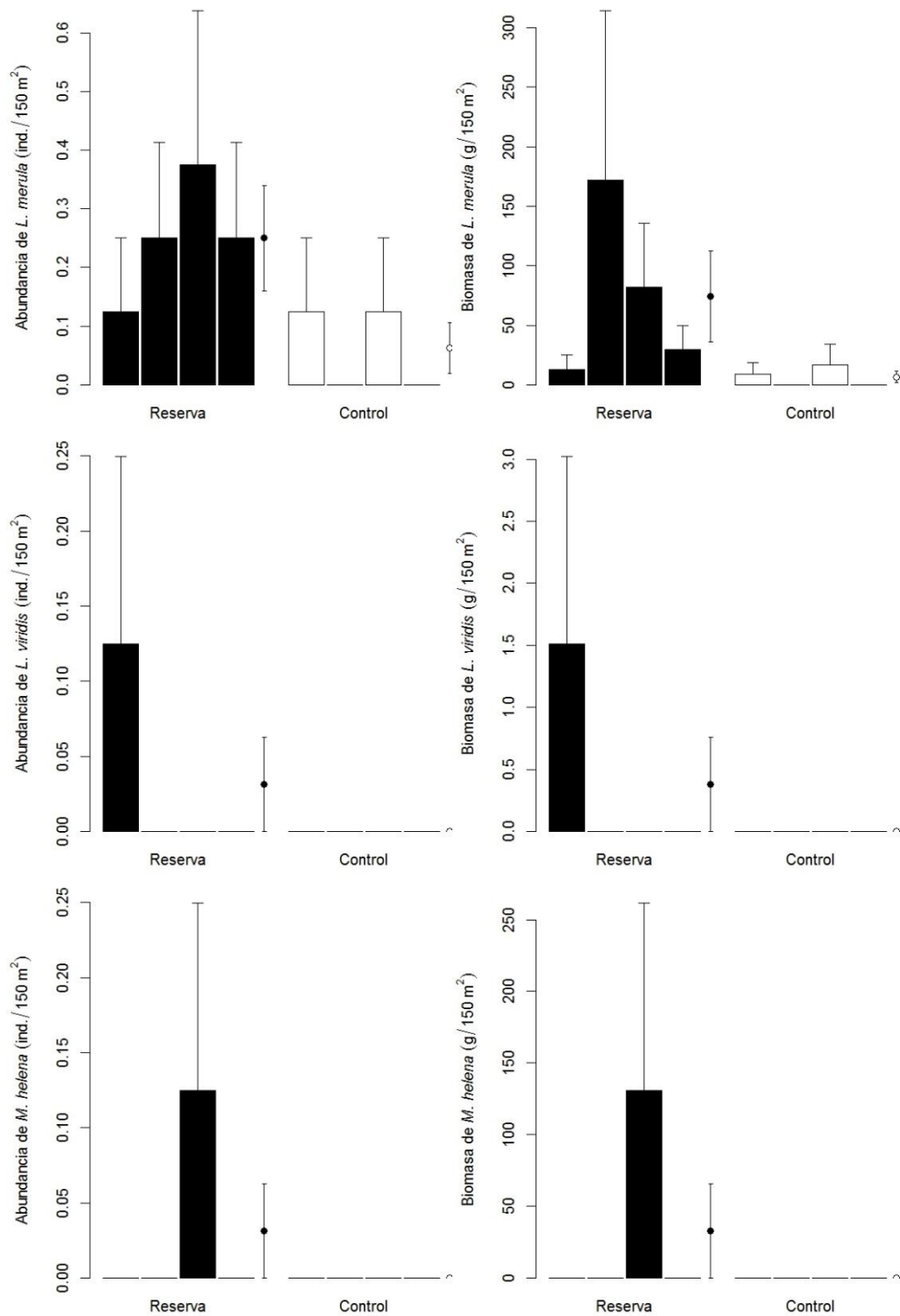


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

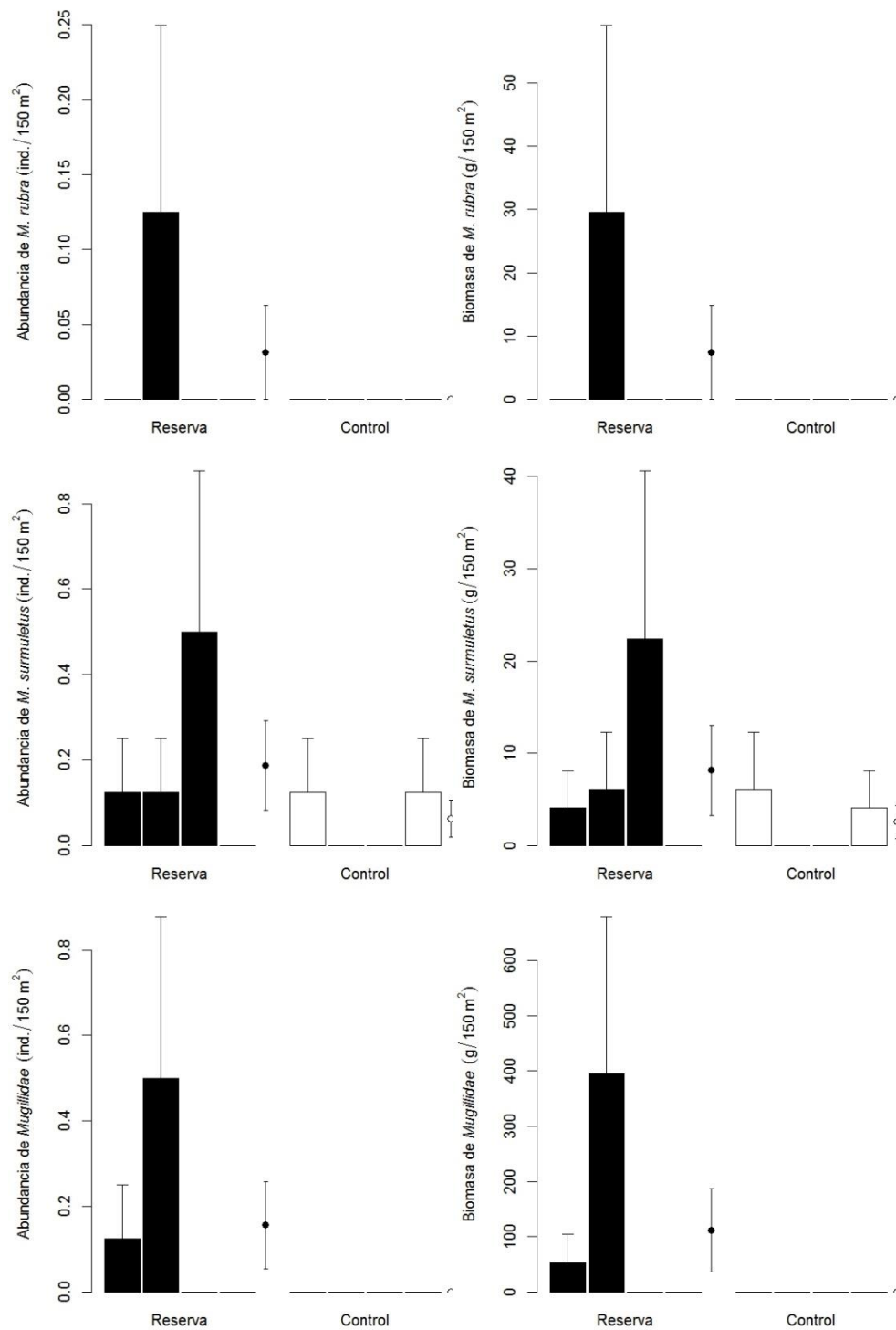


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

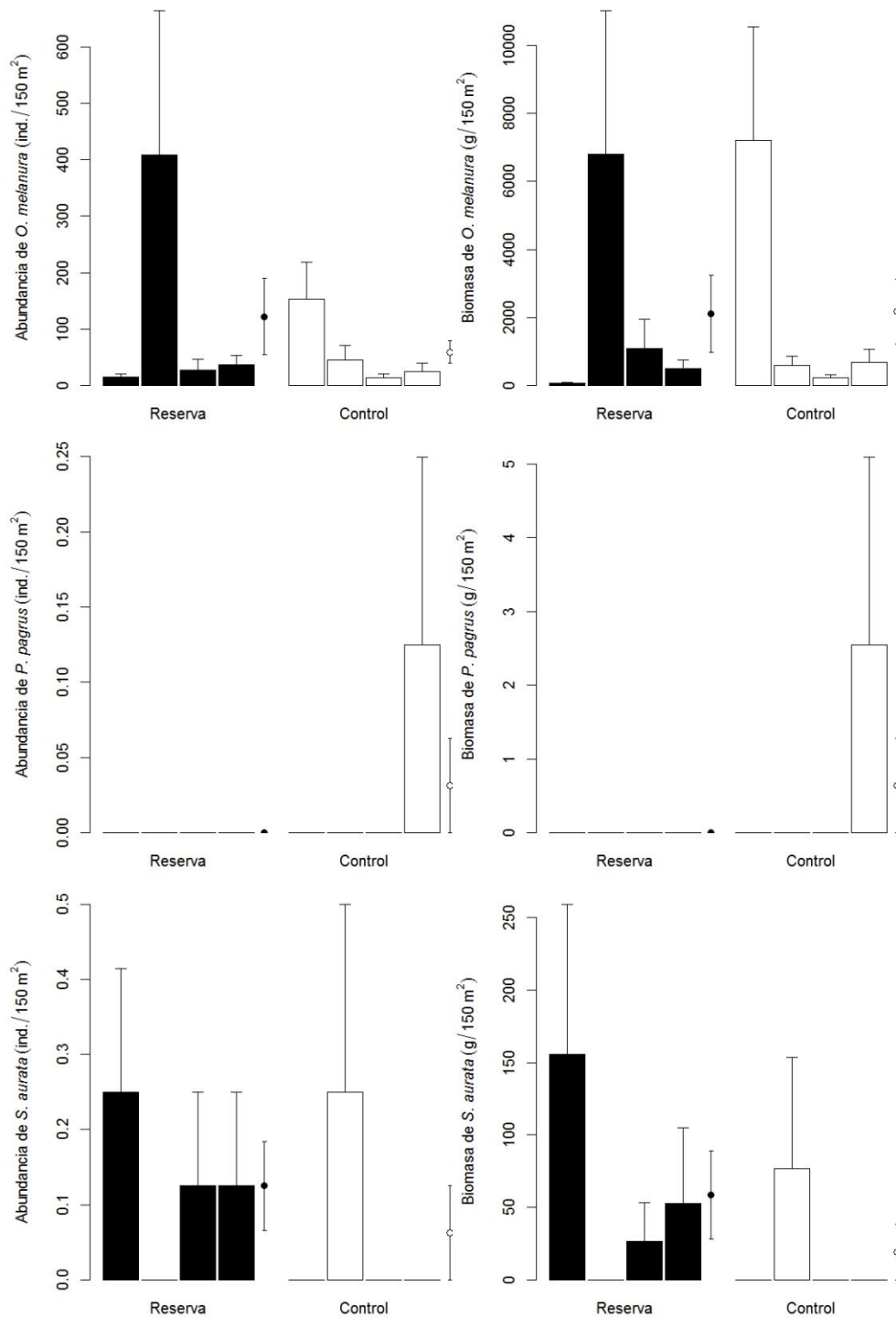


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

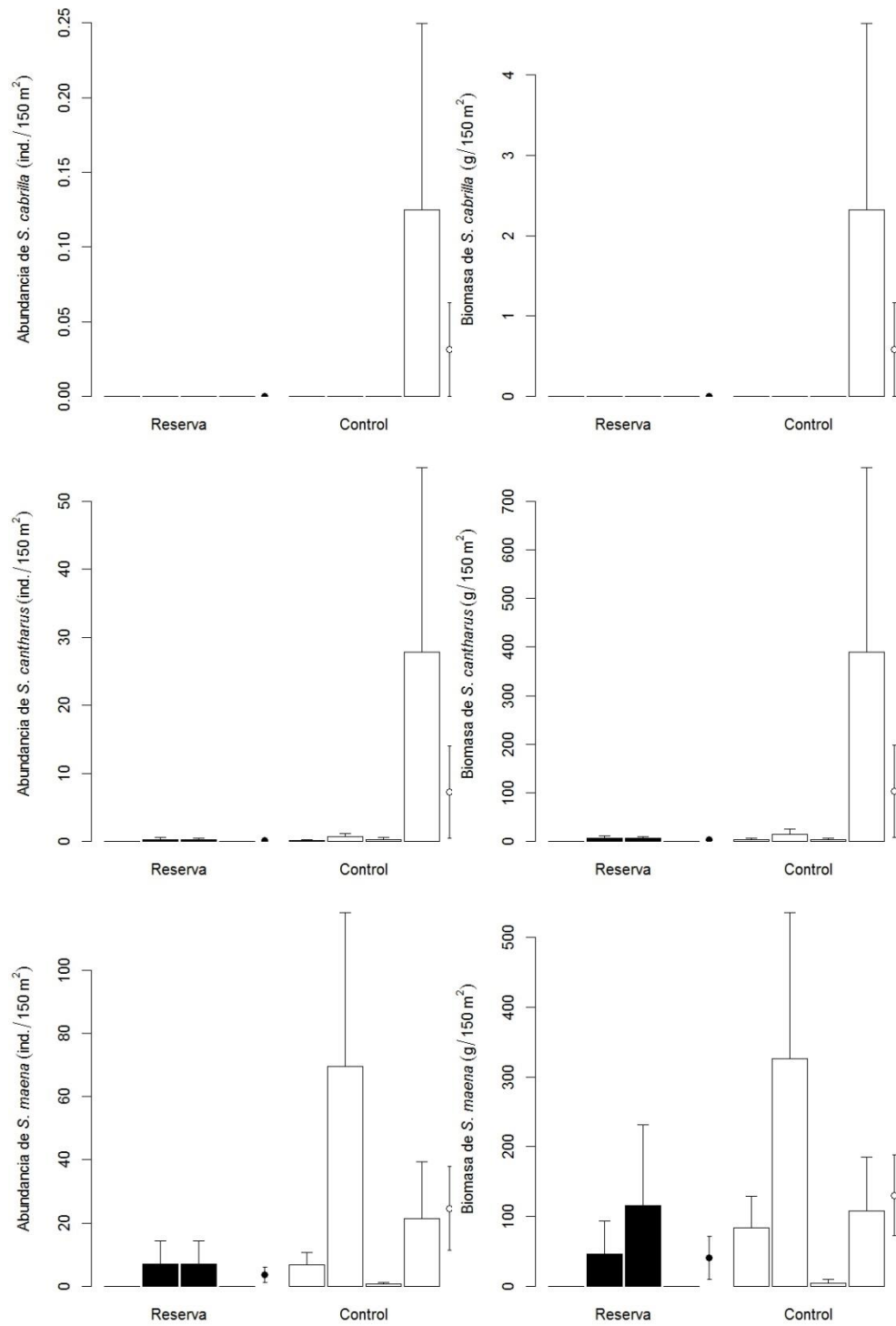


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

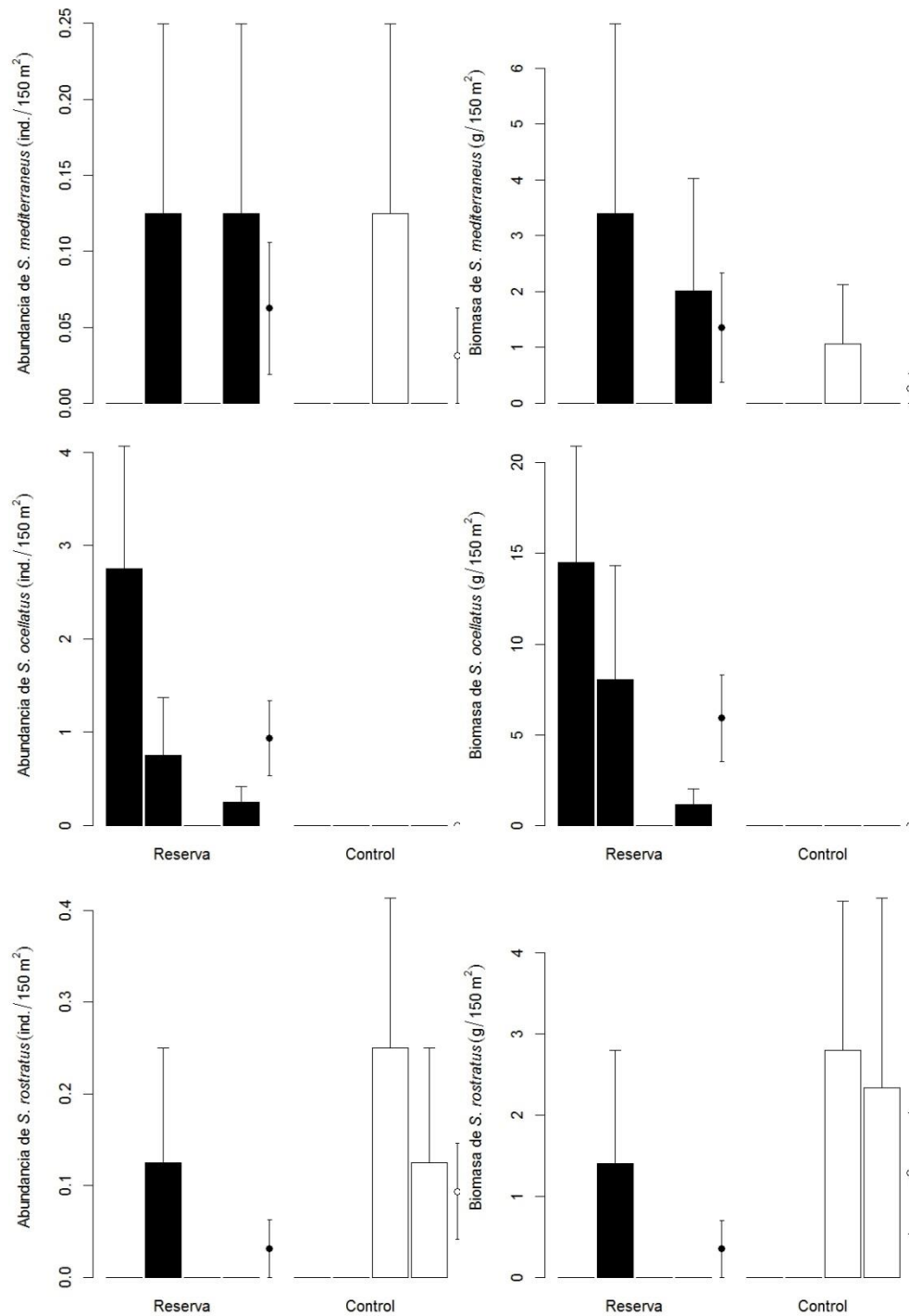


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

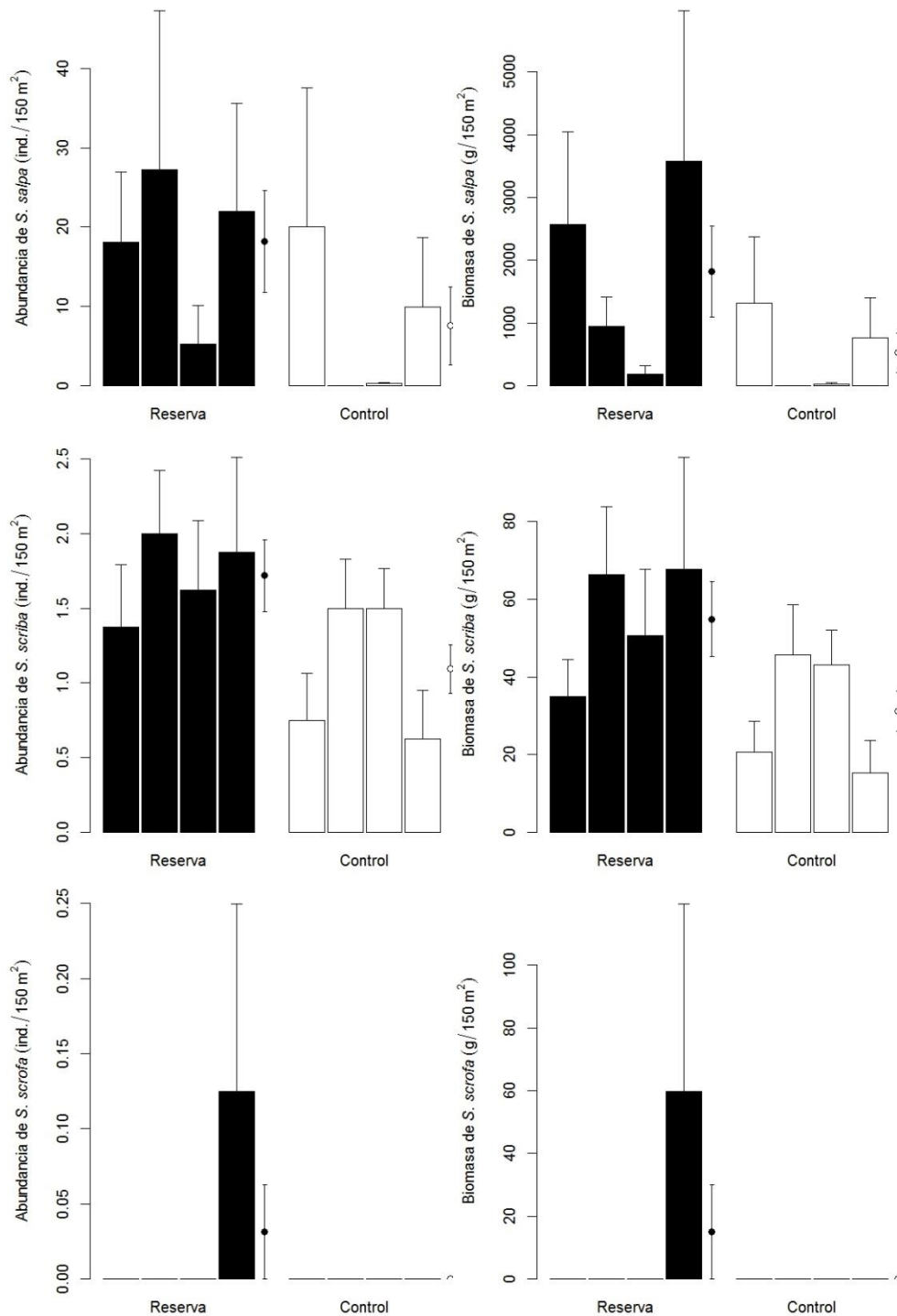


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

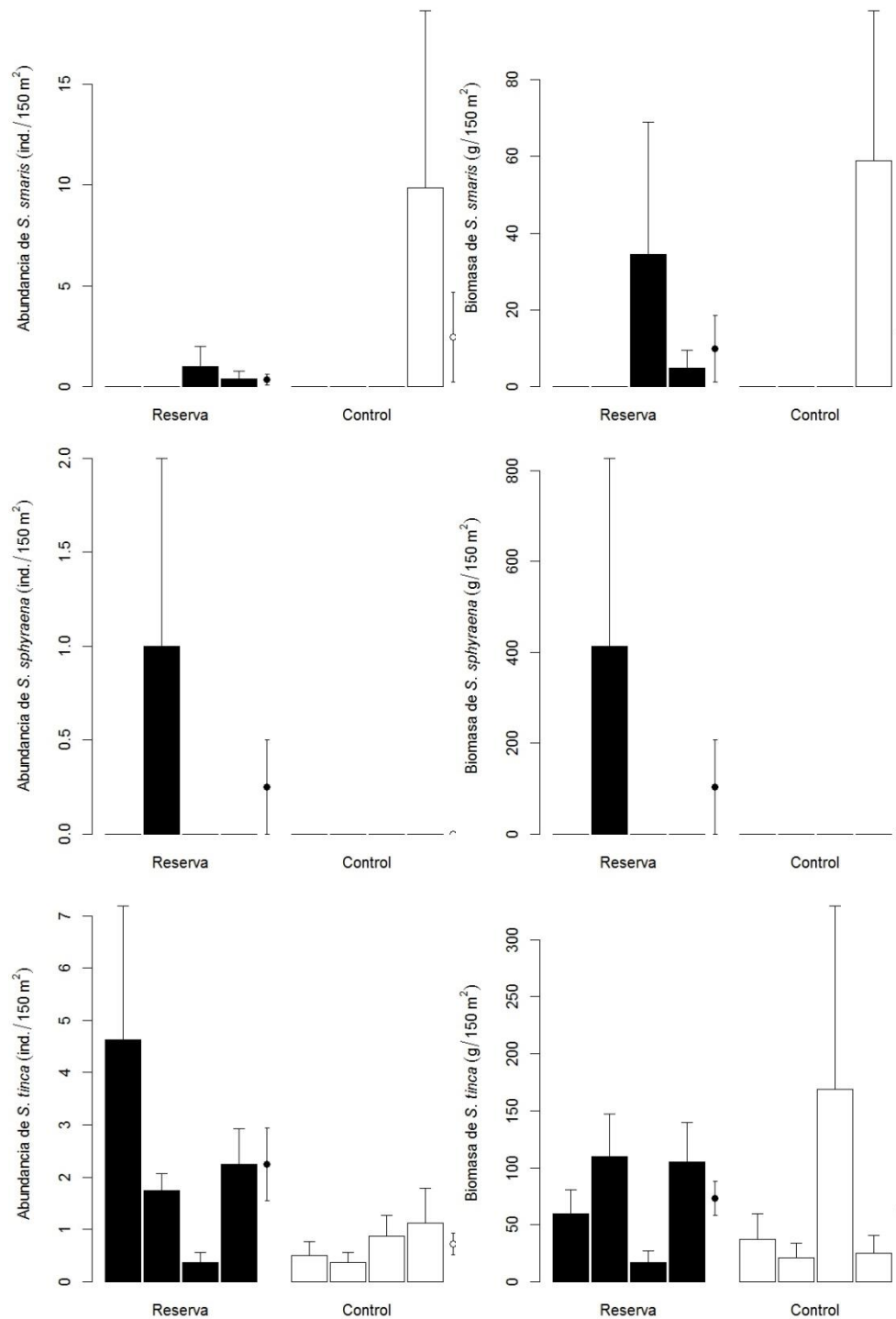


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

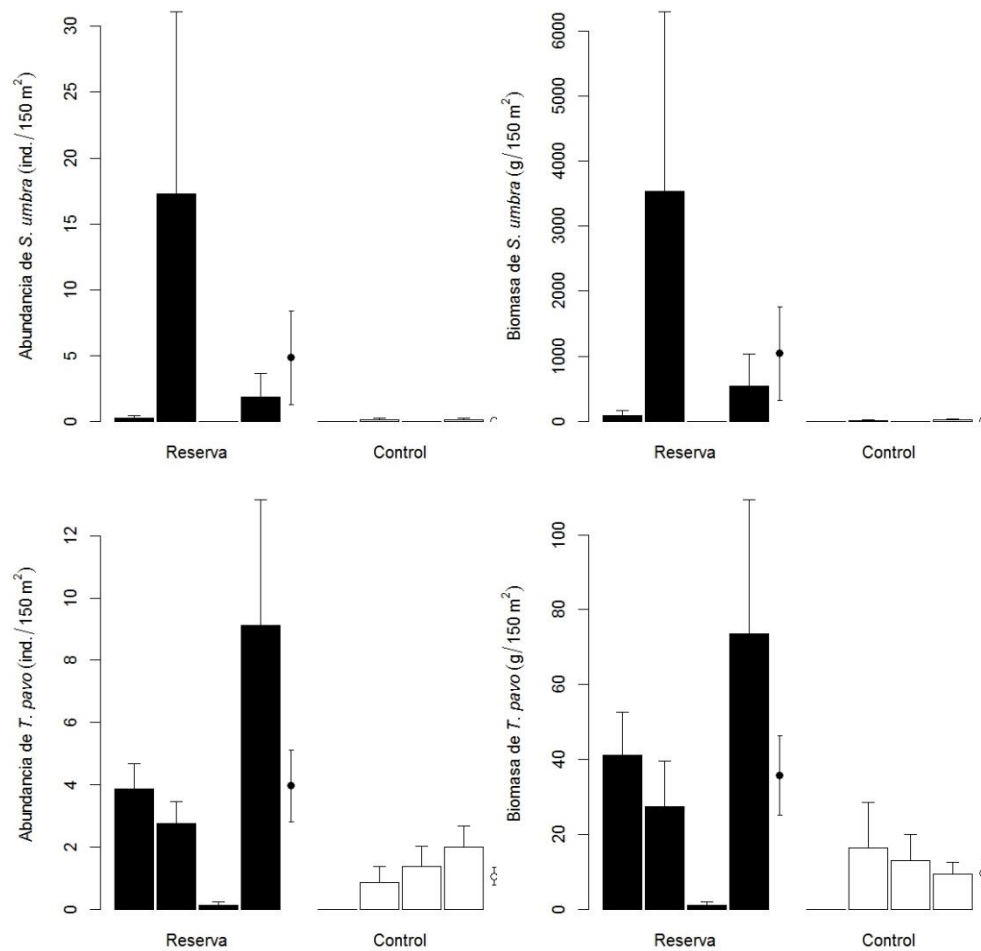


Figura 1.7 (cont.). Abundancia y biomasa media de las especies observadas en cada una de las localidades muestreadas dentro de la Reserva Marina de Tabarca (Reserva) y fuera de ella (Control). Los puntos indican la media total de la zona Reserva y Control. Las barras de error representan el error estándar.

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 2012 y 2016. 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 en el puerto de Santa Pola alcanzaron un máximo en 2013 y su contribución al conjunto de las capturas de la comunidad Valenciana en 2014. A partir de estos máximos tanto las capturas como su contribución disminuyen.

En el caso del bonito el máximo de capturas en el periodo considerado se alcanza en 2014. La contribución a las capturas de la Comunidad Valenciana de los desembarques del puerto de Santa Pola es máxima en los años 2014 y 2015 donde alcanza el 30% del total de capturas de la Comunidad.

Para la sepia se observa una tendencia ascendente a lo largo del periodo de estudio tanto en las capturas como en la contribución a las capturas de la CV. Las capturas de dentón presentan una estabilidad o ligero ascenso hasta 2016 pero se observa un descenso acusado el último año de estudio. La proporción de las capturas de dentón de la flota de Santa Pola es importante principalmente los primeros años de estudio con más de un tercio de las capturas de la CV pero presenta una ligera tendencia a la baja en el periodo considerado

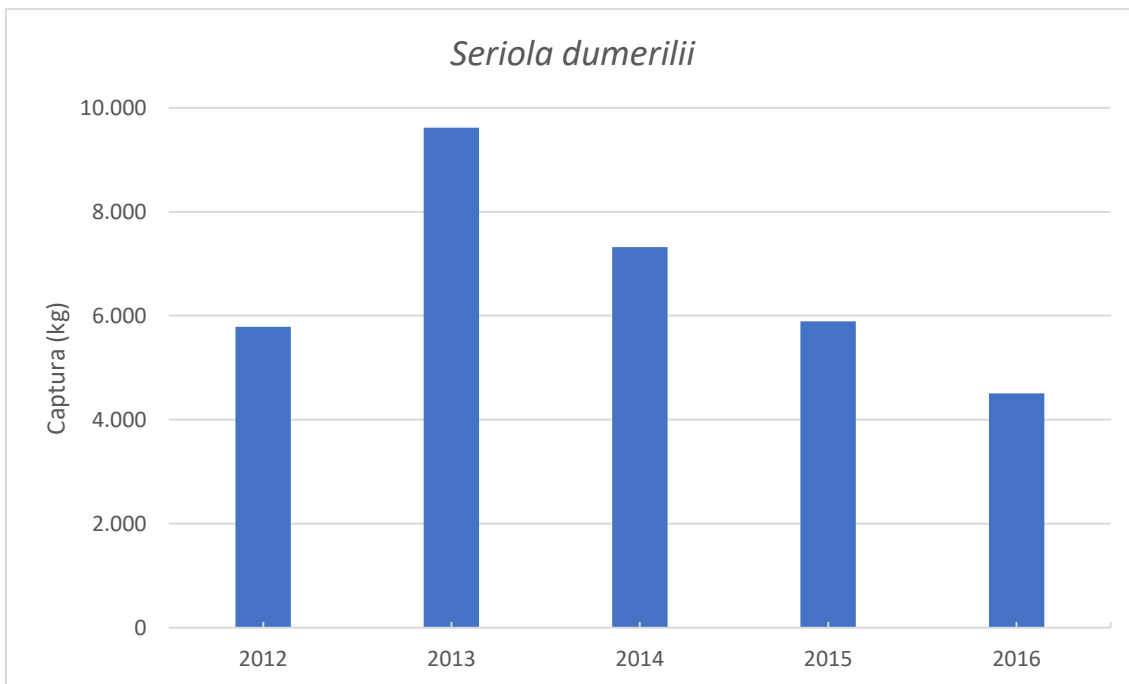


Figura 1.8. Evolución de las capturas de Lecha en la lonja de Santa Pola.

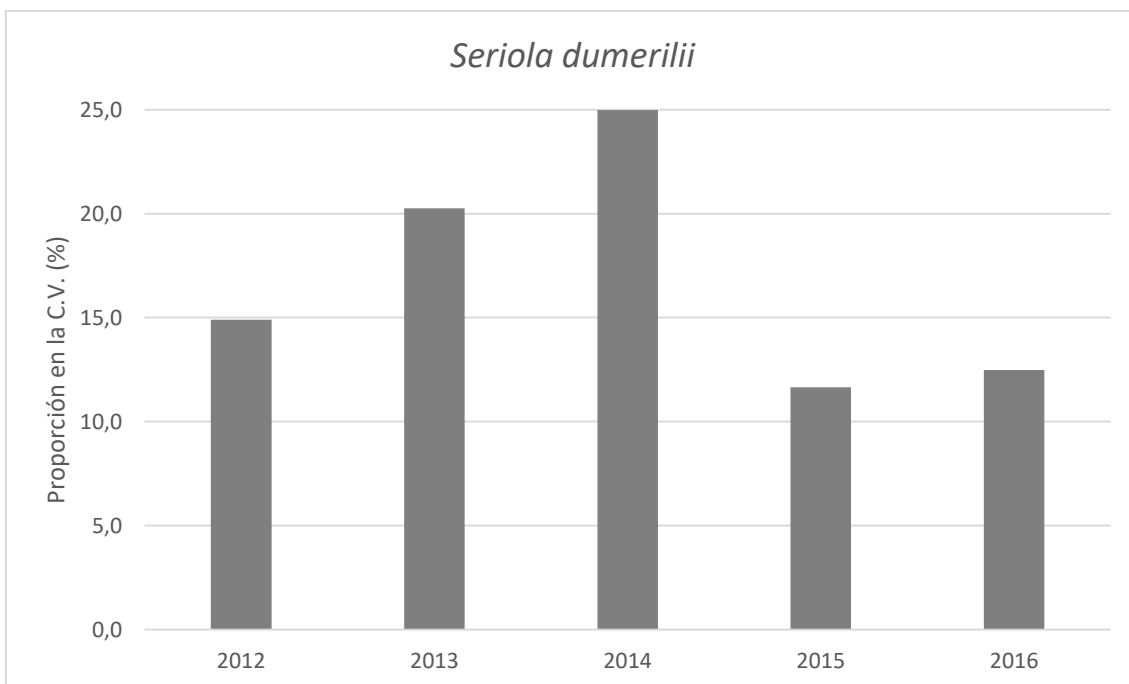


Figura 1.9. Evolución de la proporción de las capturas de Lecha en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

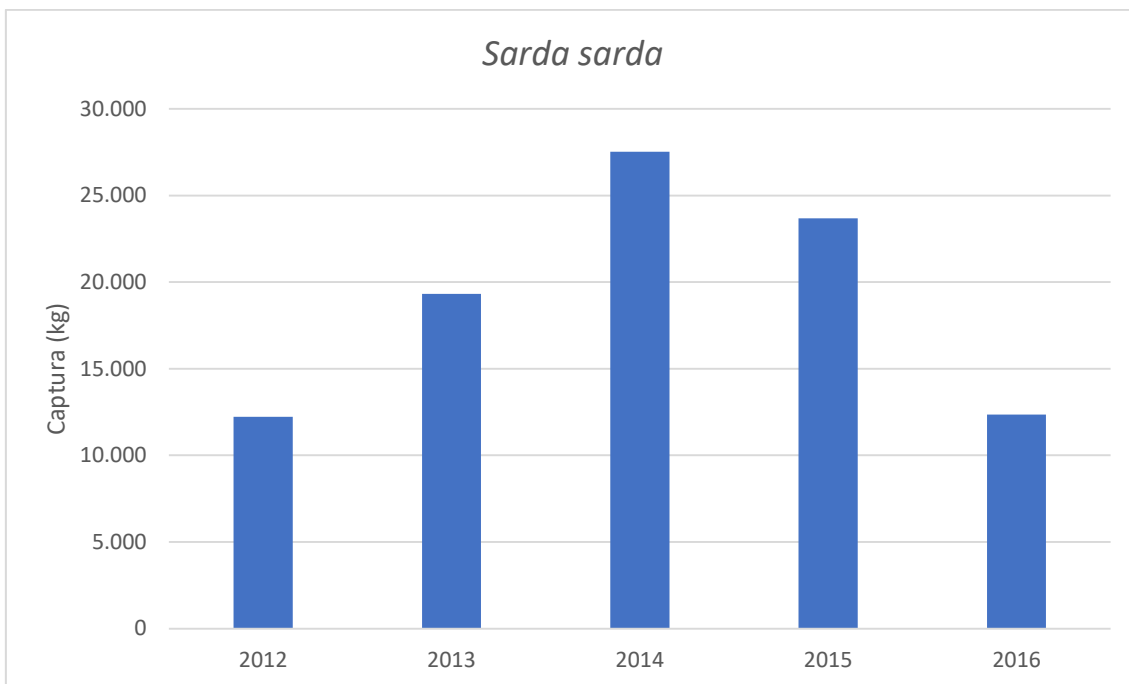


Figura 1.10. Evolución de las capturas de Bonito en la lonja de Santa Pola.

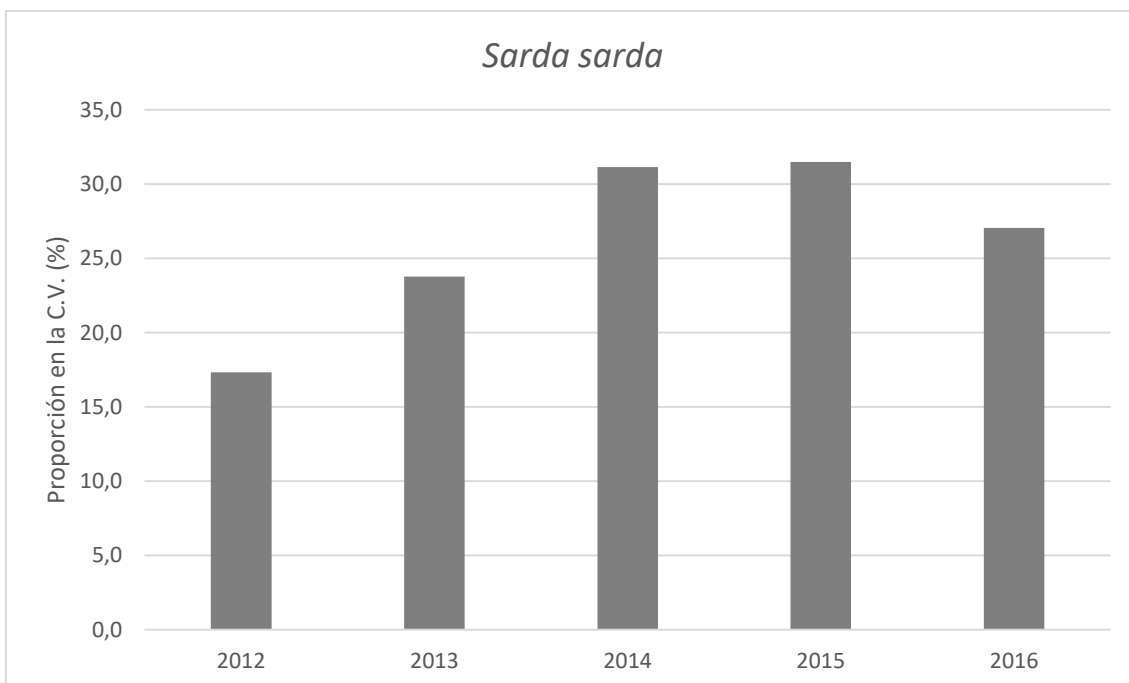


Figura 1.11. Evolución de la proporción de las capturas de Bonito en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.



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

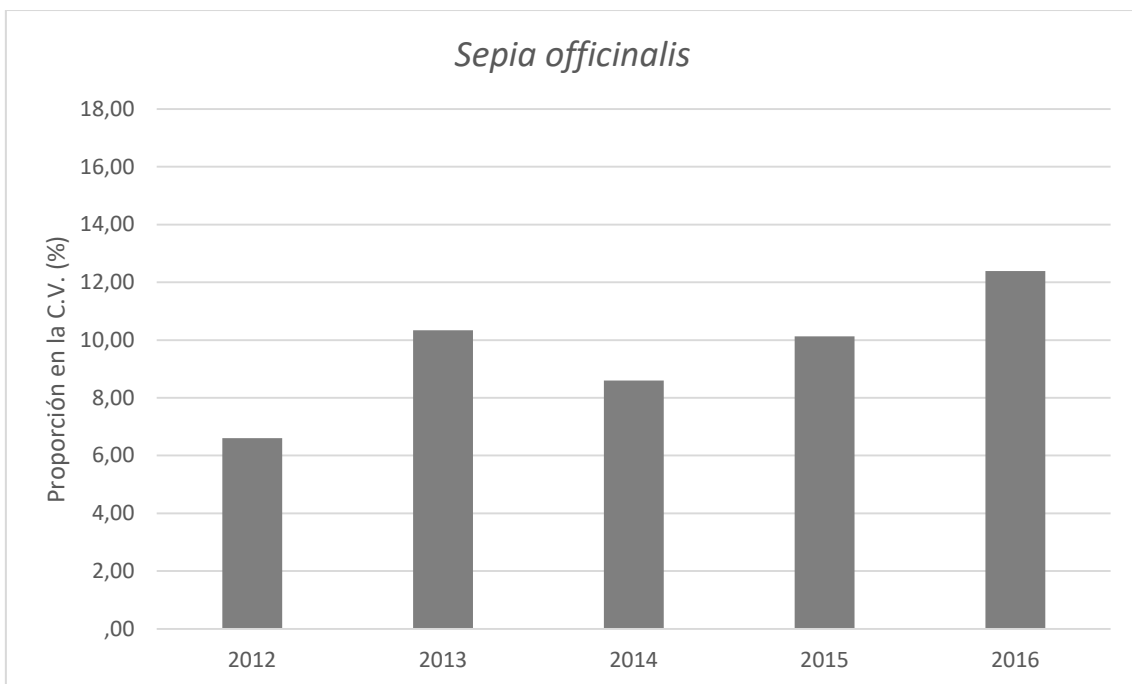


Figura 1.13. Evolución de la proporción de las capturas de Sepia en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

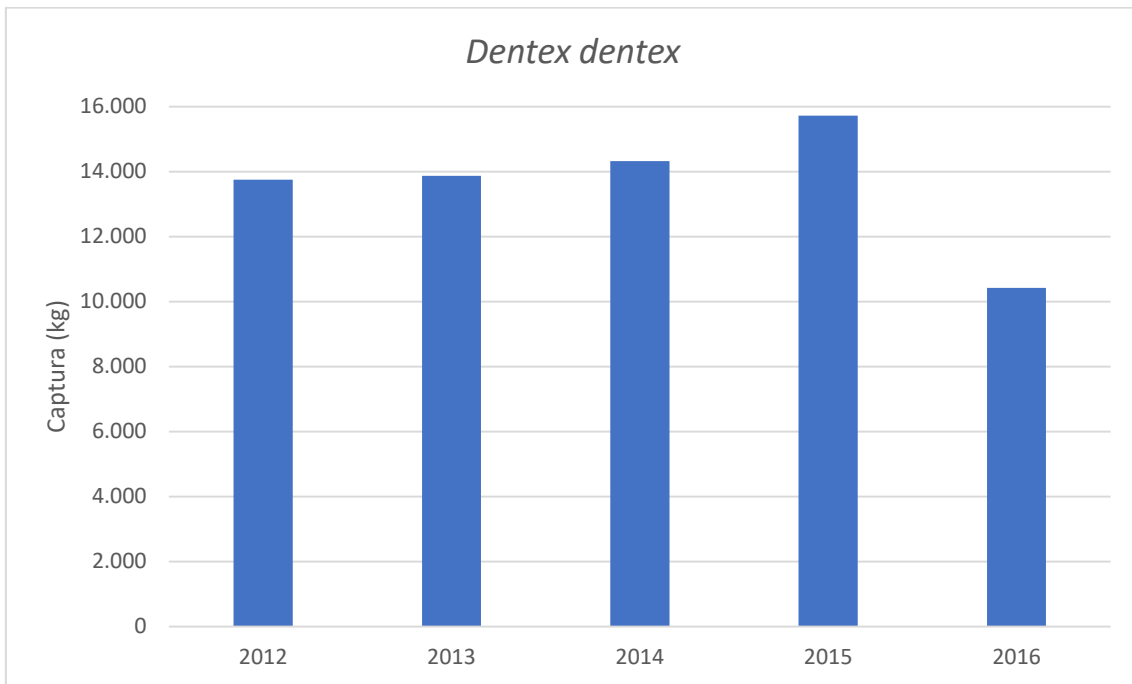


Figura 1.14. Evolución de las capturas de Dentón en la lonja de Santa Pola.

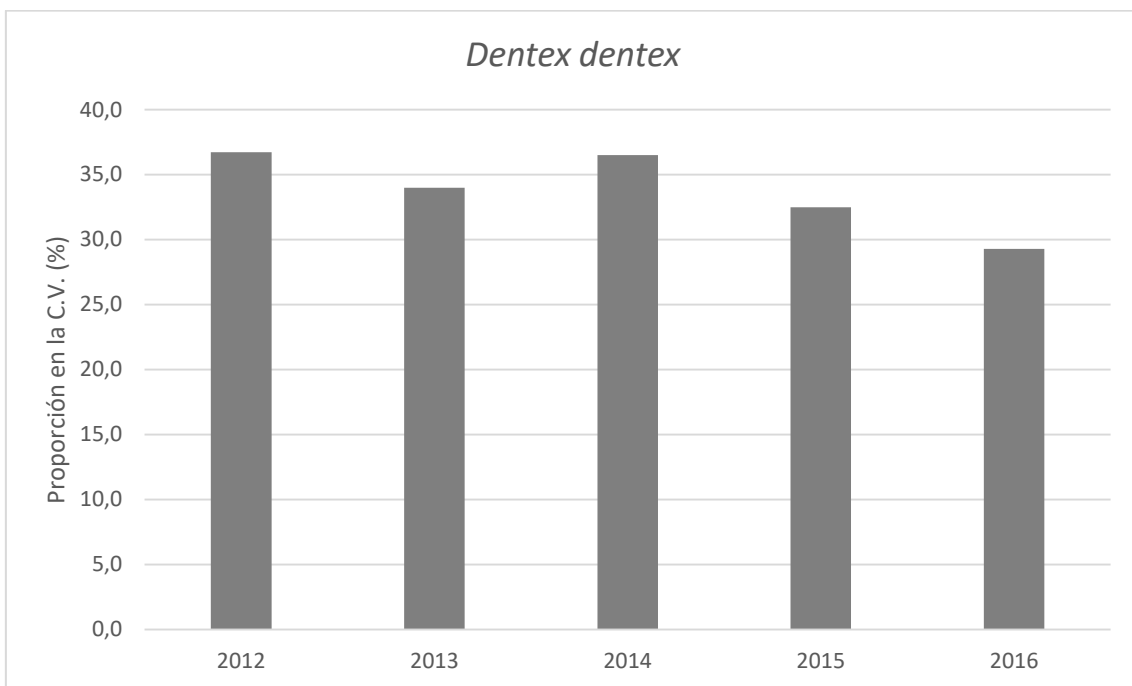


Figura 1.15. Evolución de la proporción de las capturas de Dentón en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

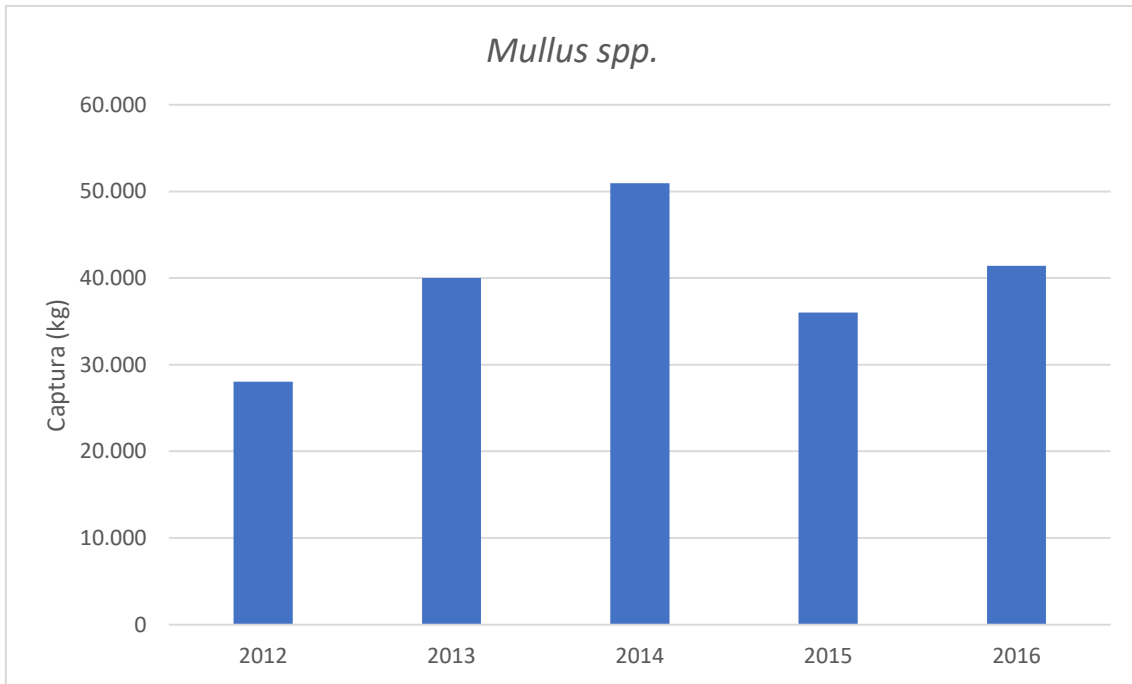


Figura 1.16. Evolución de las capturas de Salmonetes en la lonja de Santa Pola.

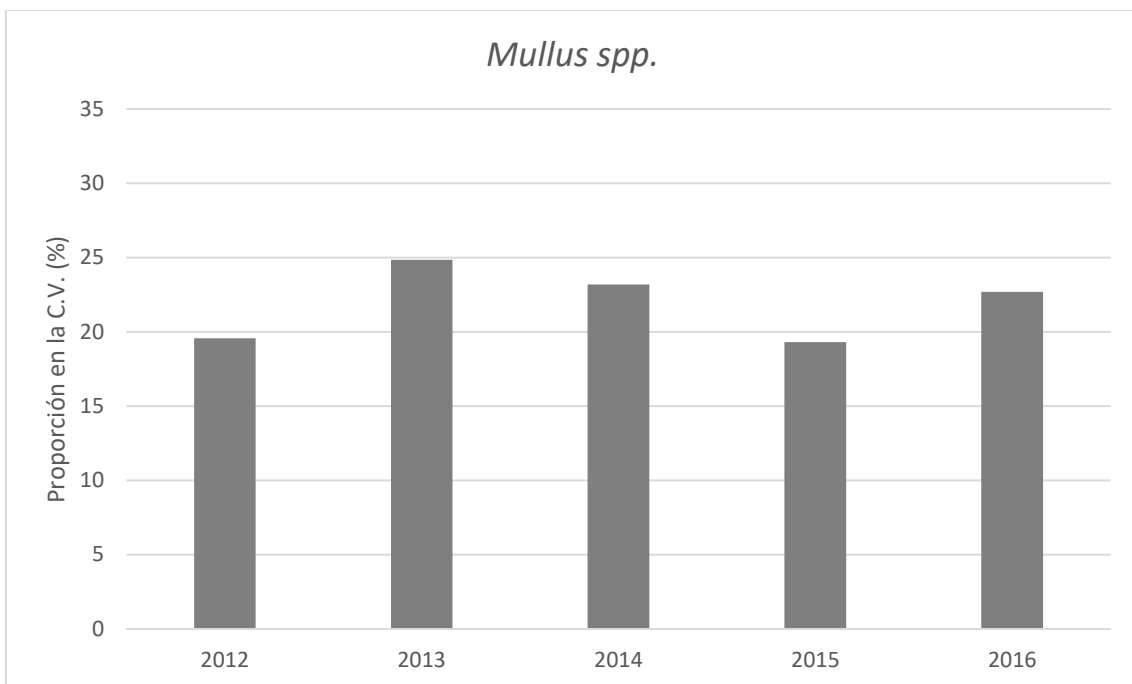


Figura 1.17. Evolución de la proporción de las capturas de Salmonetes en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

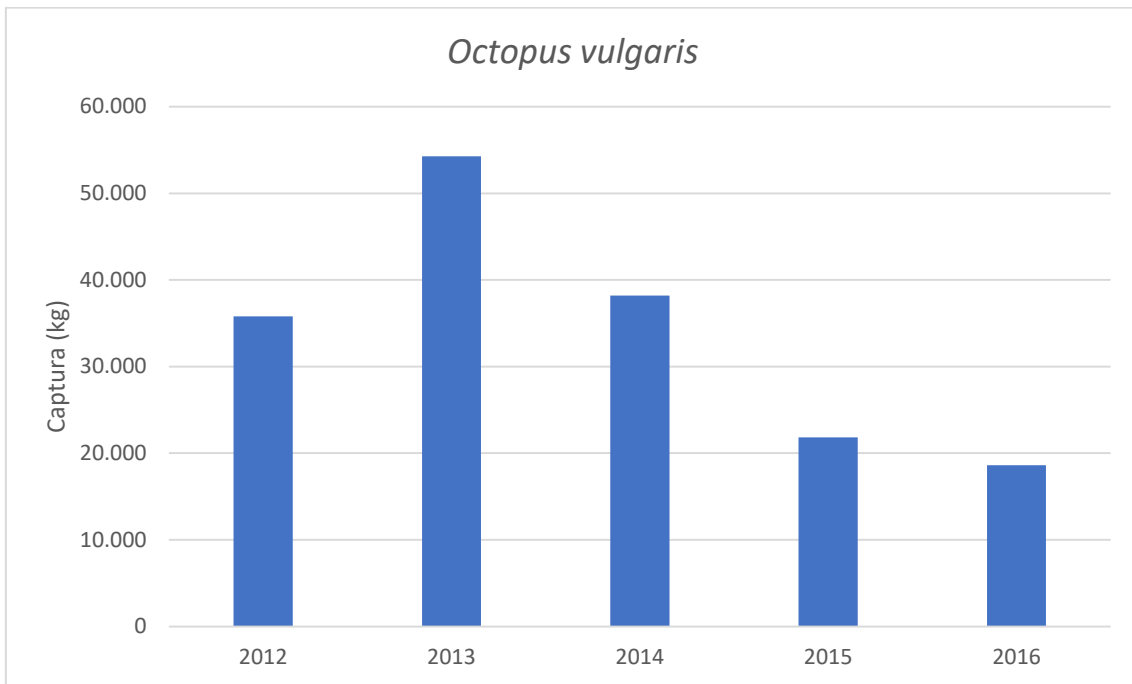


Figura 1.18. Evolución de las capturas de Pulpo en la lonja de Santa Pola.

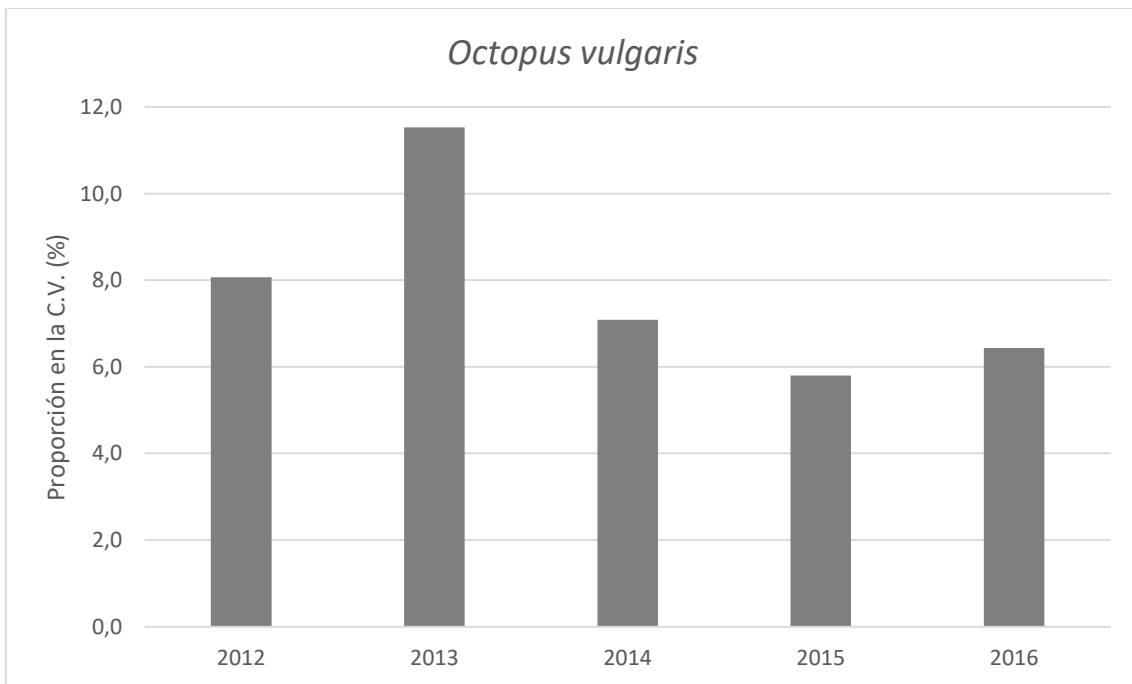


Figura 1.19. Evolución de la proporción de las capturas de Pulpo en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

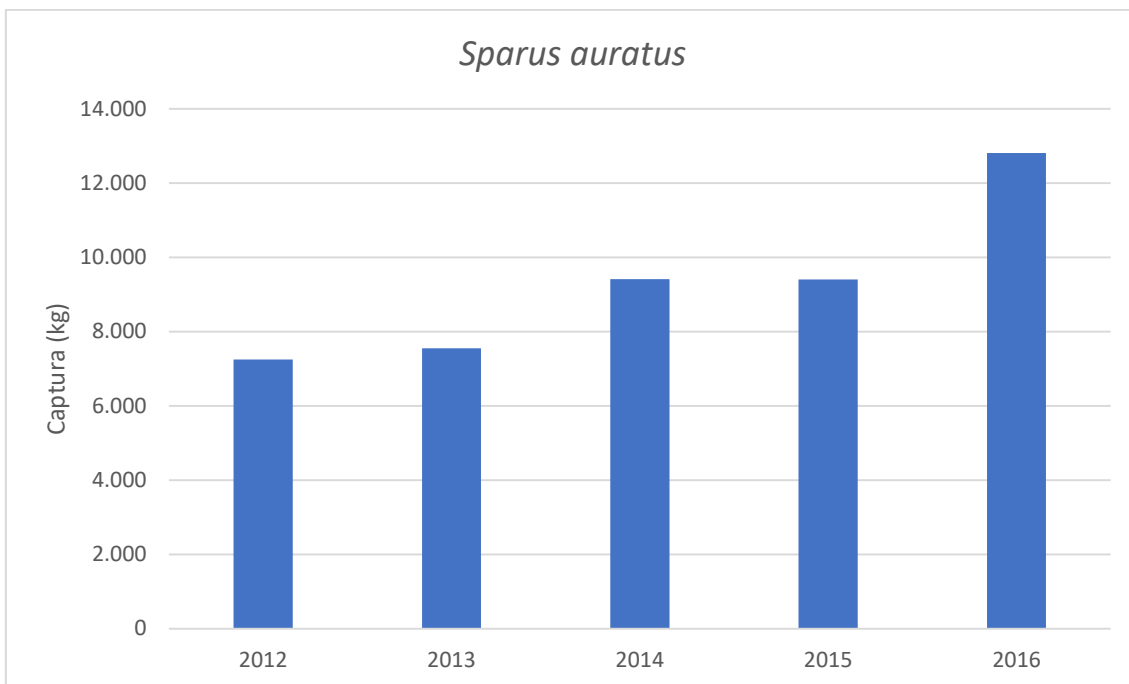


Figura 1.20. Evolución de las capturas de Dorada en la lonja de Santa Pola.

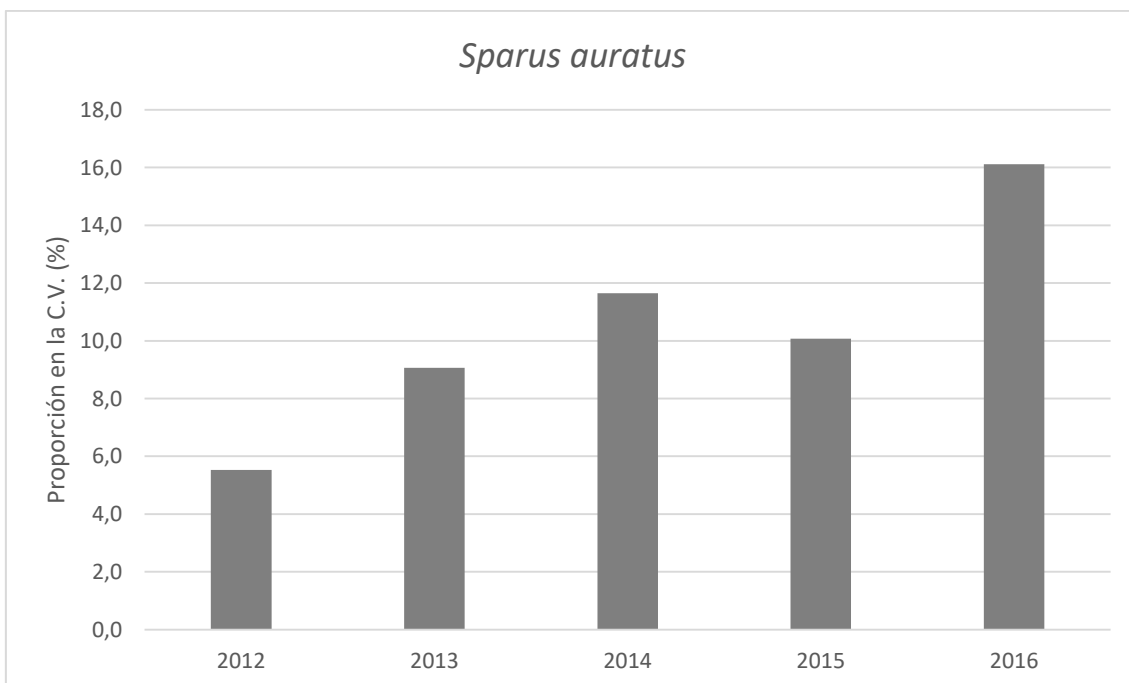


Figura 1.21. Evolución de la proporción de las capturas de Dorada en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

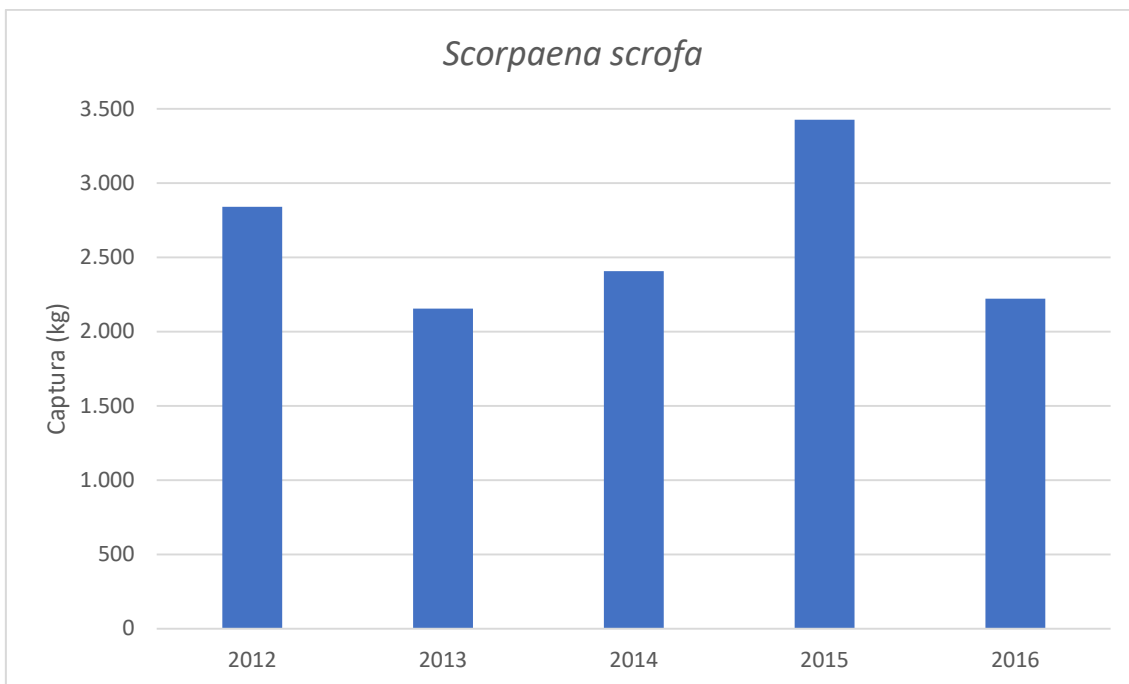


Figura 1.22. Evolución de las capturas de Gallineta en la lonja de Santa Pola.

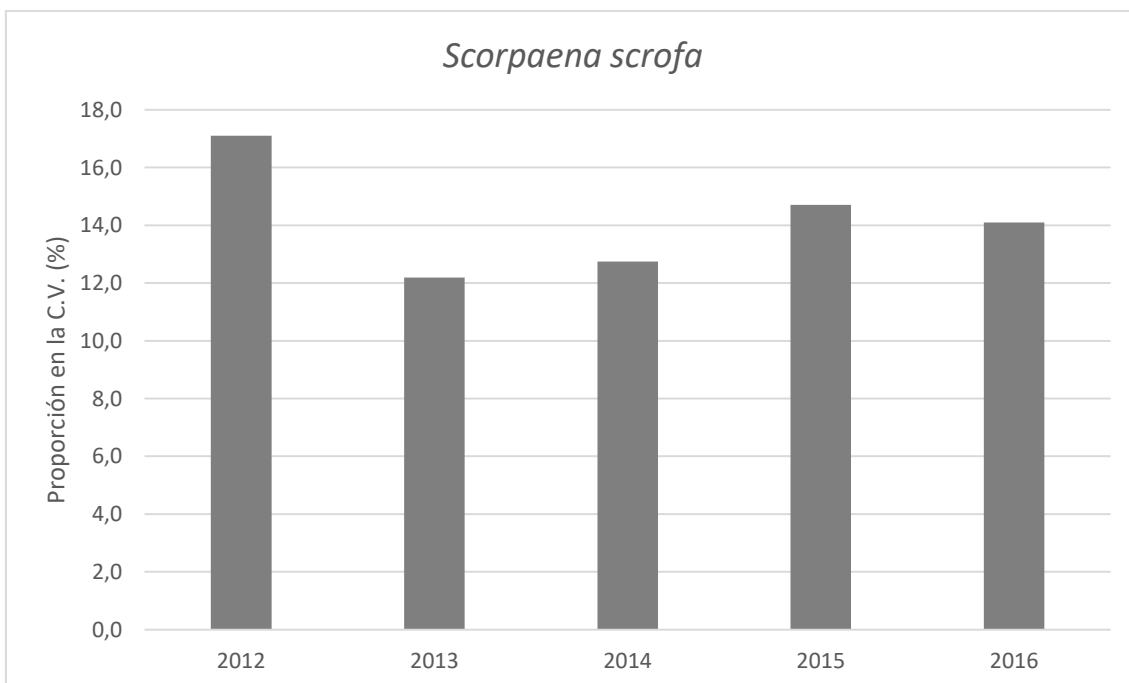


Figura 1.23. Evolución de la proporción de las capturas de Gallineta en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

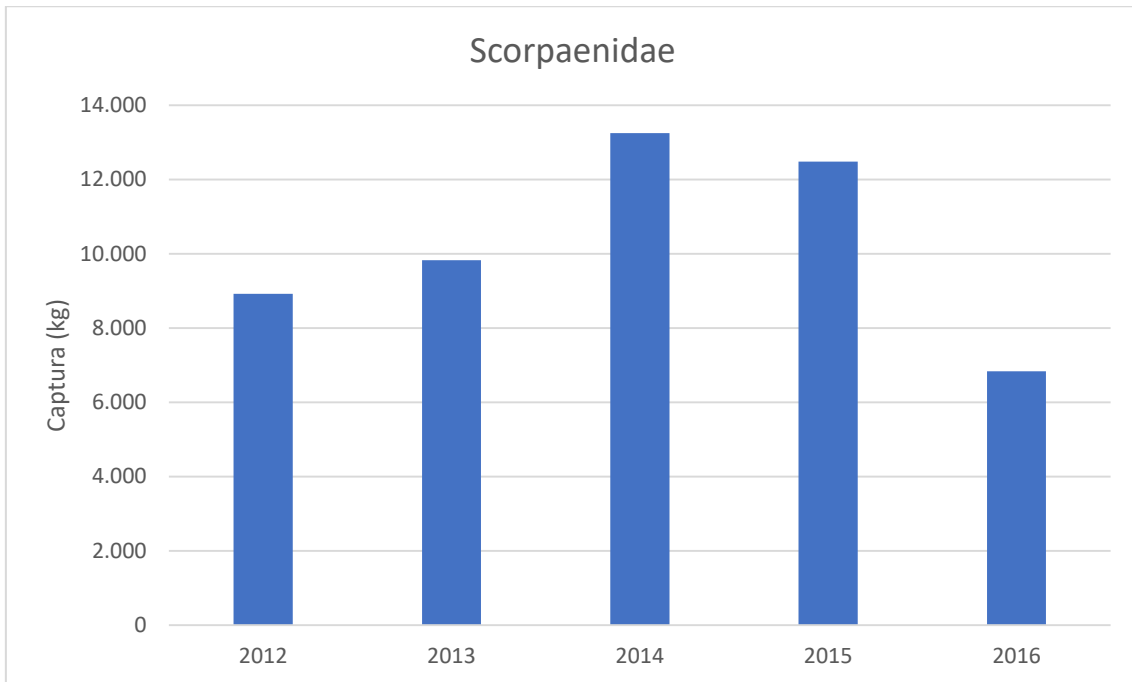


Figura 1.24. Evolución de las capturas de Escorpénidos en la lonja de Santa Pola.

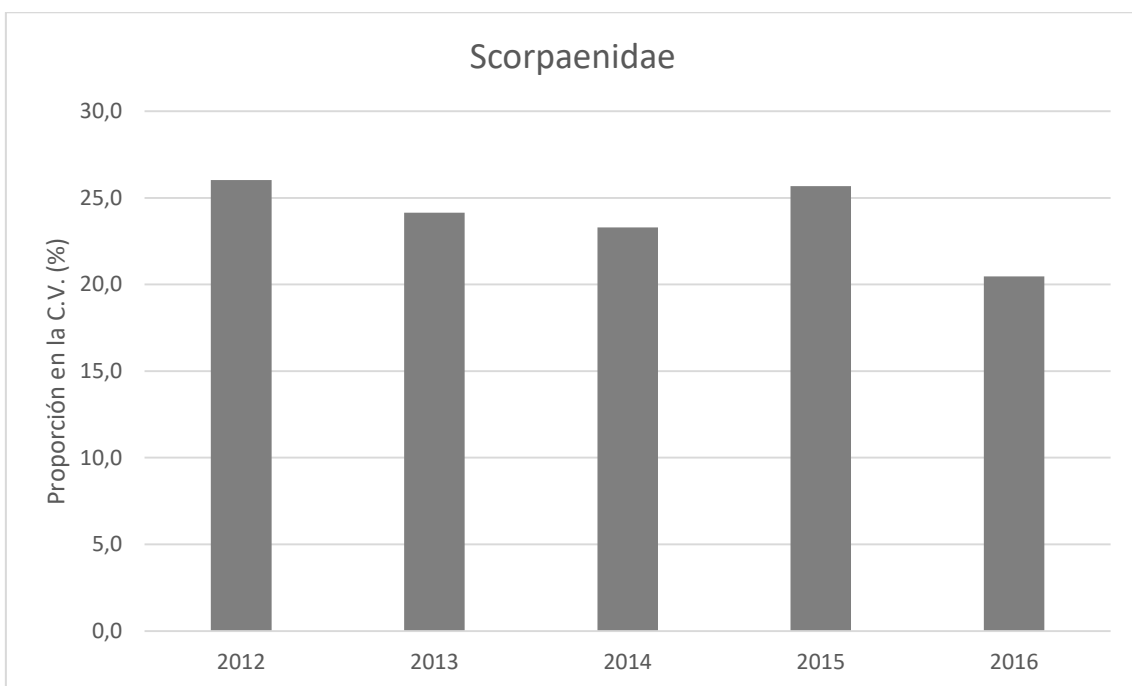


Figura 1.25. Evolución de la proporción de las capturas de Escorpénidos en la lonja de Santa Pola respecto a las capturas de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

Las capturas de salmonetes no presentan una tendencia clara a diferencia de lo que se observa para el pulpo que alcanza su máximo en 2013 y desciende a partir de esa fecha. En el caso de la dorada se observa un patrón inverso con un aumento a lo largo del periodo considerado tanto en las capturas totales como en la proporción que representan.

Las capturas de gaillena y de escorpénidos ni identificados son irregulares con una cierta tendencia a la baja, al menos en las proporciones en los últimos años.

La captura total de la flota artesanal no presenta una tendencia clara pero su contribución a total de la Comunidad Valenciana ha ido en aumento. En cuanto a la flota de artes menores se ha reducido en la Comunidad Valenciana en mayor medida que en Santa Pola lo que provoca que la proporción de la flota de este puerto haya aumentado a lo largo del periodo considerado

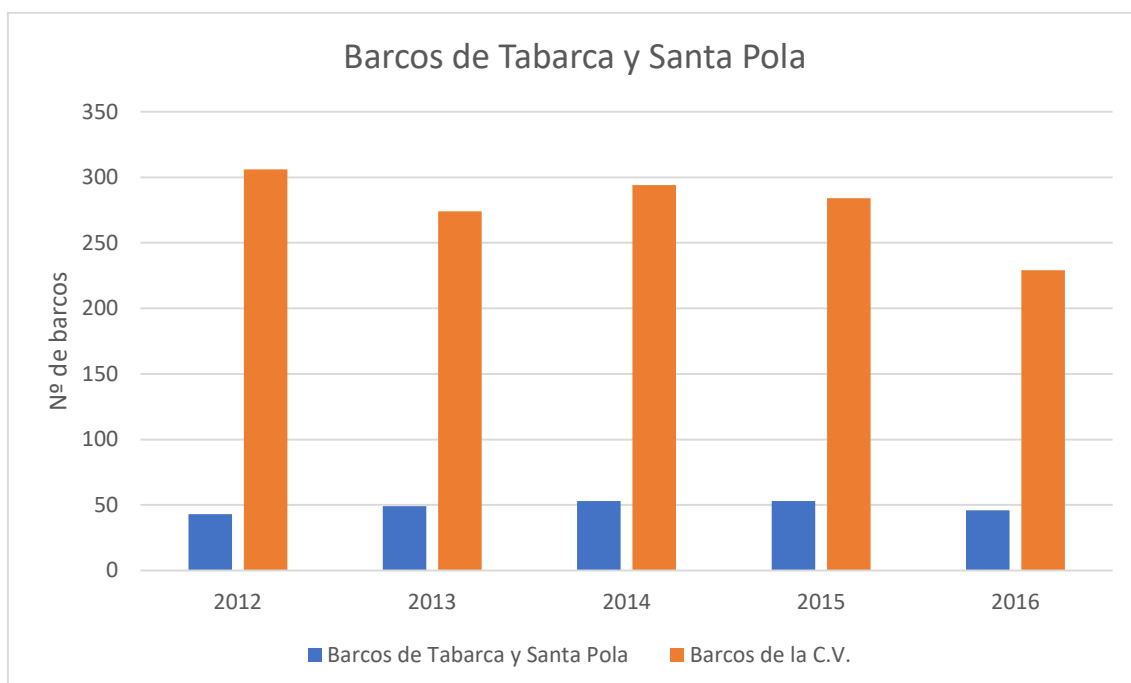


Figura 1.26. Evolución de las embarcaciones de artes menores en el Puerto de Santa Pola y en la Comunidad Valenciana.

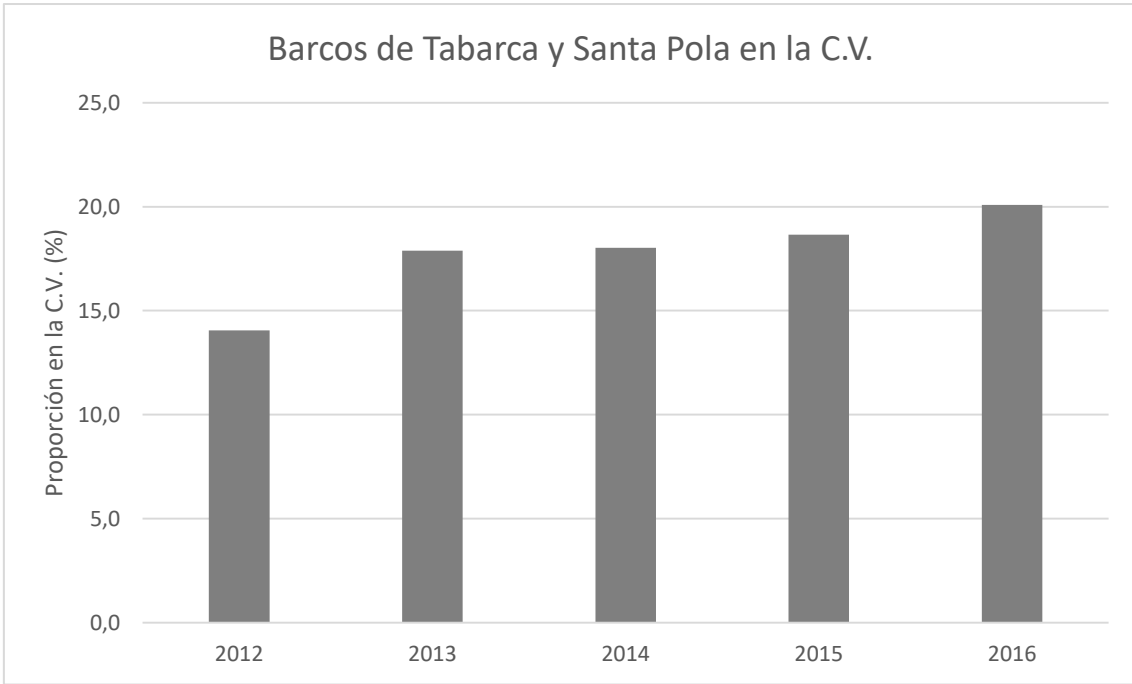


Figura 1.27. Evolución de la proporción de las embarcaciones de artes menores en el Puerto de Santa Pola frente al total de la Comunidad Valenciana.

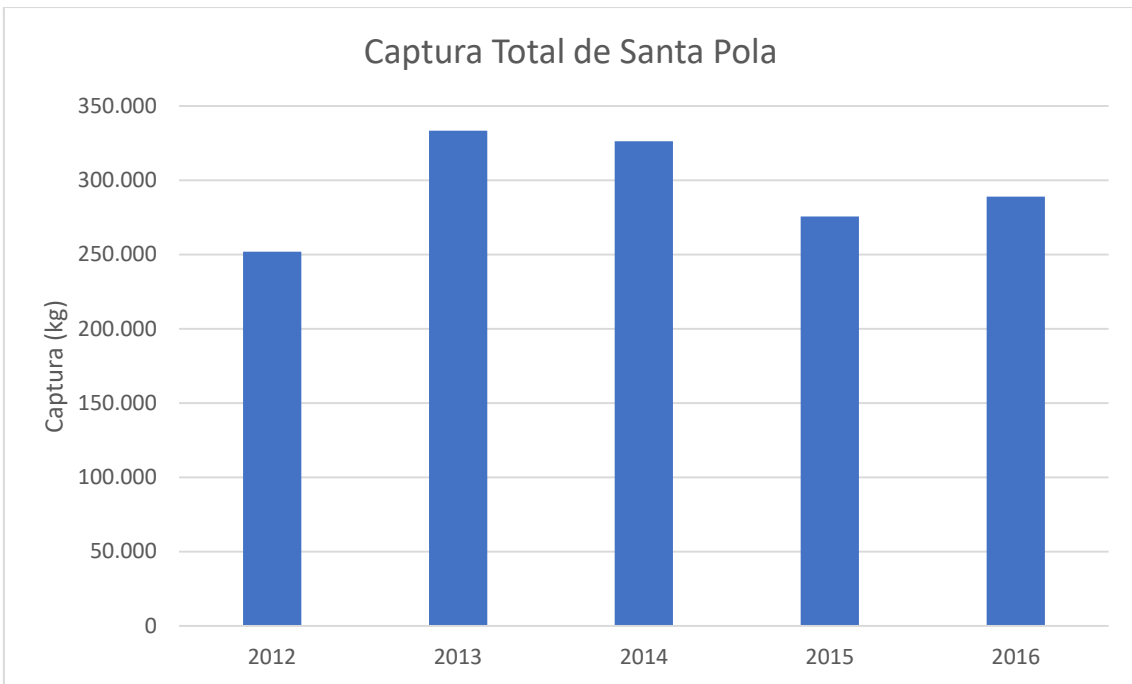


Figura 1.28. Evolución de la captura total de la flota artesanal en la lonja de Santa Pola.

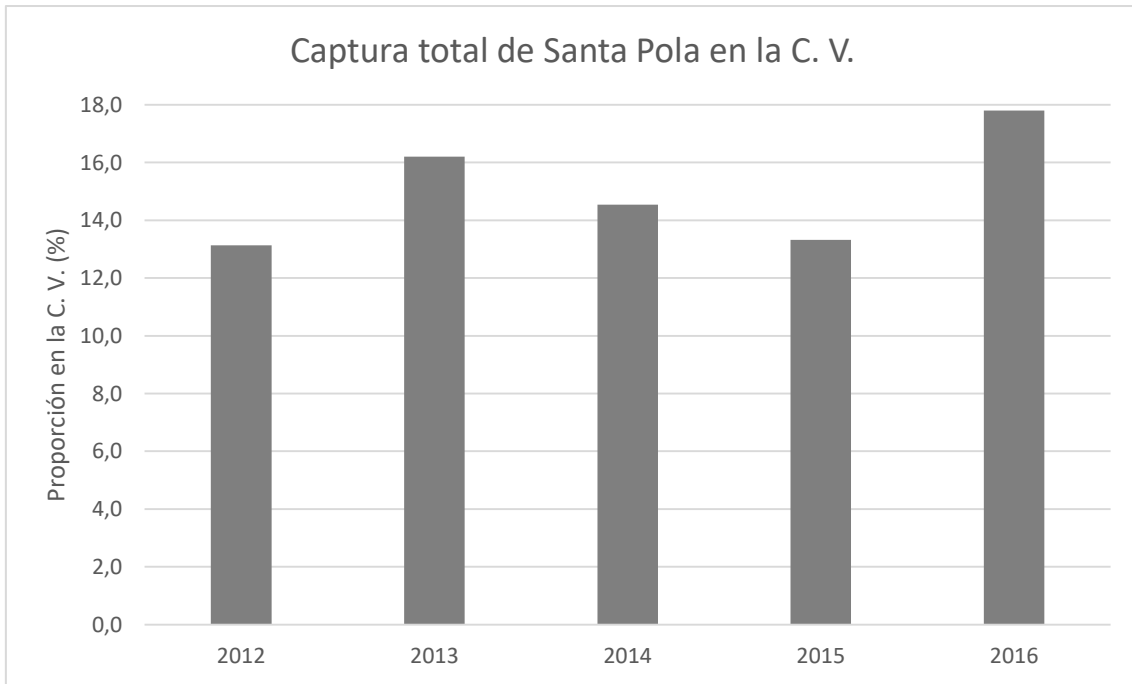


Figura 1.29. Evolución de la proporción de la captura total en la lonja de Santa Pola respecto a la captura total de la flota artesanal de la Comunidad Valenciana.

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 (figura 2.1, tabla 2.1) y en cada una de ellas en tres sitios.

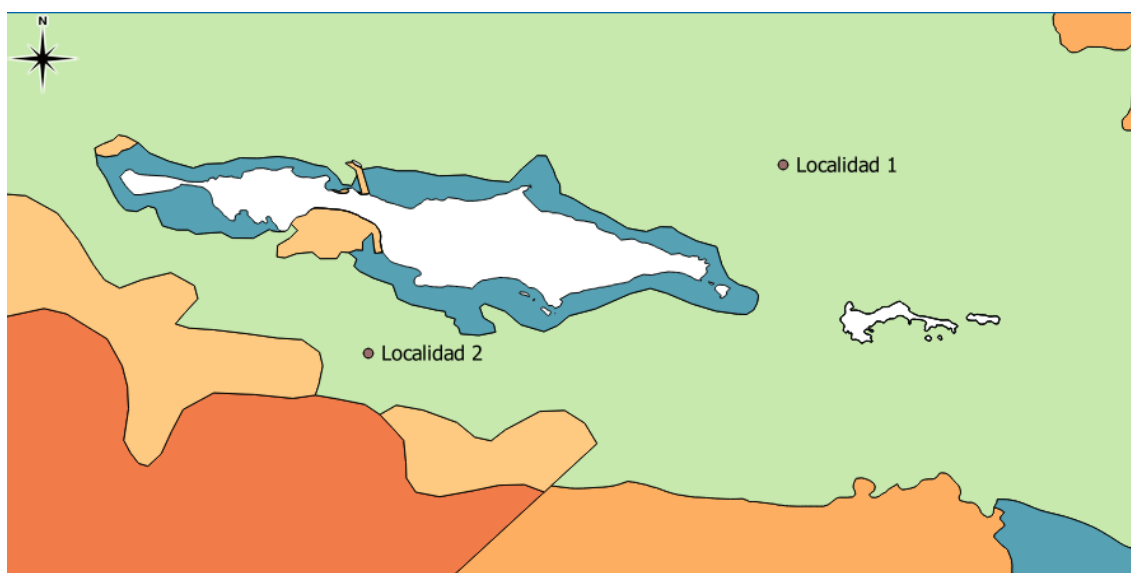


Figura 2.1. Situación de las localidades muestreadas en la reserva de Tabarca.

Tabla 2.1. Posición y profundidad de las localidades muestreadas.

Localidad	Latitud	Longitud	Profundidad (m)
Localidad 1	38° 10' 02.8" N	000° 27' 43.5" W	15.3
Localidad 2	38° 09' 36.1" N	000° 28' 38.7" W	14.6

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 ortotropos 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 substrato 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 substratos 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 ortotropos 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 ortotropos 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.
- 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 presente muestreo no se han detectado 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 (471 haces m⁻²) y el más bajo en el Sitio 3 de la Localidad 1 (369 haces m⁻²) (figura

2.2). En cualquier caso, las densidades estimadas pertenecen a praderas en equilibrio y bien conservadas según la clasificación de Pergent *et al* (1995) (figura 2.3).

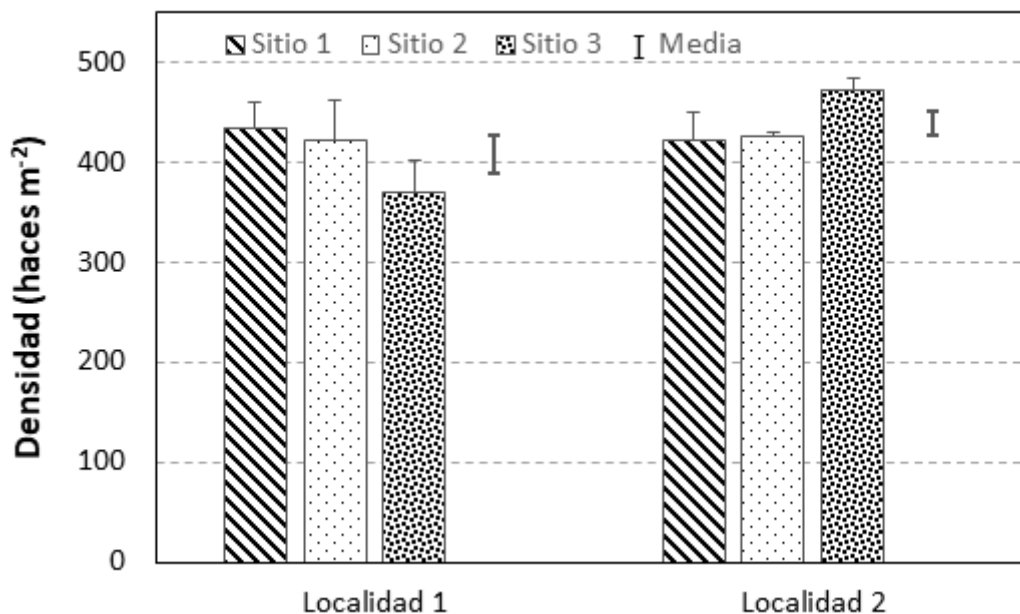


Figura 2.2. Valores medios de densidad de *Posidonia oceanica* (haces m⁻² pradera) obtenida en las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

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	Gl	CM	F	p	F versus
Densidad	Localidad	1	4394.531	1.51	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	2914.496	1.36	ns	
	Residual	12	2137.586			
			8			
Plagiotropos	Localidad	1	0.2601	0.19	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	1.3568	0.62	ns	
	Residual	12	2.1942			

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

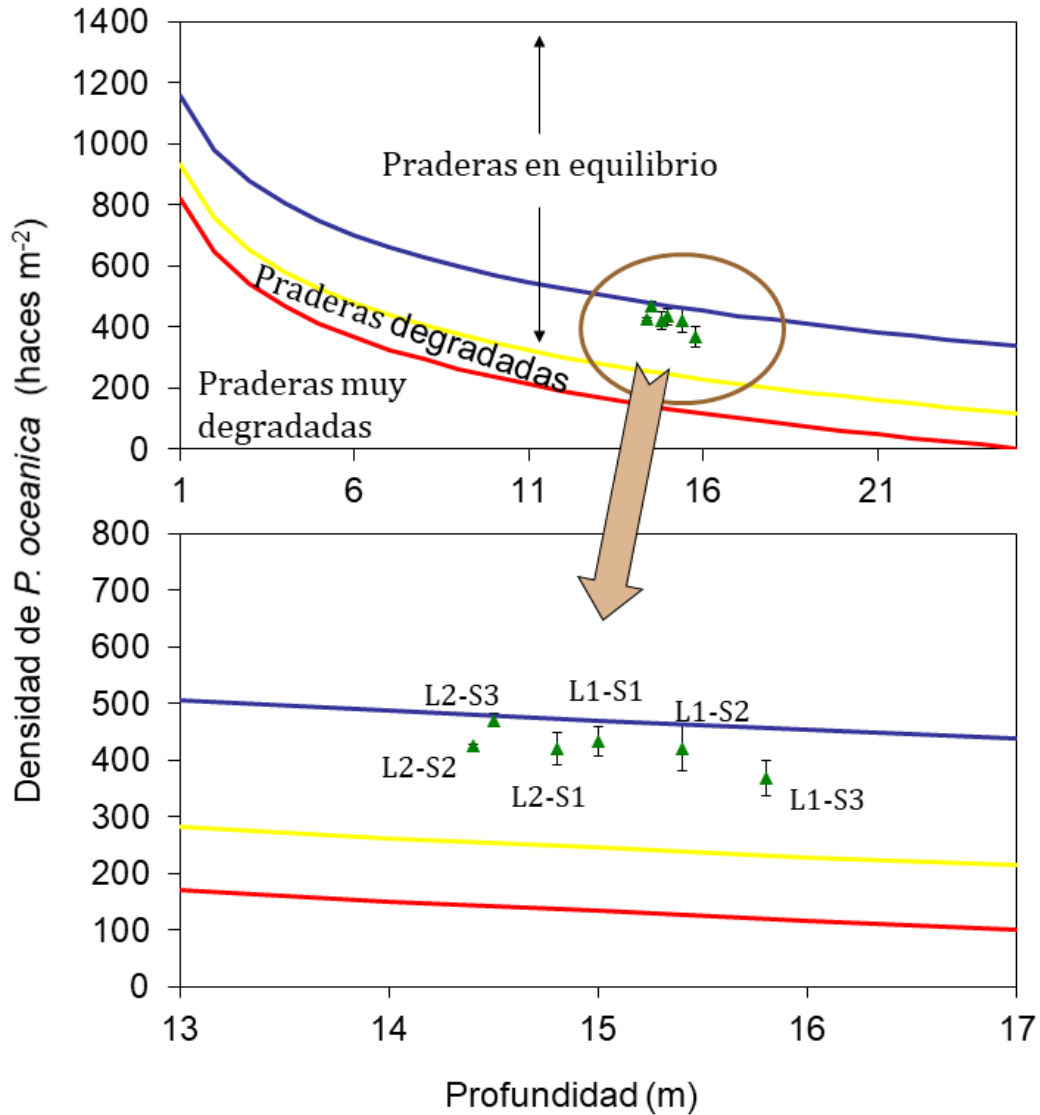


Figura 2.3. Representación de los valores medios de densidad de *Posidonia oceanica* (n=3) de cada sitio muestreado en función de la profundidad, comparándolos con la clasificación del estado de las praderas de Pergent *et al.* (1995). (Las barras representan el error típico).

- 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 las praderas estudiadas en el presente trabajo se han estimado proporciones similares (tabla 2.2) y muy bajas (< 8 %) de rizomas plagiotropos (figura 2.4). En praderas degradadas se suelen detectar porcentajes de rizomas plagiotropos mayores al 20 %. Así en las praderas próximas a Benicassim se estimó un 30.9 % y en las próximas a la ciudad de Alicante un 21.2 % (Ramos et al., 2017).

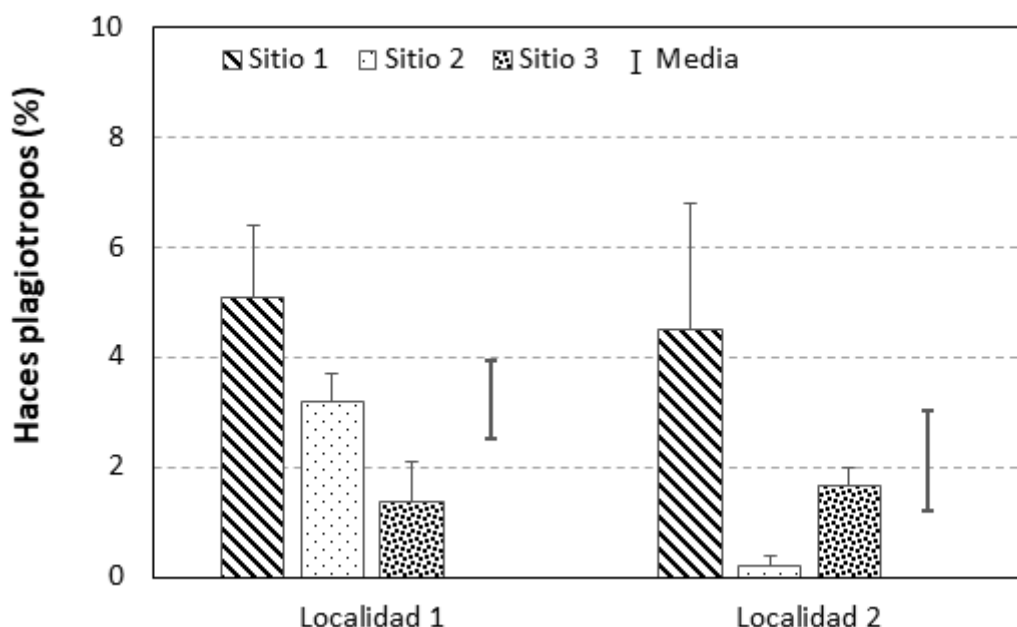


Figura 2.4. Porcentajes de haces plagiotropos de *Posidonia oceanica* (%) obtenidos en las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

- Cobertura

No se detectaron diferencias significativas entre los valores de cobertura de las distintas localidades (tabla 2.3, figura 2.4), ni entre los sitios muestreados dentro de cada localidad. Los valores de cobertura de *Posidonia* fueron de un 83-87 % para la Localidad 1 y de un 75-85 % para la Localidad 2. En ambas localidades los fondos se pueden considerar bastante homogéneos, predomina la pradera de *Posidonia* con pequeñas cubetas o franjas de arena (5-13 % de fondo). Aunque los valores estimados sean algo inferiores a los observados en otras praderas (Ej.: Moraira: 97.8 % y Altea: 95.4 %), son característicos de praderas en buen estado de conservación.

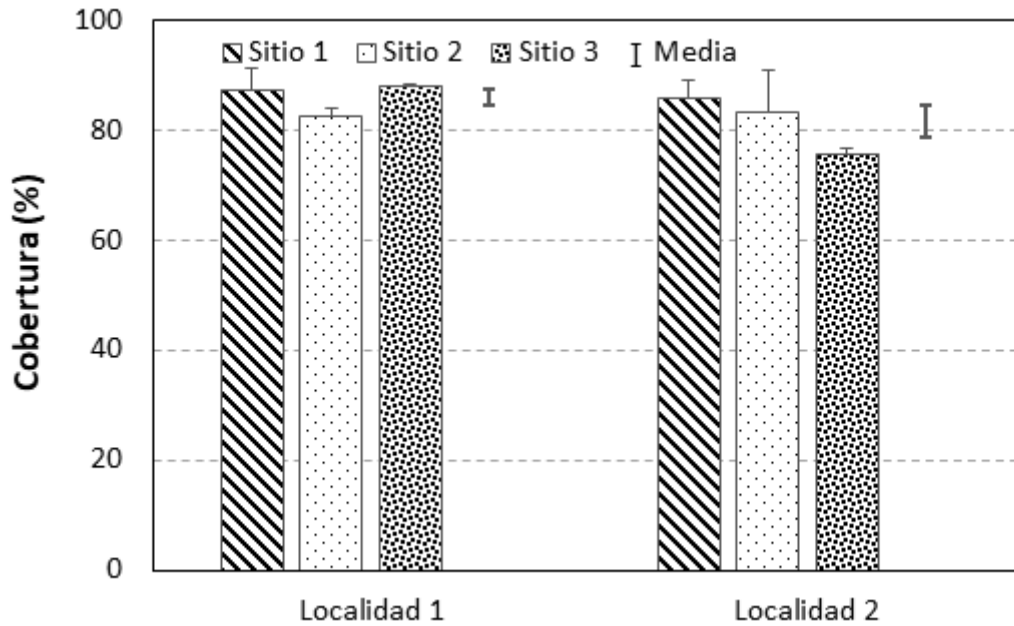


Figura 2.4. Representación gráfica de los valores medios de cobertura de *P. oceanica* (%) en las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- **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, figura 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 (2-7 %), probablemente debido a que la primera localidad estuviera más próxima a la antigua zona de fondeo de las tabarqueras.

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	Gl	CM	F	p	F versus
Cobertura de <i>P. oceanica</i>	Localidad	1	88.6806	1.53	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	56.6111	1.24	ns	
	Residual	12	45.7917			
Mata muerta	Localidad	1	70.0139	2.50	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	27.9861	1.76	ns	
	Residual	12	15.8889			

Índice de conservación	Localidad	1	0.0056	2.04	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	0.0027	1.42	ns	
	Residual	12	0.0019			

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

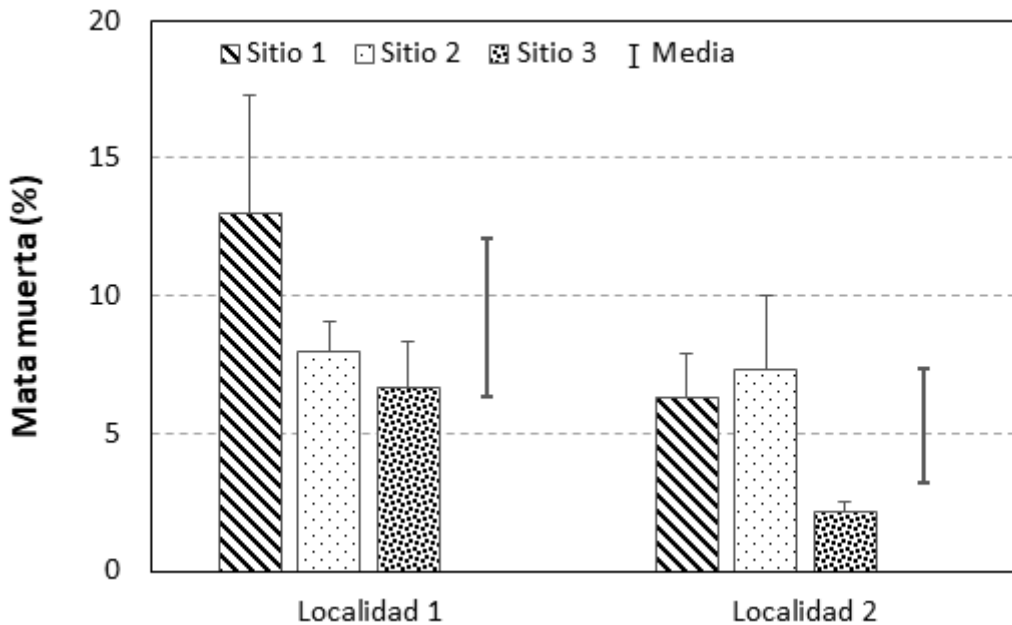


Figura 2.5. Representación gráfica de los valores medios de cobertura de mata muerta de *P. oceanica* (%) en las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- 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 presente muestreo tampoco se han detectado variaciones significativas de este índice entre las diferentes localidades y sitios (tabla 2.3, figura 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.

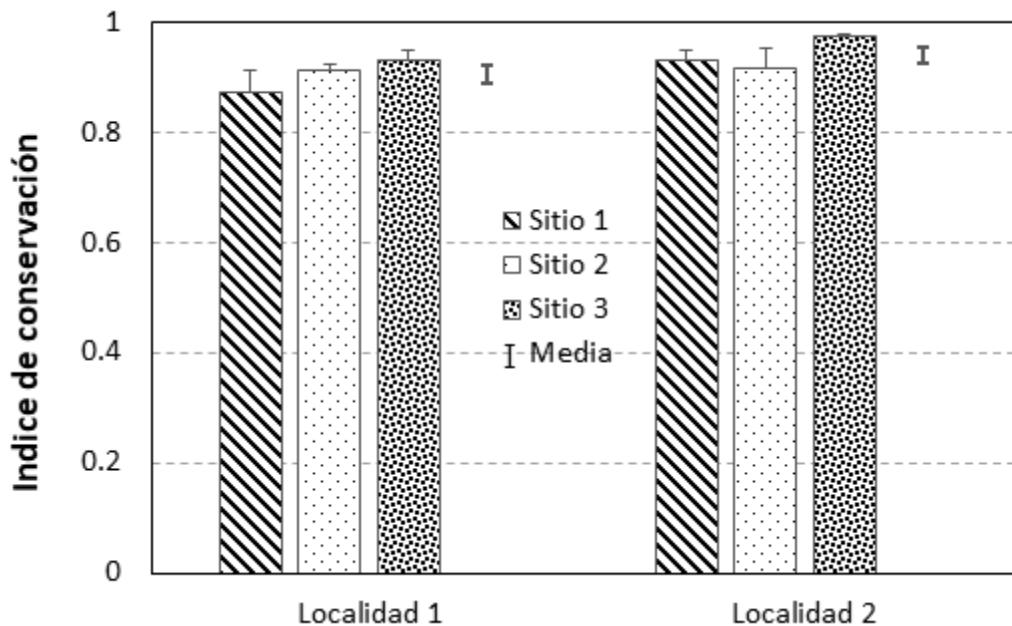


Figura 2.6. Representación gráfica de los valores medios del índice de conservación de *P. oceanica* en las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- 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 (tabla 2.4). En ambos casos el grado de “descalzamiento” era alto, ya que las plantas sobresalían entre 8.6 y 10 cm sobre el sedimento (figura 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.

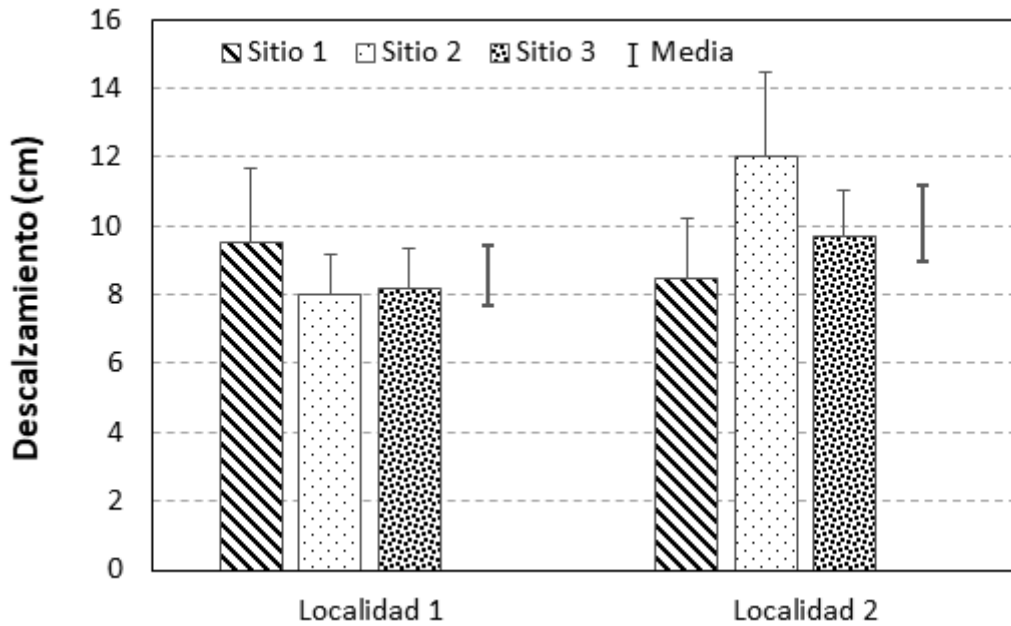


Figura 2.7. Valores medios de descalzamiento de *P. oceanica* (cm) obtenida en las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

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	Localidad	1	33.7500	1.76	ns	Sitio (Localidad)
	Sitio (Localidad)	4	19.1333	0.64	ns	Residual
	Residual	59	30.0130			

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 y la superficie foliar de los haces (tabla 2.5).

Centrándonos en 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 7.4 hojas haz^{-1} . Mientras que el menor valor de este parámetro se observó en el sitio 3 de la localidad 1 con 5.4 hojas haz^{-1} (figura 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 6.4 hojas, un valor considerablemente superior al detectado en otras praderas para la misma época del año (Ramos et al., 2017).

En este muestreo tampoco se detectaron diferencias significativas para la longitud máxima foliar (tabla 2.5), obteniéndose los valores más bajos en el sitio 1 de la localidad 1 (54.72 cm) y los más elevados en el sitio 3 de esta misma localidad (76.46 cm). En el resto de los sitios los valores de longitud foliar máximo de las plantas estaban en torno a 65 cm (figura 2.9), valor similar al detectado en otras praderas como las de Moraira (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	Gl	CM	F	p	F versus
Longitud máxima foliar	Localidad	1	2.8830	0.01	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	380.3227	1.66	ns	
	Residual	24	229.1265			
Anchura máxima foliar	Localidad	1	0.1268	34.7	**	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	0.0037	5	ns	
	Residual	24	0.0048	0.77		
Superficie foliar	Localidad	1	24475.63	29.6	**	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	47	2	ns	
	Residual	24	826.3681	0.47		
			1775.734			
			7			
Biomasa foliar	Localidad	1	0.1589	4.57	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	0.0348	0.76	ns	
	Residual	24	0.0455			
Número de hojas	Localidad	1	7.5000	7.03	ns	Sitio (Localidad) Residual
	Sitio (Localidad)	4	1.0667	1.68	ns	
	Residual	24	0.6333			
Biomasa de	Localidad	1	0.0382	0.08	ns	Sitio

epífitos	Sitio	4	0.5007	4.11	*	(Localidad)
	(Localidad)	24	0.1219			Residual
	Residual					
Herbivorismo	Localidad	1	1.4815	0.00	ns	Sitio
	Sitio	4	303.5554	1.67	ns	(Localidad)
	(Localidad)	24	182.1977			Residual
	Residual					

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

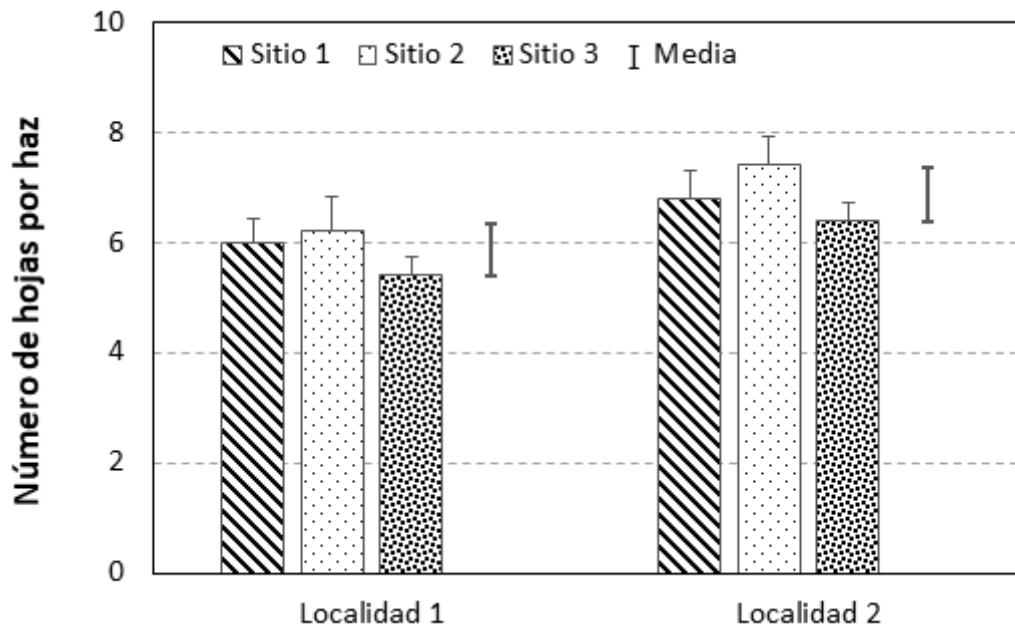


Figura 2.8. Número medio de hojas por haz de *P. oceanica* obtenido en las siete localidades de estudio (las barras representan el error típico).

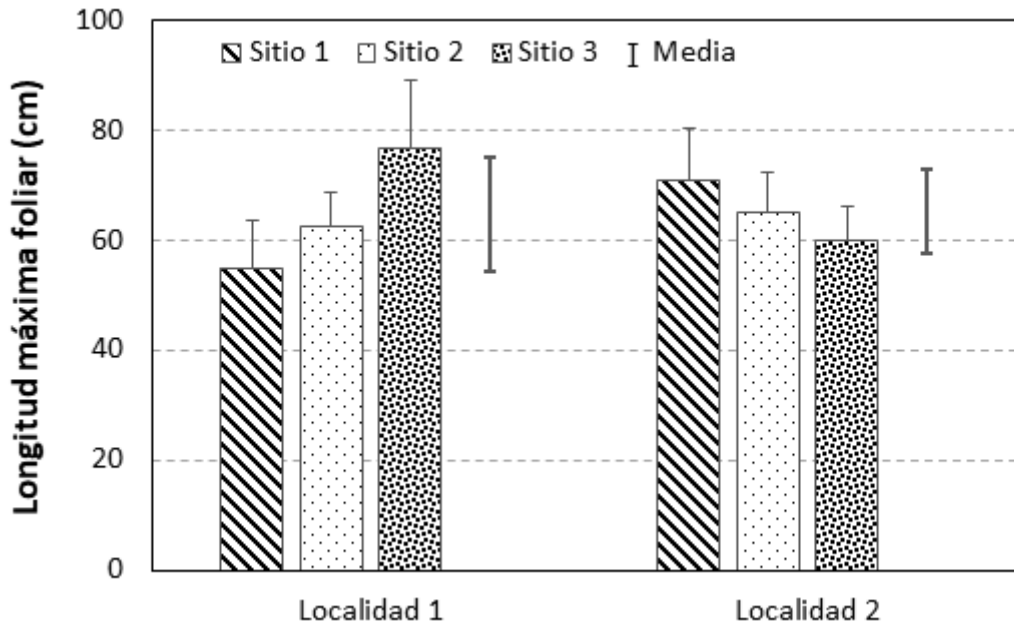


Figura 2.9. Longitud máxima foliar (cm) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

Los valores de anchura máxima foliar sí mostraron diferencias significativas entre las localidades estudiadas (figura 2.10, tabla 2.5), con valores mayores en la localidad 2 (1.10-1.15 cm) frente a la localidad 1 (0.96-1.01 cm).

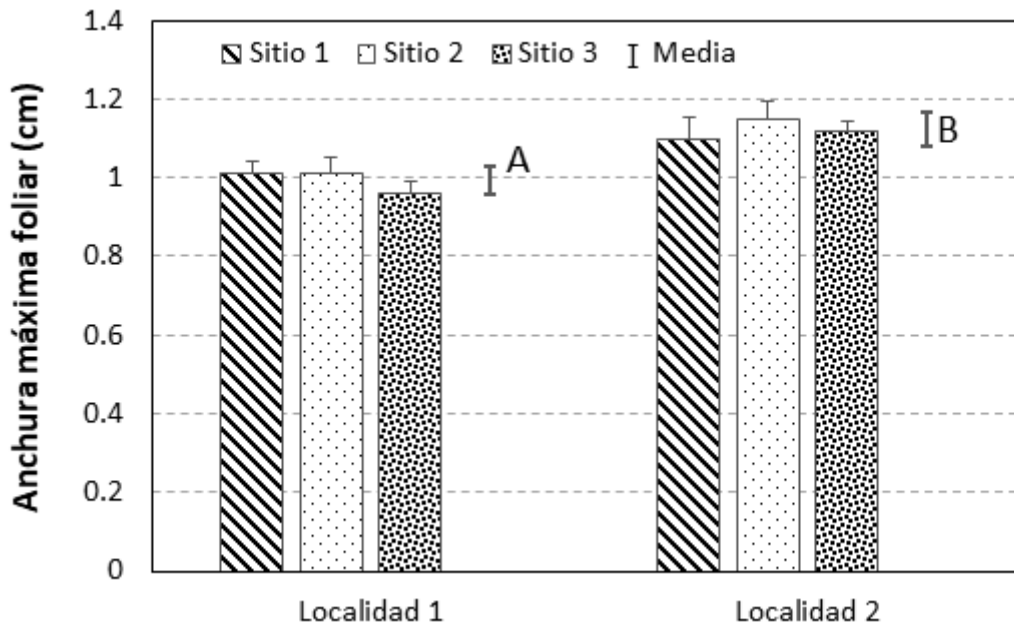


Figura 2.10. Anchura máxima foliar (cm) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio. Los valores con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

En cuanto a las estimas de superficie foliar (figura 2.11) también se detectaron diferencias significativas entre las dos localidades muestreadas (tabla 2.5). La localidad 2 presentaba los haces con mayor superficie foliar (200.7-231.0 $\text{cm}^2 \text{ haz}^{-1}$) en comparación con la localidad 1 (147.7-166.8 $\text{cm}^2 \text{ haz}^{-1}$). En cualquier caso, se trata de valores muy elevados en comparación con los detectados en otras localidades (Ramos et al, 2017).

Como era de esperar, la biomasa foliar (figura 2.12) presenta una tendencia muy similar a la del parámetro anterior, pero en dado la variabilidad de este descriptor no se detectan diferencias significativas (tabla 2.5). Sin embargo, los valores más elevados de este parámetro se volvieron a encontrar la localidad 2 (0.78-0.96 g ps haz^{-1}), mientras que los haces que presentaron una menor biomasa foliar pertenecían a la localidad 1 (0.67-0.81 g ps haz^{-1}).

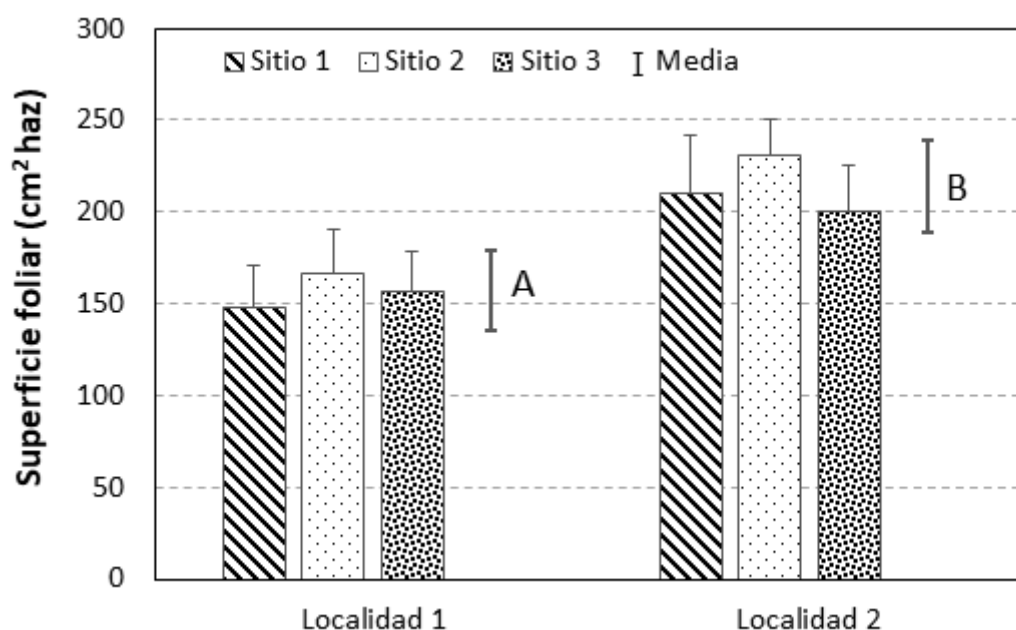


Figura 2.11. Superficie foliar ($\text{cm}^2 \text{ haz}^{-1}$) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

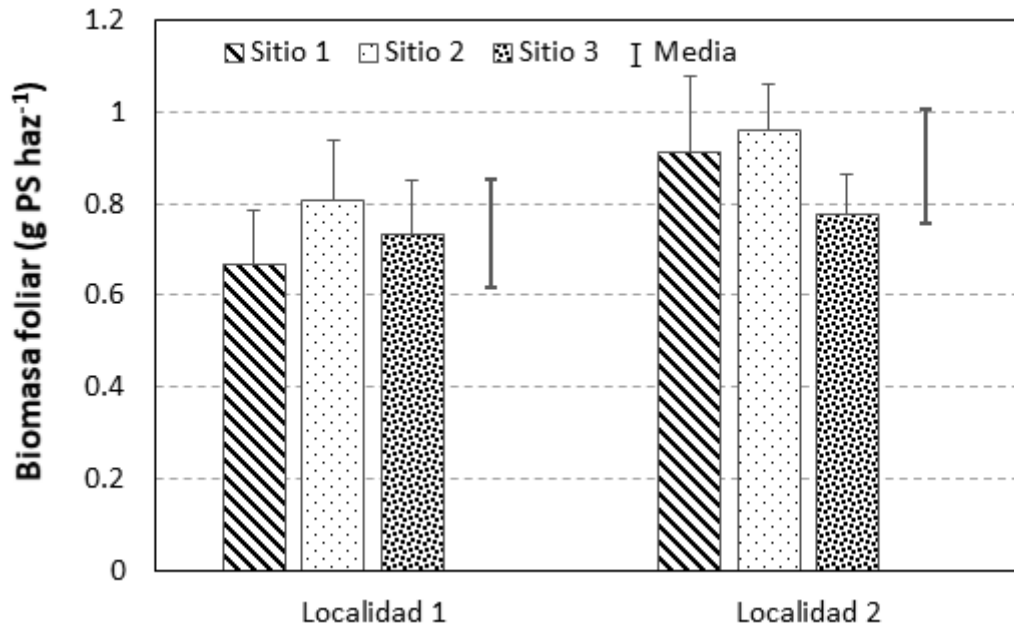


Figura 2.12. Biomasa foliar (g ps haz⁻¹) de los haces de *P. oceanica* pertenecientes a las localidades de estudio (las barras representan el error típico).

En cuanto a la biomasa de epífitos (figura 2.13), se detectaron diferencias significativas en función del sitio de procedencia de los haces (tabla 2.5). Las biomásas más bajas se encontraron en las plantas de la Localidad 1 (0.57 – 1.00 mg ps cm⁻²). Apareciendo la carga de epífitos más elevadas en el sitio 2 de la localidad 2 (1.30 mg ps cm⁻²). Estos valores son similares a los obtenidos en haces de las praderas de Altea (0.58 mg ps cm⁻²) y Calpe (0.59 mg ps cm⁻²), que también muestran un buen estado de conservación (Ramos et al., 2017).

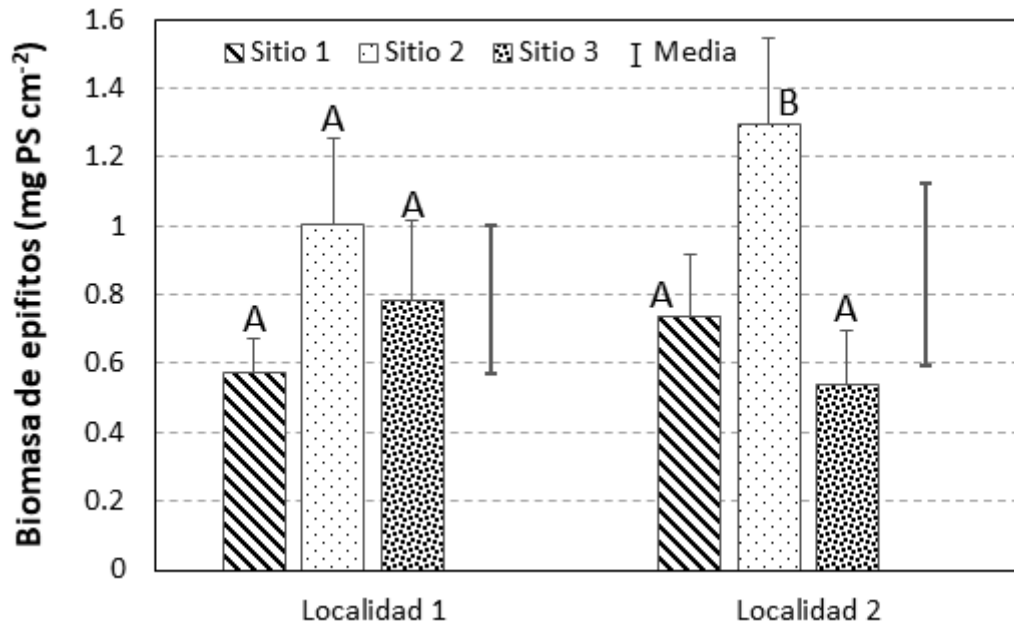


Figura 2.13. Biomasa de epífitos (mg ps cm⁻²) de los haces de *P. oceanica*. Las medias con letras distintas son estadísticamente diferentes para $p < 0.05$ (las barras representan el error típico).

La tasa de herbivorismo (figura 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 17 %. Valores inferiores a los detectados en praderas como las de Torre Vieja (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 (figura 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 (19 %) frente a los haces de la localidad 2 (13 %).

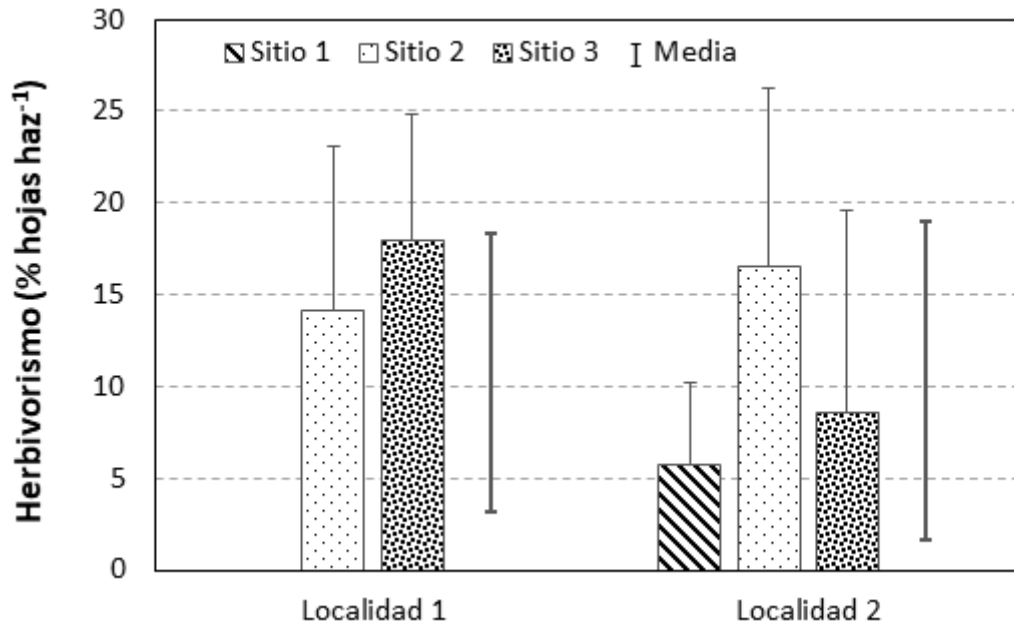


Figura 2.14. Tasa de herbivorismo (% hojas mordidas por haz) obtenida en los haces de *P. oceanica* en las distintas localidades de estudio (las barras representan el error típico).

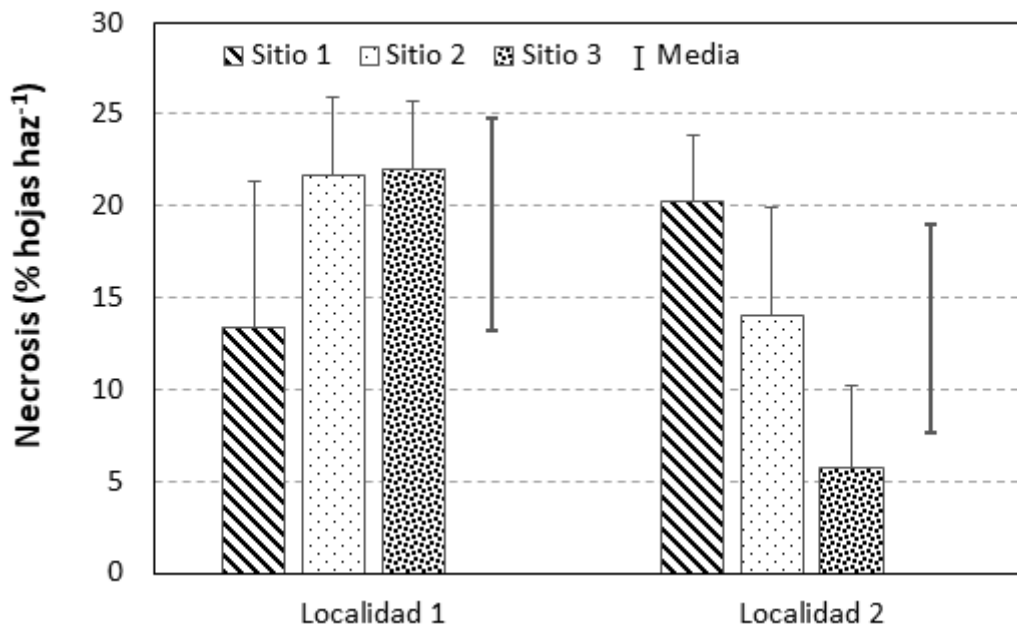


Figura 2.15. Marcas de necrosis (% hojas por haz) obtenida en los haces de *P. oceanica* en las distintas localidades de estudio (las barras representan el error típico).

- Análisis multivariante de las praderas de *Posidonia oceanica*

Siguiendo con la metodología que se emplea para la Directiva Marco del Agua en la Comunidad Valenciana (Fernández-Torquemada et al., 2008) se utilizan 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 presente año dentro de la DMA (Ramos et al., 2017).

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

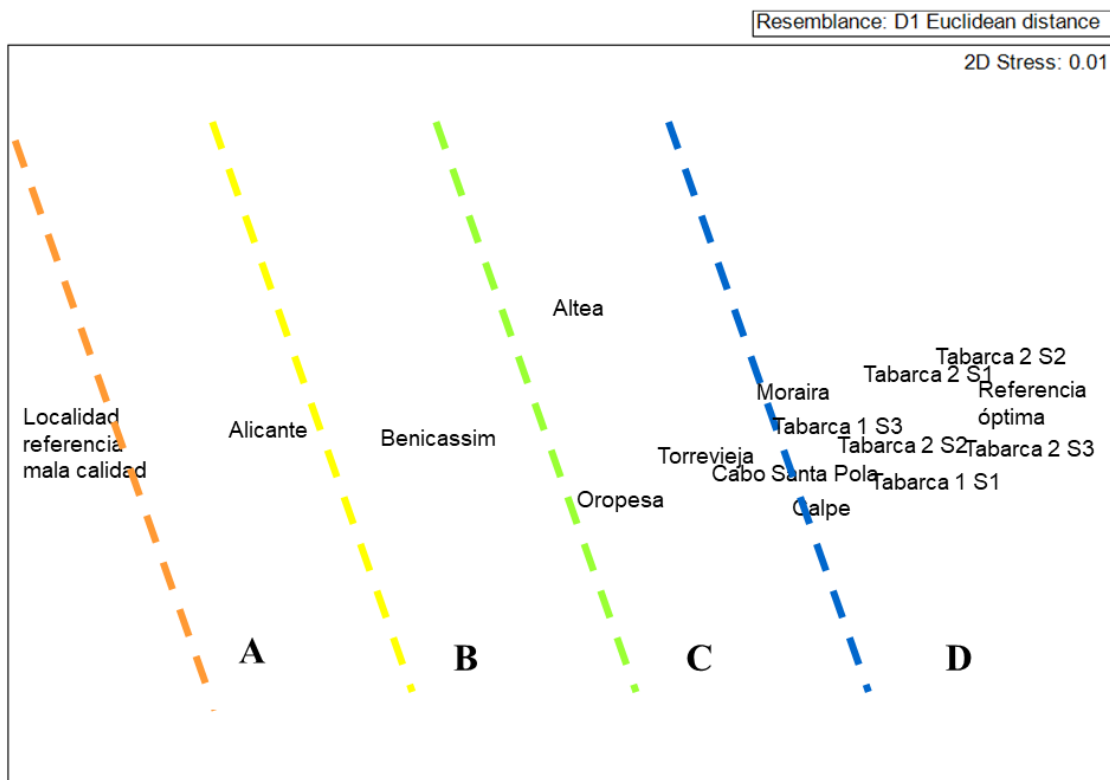


Figura 2.16. Análisis de escalamiento multidimensional (MDS) realizado con la matriz de similitud de los ocho descriptores en las localidades de estudio, junto a otras muestreadas en la DMA del presente año (Ramos et al, 2017). Entre el color naranja y el amarillo se separan a las localidades muy degradadas (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 el azul a las de calidad muy buena (D).

Todos los sitios de las dos localidades se encontrarían cercanos a la localidad de referencia de óptima calidad (figura 2.16). Aunque se parece apreciar que 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 (figura 2.17). Estas diferencias podrían deberse a los mayores valores de densidad y superficie foliar de los 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.

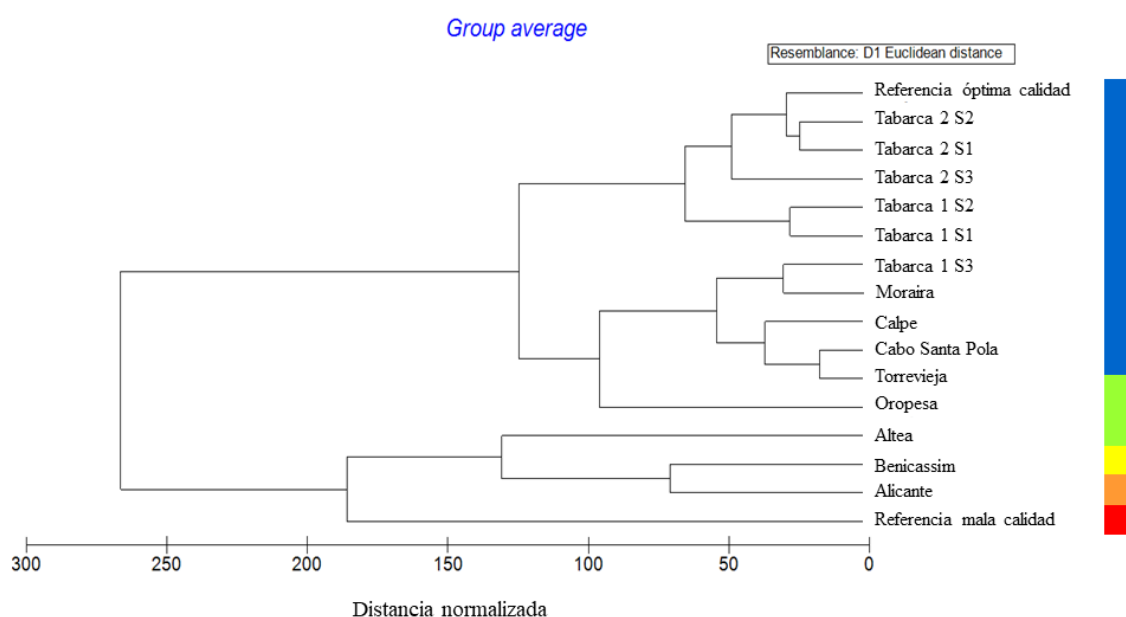


Figura 2.17. Dendrograma de la matriz de similitud de los descriptores seleccionados para las localidades de estudio junto a otras empleadas en la DMA del presente año (Ramos et al., 2017).

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 92.3 % del total de la variabilidad, mientras que el segundo únicamente explicaba el 4.3 %, 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 (figura 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).

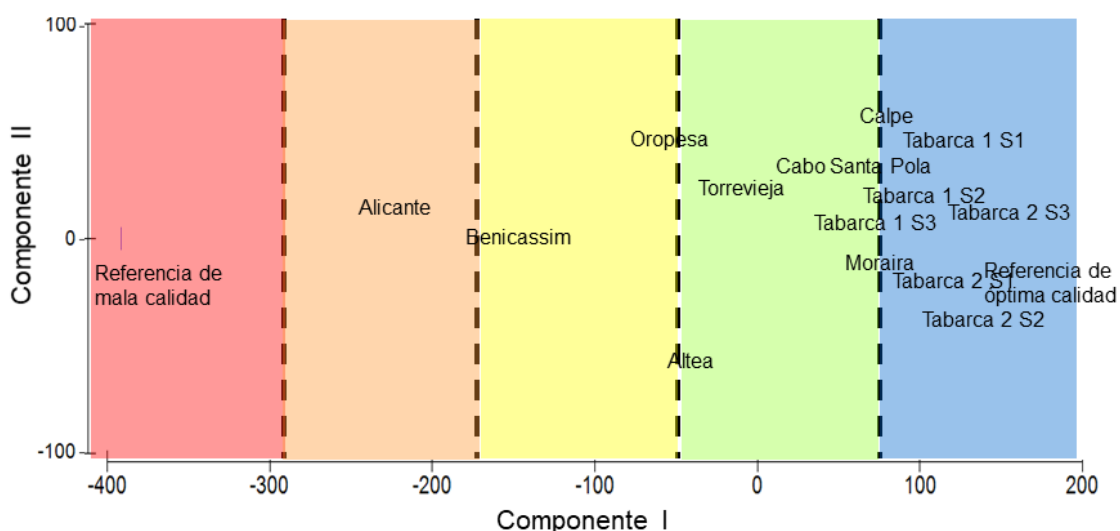


Figura 2.18. Resultado del análisis de los componentes principales (PCA) de las localidades estudiadas (incluyendo las localidades de referencia y las de la DMA 2017). El color rojo agrupa a las localidades muy degradadas, el naranja a las de calidad deficiente, el amarillo a aquellas con calidad moderada, 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	0.9239	Muy buena
Tabarca L1 S2	0.9167	Muy buena
Tabarca L1 S3	0.8148	Muy buena
Tabarca L2 S1	0.9559	Muy buena
Tabarca L2 S2	0.9800	Muy buena
Tabarca L2 S3	0.9987	Muy buena
Torrevieja	0.7270	Buena

Comparación entre las campañas del 2016 y 2017

Al comparar los datos obtenidos en el presente muestreo con los del año anterior (IEL, 2016), no se detectan cambios significativos (Tabla 2.8) para la mayoría de descriptores analizados (cobertura, mata muerta, descalzamiento). Sí se ha detectado un incremento significativo en la densidad de haces en este último muestreo (Tabla 2.8), 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 presente muestreo. Este incremento puede ser debido a que no se trabajó en las mismas localidades, aunque todas estuvieran a una profundidad similar, o a los efectos del muestreador.

Tabla 2.8. 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	Gl	CM	F	p	F versus
Cobertura de <i>P. oceanica</i>	Tiempo				n	
	Localidad (T)	1	0.5625	0	s	Localidad (tiempo)
	Sitio (T x Localidad)	2	221.1181	1.34	n	Sitio (T x Loc.)
	Localidad)	8	164.8819	0.87	s	Residual
	Residual	24	190.0972		n	
Mata muerta	Tiempo				n	
	Localidad (T)	1	230.0278	6.36	s	Localidad (tiempo)
	Sitio (T x Localidad)	2	36.1806	2.08	n	Sitio (T x Loc.)
	Localidad)	8	17.3750	1.31	s	Residual
	Residual	24	13.3056		n	
Índice de conservación	Tiempo				n	
	Localidad (T)	1	0.0196	4.78	s	Localidad (tiempo)
	Sitio (T x Localidad)	2	0.0041	2.07	n	Sitio (T x Loc.)
	Localidad)	8	0.0020	0.83	s	Residual
	Residual	24	0.0024		n	
Densidad	Tiempo			117.6	**	
	Localidad (T)	1	280017.3	2	n	Localidad (tiempo)
	Sitio (T x Localidad)	2	61	0.56	s	Sitio (T x Loc.)
	Localidad)	8	2380.642		n	Residual
	Residual	24	4281.684	3605.686	1.19	s
Plagiotropos	Tiempo				n	
	Localidad (T)	1	141.3895	2.03	s	Localidad (tiempo)
	Sitio (T x Localidad)	2	69.5377	0.73	n	Sitio (T x Loc.)
	Localidad)	8	95.7850	0.91	s	Residual
	Residual	24	105.3269		n	
Descalzam.	Tiempo				n	
	Localidad (T)	1	346.1203	11.26	s	Localidad (tiempo)
	Sitio (T x Localidad)	2	30.1037	0.79	n	Sitio (T x Loc.)
	Localidad)	8	39.1037	2.08	s	Residual
	Residual	108	18.7650		*	

Gl = 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 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*.

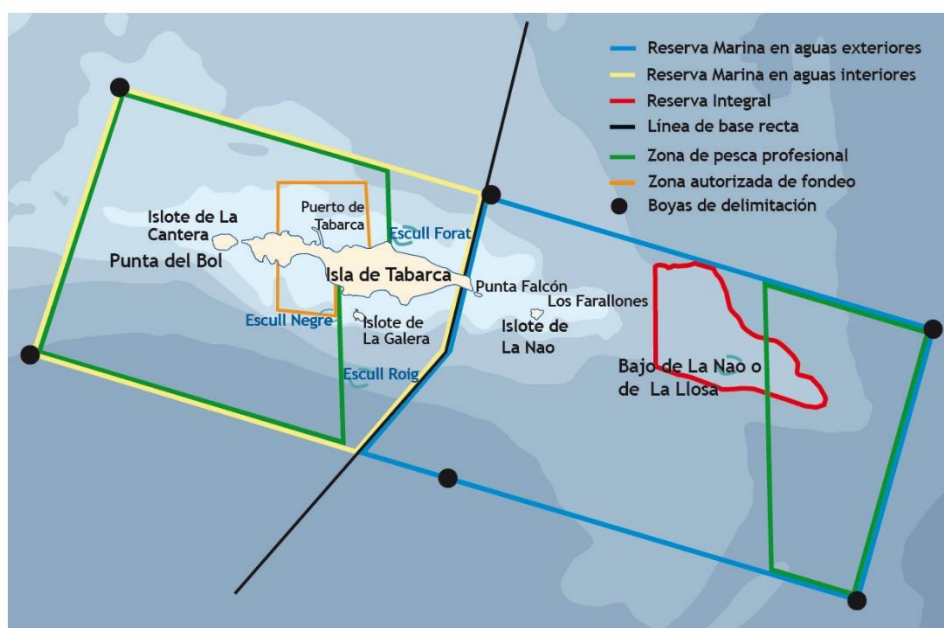


Figura. 2b.1. Zonificación de la Reserva Marina de Tabarca (imagen obtenida de la web de reservas marinas.

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 (Figura 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 figura 2.b.1). En cada una de las localidades se eligieron dos sitios al azar para tener un factor de replicación espacial (Figura 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.

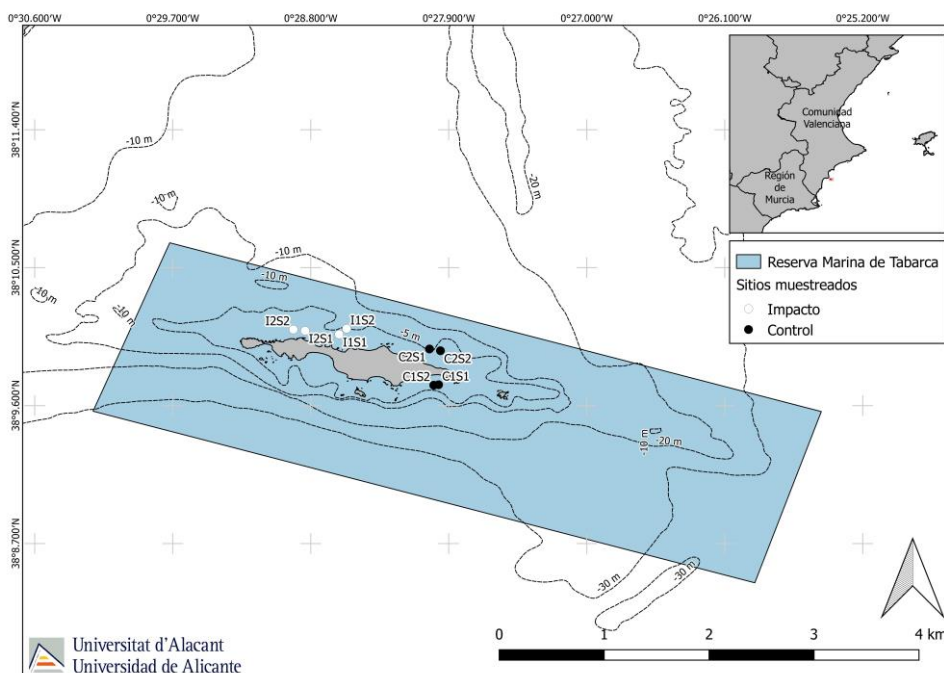


Figura 2.b.2. Situación de las localidades de muestreo para la caracterización del impacto de fondeo en la pradera de *Posidonia oceanica* en la RM de Tabarca.

- 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 - Martinengo, 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 UTM y profundidad de los sitios muestreados en la pradera superficial de Tabarca.

Impacto/control	Localidad	Sitio	Latitud	Longitud	Prof
I1S1	localidad 1	sitio 1	721136	4227640	6.2
I1S2	localidad 1	sitio 2	721206	4227710	6.7
I2S1	localidad 2	sitio 1	720812	4227675	5.7
I2S2	localidad 2	sitio 2	720700	4227687	6.9
C1S1	localidad 1	sitio 1	722101	4227057	5
C1S2	localidad 1	sitio 2	722055	4227050	5
C2S1	localidad 2	sitio 1	722002	4227487	6.4
C2S2	localidad 2	sitio 2	722107	4227469	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) (Sanchez Poveda *et al.*, 1996) a partir de la cobertura en % de *P. oceanica* y la de mata muerta, mediante la fórmula:

$$\text{Índice de alteración} = \text{Mata muerta} / (\text{Mata muerta} + P. \text{ oceanica})$$

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), $Lo(IC)_{j(i)}$ 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* se detectan diferencias significativas entre las zonas impacto y las zonas control ($p=0.025$). Estas diferencias vienen marcadas por un descenso del número de haces en las localidades situadas en la zona Impacto, donde se obtienen valores medios de densidad de 467.58 ind/m², siendo las densidades medias en la zona control de 582.81 ind/m².

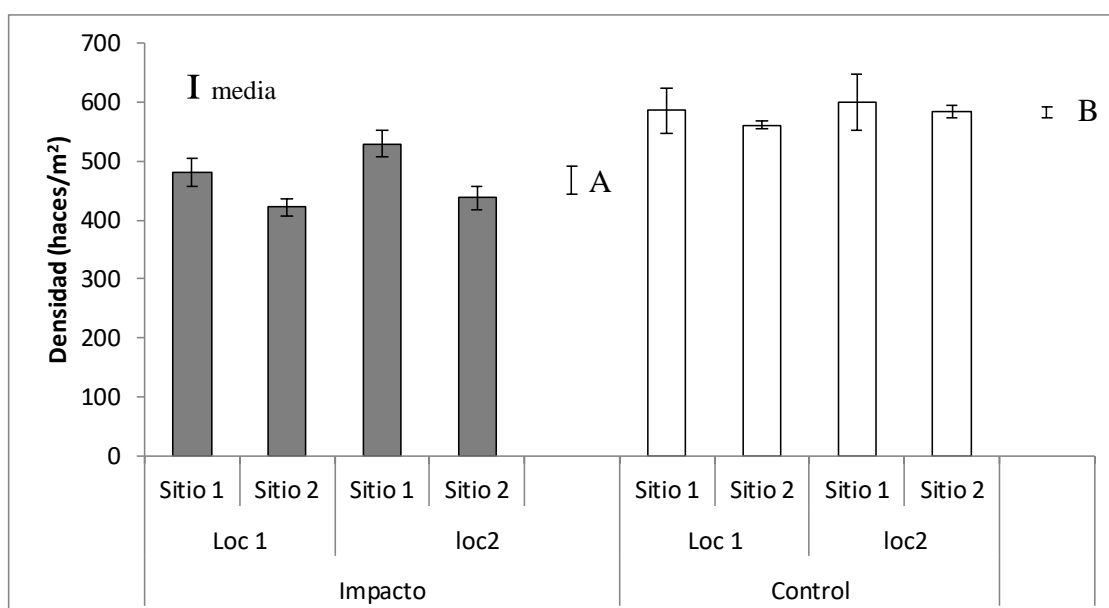


Figura 2.b.3. Densidad (media \pm error estándar) de haces en la pradera superficial en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

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	106231.69	38.56	0.025*	lo(IC)
lo(IC)	2	2755.127	0.43	0.6789 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	6446.5332	2.36	0.0822 ^{ns}	RES
RES	24	2734.7819			
TOT	31				

Transformación

C.M.: 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* (Figura 2.b.4) de los controles son más elevados que los de las estaciones con una mayor intensidad de fondeos, detectándose diferencias significativas en esta variable (Tabla 2.b.3). En la zona de impacto los porcentajes de superficie del substrato cubierto por *P.oceanica* osciló entre el 44-80%; marcando cierta heterogeneidad en el tipo de fondo entre los sitios estudiados. Junto a fondos de pradera se observan fondos de arena, con una cobertura que oscila entre el 0% y el 28%; así como presencia de mata muerta (2-24%, Figura 2.b.5). Dicha oscilación es mucho menor en la zona control; detectándose porcentajes de cobertura de pradera superiores al 90% (91-98%). En las zonas control el tipo de fondo detectado junto a las praderas es un fondo de tipo rocoso (0-9%) y arenoso (0-1%). La presencia de mata muerta no supera el 3%.

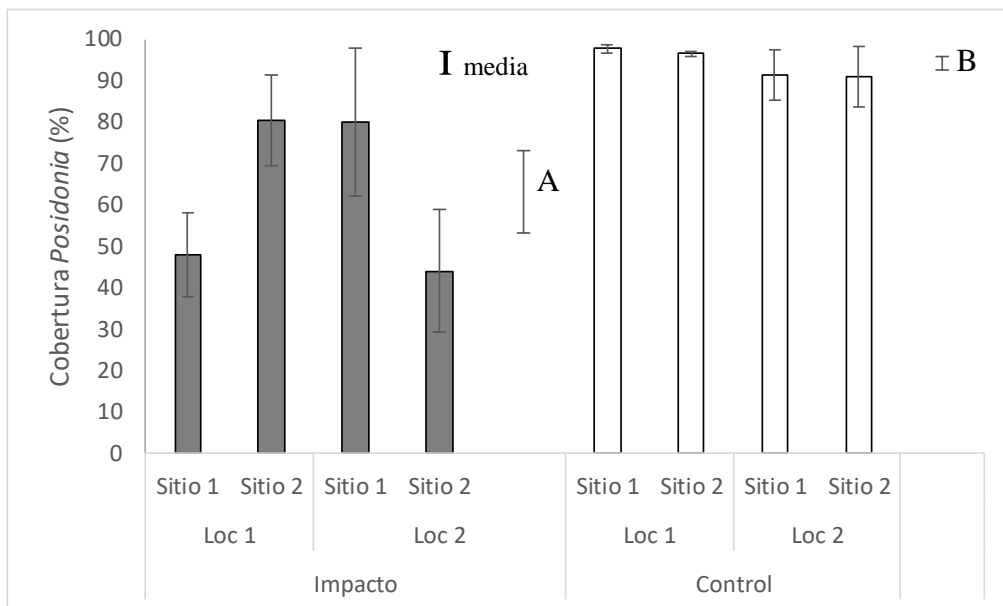


Figura 2.b.4. Cobertura (media \pm error estándar) de haces en la pradera superficial (%) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.2. 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.

<i>Cobertura Posidonia</i>					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	7750.125	95.64	0.0103*	lo(IC)
lo(IC)	2	81.0313	0.07	0.9341 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	1168.7344	2.73	0.053 ^{ns}	RES
RES	24	428.599			
TOT	31				

Transformación

C.M.: 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=0.0739), aunque sí se observa una tendencia a aumentar en las localidades de la zona de fondeo (figura 2.b.5, tabla 2.b.3). Se detectan diferencias entre los sitios estudiados, principalmente en la zona Impacto, lo que indica que existe mayor variabilidad espacial a escala de sitio. Estas diferencias se deben a un incremento del porcentaje de mata muerta en el S2 de la localidad 2 (56%), respecto al menos del 3% detectado en el S1 dentro de la misma localidad. No se observan diferencias entre las localidades muestreadas en la zona donde no se permite fondeo de embarcaciones.

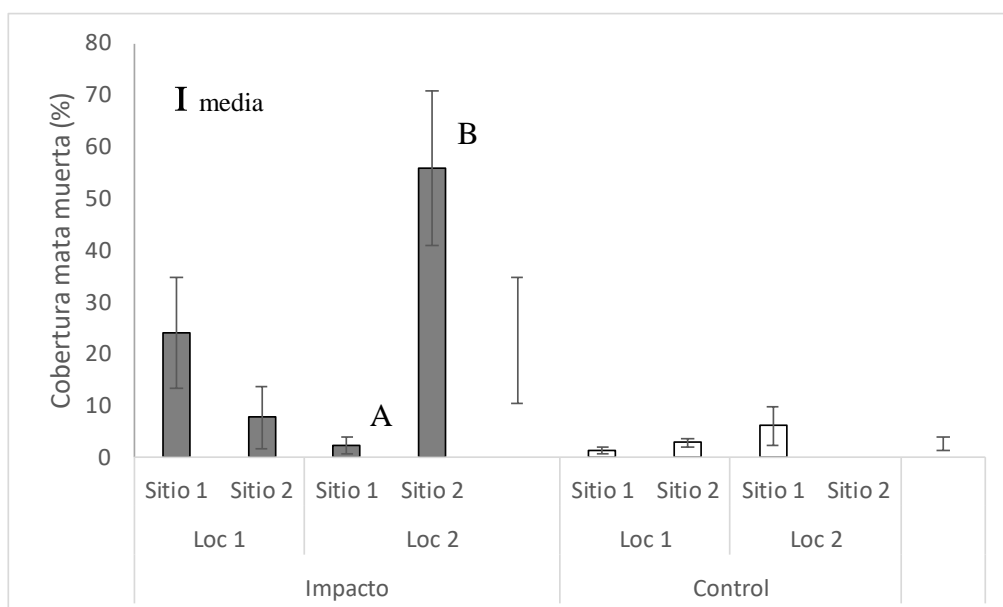


Figura 2.b.5. Cobertura (media ± error estándar) de mata muerta (%) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un p<0.05.

Tabla 2.b.3. 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	2299.3378	12.05	0.0739 ^{ns}	lo(IC)
lo(IC)	2	190.7836	0.17	0.8481 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	1110.8608	7.53	0.0004 ^{***}	RES
RES	24	147.4927			
TOT	31				
Transformación		Arc Sin(%)			

C.M.: 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 se detectan diferencias significativas entre las zonas dónde se permite el fondeo y las zonas control (Figura 2.b.6, tabla 2.b.4). Este índice osciló entre 0.01 y 0.06 en la zona control; sin embargo, este índice alcanzó valores de 0.56 en la zona de fondeo. Así mismo, se detectan diferencias entre los sitios dentro de la zona de impacto, lo que indica cierta heterogeneidad espacial respecto a esta variable; siendo mucho mayor el índice de alteración en la estación I2S2; estación en la que se detecta un incremento de la presencia de mata muerta.

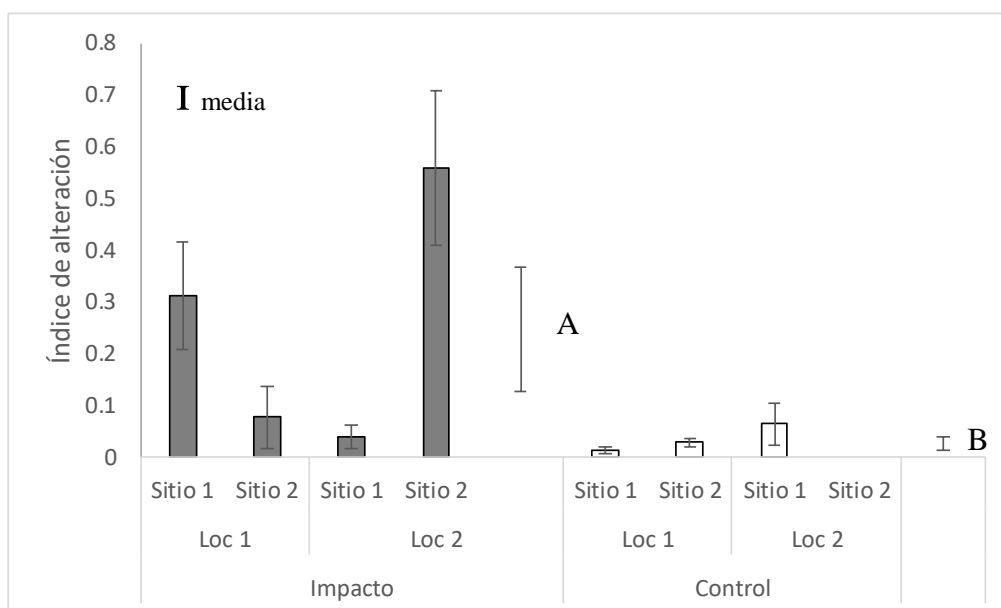


Figura 2.b.6. Valores del índice de alteración (media \pm error estándar) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta

(Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.4. 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.

Cobertura mata muerta					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	0.2437	25.53	0.037*	lo(IC)
lo(IC)	2	0.0095	0.1	0.9095 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	0.0982	9.11	0.0001***	RES
RES	24	0.0108			
TOT	31				
Transformación		Ln(x+1)			

C.M.: 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, 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 las densidades. Se detectan diferencias significativas entre las zonas impacto y las zonas control ($p = 0.0035$). Sin embargo, estas diferencias son más acusadas y vienen también marcadas por un descenso de la densidad global en las localidades situadas en la zona Impacto, donde se obtienen valores medios de densidad de 298.36 ind/m^2 , siendo la densidad global medias en la zona control de 549.04 ind/m^2 .

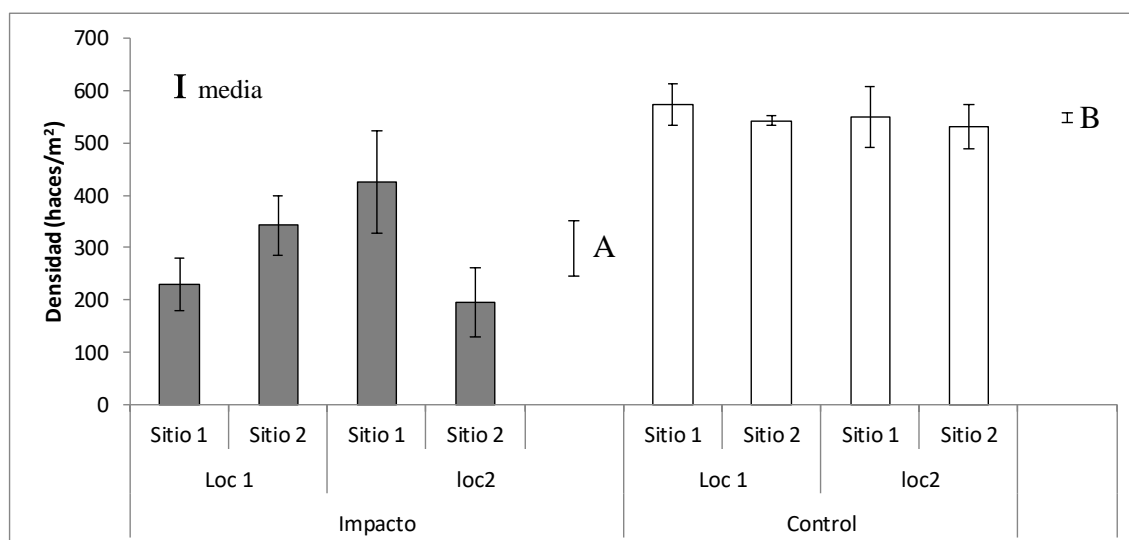


Figura 2.b.7. Densidad global (media \pm error estándar) de haces en la pradera superficial en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control). Las medias con letras distintas indican que son estadísticamente diferentes para un $p < 0.05$.

Tabla 2.b.5. 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 global					
Fuentes de variación	gl	CM	F	P	F versus
IC	1	502714.612	280.67	0.0035**	lo(IC)
lo(IC)	2	1791.13	0.05	0.9485 ^{ns}	si(Lo(I/C))
si(IC(lo))	4	33453.9043	2.51	0.0682 ^{ns}	RES
RES	24	13311.4631			
TOT	31				

Transformación

C. C.M.: 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 las campañas del 2016 y 2017.

- Densidad

Como se puede observar en la gráfica (Figura 2.b.8), los valores de densidad de haces de *Posidonia* en la zona Impacto, donde se permite el fondeo, son similares en ambas campañas de muestreo. Sin embargo, en las zonas donde no se permite el fondeo; zonas control, la densidad media es mayor durante la campaña de muestreo del 2017; probablemente por la diferente situación de las localidades control durante ambas campañas. Este hecho puede ser el motivo por el que durante la campaña del 2016 no detectaron diferencias en este descriptor; diferencias que detectamos en la campaña del 2017.

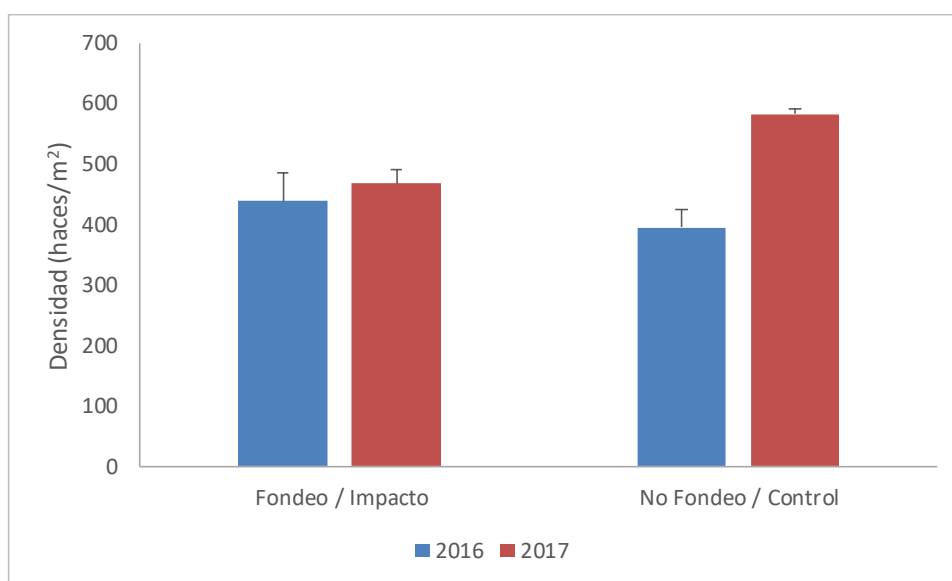


Figura 2.b.8. Valores de densidad (media \pm error estándar) en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Impacto) y fuera de esta (Control) en las dos campañas de muestreo.

- 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 ambas campañas; con un descenso de las coberturas en la zona de Impacto / FONDEO. Sin embargo, detectamos diferencias entre ambas zonas únicamente en la campaña del 2017. Esto puede deberse a que en esta última campaña se observa un descenso de este descriptor algo mayor en la zona de fondeo, respecto a la zona control (Figura 2.b.9).

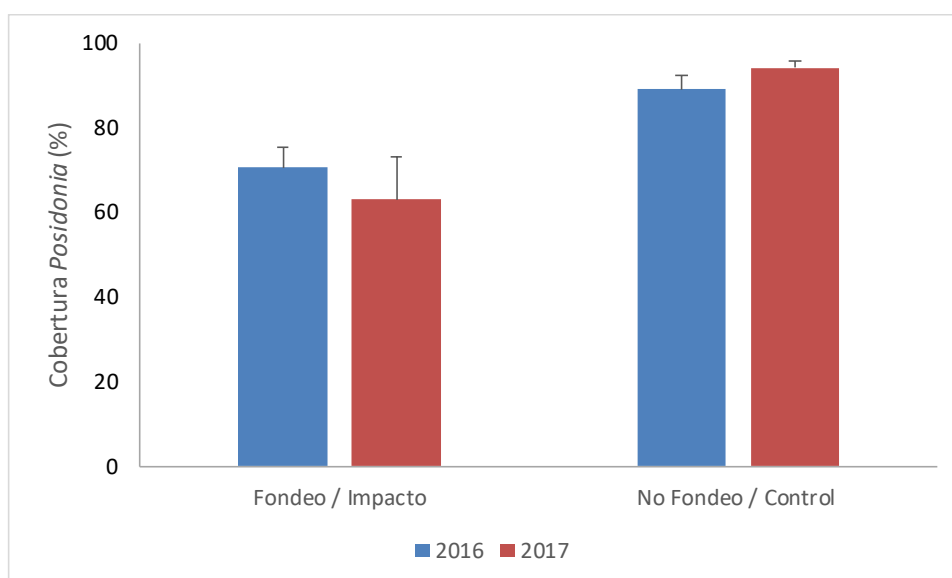


Figura 2.b.9. Cobertura (media \pm error estándar) de haces de pradera superficial en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Fondeo / Impacto) y fuera de esta (No Fondeo / Control) en las dos campañas de muestreo 2016 y 2017.

Respecto al porcentaje del fondo recubierto por mata muerta también se detecta las mismas tendencias en ambas campañas (Figura 2.b.10). Se observa un aumento de la presencia de mata muerta en la zona donde se permite el fondeo respecto a la zona control. En este parámetro detectan diferencias significativas durante la campaña del 2016; siendo marginalmente significativas en la campaña del 2017, debido a la gran variabilidad observada entre los sitios muestreados en la zona de impacto en 2017

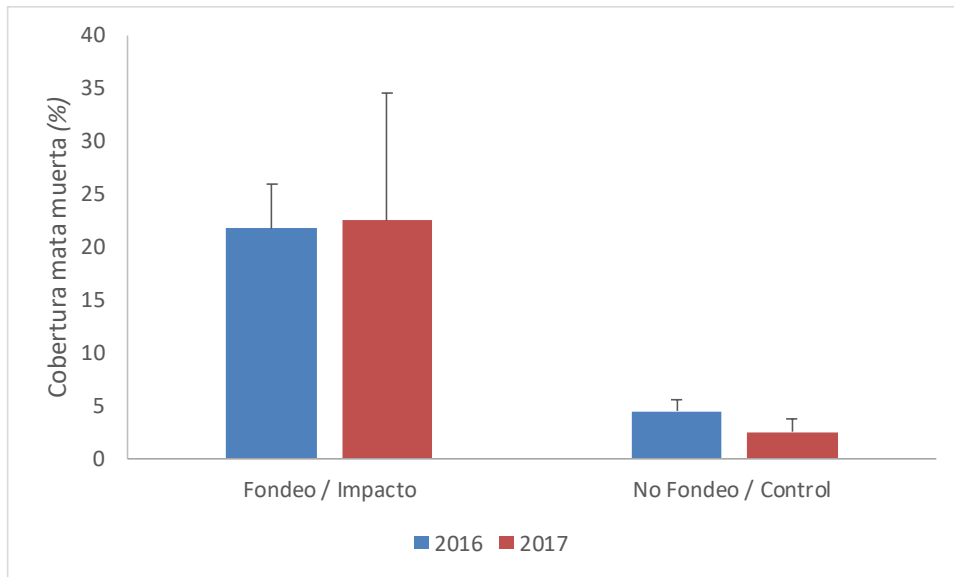


Figura 2.b.10. Cobertura (media \pm error estándar) de mata muerta en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Fondeo / Impacto) y fuera de esta (No Fondeo / Control) en las dos campañas de muestreo 2016 y 2017.

Al estudiar el índice de alteración, que considera tanto la cobertura de mata muerta respecto a la cobertura tanto de mata muerta como de pradera de *Posidonia*, podemos observar el mismo patrón en ambas campañas. Patrón que nos indica que existe un incremento de este índice en las zonas donde se permite el fondeo, pero sin observarse un cambio de los valores del índice dentro de cada zona entre las dos campañas.

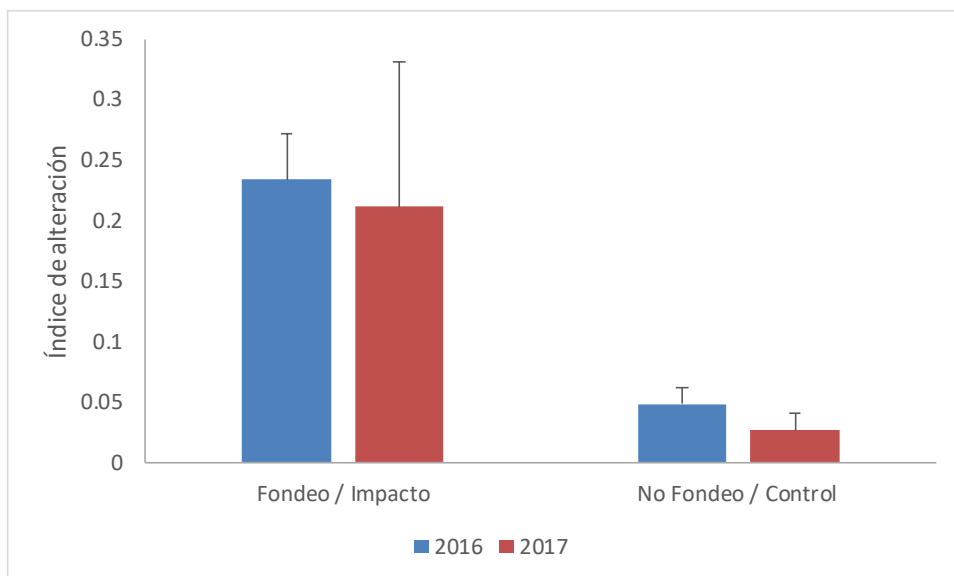


Figura 2.b.11. Valores del índice de alteración (media \pm error estándar) de mata muerta en las localidades estudiadas dentro de la zona de fondeo (Fondeo / Impacto) y fuera de esta (No Fondeo / Control) en las dos campañas de muestreo 2016 y 2017.

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

2.c.1 Comunidades de interés en la RMIP de la isla de Tabarca

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 vermétidos.

En la RMIP destaca destaca *C. amentacea* var. *stricta* 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 (Fig. 2.c.1). 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*.



Figura 2.c.1: Comunidad de *Cystoseira amentacea* (manchas de color crema a la izda.), acompañada de *C. compressa* (manchas marrones) en la plataforma de abrasión de la zona del Puerto Viejo de Tabarca.

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).

En aguas interiores de la RMIP de Tabarca (entre 0 y 15m de profundidad), se han identificado 6 especies de *Cystoseira* (Fig. 2.c.2)

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 (Cabioch *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 & Verlaque, 2009).

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

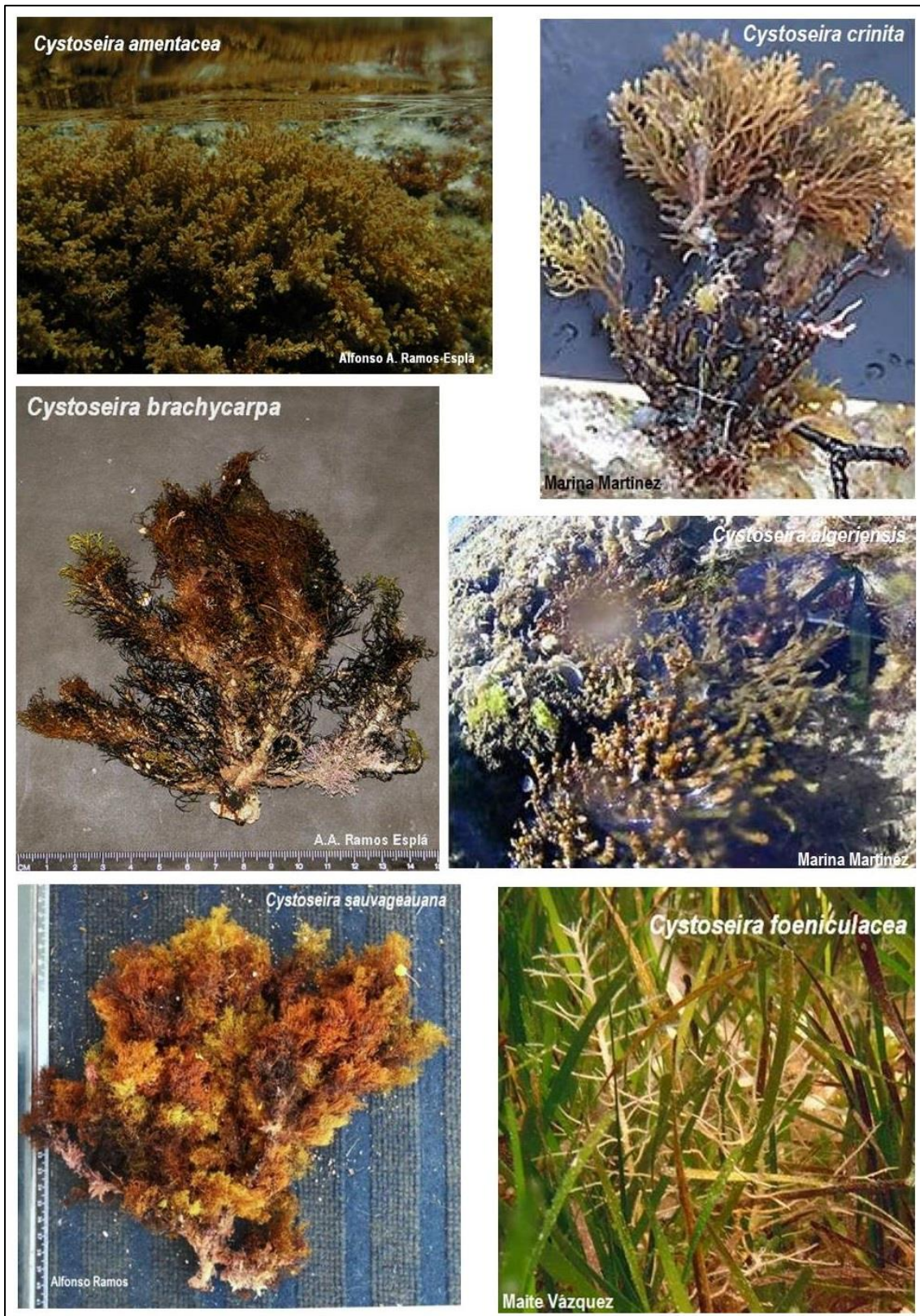


Figura 2.c.2. Especies de *Cystoseira* presentes en las aguas interiores de la Reserva Marina de Tabarca

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 5m de profundidad.

Cystoseira sauvageauana Hamel (fig. 6.128)

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 5m de profundidad.

Cornisas de verméticos

Las cornisas de verméticos 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.3). *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.3. Ejemplo de colonias del vermético *Dendropoma lebeche* en forma monoestratificada (izq)

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.

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



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

En Tabarca podemos encontrar formaciones de *Dendropoma lebeche* de gran desarrollo, con 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 (figura 2.c.5)

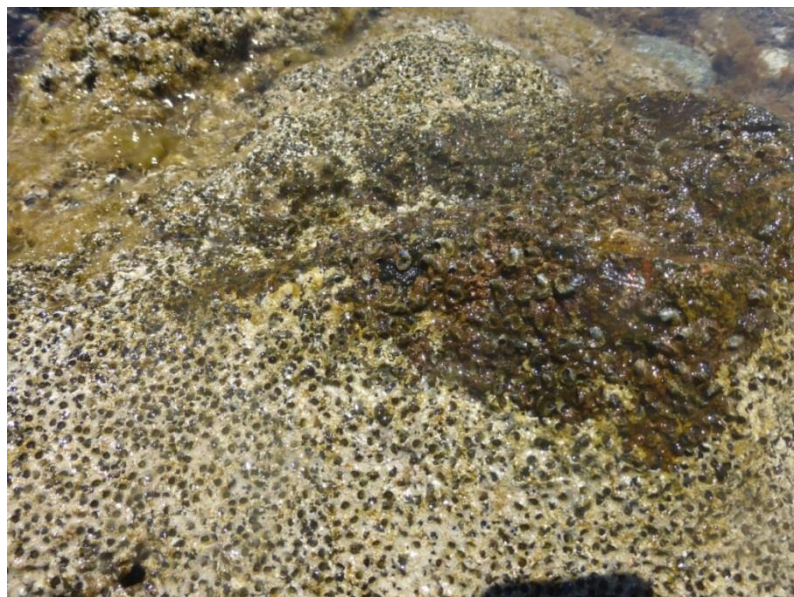


Figura 2.c.5: *Dendropoma lebeche* en forma monoestratificada

En otras zonas de la isla, la estructura puede ser en plataforma, formando mamelones o almohadillas. Este es el caso de la parte este de Tabarca, donde en la parte norte podemos observar amplias plataformas con gran cantidad de *D. lebeche* en forma de almohadillas (fig. 2.c.6). 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.

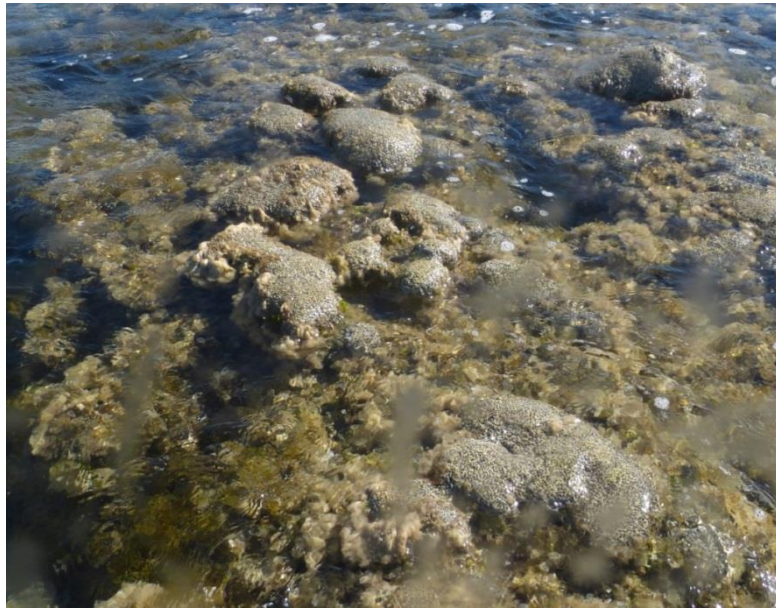


Figura 2.c.6: Estructuras de *Dendropoma lebeche* en forma almohadillada

Finalmente, podemos encontrar estructuras de verméticos sumergidos, llegando hasta unos 3 metros de profundidad (fig 2.c.7). Estas estructuras se hallan por casi todos los fondos rocosos de la isla.



Fig 2.c.7: *D. lebeche* en forma de pequeñas estructuras sumergidas. 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.

2.c.2 CARLIT. Calidad ambiental de las aguas costeras de la RMIP de Tabarca

Para determinar la calidad de aguas en la costa de la Isla de Tabarca se ha realizado el seguimiento de las poblaciones de macroalgas y de invertebrados bentónicos sésiles en la franja litoral por el método Carlit, utilizado en la aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Comunidad Valenciana. Dicho método (Ballesteros et al., 2007) estudia las comunidades algales e invertebrados bentónicos objetivo (formaciones de *Dendropoma lebeche*, bancos de Mytilidae spp.) Recientes estudios muestran como la metodología CarLit sigue estando en vigor, siendo la más usada para la evaluación de calidad de aguas utilizando las macroalgas como indicador (Blanfuné et al, 2016; 2017)

2.c.2.a Material y métodos

El trabajo se divide en una primera etapa de muestreo de campo en la que se realiza la cartografía sobre soporte fotográfico (escala 1:10000) de las comunidades presentes sobre el sustrato rocoso de la zona del infralitoral superior (tabla 2.c.1). Esta

cartografía se pasa a un programa de SIG, para posteriormente analizar y procesar dichos datos para obtener el índice de calidad ambiental.

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>	Cal	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.

Las especies y/o asociaciones principales que se han considerado en la valoración del estado de la masa de agua han sido (adaptado de Ballesteros et al 2007):

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

- la distribución y estado de las diferentes comunidades litorales
- 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 (EQssi) 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.2.b. Resultados

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. También podemos encontrar, a la par, un gran desarrollo de *Dendropoma lebeche* (Fig. 2.c.8), lo que indica un estado óptimo de

conservación de las comunidades. En muchos casos, las comunidades algales y de verméticos 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 **1'09** (tabla 2.c.4). Según Ballesteros et al (2007), el rango de valores del EQR va desde 0 a 1; obtener 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, lo que indica una **elevada calidad ambiental**.



Figura 2.c.8. Mapa de la Isla de Tabarca con las comunidades más representativas: (●) *Cystoseira amentacea* C5, (●) *C. amentacea* C4, (●) *C. amentacea* C3, (●) Algas fotófilas, (●) Verméticos (*Dendropoma petraeum*).

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			
Comunidad	Longitud	O. parcial	O. total
C5	757,99	19,44%	13,25%
C4	959,59	24,61%	16,77%
C3	649,00	16,65%	11,34%
D	790,98	20,29%	13,82%
PHOTO	741,30	19,01%	12,96%
SC	1822,97	-	31,86%

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 (0-1m), observando su densidad (m²) y tamaño (en mm). Mediante un diseño muestral consistente en: (i) 4 zonas, factor fijo con 4 niveles (2 frecuentación alta, 2 frecuentación baja); (ii) 3 sitios dentro de cada zona, factor aleatorio y anidado con zona y 3 niveles (1-3); tamaño, factor fijo con 8 niveles (A-H); y (iii) 10 réplicas por sitio.

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. En ninguno de estos transectos, así como en el resto de muestreos realizados este año, se han encontrado nacras vivas debido a la epidemia que se produjo el año pasado (Vazquez et al 2017).

El seguimiento de los invertebrados sensibles al buceo no se ha podido realizar porque, de acuerdo al pliego de condiciones, requiere una comparación antes/después del verano y no se pudo realizar el muestreo previo ya que la autorización de buceo en la RMIPIT se consiguió a tiempo.

Diseño muestral

Los muestreos se han realizado aleatoriamente. Para realizar el ANOVA se ha comprobado la normalidad mediante el test Kolmogórov-Smirnov y para la homogeneidad de varianzas el test Cochran, transformando los datos en el caso de encontrar diferencias significativas (Underwood, 1997). Los datos se han transformado con raíz cuadrada (p-valor=0,08165) para que cumplieran la homogeneidad de varianzas; y a partir de los datos transformados, se ha realizado el ANOVA utilizando el paquete GAD. Para realizar el test a posteriori se ha utilizado el test de comparación múltiple SNK (Student-Newman-Keuls). El modelo lineal empleado ha sido:

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

Donde, (X_{ijn}) variable dependiente, (μ) media total, (F_i) factor frecuentación, [$L(F)_{j(i)}$] factor localidad, [$S(L)_{k(j)}$] 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. $Residual_{(ijk)}$ es el término que recoge la variabilidad entre las muestras.

Cuando ANOVA dio resultados significativos se empleó el test de comparación múltiple SNK (Student-Newman-Keuls), para 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 $p < 0.05$.

Lapas (*Patella* spp.)

- a) **Abundancia total:** Como se puede observar en figura 2.d.1, la máxima abundancia de lapas se ha dado en la Cantera (zona poco frecuentada) seguida de Puerto Viejo y con menores abundancias Escull Forat y Punta Falcó

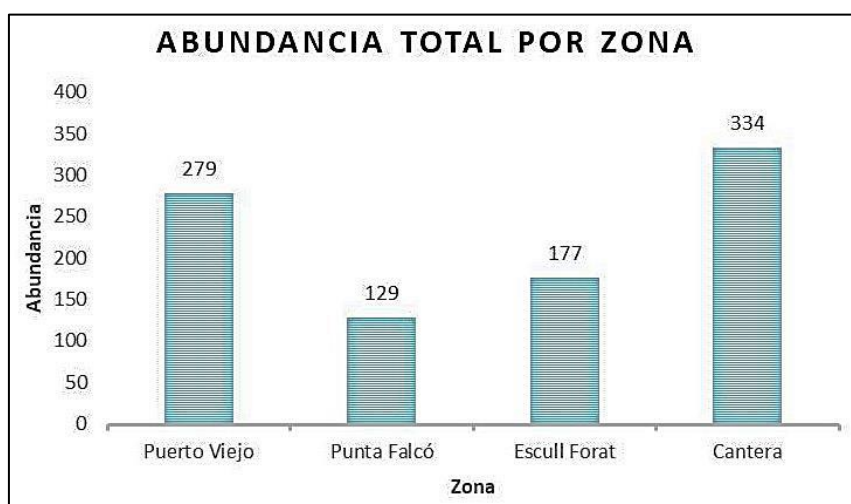


Figura 2.d.1. Gráfico de la densidad total en cada una de las zonas.

- b) **Homogeneidad de la población:** Los sitios de la Cantera y Punta Falcó (Fig. 2.d.2) parecen ser más homogéneos (lugares más protegidos); en cambio en Escull Forat y sobre todo en Puerto Viejo hay mayor heterogeneidad dentro de cada zona.

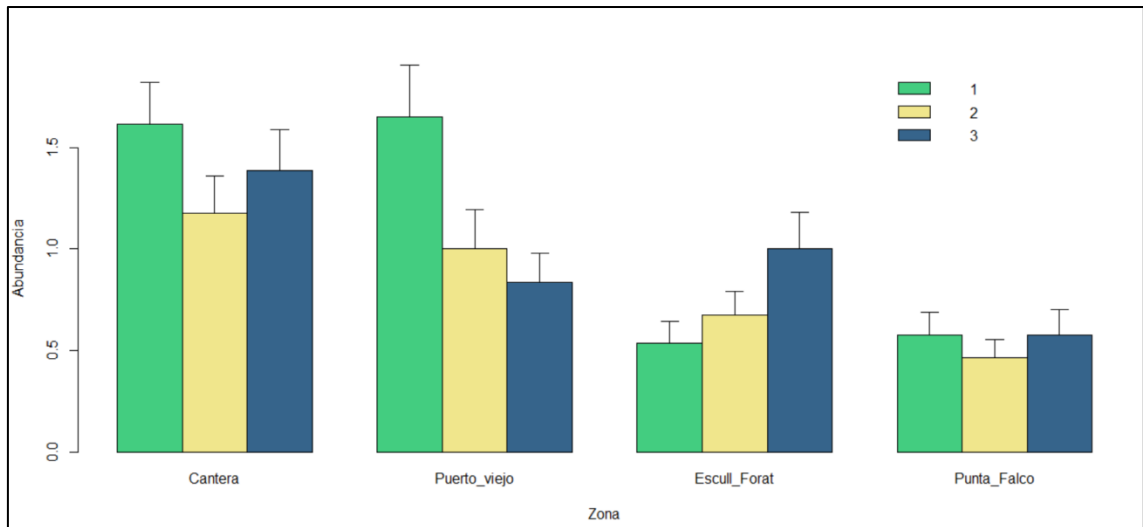


Figura 2.d.2. Abundancia en cada uno de los sitios de cada una de las zonas.

c) Tamaños: Como se observa en la figura 2.d.3, el tamaño predominante de las lapas muestreadas se encuentra entre 15 y 19 mm, seguido de las lapas de tamaño entre 10 y 14 mm y de las lapas de 20 a 24 mm. Las lapas de tamaño mayor, a partir de 25 mm, son también abundantes aunque en menor medida que las de tamaño mediano, mientras que las lapas pequeñas, entre 0 y 9 mm, son menos frecuentes.

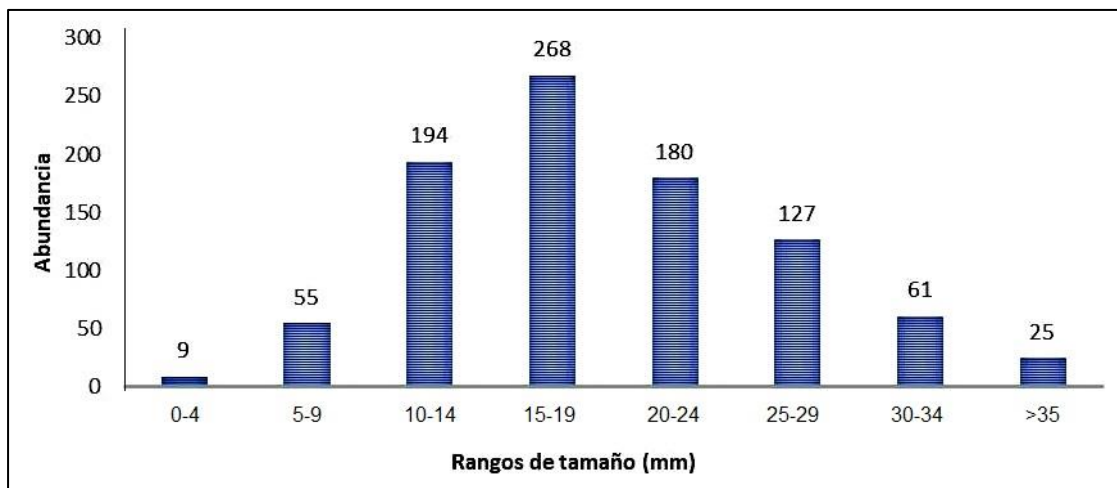


Figura 2.d.3. Gráfica de la abundancia total por cada uno de los rangos de tamaño.

d) Comparación tamaños/zonas: Como se ha visto anteriormente hay un dominio de lapas de tamaño mediano (Fig. 2.d.4). En todas las zonas predominan las lapas que se encuentran entre los 10 y 24mm. Tanto en Punta Falcó como en Escull Forat las lapas de 25 a 29 mm también son abundantes.

La mayor abundancia de lapas de talla grande (> 35mm) se encuentra en la zona de la Cantera, donde además se encontraron las lapas de mayor tamaño alcanzando un individuo la talla máxima con 45 mm.

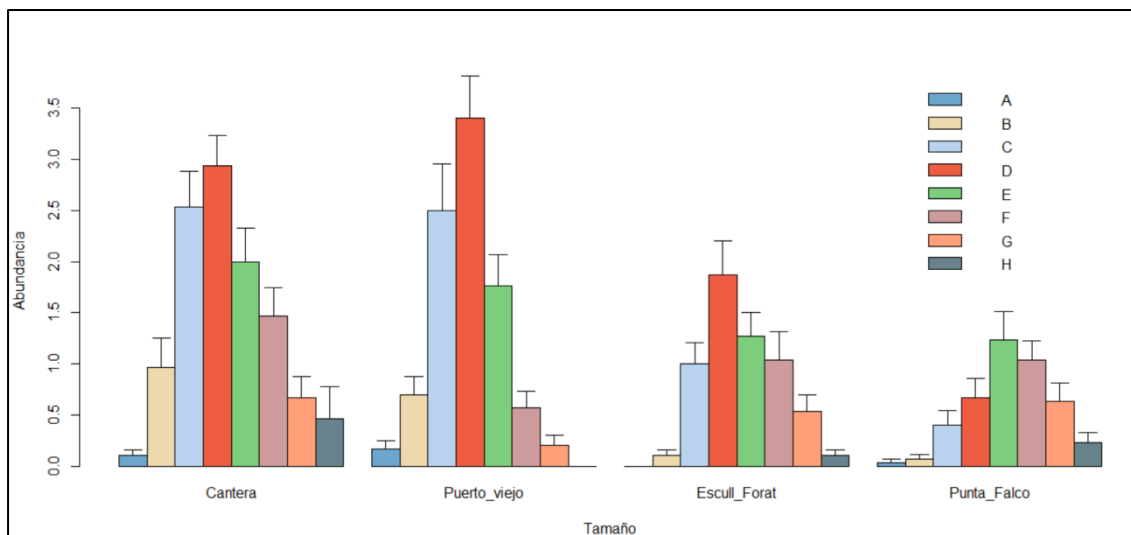


Figura 2.d.4. Abundancia total por tamaño en cada zona. Tamaños: (A) 0 y 4mm; (B) 5-9mm; (C) 10-14mm; (D) 15-19mm; (E) 20-24mm; (F) 25-59mm; (G) 30 a 34mm; (H) >35mm.

Tras realizar el ANOVA se han visto diferencias significativas en la interacción de los factores Zona y Tamaño y en el factor Sitio (tabla 2.d.1).

Tabla 2.d.1. Resultados del ANOVA por tamaños, sitios y zonas

Analysis of Variance Table						
Response: sqrt(Abundancia + 1)						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Zona	3	10.004	3.3346	7.1442	0.0118777	*
Tamaño	7	51.335	7.3335	43.1507	< 2.2e-16	***
Zona:Tamaño	21	16.227	0.7727	4.5468	2.974e-06	***
Zona:Sitio	8	3.734	0.4668	3.6496	0.0003418	***
Zona:Tamaño:Sitio	56	9.517	0.1700	1.3289	0.0575479	.
Residual	864	110.499	0.1279			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1						

Tabla 2.d.2. Resultados de la ANOVA por tamaños y zonas

Level: A					Level: Canteras				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	2	3	1	
Ranked means:	1	1.0138	1.0414	1.0658	Ranked means:	1.392	1.4589	1.5238	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 ns				1	3-1 ns			
2	3-1 ns	4-2 ns			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 ns	3-2 ns	4-3 ns						
Level: B					Level: Puerto_viejo				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	3	2	1	
Ranked means:	1.0276	1.0614	1.2625	1.3271	Ranked means:	1.2919	1.3237	1.5143	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 *				1	3-1 ***			
2	3-1 ns	4-2 *			2	2-1 ns	3-2 ***		
3	2-1 ns	3-2 *	4-3 ns						
Level: C					Level: Punta_Falco				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	2	3	1	
Ranked means:	1.1512	1.3626	1.7671	1.8111	Ranked means:	1.1752	1.2011	1.2108	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 ***				1	3-1 ns			
2	3-1 ***	4-2 ***			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 ns	3-2 ***	4-3 ns						
Level: D					Level: Escull_Forat				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	1.2444	1.6115	1.9393	2.0328	Ranked means:	1.1986	1.2466	1.3266	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 ***				1	3-1 ns			
2	3-1 ***	4-2 ***			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 **	3-2 **	4-3 ns						
Level: E					Level: Escull_Forat				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	1.4256	1.4488	1.5978	1.6628	Ranked means:	1.1986	1.2466	1.3266	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 ns				1	3-1 ns			
2	3-1 ns	4-2 ns			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 ns	3-2 ns	4-3 ns						
Level: F					Level: Escull_Forat				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	1.2106	1.352	1.3796	1.5078	Ranked means:	1.1986	1.2466	1.3266	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 *				1	3-1 ns			
2	3-1 ns	4-2 ns			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 ns	3-2 ns	4-3 ns						
Level: G					Level: Escull_Forat				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	1.0764	1.2005	1.2301	1.2385	Ranked means:	1.1986	1.2466	1.3266	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 ns				1	3-1 ns			
2	3-1 ns	4-2 ns			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 ns	3-2 ns	4-3 ns						
Level: H					Level: Escull_Forat				
Rank order:	1	2	3	4	Rank order:	1	2	3	
Ranked means:	1	1.0414	1.0934	1.1379	Ranked means:	1.1986	1.2466	1.3266	
Comparisons:					Comparisons:				
1	4-1 ns				1	3-1 ns			
2	3-1 ns	4-2 ns			2	2-1 ns	3-2 ns		
3	2-1 ns	3-2 ns	4-3 ns						
Signif. codes: <0.001 '****' <0.01 '***' <0.05 '**' >0.05 'ns'									

Tras realizar el test a posteriori tamaños-zonas (tabla 2.d.2) se han detectado diferencias significativas en los siguientes tamaños:

- Tamaño B (4-9 mm): Muestra diferencias significativas entre la Canteras y Punta Falcó y Escull Forat y entre Puerto Viejo y Escull Forat, siendo la Canteras la más abundante en lapas de dicho tamaño y seguida de Puerto Viejo. Punta Falcó es la que tiene menor abundancia de lapas de esta talla.

- Tamaño C (10-14 mm): Se han encontrado diferencias entre Punta Falcó y Escull Forat, que son las que tienen menores abundancias, con respecto a la Cantera y Puerto Viejo.
- Tamaño D (15-19mm): La Cantera y Puerto Viejo tienen abundancias similares, por lo que las diferencias se han dado entre Punta Falcó y Escull Forat y entre estas dos zonas con las dos primeras.
- Tamaño F (25-29mm): Entre Puerto Viejo y la Cantera hay diferencias significativas, siendo esta última zona la que tiene mayor abundancia.
- Respecto a los sitios (dentro de las zonas), solo se han observado en el Puerto Viejo diferencias significativas entre los sitios 2 y 3, que tienen similares abundancias de lapas, con respecto al sitio 1.

Erizos

Se han muestreado 230 erizos, siendo *Paracentrotus lividus* la especie más abundante con un 87,4% (N = 201 ind.); y sólo un 12,6% (N = 29 ind.) para *Arbacia lixula*. No obstante, los datos de los erizos se presentan agrupados, ya que el impacto de la frecuentación puede ser relativamente homogéneo en estas dos especies. El método ha sido directo, no destructivo y cuantitativo, midiendo el diámetro del caparazón in situ, sin levantar al erizo (Fig. 2.d.5).



Figura 2.d.5. Medición del diámetro del caparazón de erizo mediante un pie de rey.

a) Abundancia. La densidad media encontrada de erizos por zona la tenemos en la tabla 2.d.3, y diferenciada por sitios en la figura 2.d.6. Observamos que las zonas menos visitadas (La Nao y La Cantera) presentan las mayores densidades (2,6 y 2,2 ind.m⁻², respectivamente). La menor densidad corresponde al Puerto Viejo, zona más visitada. Aunque el Escull Forat se considera una zona visitada, al estar algo alejada del puerto y el pueblo, también presenta una densidad alta de erizos (≈ 2,1 ind.m⁻²).

Tabla 2.d.3: Densidad de erizos (m²) en las 4 zonas muestreadas de Tabarca. (□) media, (DS) desviación estándar.

Localidades	□	DS.	Error
Cantera	2,2	2,469	0,451
Nao	2,567	1,755	0,321
Puerto Viejo	0,833	0,986	0,18
Escull Forat	2,067	1,874	0,342

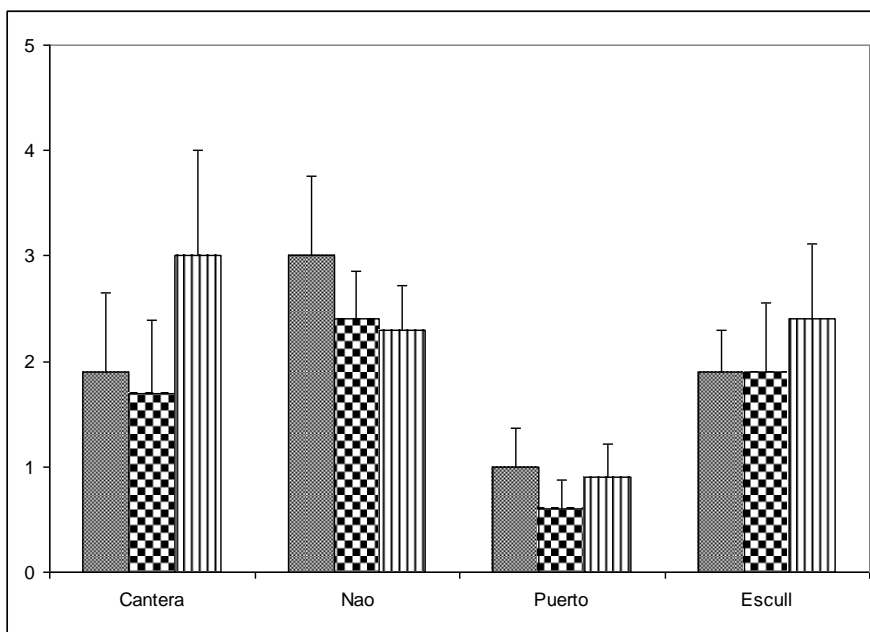


Figura 2.d.6. Densidades de erizos (m²) por zona y sitio muestreado. Zonas de baja frecuentación (Cantera y Nao); zonas de alta frecuentación (Escull Forat y Puerto Viejo).

El resultado del ANOVA para las densidades de los erizos por zona se representa en la tabla 2.d.4:

Tabla 2.d.4. Resultados del ANOVA respecto a la densidad de erizos en Tabarca por zona.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Significancia
F	1	19.678	196.779	17.171	0.320334	ns
F:L	2	22.920	114.600	92.703	0.008255	**
F:L:S	8	0.9890	0.12362	0.4242	0.904318	ns
Residual	108	314.748	0.29143			

Pese a que los sitios menos frecuentados tienen valores más altos de densidad, no existen diferencias significativas en el factor frecuentación. Sin embargo, sí existen diferencias significativas ($p < 0,01$) entre los lugares muestreados, siendo la zona del Puerto Viejo la que origina dicha diferencia ($p < 0,05$, test SNK).

b) Talla

Respecto a la talla, observamos (tabla 2.d.5; Fig. 2.d.7) que el Escull Forat y La Nao presentan las mayores tallas ($\square > 57\text{mm}$), y La Cantera el menor diámetro (47,2mm).

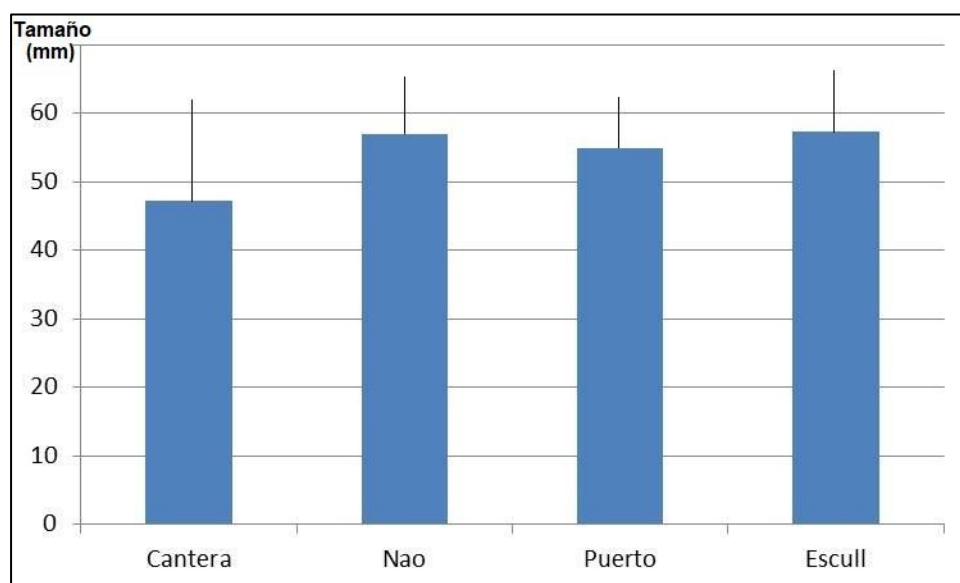


Figura 2.d.7. Histograma de las tallas de erizos (mm) por zonas de Tabarca (barras = desviación estándar).

Tabla 2.d.5: Tallas medias (mm) de erizos en las 4 zonas muestreadas en Tabarca.
(\bar{x}) media, (DS) desviación estándar.

Localidades	\bar{x}	DS	Error
Cantera	47,231	18,458	3,370
Nao	57,029	8,241	1,505
Puerto Viejo	54,800	8,394	1,533
Escull Forat	57,289	9,305	1,699

Debido a la variabilidad de los datos, para el análisis de la varianza de las tallas se ha eliminado un paso de replicación (sitio). El resultado del ANOVA para las tallas, teniendo como factores "frecuentación" y "zona" podemos observarlo en la tabla 2.d.6:

Tabla 2.d.6: Resultados del ANOVA para las tallas de erizos en Tabarca.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	Significación
F	1	0.06554	0.065535	0.3003	0.638666	ns
F:L	2	0.43641	0.218206	183.472	0.001026	**
Residual	8	0.09515	0.011893			

No existen diferencias significativas en el factor "frecuentación", pero sí encontramos diferencias en la interacción entre localidad ($p < 0,01$). El test SNK nos indica que estas diferencias son debidas a la localidad del Puerto Viejo, que como en el caso de las densidades, presenta valores más bajos ($p < 0,01$).

Estos datos nos indican que la zona del Puerto Viejo, que es una de las zonas más visitadas (próxima al puerto y en el pueblo) presenta una menor densidad de erizos (no así de talla), lo que puede indicarnos un posible impacto por frecuentación.

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.

3.1 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 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).

3.1.1 Registro de temperaturas

La figura 3.1 representa los registros de temperatura a 0.5m de profundidad de los últimos 4 años (2014-2017). Se observa que el verano de 2017 ha sido, junto con el del 2015, el más cálido, alcanzándose valores en la superficie por encima de 29°C.

Dos principales tipos de anomalías térmicas positivas (por encima de la media normal) con eventos de blanqueamiento y mortalidad se han detectado: (i) a corto plazo (con duración hasta 5 días) con temperaturas medias altas, alcanzando los 28°C; y ii) a largo plazo (duración de 1 mes) con temperaturas cálidas, alrededor de 25°C (Fig. 3.2).

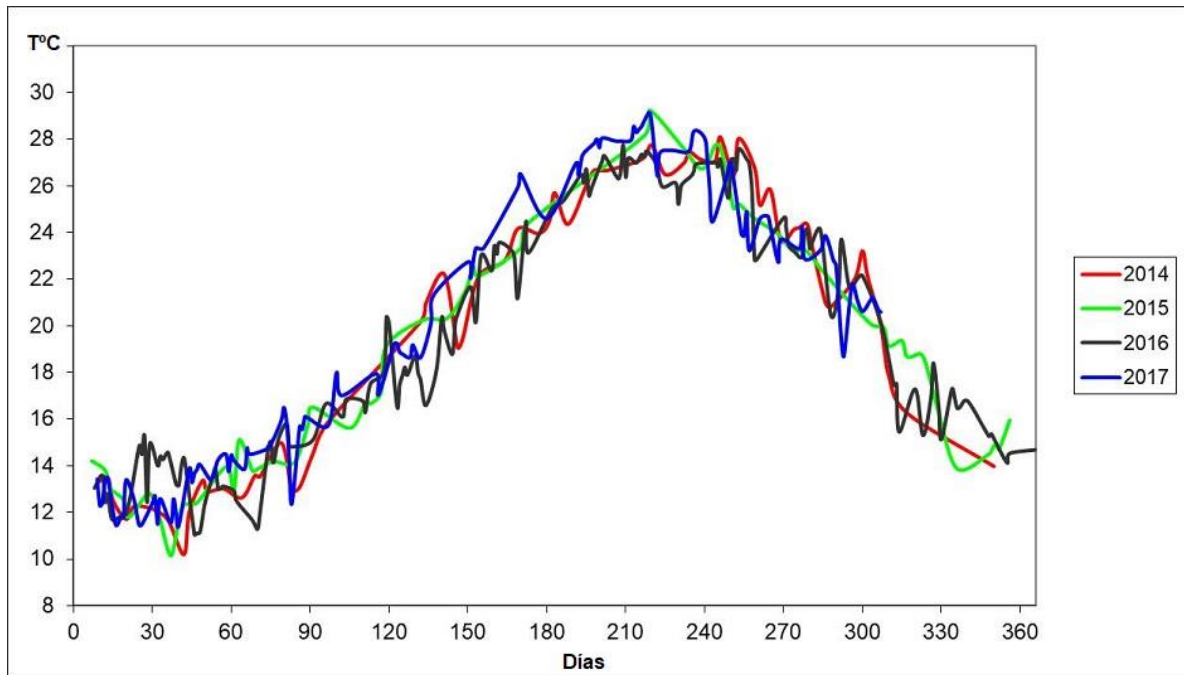


Figura 3.1. Registros de temperatura (°C) a 0.5m de profundidad en la estación del CIMAR, entre 2014 y 2017.

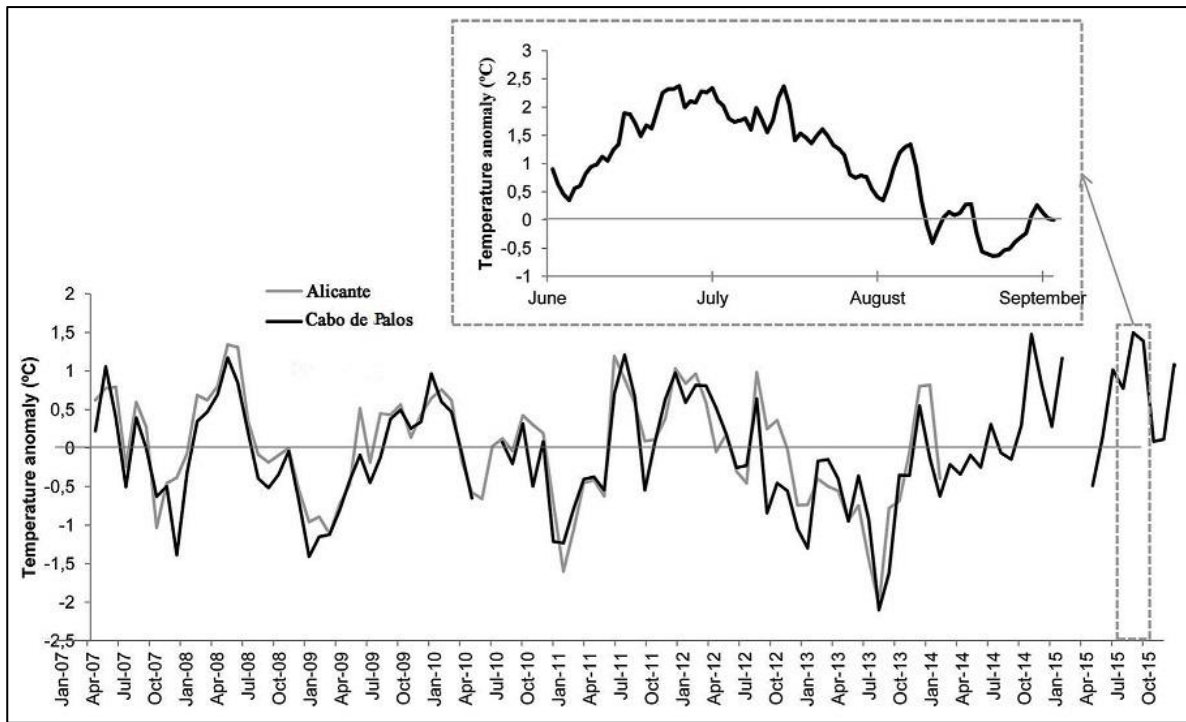


Figura 3.2. Evolución mensual de la temperatura (°C) y anomalías térmicas estivales entre 2007 y 2015, particularmente en 2015, frente a Alicante y Cabo de Palos (según Rubio-Portillo et al. 2015).

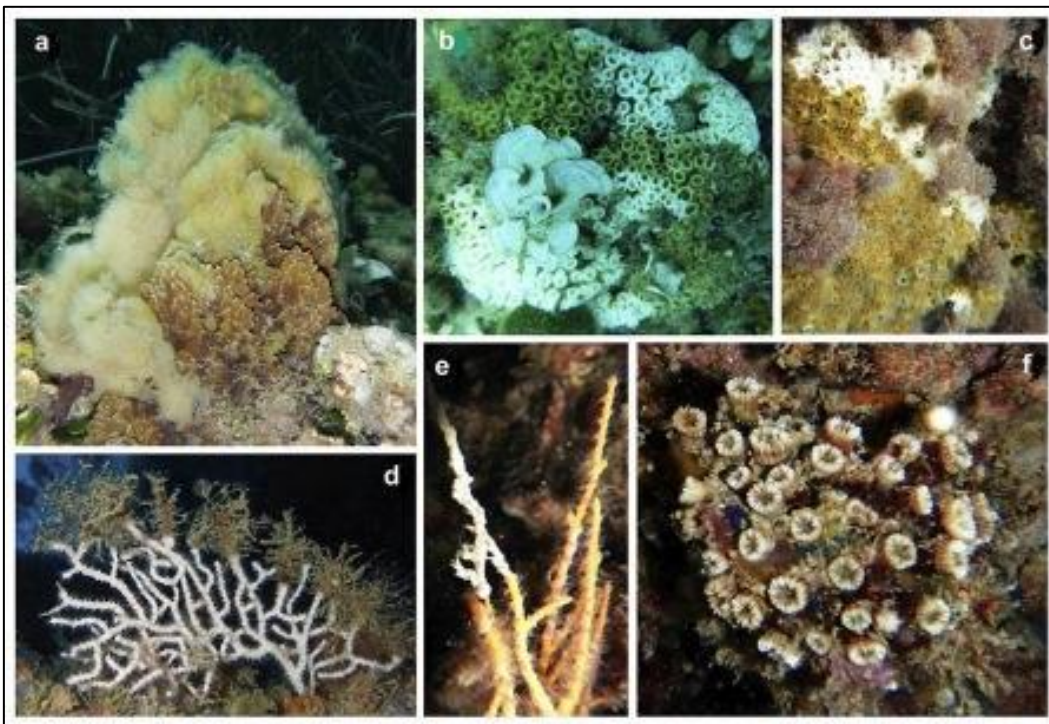


Figura 3.3. Lesiones en los tejidos de invertebrados afectados por el calentamiento estival de 2015 en la Reserva Marina de Tabarca: (a) *Sarcotragus fasciculatus*; (b) *Cladocora caespitosa*; (c) *Oculina patagonica*; (d) *Eunicella singularis*; (e) *Leptogorgia sarmentosa*; (f) *Phyllangia mouchezii*.

Estas elevadas temperaturas dieron lugar a unas altas tasas de blanqueamiento y necrosis en 2015 (Rubio-Portillo *et al.* 2016) en corales pétreos, gorgonias y esponjas (Fig. 3.3).

3.1.2 Blanqueamiento de corales

En las 4 zonas estudiadas (Cantera, Puerto Viejo, Escull Forat y Punta Falcó) se han observado un total de 68 colonias: 27 de *Cladocora caespitosa* y 41 de *Oculina patagónica* (tabla 3.1), distribuidas en mosaico. En Punta Falcó no se vio ninguna colonia en los muestreos.

Tabla 3.1: Número de colonias según las zonas estudiadas

Zona	Nº <i>Cladocora</i>	Nº <i>Oculina</i>
Cantera	8	15
Puerto Viejo	3	5
Escull Forat	16	21
Punta Falcó	0	0
Total	27	41

a) *Cladocora caespitosa*

Del total de 27 colonias de *Cladocora caespitosa*, el 74% presentaron alguna fase de blanqueamiento (20 colonias), un 11% necrosis visible (3 colonias) y un 78% presentaban algún recubrimiento por otros organismos (21 colonias) (Fig. 3.4)

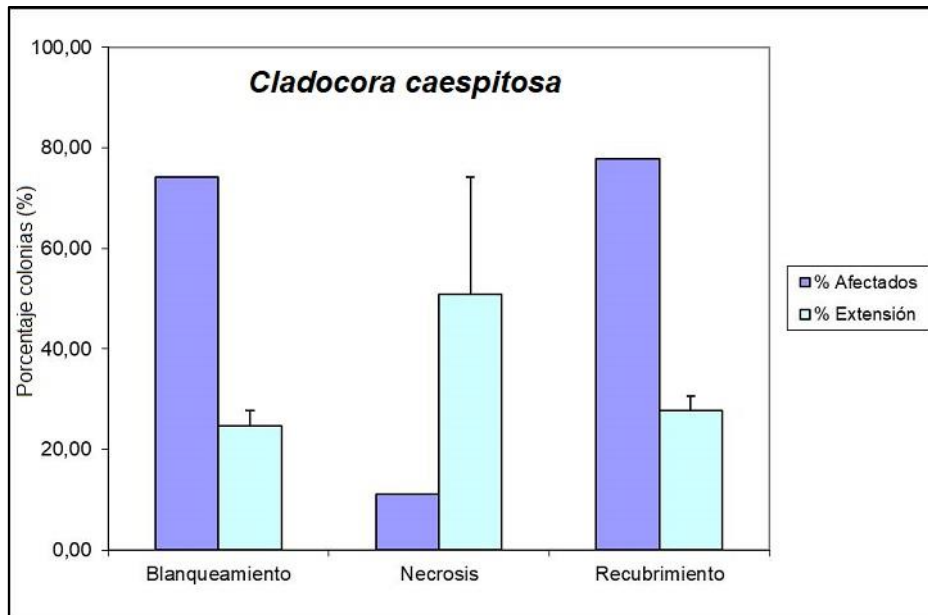


Figura 3.4. Porcentaje de colonias de *Cladocora caespitosa* en Tabarca afectadas por algún tipo de afección y extensión de la misma.

Es significativo destacar que 3/4 partes de las colonias estudiadas tenían alguna parte blanqueada, y sobre todo que un 78% de la población tenían alguna parte de la colonia recubierta por otros organismos (Fig. 3.5). 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.

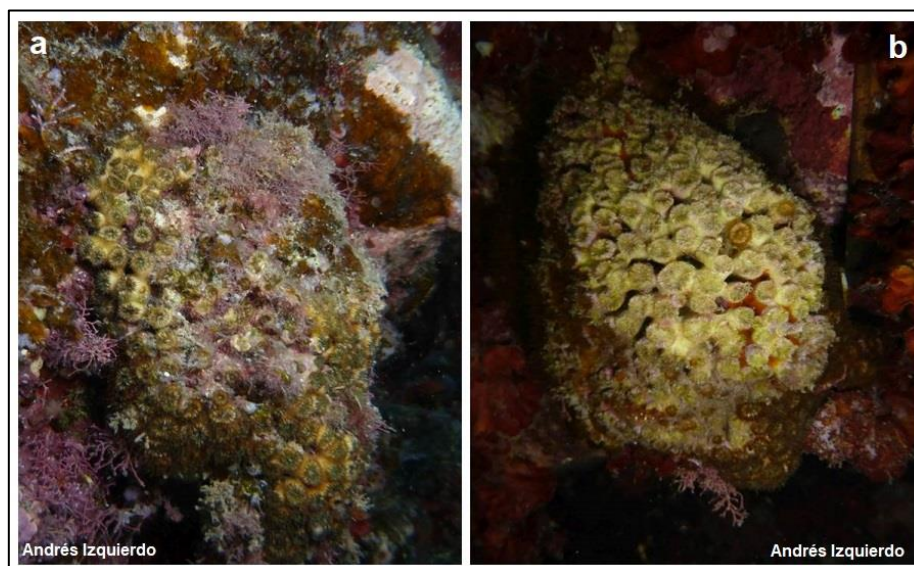


Figura 3.5: Colonias de *Cladocora caespitosa* afectadas: (a) blanqueamiento (parte izquierda) y recubrimiento por otras especies (parte superior y central); (b) con necrosis prácticamente total

b) *Oculina patagonica*

Del total de las 41 colonias observadas, un 71% presentaban blanqueamiento (29 colonias), un 46% necrosis (19 colonias) y un 32% recubrimiento (13 colonias) (Fig. 3.6).

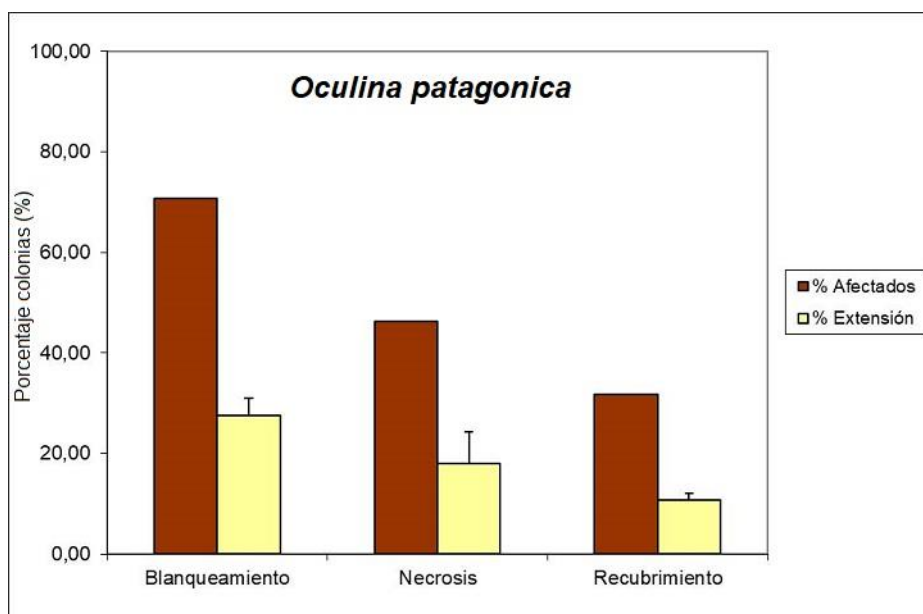


Figura 3.6. Porcentaje de colonias de *Oculina patagonica* en Tabarca, afectadas por algún tipo de afección y extensión de la misma.

Los porcentajes de afección son similares a *C. caespitosa*, alrededor de 3/4 partes de las colonias, con una extensión similar al caso anterior (27,46%). También cabe destacar que los porcentajes de necrosis en alguna parte de la colonia son de mayor extensión que en el caso anterior. Lo más destacable es el bajo porcentaje de recubrimiento que tiene por otras especies, tanto a nivel de afectados (un 32%) como, particularmente, en cuanto a extensión (Fig. 3.7). *O. patagonica* es un coral con una gran capacidad de recuperación de los eventos de blanqueamiento que *C. caespitosa*.

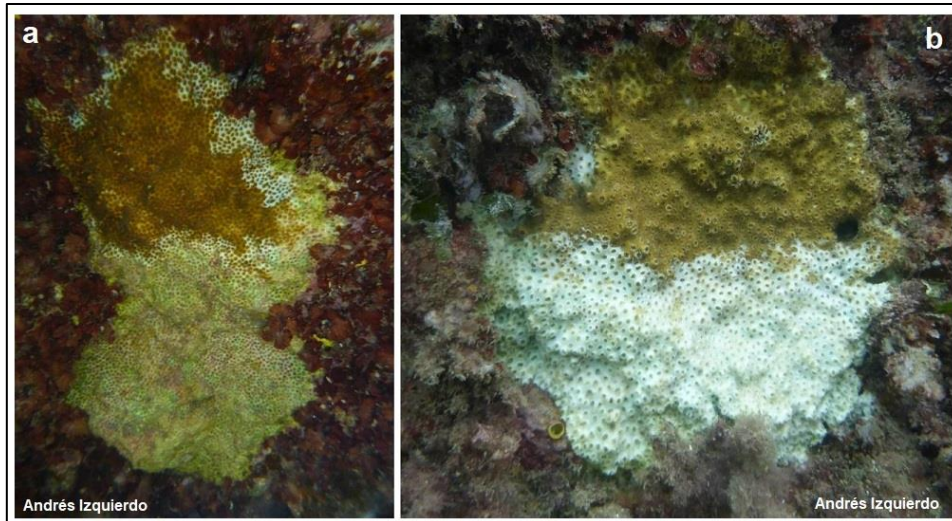


Figura 3.7. Colonias de *Oculina patagónica* afectadas: (a) con la parte inferior necrosada; (b) con un amplio estado de blanqueamiento.

3.2 Especies exóticas

La tabla 3.2 recoge las especies exóticas señaladas en la Comunidad Valenciana y en las Islas Baleares y observadas en Tabarca.

Tabla 3.2: Especies exóticas en el SE-Ibérico y Baleares observadas en Tabarca.
Escala abundancia: (A) abundante, (C) común, (F) frecuente, (O) ocasional, (R) rara, (N) no detectada.

Especie	Localidades			
	Cantera	Puerto	Forat	Falco
Chlorophyta				
<i>Caulerpa cylindracea</i> Sonder, 1845	O	R	R	R
Rhodophyta				
<i>Asparagopsis taxiformis</i> (Delile) Trevisan, 1845	N	N	N	N
<i>Laurencia</i> cf. <i>chondrioides</i> Børgesen, 1918	N	N	N	N
<i>Lophocladia lallemandii</i> (Montagne) F.Schmitz, 1893	N	N	N	R
<i>Womersleyella setacea</i> (Hollenberg) R.E.Norris, 1992	N	N	N	N
Porifera				
<i>Paraleucilla magna</i> Klautau <i>et al.</i> 2004	N	N	N	N
Cnidaria Anthozoa				
<i>Oculina patagonica</i> de Angelis 1908	C	O	A	N
Ctenophora				
<i>Mnemiopsis leidyi</i> A. Agassiz, 1865	N	N	N	N
Polychaeta				
<i>Branchyomma luctuosum</i>	N	N	N	N
Mollusca				
<i>Bursatella leachii</i> Blainville, 1817	N	N	N	N
Crustacea Decapoda				
<i>Percnon gibbesi</i> (H. Milne Edwards, 1853)	N	C	R	N
<i>Callinectes sapidus</i> Rathbun, 1896	N	N	N	N
Pisces				
<i>Fistularia commersonii</i> Rüppell, 1838	N	N	N	N
<i>Lagocephalus sceleratus</i> (Gmelin, 1789)	N	N	N	N

Como puede observarse en la tabla 3.2, únicamente se han detectado: *Caulerpa cylindracea*, *Lophocladia lallendii*, *Oculina patagónica* y *Percnon gibbesi*

3.2.1 *Caulerpa cylindracea* Sonder, 1845 (Fig. 3.8)

Sinonimias comunes: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Sonder) Verlaque, Huisman & Boudouresque, 2003.

Nombre común: Alga racimo.



Figura 3.8: Rizoides de *Caulerpa cylindracea* en aguas de Tabarca

Distribución: Especie tropical, nativa del Indo-Pacífico (Australia y Nueva Caledonia). La primera cita mediterránea fue 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).

Hábitat: Fondos rocosos, pradera de *Posidonia* oceánica (en particular, mata muerta), arenosos y fangosos; sobre la plataforma de abrasión hasta 70m de profundidad

Modo de introducción: Permanece desconocido. No obstante, el tráfico marítimo y el comercio de acuarios pudieran ser vectores de su introducción.

Carácter invasor: A partir de 2003, esta 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 rizomas muertos de *Posidonia oceanica*. Esta especie aparece en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Presencia Tabarca: Durante 2017, ha sido observada en todas las estaciones muestreadas, pero con una baja densidad, cualitativamente inferior a otros años. No obstante, el coordinador de la Reserva Marina nos ha informado de haberla visto en aguas exteriores sobre fondos de maerl a 33m de profundidad (Felio Lozano, obs. pers.).

3.2.2 *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F.Schmitz, 1893 (Fig. 3.9)

Sinonimias comunes: Ninguna

Nombre común: Ninguno

Distribución: 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).

Hábitat: Fondos rocosos infralitorales fotófilos, entre 0 y 30m de profundidad.

Modo de introducción: Permanece desconocido. Posiblemente, por el tráfico marítimo.

Carácter invasor: Crece sobre otras algas, recubriendo completamente el sustrato. Esta especie aparece en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Presencia en Tabarca: Muy localizada, solo ha sido observada en la zona de Punta Falcó (entre 1 y 3m de profundidad) y poco abundante.



Figura 3.9: *Lophocladia lallemandii* en aguas de Tabarca (Punta Falcó).

3.2.3 *Paraleucilla magna* Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004 (Fig. 3.10)

Sinonimias comunes: Ninguna

Nombre común: Ninguno

Distribución: Fue originalmente descrita de Brasil (Atlántico Occidental tropical) y recolectada por primera vez en el Mediterráneo en 2001 (Taranto en el Mar Jónico; Longo *et al.*, 2004). Posteriormente, en el Tirreno, Adriático y Malta (Zammit *et al.*, 2009). En el Mediterráneo español, se observó en las costas catalanas en 2008 (Frotscher & Uriz, 2008), y ha sido señalada en varias localidades entre Granada y Cataluña (Guardiola *et al.*, 2016). En Alicante, se observó por primera vez en el Puerto de Alicante (2010) y, posteriormente, en el puerto de Santa Pola y Tabarca 2010-2012 (Izquierdo-Muñoz & Rubio-Portillo, 2016).

Hábitat: Fondos duros (naturales y artificiales) superficiales, entre 1 y 10m de profundidad. Particularmente, abundante en ambientes portuarios.



Figura 3.10. La esponja calcárea *Paraleucilla magna* (colonias blancas) junto a *Sarcotragus variabilis* (esponja) y *Oculina patagonica* (colonias marrones en el islote de la Galera, a -1m.

Modo de introducción: El más probable vector de introducción sea unida a los cascos de los barcos. Este medio de dispersión podría explicar su presencia en puertos o lugares semicerrados. También, su presencia en Tabarca, ya que es visitada frecuentemente por embarcaciones deportivas; y la zona de anclaje se sitúa próxima a la zona donde se ha recolectado (Isla de la Galera).

Carácter invasora: Al desarrollarse en ambientes portuarios, y su abundancia al exterior de estos biotopos no es alta, probablemente, esta especie no sea invasora:

Presencia en Tabarca: En las zonas muestreadas durante 2017, no ha aparecido esta especie.

3.2.4 *Oculina patagonica* de Angelis, 1908 (Fig. 3.11).

Sinonimias comunes: Ninguna

Nombre común: Oculina

Distribución: Aunque se supone un origen en el Atlántico subtropical de Sudamérica, en base a colonias muertas (Zibrowius, 1974), la especie se observó por primera vez en 1969 (Savona, Italia). Posteriormente, en el puerto de Alicante y SE-Ibérico, entre Cabo de Gata y Cabo de la Nao (Zibrowius & Ramos, 1983). También, se ha producido su extensión por todo el Mediterráneo templado-cálido.

Hábitat: Biotopos fotófilos rocosos infralitorales, entre 0 y 14m de profundidad. Es una especie resistente a las aguas con fuerte carga orgánica (aparece en puertos) y presencia de sedimentos (Bahía de Portman en Murcia).



Figura 3.11. *Oculina patagonica* en la zona del Puerto Viejo, a -1m de profundidad.

Modo de introducción: Posiblemente, como bio-fouling fijado al casco de navíos. Aunque se ha puesto en duda su carácter exótico, considerándola una especie del Atlántico africano que se ha introducido por expansión natural en el Mediterráneo (Leydet & Hellberg, 2015).

Carácter invasor: Las colonias de *O. patagonica* compiten con éxito en superficies rocosas fotófilas infralitorales frente a las macroalgas y *Cladocora caespitosa*, llegando a formar colonias de más de 1m².

Presencia en Tabarca: Se encuentra distribuida por todo el litoral de Tabarca, particularmente, en el sector oriental entre el Scull Forat-Pueblo-islote de la Cantera-islote de la Galera, entre 0 y 7m de profundidad.

3.2.5: *Percnon gibbesi* H. Milne-Edwards 1853 (Fig. 3.12)

Sinonimias comunes: Ninguna.

Nombre común: Cangrejo araña, cangrejo plano.

Distribución: Esta especie, de origen Atlántico tropical, fue observada 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, Torrevieja. Actualmente está incluido en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Hábitat: En la franja litoral e infralitoral superior sobre sustrato rocoso o arenoso. Principalmente, en grietas y bajo grandes bloques (escolleras); siempre en biotopos sumergidos, entre 0 y 5m de profundidad.



Figura 3.12. El cangrejo *Percnon gibbesi* en los bloques de la escollera situada debajo de la Iglesia de Tabarca.

Modo de introducción: Probablemente en las aguas de lastre.

Carácter invasor: Se ha expandido rápidamente por el Mediterráneo, y por las altas tasas de incremento de la población se considera invasora. Ya que su hábitat se solapa con los cangrejos autóctonos *Pachygrapsus marmoratus* y *Eriphia verrucosa* pudiera competir con estas especies, excluyéndolas localmente. Esta especie aparece en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Presencia en Tabarca: Se observó por primera vez en 2012, en la escollera de la Iglesia. Seguimientos posteriores han constatado el aumento de su población; así como su aparición en la escollera del puerto, siendo encontrado en sustrato natural en 2016. En los sitios en los que aparece, su densidad es alta, por lo que el impacto sobre el medio debe ser tenido en consideración.

3.2.6 Especies exóticas señaladas en la Comunidad Valenciana

Las especies que se relacionan a continuación se han observado en la Comunidad Valenciana, pero aún no se han encontrado en la Reserva Marina de Tabarca. No obstante, algunas de ellas pudieran estar presentes en las aguas que rodean la Isla e islotes.

Asparagopsis taxiformis (Delile) Trevisan de Saint-Léon, 1845. Esta rodófito, común en mares tropicales, fue encontrada por primera vez en Alejandría, Egipto, en 1813 (Delile, 1813). Ha colonizado 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); y en la Comunidad Valenciana se ha observado en la Sierra de Irta y Columbretes (Castellón), así como en las inmediaciones del puerto de Denia. Esta especie aparece en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Laurencia cf. chondrioides Børgesen, 1918. Alga rodófito del Atlántico tropical (Caribe), posiblemente, introducida a través del estrecho de Gibraltar. Ha sido señalada en la Comunidad Valenciana, en Columbretes, por Boisset et al (1998). Durante la campaña 2016 en el Parque natural de Sierra de Irta esta especie ha sido dominante en los fondos infralitorales fotófilos. No se ha observado en Tabarca.

Womersleyella setacea (Hollenberg) R.E.Norris, 1992. Esta especie, oriunda del océano Pacífico, fue citada por primera vez en el puerto de Livorno en 1986 (Cecchi y Cinelli, 1989), colonizando posteriormente toda la cuenca norte del Mediterráneo (ver revisión en Verlaque et al 2015). Actualmente se encuentra muy extendida en las Islas Baleares y en creciente expansión en la costa de Cataluña. Su primera cita en aguas españolas (Ballesteros et al. 1997). Puede ser localmente común en el piso infralitoral (>15m de profundidad) y muy abundante en el circalitoral donde puede cubrir el fondo (Rodríguez-Prieto et al.2013). Actualmente no se conocen citas en aguas alicantinas, aunque ello no quiere decir que no exista, ya que puede estar presente en los fondos a partir de -30m de profundidad.

Mnemiopsis leidyi A. Agassiz, 1865 Ctenóforo original del Atlántico Occidental, expandiéndose en el Mediterráneo y en el Mar Negro desde los años 80. La especie ha sido señalada en aguas del NW Ibérico y en Denia en 2009 (Fuentes *et al.* 2009). La especie se observó en Sierra de Irta durante la campaña 2016. Aunque no se ha observado en Tabarca, posiblemente, esta especie pelágica esté presente. Esta especie aparece en el Catalogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

Bursatella leachii Blainville 1817. Este molusco opistobranquio, de origen circumtropical, aparece en el Mediterráneo por primera vez en Israel en 1940 (O'Donoghue & White, 1940). En el Mediterráneo español aparece en Palma de Mallorca en 1996 (Olivier y Terrassa, 2004). En 2010, se observa en los puertos de Altea y Villajoyosa (Izquierdo-Muñoz *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 aparece en explosiones poblacionales, desapareciendo posteriormente; por lo que su presencia en los fondos arenosos de Tabarca es incierta. Desde 2013 no se ha vuelto a observar en la provincia de Alicante.

Callinectes sapidus Rathbun, 1896. Este braquiuro, cuyo origen es el Atlántico NW, 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 aparecen diferentes citas en toda la costa valenciana, lo que indica un alto potencial invasor, siendo capturada en

Guardamar del Segura (Izquierdo-Gómez & Izquierdo-Muñoz, 2016). Aunque se ha observado en la Bahía de Santa Pola, su hábitat principal son zonas costeras arenosas y ambientes costeros eurihalinos (desembocaduras de ríos, deltas, lagunas costeras), por lo que es improbable su presencia en Tabarca.

Fistularia commersoni 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 (Azzurro et al 2013). En costas españolas aparece en Granada y Palamós en 2007 (Sánchez-Tocino et al 2007). En las costas de Alicante, en enero de 2015 se capturan dos ejemplares (Izquierdo-Muñoz & Izquierdo-Gómez, 2015), uno en Urbanova y otro en Playa Lisa, unas pocas millas al norte y al sur de Tabarca, respectivamente. Esta especie no se ha visto en los muestreos, pero su aparición reciente en zonas cercanas indica que su presencia puede ser ocasional.

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). Se ha expandido rápidamente por toda la cuenca oriental, y más recientemente por la cuenca occidental. En costas españolas se ha observado un ejemplar frente a las costas de Denia, capturado por un barco de pesca de arrastre a -400m (Izquierdo-Muñoz & Izquierdo-Gómez, 2014). Su hábitat preferencial son fondos someros rocosos y arenosos entre 0 y 30m de profundidad. Después de la primera cita en las costas españolas, en aguas profundas, no hay ninguna observación posterior de esta especie en la costa española; por lo que, de momento, su 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 el estudio de 2016

Especies de interés comercial

Durante la realización del seguimiento de la Reserva Marina de Tabarca se estimaron un total de 45306 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 33 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.

Alguna 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. ocellatus*, *S. sphyraena*, *D. labrax*, *Mugil spp*, *D. cervinus*, *L. viridis*, *M. helena*, *M. rubra* y *S. scrofa*, especies que no fueron observadas en los controles fuera de la reserva. Por otra parte, *P. pagrus* y *S. cabrilla* 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*, *D. sargus*, *A. imberbis*, *T. pavo*, *S. umbra*, *D. puntazzo* y *E. marginatus*. 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

Esta mayor presencia de ejemplares en el interior de la reserva se tradujo en unos descriptores generales del poblamiento de peces mayores en la Reserva Marina de Tabarca. Tanto el número de especies, como la abundancia y la biomasa medias fueron más altos en la reserva. Además de estos valores, en los que se tuvieron en cuenta todas las especies observadas, al eliminar las especies gregarias comentadas con anterioridad (*C. chromis*, *O. melanura* y *B. boops*), las variables del poblamiento, principalmente la abundancia y la biomasa reducidas fueron muy superiores en la zona con protección.

Durante el seguimiento de la Reserva Marina de 2016, realizado por el Instituto de Ecología Litoral (IEL, 2016), la abundancia media resultó más elevada fuera de la reserva, posiblemente, por haber incluido especies gregarias. Sin embargo, la biomasa sí resultó más elevada en el interior, lo que refleja, al igual que este año, el mayor tamaño de los ejemplares observados en la zona protegida.

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 5 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. Solamente la dorada presenta una tendencia clara al aumento en este periodo pero no se puede concluir que sea debido a la reserva ya que sus capturas están muy influidas por los escapes de las instalaciones de acuicultura y en la zona hay varias de ellas. 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 0,8 (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 del año anterior (IEL, 2016), no se detectan cambios significativos para la mayoría de descriptores analizados (cobertura, mata muerta, descalzamiento). Sí se ha detectado un incremento 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 a un promedio de 423 ± 12 haces m^{-2} en el presente muestreo. Este incremento puede ser debido a que no se trabajó en las mismas localidades, aunque todas estuvieran a una profundidad similar, o a los efectos del muestreador ya que la densidad no puede haber aumentado tanto en un solo año.

A pesar de ello, se observa un cierto impacto 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 impacto parece variar en función de la localidad

y los sitios estudiados dentro de la zona de fondeo ya que se observa una elevada variabilidad entre sitios. Esta variabilidad en el grado de alteración puede estar relacionada con la mayor presión de fondeo observado en la localidad 2 durante las campañas de verano; lo que provoca la erosión de la pradera, la pérdida de densidad y cobertura y el aumento de la mata muerta. En general los resultados obtenidos son similares a los del estudio de 2016. Solamente la densidad de los controles es inferior en el estudio de 2016 probablemente debido a que no son los mismos puntos de muestreo.

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 verméticos. Esto provoca que el EQR obtenido a partir del método CARLIT tenga un valor muy elevado y superior a 1 como en el estudio del año pasado.

En el seguimiento de los invertebrados de interés destaca que no se ha observado ningún ejemplar vivo de nacra en la reserva marina de Tabarca este año lo que indica la progresión de la enfermedad detectada el año pasado.

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

Seguimiento de calentamiento global y especies exóticas

El verano de 2017 ha sido, junto con el del 2015, el más cálido de los últimos 4 años (2014-2017), alcanzándose valores de temperatura de agua de mar en la superficie por encima de 29°C .

Del total de 27 colonias de *Cladocora caespitosa*, el 74% presentaron alguna fase de blanqueamiento (20 colonias), un 11% necrosis visible (3 colonias) y un 78% presentaban algún recubrimiento por otros organismos (21 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 41 colonias observadas de *Oculina patagonica*, un 71% presentaban blanqueamiento (29 colonias), un 46% necrosis (19 colonias) y un 32% recubrimiento (13 colonias). Estos resultados son similares a los del estudio del año anterior excepto el recubrimiento de *Cladocora* por otras especies que ha aumentado.

En cuanto a las especies exóticas observadas en la Comunidad Valenciana e islas Baleares únicamente se han detectado este año *Caulerpa cylindracea*, *Lophocladia lallendii*, *Oculina patagónica* y *Percnon gibbesi*. De ellas *Lophocladia lallendii* y *Percnon gibbesi* no se habían detectado el año anterior.

5.- Referencias:

Airoidi, L. (1995). Distribuzione di *Polysiphonia setacea* (Rhodomelaceae, Rhodophyta) Hollemberg 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. y 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. y 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. y 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., 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* (Vol. 160, p. 161).

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).

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., C. 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*, 1996, vol. 39, p. 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. y 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. y 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. y 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 y 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. *BioInvasion 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. y 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. y 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-Casalduero 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: e61.

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. y 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 VL, Anagel DL, Bayha KM, Atienza D, Edelist D, Bordehore C, Gili JM, Purcell JE. (2010). Blooms of the invasive ctenophore, *Mnemiopsis leidyi*, span the Mediterranean Sea in 2009. *Hydrobiologia* 645.(1):23-37.

Galil B, Froggia C, Noël PY (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. y 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 págs.

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. y 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. y 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 (March 2016). *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 232-233.

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 (July 2015) *Mediterranean Marine Science* 16(2):481-482.

Izquierdo-Muñoz A, Izquierdo-Gómez I (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 (October, 2014). *Mediterranean Marine Science* 15(3):676—677.

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 (July 2016). *Mediterranean Marine Science* 17/2: 216.

Izquierdo-Muñoz A, Vázquez-Luis M, Giménez-Casalduero F, Ramos-Esplá AA. (2012). Occurrence of the exotic gastropod *Bursatella leachii* (Opinthrobranchia: Aplysiidae) off the east coast of Spain (Mediterranean Sea). In: Nicolaidou, Alongi, Aydogan, et al. New Mediterranean Biodiversity Records (June 2012). *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 (March 2016). *Mediterranean Marine Science*, 17(1), 230-252.

Katsanevakis S, Acar Ü, Ammar I, Balci BA, Bekas P, Belmonte M, Chintiroglou CC, 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 MR, Pafilis P, Pastore M, Perdikaris C, Poursanidis D, Prato E, Russo F, Sicuro B, Tarkan AN, Thessalou-Legaki M, Tiralongo F, Triantaphyllou M, Tsiamis K, Tunçer S, Turan C, Türker A, Yapici S. New Mediterranean Biodiversity Records (October, 2014) *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., Tsiakkios, 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. y 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. y 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 (June 2012). *Mediterranean Marine Science*, 13(1): 162-174

Nizamuddin, M. (1991). The green marine algae of Libya. Bern. 230 p. Elga publishers

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., F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (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. M^o. 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-Esplá 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 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. y 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, Escáñez 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, Türker A, Yapici S. (2015) New Mediterranean Biodiversity Records (July 2015) *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. y 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. y 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. Elvira Álvarez, Agustín Barrajon, José R. García-March, Amalia Grau, Iris E. Hendriks, Santiago Jiménez, Diego Kersting, Diego Moreno, Marta Pérez, Juan M. Ruiz, Jordi Sánchez, Antonio Villalba and Salud Deudero, 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, and 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.

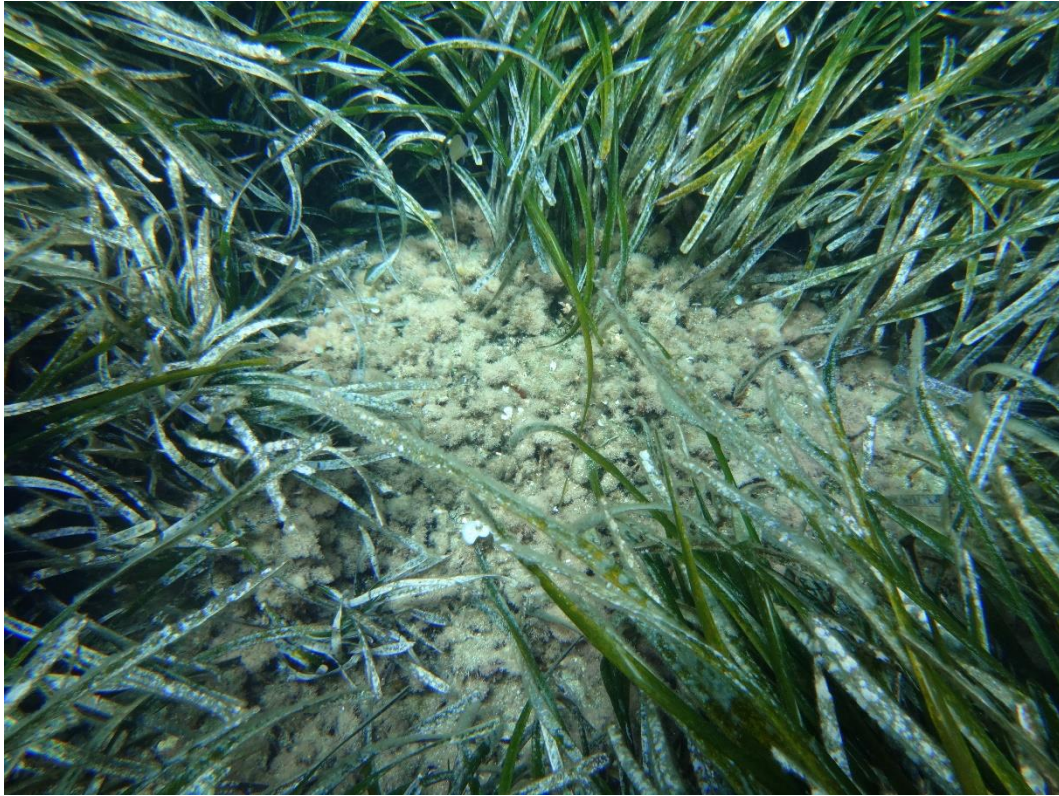
ANEXO FOTOGRÁFICO



Fotografía 1. Pradera de *P. oceanica* en Tabarca donde se puede observar un cardumen de *Sarpa salpa* alimentándose de sus hojas.



Fotografía 2. Frente de erosión observado en las praderas más someras (localidad control de fondeo).



Fotografía 3. Manchas de mata muerta detectadas en las localidades impactadas por el fondeo de embarcaciones.



Fotografía 4. En las zonas control las praderas presentaban una mayor cobertura.

