

Variaciones estacionales de la fauna vágil asociada a *Ectopleura crocea* (Cnidaria, Hydrozoa) en el puerto de El Rompido (Huelva)

Seasonal variations of the vagile fauna associated with *Ectopleura crocea* (Cnidaria, Hydrozoa) in El Rompido marina (Huelva)

K. GAVIRA-O'NEILL^{1*}, J. MOREIRA¹ & J. M. GUERRA-GARCÍA²

1. Departamento de Biología (Zoología), Universidad Autónoma de Madrid, Cantoblanco, E-28049 Madrid, Spain.

2. Departamento de Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avda. Reina Mercedes 6, 41012 Sevilla, Spain.

* Autor para correspondencia: Tel.: 0034 648030493; E-mail: katgavira@gmail.com

Recibido el 7 de julio de 2015. Aceptado el 22 de julio de 2015.

ISSN: 1130-4251 (2015), vol. 26, 43-68

Palabras clave: Epifauna, *Ectopleura crocea*, estacionalidad, ecología, ambientes artificiales.

Key words: Epifauna, *Ectopleura crocea*, seasonality, ecology, artificial environments.

RESUMEN

El desarrollo urbano en las zonas costeras se ha visto incrementado notablemente en los últimos años, resultando en un mayor número de estructuras artificiales en los ambientes marinos. Diversos organismos han sido capaces de colonizar las superficies de estos nuevos hábitats, incluyendo al hidrozoo *Ectopleura crocea* (Agassiz, 1862). Se estudió la epifauna asociada a esta especie a lo largo de un año en Puerto Marina, El Rompido, Huelva, con el objetivo de describir su composición y fluctuaciones temporales. En total, se encontraron 22 especies, mayoritariamente crustáceos anfípodos, siendo los más abundantes *Stenothoe tergestina* (Nebeski, 1881) y *Apocorophium acutum* (Chevreux, 1908). No se encontraron diferencias significativas a lo largo del ciclo anual en los valores de abundancia y diversidad, si bien se detectaron cambios en la composición faunística. En general, la diversidad de especies encontrada en *Ectopleura crocea* fue menor que la citada en otros estudios en hábitats naturales. Se sugiere que ello puede ser debido a características intrínsecas del hábitat artificial, tales como una menor heterogeneidad de sus superficies o a un mayor estrés ambiental. Por ello, para contrastar la consistencia a lo largo del tiempo y la causa de tales patrones, sería necesario estudios futuros que abarcasen un mayor rango temporal.

ABSTRACT

Urban development in coastal areas has increased considerably in recent years, which has resulted in a larger number of artificial structures in coastal marine environments. However, various organisms have been able to colonize the surfaces of these new habitats, including the hydrozoan *Ectopleura crocea* (Agassiz, 1862). We studied the epifauna associated with this species over a year in Puerto Marina, El Rompido, Huelva, with the objective of describing its composition and temporal fluctuations. In total, 22 species were found, mostly amphipod crustaceans, the most abundant of these being *Stenothoe tergestina* (Nebeski, 1881) and *Apocorophium acutum* (Chevreux, 1908). No significant differences were found between the abundance and diversity of epifauna throughout the year, although changes in epifauna composition were detected over time. In general, the diversity found on *Ectopleura crocea* in the present study was lower than that reported by other studies in natural habitats. It is suggested that this could be due to intrinsic characteristics of the artificial habitat, such as lower heterogeneity of its surfaces or greater environmental stress. To contrast consistency over time and the causes of these patterns future studies carried out over a larger time period will be necessary.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la tendencia a un mayor desarrollo urbano en las zonas costeras se ha acentuado notablemente (Small & Nicholls, 2003; Small & Cohen, 2004), dado que estas áreas ofrecen ventajas económicas y estratégicas, además de facilitar el acceso a los recursos que proporciona el mar (Sachs, 1997). Sin embargo, esta creciente urbanización está teniendo un gran impacto sobre los ecosistemas marinos, debido a la alteración o destrucción de los hábitats naturales, que suelen ser sustituidos por estructuras artificiales tales como diques, espigones, muelles, puertos y marinas (Chapman, 2003; Chapman & Bulleri, 2003; Bulleri & Chapman, 2010). La superficie de estas nuevas estructuras es susceptible de ser colonizada por diversas especies de algas e invertebrados, a menudo distintas a las que aparecen en el entorno natural circundante, alterando de esta forma la biodiversidad local y regional (Bulleri & Chapman, 2010). Muchas de estas especies forman parte del *fouling*, es decir, un conjunto de especies capaces de establecerse y sobrevivir sobre superficies artificiales sumergidas, móviles o inmóviles, las cuales utilizan como hábitat.

La comunidad del *fouling* constituye una de las mayores fuentes de diversidad en la biota de los puertos y marinas, al estar a menudo compuesta por especies arborescentes y estructuralmente complejas tales como algas, hidrozoos o briozoos (Bradshaw *et al.*, 2003). Así, la propia estructura de estos organismos supone un incremento en la complejidad del sustrato, pa-

sando de un sustrato intrínsecamente plano o liso (superficie de la estructura artificial) a un sustrato tridimensional (las propias ramificaciones de las especies del *fouling*), aportando, en consecuencia, una mayor diversidad de microhábitats; ello permite, a su vez, la presencia de numerosas especies de pequeños invertebrados epibiontes (Bradshaw *et al.*, 2003). Las ventajas que ofrecen estos sustratos a los epibiontes son varias. Por ejemplo, el aumento de la complejidad así como la presencia de nematocistos en los hidrozooos, permite a los epibiontes obtener refugio frente a depredadores (Gili & Hughes, 1995; Flynn & Ritz, 1999; Giordano *et al.*, 2011). Algunos organismos cleptocomensales pueden alimentarse de las presas del propio hidrozoo (Gili & Hughes, 1995; Genzano, 2001; Guerra-García *et al.*, 2015) y las especies suspensívoras pueden servirse de este para elevarse en la columna de agua, para acceder al alimento potencialmente disponible en suspensión (Gili & Hughes, 1995; Bradshaw *et al.*, 2003; Giordano *et al.*, 2011).

Entre las especies de hidrozooos frecuentes en el *fouling*, se encuentra *Ectopleura crocea* (Agassiz, 1862). Esta especie presenta una distribución mundial, desde el Pacífico (Australia —Hayes *et al.*, 2005—; Alaska —Molnar *et al.*, 2008—) y Atlántico Sur (Genzano & Rodríguez, 1998) al mar Mediterráneo (Giordano *et al.*, 2011), entre otros. Además, aparece sobre los cascos de embarcaciones, boyas u otros objetos flotantes. De hecho, Carlton & Hodder (1995) consideran que este hidrozoo ha expandido notablemente su distribución en las últimas décadas por su habilidad de separarse de los barcos a los cuales se fija, y dispersarse en consecuencia a lo largo de las costas, colonizando diferentes hábitats. Efectivamente, fragmentos de las colonias de *Ectopleura crocea* se separan fácilmente por la acción mecánica del oleaje (Schuchert, 2010), teniendo además otros modos de dispersión asexual (Rungger, 1969). En hábitats naturales suele aparecer sobre el mejillón *Brachidontes rodriguezii* (d'Orbigny, 1842) o sobre sustratos rocosos en general (Genzano & Rodríguez, 1998). Por otro lado, existen pocos estudios sobre el conjunto de la epifauna que alberga en sustratos naturales (Zamponi & Genzano, 1992; Genzano, 2001); sin embargo, se conoce que las colonias de *Ectopleura crocea* y especies relacionadas asentadas, por ejemplo, sobre barcos hundidos sustentan una rica fauna de pequeños invertebrados (Zintzen *et al.*, 2008; Giordano *et al.*, 2011). No obstante, el estudio de su epifauna en ambientes artificiales se ha centrado en determinados grupos taxonómicos (e.g. Guerra-García *et al.*, 2015), y aún no se conoce con detalle la diversidad y composición de toda la fauna asociada que puede albergar.

En general, la fauna asociada a hidrozooos está dominada principalmente por pequeños crustáceos, sobre todo anfípodos (Hughes, 1978; Zamponi & Genzano, 1992; Genzano, 2001; Giordano *et al.*, 2011). Por otro lado, *Ectopleura crocea* parece constituir un hábitat adecuado para el asentamiento

inicial de algunas especies exóticas que llegan a los puertos. Así, Ros *et al.* (2013a) observaron que las dos únicas especies de anfípodos caprélidos presentes en hidrozooos sobre hábitats artificiales fueron las especies exóticas *Paracaprella pusilla* Mayer, 1890 y *Caprella scaura* Templeton, 1836. De hecho, *Paracaprella pusilla* apareció exclusivamente en el hidrozoo *Eudendrium racemosum* (Cavolini, 1785) en un estudio realizado en el sur de España (Ros *et al.*, 2013b).

Por otro lado, la fauna bentónica suele mostrar oscilaciones temporales en su diversidad y composición así como en la abundancia de las especies (Coma *et al.*, 2000; Zintzen *et al.*, 2008; Pacios *et al.*, 2011). Este patrón se repite en el caso de la fauna asociada a organismos sésiles tales como hidrozooos (Genzano, 2005); en particular, durante los meses de verano aparece un mayor número de especies e individuos seguido de un posterior descenso en los meses de otoño e invierno. Por ejemplo, Zintzen *et al.* (2008) encontraron diferencias significativas entre las abundancias y tipos de especies que habitaban en *Tubularia indivisa* Linnaeus, 1758 en los meses de primavera-verano respecto a los de otoño-invierno.

En este contexto, el principal objetivo del presente estudio es determinar la composición y diversidad del conjunto de la epifauna asociada a *Ectopleura crocea* en sustratos artificiales, concretamente en marinas del Sur de España. Hasta la fecha, tan sólo se habían estudiado las poblaciones de caprélidos presentes en este hábitat (Guerra-García *et al.*, 2015). Además, se contrastará de forma específica la hipótesis que predice que la composición y abundancia de la fauna asociada variará a lo largo del tiempo, de forma similar a los patrones observados para invertebrados bentónicos en zonas templadas, a través de muestreos realizados con periodicidad bimensual durante un ciclo anual completo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Zona de estudio

El lugar elegido para el muestreo fue Puerto Marina, El Rompido, Huelva (37°12'57,5"N, 07°07'43,8"W) (figura 1). Dicho puerto se encuentra en la costa atlántica de la Península Ibérica, en la desembocadura del Río Piedras. Esta situación genera fuertes corrientes y fluctuaciones considerables de salinidad y temperatura (Guerra-García *et al.*, 2001). Su cercanía al Estrecho de Gibraltar conlleva la presencia de mareas con una amplitud de 3,7 metros entre pleamar y bajamar. Se trata de un puerto deportivo de poco tráfico, contando con aproximadamente 300 amarres disponibles (Puerto Marina El Rompido, 2015).

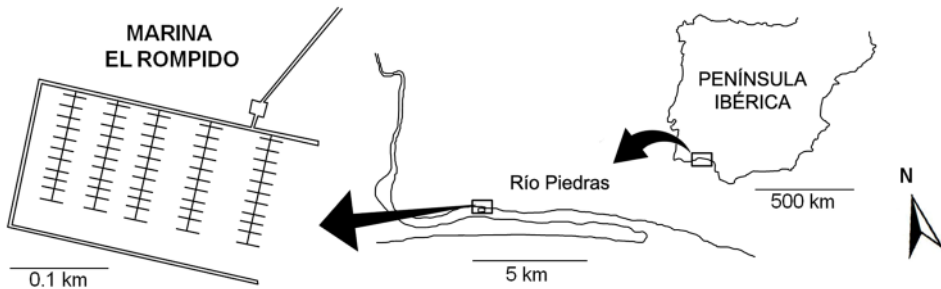


Fig. 1.—Mapa del área de muestreo en Puerto Marina El Rompido, Huelva.
 Fig. 1.—Map of the study area in Puerto Marina El Rompido, Huelva.

Metodología de muestreo

Las muestras destinadas al estudio de la fauna se recogieron de forma bimensual entre julio de 2010 y julio de 2011, ambos inclusive. Así mismo, durante cada muestreo se midieron los siguientes parámetros en el agua: temperatura, pH, salinidad, oxígeno disuelto (DO) y turbidez. Se realizaron tres mediciones para cada parámetro en puntos elegidos de forma aleatoria en el puerto; a partir de ellas, se calculó la media y desviación estándar para cada parámetro en cada muestreo. La salinidad y el pH se midieron mediante una sonda CRISON MM40; la temperatura y DO con un oxímetro CRISON OXI 45P; y la turbidez utilizando un turbidómetro WTW 335 IR, en unidades de turbidez nefelométricas (ntu).

En cada fecha de muestreo se recolectaron tres réplicas de *Ectopleura crocea*, siguiendo el protocolo descrito por Guerra-García *et al.* (2015). Cada réplica consistía en una colonia bien desarrollada del hidrozoo; cada colonia se recogía separada de la siguiente por decenas de metros (Ros *et al.*, 2013b). Dichas colonias se recolectaron de la superficie lateral del pantalán flotante, a poca profundidad; se separaron del sustrato a mano y se introdujeron en frascos con etanol 80% para su conservación y posterior estudio en el laboratorio.

Metodología de laboratorio

Para cada una de las réplicas, se sacudió la colonia correspondiente de *Ectopleura crocea* sobre un tamiz de luz de malla de 0,1 mm, con el objeto de separar la macrofauna y el sedimento (Ros *et al.*, 2013b). A continuación,

la muestra se lavó sobre dicho tamiz para eliminar la mayor cantidad de sedimento posible y seguidamente poder separar la fauna. Dicha separación se realizó utilizando una lupa binocular. En cualquier caso, cada colonia de *Ectopleura crocea* fue examinada minuciosamente para comprobar que ningún componente faunístico había quedado retenido en la misma tras el lavado previo. Cada uno de los individuos encontrados de la macrofauna fue identificado hasta nivel de especie siempre que fue posible, utilizando para ello una lupa binocular y un microscopio. Para comprobar el nombre válido y la clasificación vigente de cada especie se ha recurrido a la base de datos World Register of Marine Species (WoRMS Editorial Board, 2015). Dado que el volumen de sustrato variaba entre réplicas, la abundancia de cada especie se expresó como el número de individuos por 1000 ml de sustrato (Guerra-García *et al.*, 2009a; Ros *et al.*, 2013b; Guerra-García *et al.*, 2015).

Análisis de datos

Se determinó para cada una de las tres réplicas de cada mes el número total de especies (S), la abundancia total, la diversidad expresada como el índice de Shannon-Wiener (H' , \log_2 ; Shannon & Weaver, 1963) y el índice de equidad de Pielou (J' ; Pielou, 1966), así como la media y desviación estándar de los tres valores correspondientes en cada mes.

Con el objeto de determinar si había diferencias significativas en la media de los valores de las variables mencionadas a lo largo del tiempo, se realizaron los correspondientes análisis de la varianza (ANOVA) de una vía, considerando el factor "Mes". Previamente, se comprobó si existía heterogeneidad de varianzas por medio del test de Levene. Si ofrecía resultados significativos ($P < 0,05$), los datos fueron transformados a continuación por la raíz cuadrada o $\log(x + 1)$ (Underwood, 1996). En el caso de que el ANOVA indicase diferencias significativas, se utilizó la prueba *post-hoc* de Student-Neuman-Keuls (SNK) para identificar entre qué meses radicaban tales diferencias (Underwood, 1996). Estos análisis se llevaron a cabo con el paquete estadístico SPSS 21.

Con el fin de determinar, en primer lugar, la similitud en la composición faunística entre los diferentes meses, y, en segundo lugar, su posible relación con los parámetros ambientales medidos, se realizaron diversos análisis multivariantes (paquete estadístico PRIMER v.6; Clarke & Warwick, 1994). Para ello, se utilizó el índice de Bray-Curtis como medida de la similitud entre cada dos réplicas; así, los valores de este índice se calcularon para cada posible comparación entre réplicas, ya fuesen del mismo mes o entre réplicas de meses distintos. Previamente, los datos de abundancia de cada

especie se transformaron por medio de la raíz cuadrada. La matriz triangular de los valores del índice de Bray-Curtis resultante se utilizó para clasificar las muestras por medio de un dendrograma (análisis CLUSTER) y para su subsiguiente ordenación (escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS)). La prueba SIMPROF se realizó conjuntamente con el análisis CLUSTER para detectar qué muestras se agrupan significativamente ($P < 0,05$).

Se utilizó el BIOENV (PRIMER; Clarke & Warwick, 1994) para identificar los parámetros ambientales que mostrasen una mayor correlación con la composición faunística. Este es un método no paramétrico que calcula los valores del coeficiente de correlación de rangos armónicos de Spearman entre las respectivas matrices de similitud de datos bióticos (basada en la abundancia de especies y el índice de Bray-Curtis) y abióticos (basada en las variables ambientales medidas en el agua –5 en total– y las distancias euclídeas). Los datos abióticos fueron normalizados previamente. El análisis BIOENV compara ambas matrices de similitud, basándose en las distintas combinaciones posibles de parámetros ambientales (de una a cinco variables en este caso), seleccionando las que muestran mayores valores del coeficiente de correlación.

RESULTADOS

Parámetros ambientales

Los valores de la temperatura del agua oscilaron en torno a un intervalo de aproximadamente 12°C, alcanzando su máximo en julio de 2010 ($23,9 \pm 0,4^\circ\text{C}$; media \pm desviación estándar) y su mínimo en enero del año siguiente ($12,0 \pm 0,1^\circ\text{C}$). La salinidad mostró un patrón similar, con un máximo de $38,8 \pm 0,1$ PSU en julio de 2010 y un mínimo de $23,8 \pm 0,1$ PSU en marzo de 2011. La variación de los valores de pH no mostró un patrón temporal consistente, con valores más o menos similares, oscilando desde $7,9 \pm 0,0$ a $8,5 \pm 0,0$. Por el contrario, DO mostró un patrón temporal diferente, con el mínimo en septiembre de 2010 ($7,1 \pm 0,1$ mg/l) y el máximo en mayo de 2011 ($8,7 \pm 0,1$ mg/l). Por último, la turbidez presentó sus valores más altos en julio de 2010 ($25,8 \pm 1,0$ ntu), disminuyendo considerablemente en los meses siguientes hasta llegar al mínimo en enero de 2011 ($1,8 \pm 0,7$ ntu). Los parámetros ambientales se describen detalladamente en Guerra-García *et al.* (2015).

Composición faunística

Se encontraron un total de 3097 individuos distribuidos en 22 especies asociadas a *Ectopleura crocea* a lo largo del periodo de estudio (Tabla I), pertenecientes a tres filos: Platyhelminthes, Annelida y Arthropoda. Este último fue el mejor representado tanto en abundancia como en número de especies (figura 2), concretamente debido a la aportación del orden Amphipoda, representado a su vez por ocho familias. Además, los anfípodos *Apocorophium acutum* (Chevreux, 1908) (Corophiidae) y *Stenothoe tergestina* (Nebeski, 1881) (Stenothoidae) fueron las únicas especies presentes en todos los muestreos. La familia Stenothoidae fue la más abundante en el conjunto del periodo de estudio, al constituir más del 60% de todos los individuos encontrados (figura 3). La representación en número de especies y abundancia total del resto de grupos zoológicos fue mucho menor, concretamente la correspondiente a platelmintos, anélidos y otros artrópodos.

Tabla I.—Abundancia media de las especies encontradas en *Ectopleura crocea* cada mes (número de individuos por 1000 ml).

Table I.—Mean abundance of species found on *Ectopleura crocea* each month (number of individuals per 1000 ml).

	2010			2011			
	Jul	Sep	Nov	Ene	Mar	May	Jul
Filo Platyhelminthes							
Clase "Turbellaria"							
Turbellaria indet.	50	0	0	143	0	488	0
Filo Annelida							
Clase Clitellata							
Subclase Oligochaeta							
Oligochaeta indet.	0	4000	0	0	0	122	0
Clase Polychaeta							
Subclase Sedentaria							
Orden Spionida							
Familia Spionidae							
Spionidae indet.	0	0	0	0	385	0	0
<i>Dipolydora</i> sp.	0	0	0	0	370	0	0
Subclase Errantia							
Orden Phyllodocida							
Familia Polynoidae							
Polynoidae indet.	36	0	0	0	0	0	0
<i>Lepidonotus clava</i> (Montagu, 1808)	36	0	0	0	0	0	0

	2010			2011			
	Jul	Sep	Nov	Ene	Mar	May	Jul
Filo Arthropoda							
Subfilo Crustacea							
Clase Malacostraca							
Orden Amphipoda							
Suborden Senticaudata							
Superfamilia Caprelloidea							
Familia Caprellidae							
<i>Caprella dilatata</i> Krøyer, 1843	15253	0	8333	0	0	1153	18667
<i>Caprella equilibra</i> Say, 1818	0	0	0	154	0	25439	8333
Familia Podoceridae							
<i>Podocerus variegatus</i> Leach, 1814	0	20500	13667	769	0	0	1000
Superfamilia Corophioidea							
Familia Ampithoidae							
<i>Ampithoe riedli</i> Krapp-Schickel, 1968	0	0	0	0	570	0	0
Familia Corophiidae							
<i>Apocorophium acutum</i> (Chevreux, 1908)	555	34667	3500	712	5212	9368	22000
<i>Corophium</i> sp.	0	0	0	0	133	0	0
<i>Monocorophium acherusicum</i> (Costa, 1853)	0	0	0	375	4413	28798	42667
<i>Monocorophium insidiosum</i> (Crawford, 1937)	452	9333	0	0	0	0	0
Superfamilia Photoidea							
Familia Ischyroceridae							
<i>Ericthonius punctatus</i> (Bate, 1857)	0	0	1667	0	0	2484	35000
<i>Jassa</i> sp.	908	0	0	125	385	0	0
Superfamilia Aoroidea							
Familia Aoridae							
<i>Microdeutopus</i> sp.	0	0	0	0	133	0	0
Superfamilia Gammaroidea							
Familia Gammaridae							
Gammaridae indet.	53	0	0	0	385	0	0
Suborden Gammaridea							
Familia Stenothoidae							
<i>Stenothoe tergestina</i> (Nebeski, 1881)	9316	45833	27500	19588	36339	132812	200333
<i>Stenothoe valida</i> Dana, 1852	0	0	6833	1658	0	42689	22667
Orden Isopoda							
Suborden Cymothoidea							
Superfamilia Anthuroidea							
Familia Paranthuroidea							
<i>Paranthura costana</i> Bate & Westwood, 1866	36	0	0	0	0	0	0
Subfilo Hexapoda							
Clase Insecta							
Orden Diptera							
Diptera indet.	36	0	0	0	0	0	0

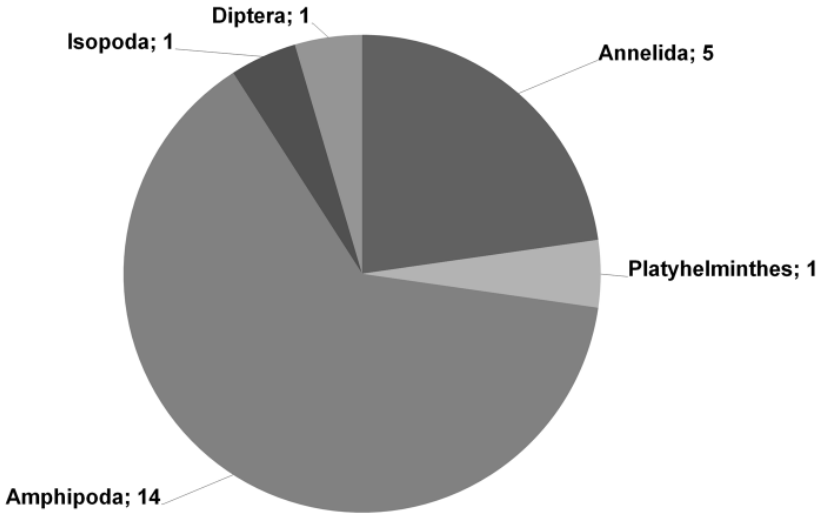


Fig. 2.—Número total de especies por grupo zoológico (Grupo; número de especies).
Fig. 2.—Total number of species per zoological group (Group; number of species).

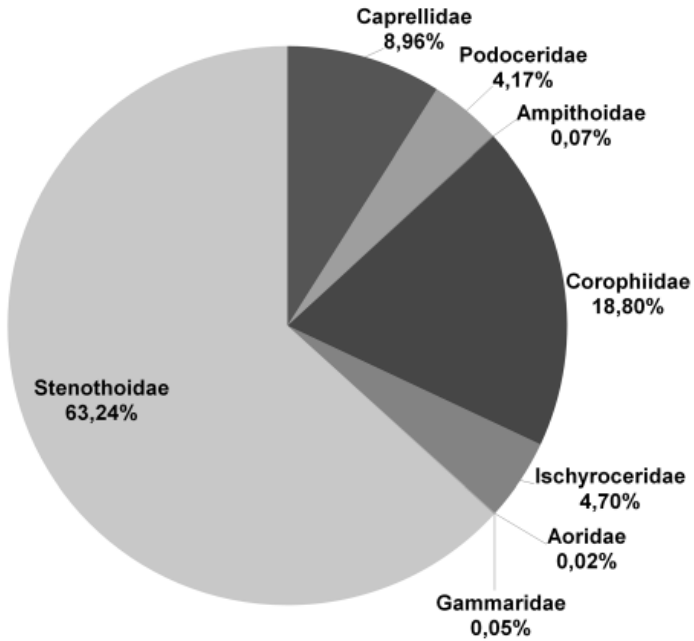


Fig. 3.—Abundancia relativa de las familias del orden Amphipoda.
Fig. 3.—Relative abundance of the families in the order Amphipoda.

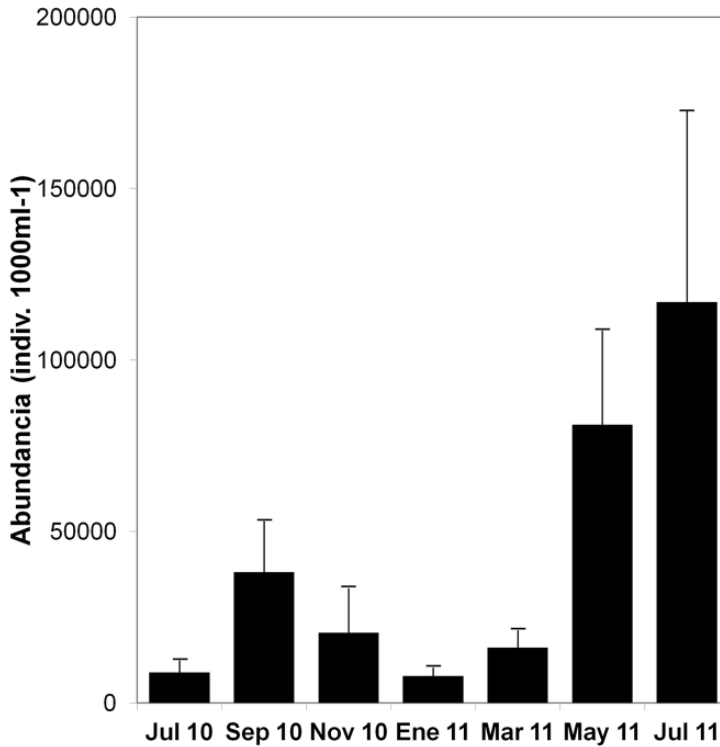


Fig. 4.—Abundancia por mes (media \pm error estándar de la media; $n=3$), expresada como número de individuos por 1000 ml.

Fig. 4.—Abundance per month (mean \pm standard error of the mean; $n=3$), expressed as number of individuals per 1000 ml.

En términos de abundancia, se observaron grandes fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio; así, el máximo se registró en julio de 2011, debido a la elevada abundancia de *Stenothoe tergestina*, siendo este valor diez veces mayor que el del mínimo anual, observado en enero de 2011 (figura 4). Los resultados del ANOVA indicaron diferencias significativas entre la abundancia de cada mes ($F: 5,647$; $P < 0,05$). Sin embargo, la prueba *post-hoc* no detectó grupos definidos de muestras.

En lo relativo al número de especies, julio de 2010 presentó un total de 11 especies distintas, mientras que en el muestreo siguiente (septiembre 2010) solo se encontraron 5, siendo el número total de especies más bajo (figura 5). El número de especies totales presentes en cada mes aumentó a partir de septiembre 2010, hasta llegar a 10 especies en marzo de 2011, disminuyendo en los meses sucesivos. Cabe destacar que el mes con el mayor

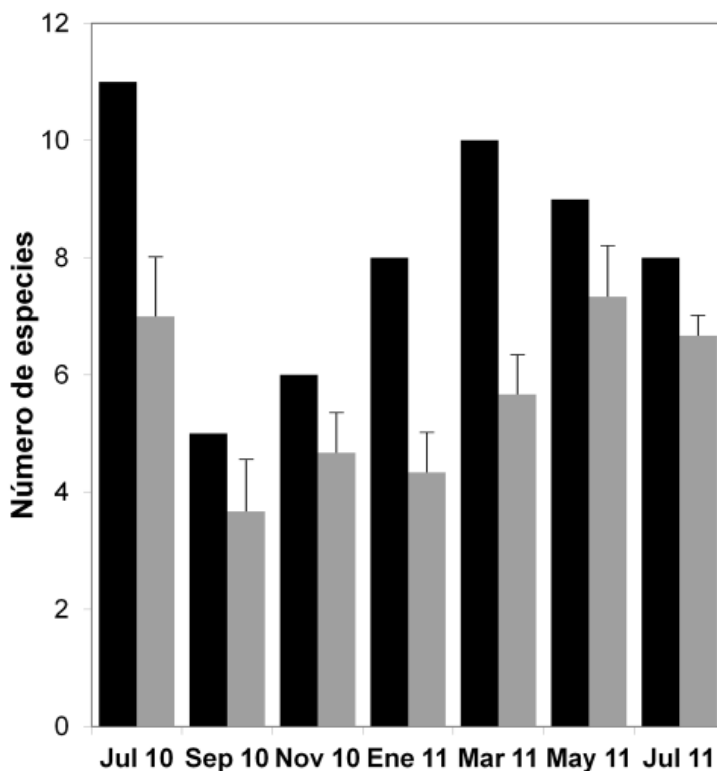


Fig. 5.—Número total de especies por mes (color negro) y número de especies por réplica (color gris; media \pm error estándar).

Fig. 5.—Total number of species per month (black) and number of species per replicate (grey; mean \pm standard error).

número de especies por réplica fue mayo de 2011. Por otro lado, septiembre de 2010 presentó el número de especies más bajo, tanto total como por réplica. Por otro lado, marzo de 2011 presentó el segundo valor más alto en número total de especies (10) si bien el valor medio por réplica fue de 5,6. El análisis ANOVA mostró diferencias significativas entre el número de especies por réplica y mes ($F: 3,981; P < 0,05$), si bien el test SNK no detectó grupos de muestras homogéneos.

El índice de Shannon-Wiener mostró su valor mínimo en enero de 2011 ($0,93 \pm 0,14$), aumentando en los meses siguientes hasta llegar al máximo en julio de 2011 ($1,83 \pm 0,22$) (figura 6). Cabe destacar que, aunque el valor máximo correspondió a julio de 2011, el muestreo del año anterior (julio 2010) presentó el segundo valor más bajo del periodo de estudio. Nuevamente, el ANOVA reveló diferencias significativas entre los valores

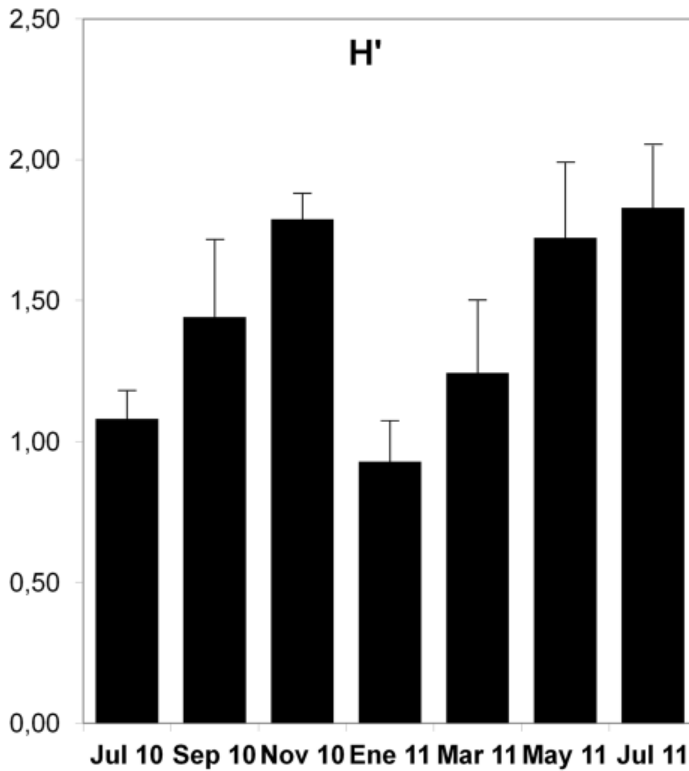


Fig. 6.—Valores del índice de Shannon-Wiener para cada mes (media \pm error estándar; $n=3$).

Fig. 6.—Values of Shannon-Wiener index for each month (mean \pm standard error; $n=3$).

del índice de diversidad de cada mes ($F: 3,052$; $P < 0,05$), si bien la prueba *post-hoc* indicó la ausencia de grupos homogéneos.

El índice de Pielou mostró un patrón similar al de Shannon-Wiener, aumentando paulatinamente desde enero de 2011 hasta julio de 2011 (figura 7). En este caso, julio de 2010 mostró el mínimo ($0,39 \pm 0,05$) observándose el máximo en el muestreo siguiente, en septiembre de 2010 ($0,84 \pm 0,08$). El análisis ANOVA mostró diferencias significativas ($F: 4,050$; $P < 0,05$), mientras que el test SNK no detectó grupos homogéneos.

Análisis multivariantes

El dendrograma resultante del análisis CLUSTER mostró cuatro grupos de réplicas de acuerdo a la prueba SIMPROF, si bien los componentes de los

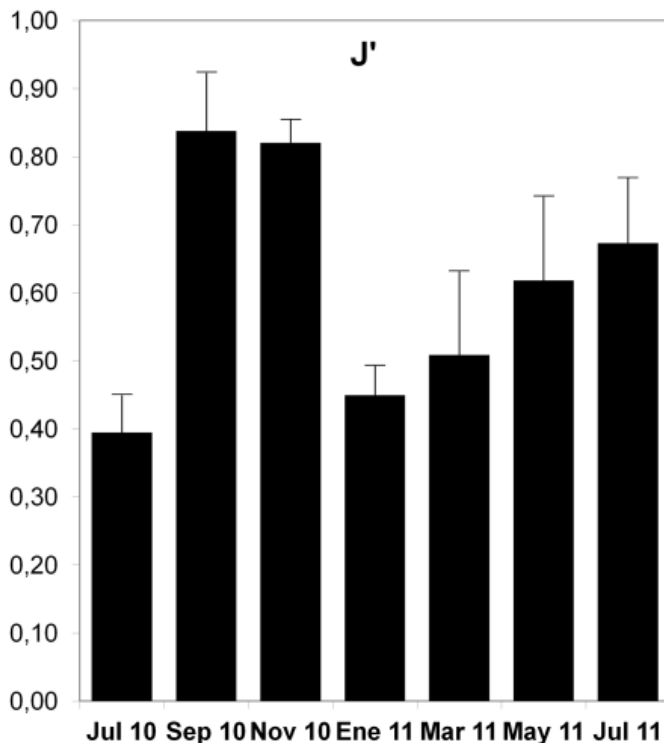


Fig. 7.—Valores del índice de equidad de Pielou para cada mes (media \pm error estándar; $n=3$).
 Fig. 7.—Values of Pielou evenness index for each month (mean \pm standard error; $n=3$).

grupos no siempre se correspondían al mismo mes (figura 8). Uno de los grupos estuvo formado principalmente por las muestras de enero de 2011 y marzo de 2011, mientras que otro grupo estuvo constituido por mayo y julio de 2011. Por el contrario, parece existir una menor afinidad entre las réplicas del mismo mes para los meses restantes, concretamente las de noviembre de 2010, en función de su distribución entre los diferentes grupos del dendrograma.

Por otro lado, la ordenación MDS reflejó un patrón similar al obtenido por medio del el análisis CLUSTER (figura 9), si bien mostró matices más definidos en cuanto a la evolución temporal de la composición faunística. En primer lugar, podría considerarse que noviembre de 2010 marca una transición entre los meses de otoño e invierno al situarse entre septiembre de 2010 y enero de 2011, patrón que no se detecta en el dendrograma. De forma similar a lo que se observaba en el análisis CLUSTER, los meses de

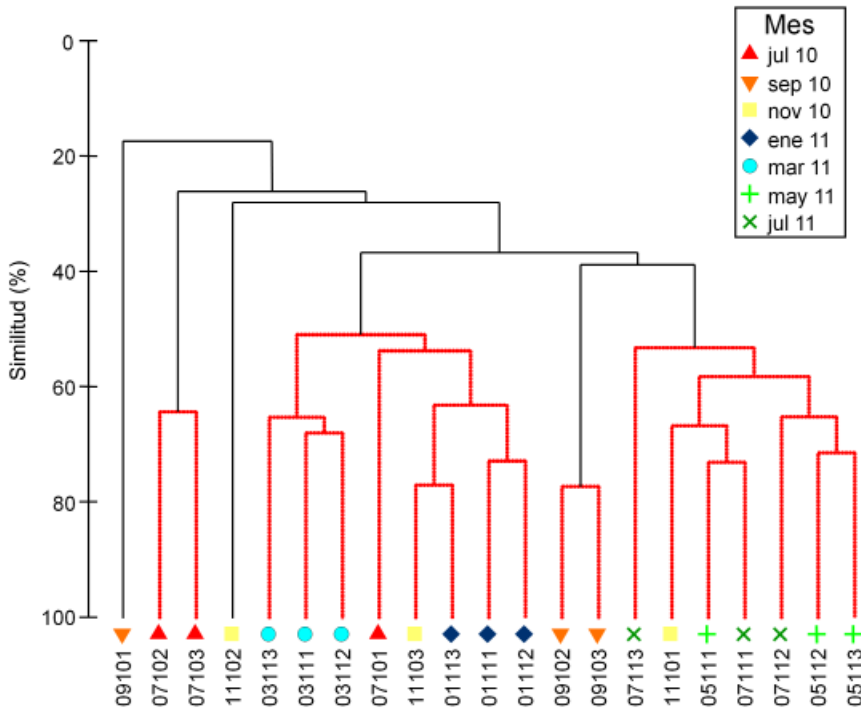


Fig. 8.—Dendrograma de clasificación de las réplicas de cada mes según el análisis CLUSTER, basado en la matriz triangular de similitud (índice de Bray-Curtis) y en la abundancia de las especies (códigos de las réplicas: 07101 = mes: 07; año: 10; réplica: 1). Las líneas rojas indican agrupaciones significativas según la prueba SIMPROF.

Fig. 8.—Classification dendrogram of the replicates of each month according to the CLUSTER analysis, based on the triangular similarity matrix (Bray-Curtis index) and species abundance (codes of the replicates: 07101 = month: 07; year: 10; replicate: 1). Red lines indicate significant groups according to SIMPROF.

mayo y julio de 2011 parecen formar un grupo definido, al igual que enero y marzo de 2011. Por otro lado, marzo de 2011 se muestra como un mes de transición hacia los meses de verano al ocupar una posición intermedia entre enero de 2011 y el grupo formado por mayo y julio de 2011. Por último, las réplicas de julio de 2010, a pesar de estar próximas entre sí, se encuentran completamente separadas del resto de grupos. En general, la ordenación sugiere cierta sucesión temporal de las muestras correspondientes a meses consecutivos, a excepción de julio de 2010.

El análisis BIOENV realizado, teniendo en cuenta los parámetros ambientales y la composición faunística, mostró valores bajos para el índice de correlación de Spearman ($\rho_w < 0,4$; Tabla II). El parámetro turbidez apareció

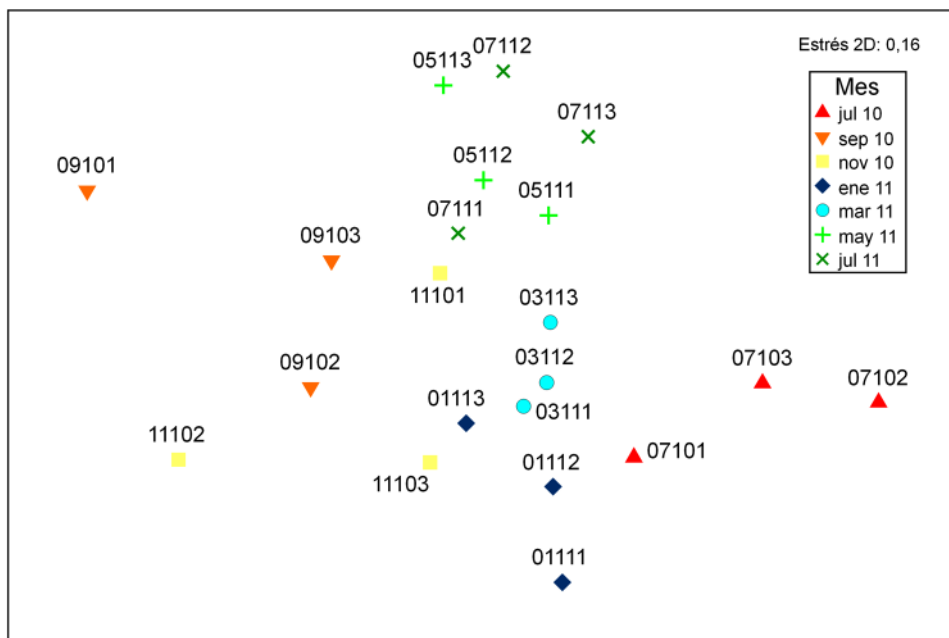


Fig. 9.—Ordenación MDS de las réplicas de cada mes basada en la matriz triangular de similitud (índice de Bray-Curtis) y en la abundancia de las especies (códigos de las réplicas: 07101 = mes: 07; año: 10; réplica: 1).

Fig. 9.—MDS of the replicates of each month based on the triangular similarity matrix (Bray-Curtis index) and species abundance (codes of the replicates: 07101 = month: 07; year: 10; replicate: 1)

en las cinco combinaciones de variables con mayores valores del índice de correlación, concretamente en conjunción con la temperatura del agua.

Tabla II.—Resultados del análisis BIOENV. Valores de correlación según el coeficiente de rangos armónicos de Spearman entre las variables abióticas y la composición faunística.
Table II.—Results of the BIOENV analysis. Correlation values according to Spearman harmonic ranks between the environmental parameters and faunistic composition.

		<i>Combinaciones de variables</i>			<i>Correlaciones (ρ_w)</i>
Turbidez	Temperatura				0,371
Turbidez					0,356
Turbidez	Temperatura	Oxígeno			0,315
Turbidez	Temperatura	Oxígeno	Salinidad		0,233
Turbidez	Temperatura		Salinidad		0,173

DISCUSIÓN

Composición faunística

La composición de la epifauna asociada a *Ectopleura crocea* en hábitats artificiales era hasta ahora desconocida, por lo que el presente estudio constituye el primero sobre este tema. Nuestros resultados destacan la clara dominancia de los crustáceos, concretamente de los anfípodos, en comparación con otros grupos zoológicos. Este patrón es similar al reportado en este y otros hidrozoos así como otras especies del *fouling*, en los que los anfípodos constituyen el grupo mejor representado en número de especies (Bavestrello *et al.*, 1996; Genzano, 2001; García *et al.*, 2009; Giordano *et al.*, 2011; Pacios *et al.*, 2011).

La familia Stenothoidae ha mostrado una clara dominancia numérica, concretamente por parte de *Stenothoe tergestina*, que apareció en todos los muestreos. Esta especie ha sido encontrada asimismo sobre otros sustratos (Guerra-García *et al.*, 2009b; Izquierdo & Guerra-García, 2011; Pacios *et al.*, 2011), si bien con una abundancia mucho menor que sobre *Ectopleura crocea*. Esto podría indicar la existencia de algún tipo de asociación entre *Ectopleura crocea* y *Stenothoe tergestina* o bien que la segunda manifiesta algún tipo de preferencia de hábitat, tal y como se ha observado para *Stenothoe brevicornis* Sars, 1882 y el antozoo *Actinostola callosa* (Verrill, 1882) (Vader, 1983; Vader & Krapp-Schickel, 1996). No obstante, esta hipótesis deberá ser contrastada a través de estudios experimentales diseñados a tal efecto.

Estudios sobre la epifauna de los componentes del *fouling* han sugerido que los anfípodos se sirven de estos sustratos para elevarse en la columna de agua, alcanzando así una mayor cantidad de detritus en suspensión (Gili & Hughes, 1995; Bradshaw *et al.*, 2003; Giordano *et al.*, 2011). Dado que la mayoría de las especies encontradas en el presente estudio son detritívoras (Guerra-García *et al.*, 2014), podría considerarse que utilizan las colonias de *Ectopleura crocea* con este propósito. En este sentido, Guerra-García *et al.* (2015) encontraron que *Ectopleura crocea* acumulaba mayor cantidad de sedimento que el briozoo *Bugula neritina* (Linnaeus, 1758) en El Rompido, y que esto constituía además el principal componente de la dieta de los caprélidos encontrados, lo cual parece apoyar esta hipótesis.

Por otro lado, Genzano (2005) indica que *Caprella* sp. constituye una de las principales presas de *Ectopleura crocea* durante los meses de primavera-verano, en parte debido a que es en esta época cuando es más abundante. Este patrón de abundancias es similar al encontrado en nuestro estudio, ya que *Caprella dilatata* Krøyer, 1843 y *Caprella equilibra* Say, 1818 aparecieron principalmente en los meses cálidos. Genzano (2001) sugirió que estas

especies utilizan el hidrozoo con el fin de obtener alimento por medio de dos estrategias: depredando otras especies de la epifauna y actuando como cleptocomensales, alimentándose de las presas del propio hidrozoo. Los resultados de Guerra-García *et al.* (2015) apoyarían esta posibilidad, dado el 18% del contenido digestivo de *Caprella dilatata* y *Caprella equilibra* estaba constituido por fragmentos de crustáceos. A su vez, ello concuerda con el hecho de que *Caprella* spp. utilice estrategias cleptocomensalistas para su alimentación en *Ectopleura crocea*, siendo este beneficio más importante que el potencial riesgo de ser depredado por este sustrato.

Por último, aunque no existen estudios exhaustivos sobre anfípodos exóticos o invasores en la Península Ibérica, nuestros resultados parecen mostrar que tales especies están ausentes sobre *Ectopleura crocea*. No obstante, dado que la mayoría de las especies encontradas son criptogénicas, resulta complicado deducir su área de distribución nativa. Aún así, Ros *et al.* (2014) encontraron la especie exótica *Caprella scaura* en diez puertos de la costa sur-oeste de la Península Ibérica, por lo que El Rompido se encuentra en su área de distribución potencial. Dado que *Caprella scaura* presenta afinidad por ambientes artificiales (Ros *et al.*, 2013a), cabría esperar que en un futuro esta se pudiese establecer en el puerto de estudio. De esta manera, el presente trabajo podría aportar información de base acerca de la potencial expansión de *Caprella scaura*, facilitando la interpretación de posibles desplazamientos o relaciones antagónicas con las especies nativas.

Variación temporal

Aunque no se encontraron diferencias significativas entre la abundancia y diversidad de los meses cálidos frente a los fríos, nuestros resultados parecen coincidir con los de estudios previos sobre otras especies (Zintzen *et al.*, 2008; Pacios *et al.*, 2011); así, se registraron los valores más altos de abundancia en la época del año más cálida y bajos en los meses de invierno. Sin embargo, al contrario que otros estudios, las muestras de otoño e invierno mostraron valores más bajos para los índices de diversidad que los de verano y primavera. Los resultados de Genzano (2001) sobre *Ectopleura crocea* también contrastan con los nuestros, dado que éste observó una fuerte dominancia de determinadas especies, lo cual repercute en los menores valores de estos índices. En nuestro caso, dichos resultados se observaron en julio de 2010, en el que si bien se encontró el mayor número de especies del periodo, también se registraron tanto el segundo valor más bajo de equidad como de diversidad, debido a la patente dominancia de las dos especies más abundantes, es decir, *Caprella dilatata* y *Stenothoe*

tergestina. Aún así, dicho patrón no se repitió al año siguiente, en el que se encontraron menos especies pero mayores valores de diversidad. Con el objeto de determinar si estos resultados se deben a factores estocásticos, a la variación de las propias condiciones ambientales, o si son consistentes en el tiempo, sería necesario realizar un estudio de mayor duración en el tiempo.

Por otro lado, en un estudio similar, Zintzen *et al.* (2008) encontraron que las muestras de otoño-invierno eran muy similares entre sí, mientras que las de primavera-verano parecían más dispares. Aunque el análisis CLUSTER del presente estudio parece mostrar un patrón similar, la ordenación MDS indica que las muestras de septiembre y noviembre de 2010 y enero de 2011 aparecen dispersas, mientras que las muestras de verano aparecen formando grupos más definidos; este patrón es opuesto al descrito por Zintzen *et al.* (2008). Nuevamente, creemos que un estudio similar con un mayor rango temporal permitiría detectar las variaciones estacionales en la composición de la epifauna con mayor precisión.

Diversidad de epifauna en *Ectopleura crocea* frente a otras especies

En líneas generales, se podría decir que el sustrato aportado por representantes del filo Cnidaria (p. e., hidrozoos, corales) sustentan una menor diversidad que los aportados por macroalgas de los filos Rhodophyta u Ochrophyta (Tabla III). Como se ha mencionado anteriormente, algunos hidrozoos depredan las especies que habitan sobre ellos, al estar provistos de nematocistos y espirocistos que facilitan la captura (Vader, 1983; Genzano, 2005). Sin embargo, las algas, al ser autótrofas, no utilizan su epifauna como fuente de nutrientes. De esta manera, se podría inferir que los sustratos algales albergan un mayor número de especies, las cuales se benefician de la protección que dota el sustrato sin correr el riesgo de ser depredados; por el contrario, las especies que se encuentran sobre los cnidarios deben tener algún grado de especialización o ser capaces de explotar los recursos que brindan, ya sea con inmunidad frente a los nematocistos o con estrategias alimentarias como el cleptocomensalismo, obteniendo así un beneficio adicional que les conduzca a habitar sobre los hidrozoos, a pesar de la potencial peligrosidad del propio sustrato. Aún así, estas conclusiones deben tomarse con cautela, dado que la diversidad en hidrozoos es altamente variable y las diferencias en número de especies podrían deberse a diferencias puramente morfológicas ya que no todas las especies arborescentes son comparables entre sí (Meretta & Genzano, 2014).

Tabla III.—Comparación de la biodiversidad encontrada sobre distintas especies de porte arborescente (Cnidaria y macroalgas). En negrita se destacan las especies de la clase Hydrozoa.
 Table III.—Comparison of the biodiversity found on different arborescent species (Cnidaria and macroalgae). Species of the class Hydrozoa are marked in bold.

<i>Especie sustrato</i>	<i>N.º</i> <i>Especies</i>	<i>Grupos</i> <i>estudiados</i>	<i>Fuente</i>
CNIDARIA			
<i>Ectopleura crocea</i> (Agassiz, 1862)	22	Macrofauna vágil	Presente estudio
<i>Ectopleura crocea</i>	26	Macrofauna vágil	Genzano (2001) (como <i>Tubularia crocea</i>)
<i>Ectopleura crocea</i>	35	Toda la fauna y flora	Zamponi & Genzano (1992) (como <i>Tubularia crocea</i>)
<i>Eudendrium</i> sp.	19	Anfípodos	Navarro-Barranco <i>et al.</i> (2014)
<i>Kirchenpaueria pinnata</i> (Linnaeus, 1758)	71	Toda la fauna	Varela <i>et al.</i> (2009)
<i>Melithaea flabellifera</i> (Kükenthal, 1908)	16	Toda la fauna	Kumagai & Aoki (2003)
<i>Millepora alcicornis</i> Linnaeus, 1758	95	Toda la fauna	Martins Garcia <i>et al.</i> (2009)
<i>Palythoa caribaeorum</i> (Duchassaing & Michelotti, 1860)	28	Toda la fauna	Pérez <i>et al.</i> (2005)
<i>Sertularella polyzonias</i> (Linnaeus, 1758)	67	Toda la fauna	Varela <i>et al.</i> (2009)
<i>Tubularia indivisa</i> Linnaeus, 1758	102	Toda la fauna	Zintzen <i>et al.</i> (2008)
RHODOPHYTA			
<i>Ellisolandia elongata</i>	60	Peracáridos	Guerra García <i>et al.</i> (2012) (como <i>Corallina elongata</i>)
<i>Ellisolandia elongata</i>	57	Peracáridos	Izquierdo & Guerra-García (2011) (como <i>Corallina elongata</i>)
<i>Ellisolandia elongata</i> (J. Ellis & Solander) K. R. Hind & G.W.Saunders	40	Peracáridos	Guerra-García <i>et al.</i> (2009a) (como <i>Corallina elongata</i>)
<i>Asparagopsis armata</i> Harvey	50	Peracáridos	Guerra García <i>et al.</i> (2012)
<i>Asparagopsis armata</i>	41	Crustáceos	Pacios <i>et al.</i> (2011)
OCHROPHYTA			
<i>Halopteris scoparia</i> (Linnaeus) Sauvageau	23	Peracáridos no anfípodos	Guerra-García <i>et al.</i> (2009c) (como <i>Stypocaulon scoparium</i>)
<i>Halopteris scoparia</i>	309	Macrofauna vágil	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2000, 2002)
CHLOROPHYTA			
<i>Caulerpa prolifera</i> (Forsskål) J. V. Lamouroux	177	Macrofauna	Sánchez-Moyano <i>et al.</i> (2001)

La comparación del número de especies encontradas sobre *Ectopleura crocea* en sustratos artificiales con otros sustratos revela que ésta alberga una biodiversidad diferente que en ambientes naturales. Así, Zamponi & Genzano (1992) encontraron que los poliquetos y los picnogónidos constituían los grupos mejor representados, mientras que los anfípodos aparecían con menor frecuencia. Esto contrasta con los resultados de nuestro estudio y otros sobre hidrozoos, en los que los crustáceos constituyen el grupo más importante (Genzano, 2001; Zintzen *et al.*, 2008; Martins García *et al.*, 2009; Navarro-Barranco *et al.*, 2014).

Los ambientes portuarios son hábitats sujetos potencialmente a mayores fluctuaciones y perturbaciones que los hábitats naturales circundantes, ya sea por la polución, cambios en la temperatura o salinidad (Bax *et al.*, 2003; Arenas *et al.*, 2006; Guerra-García *et al.*, 2015). Concretamente, el puerto de El Rompido se encuentra en la desembocadura del Río Piedras, lo cual implica grandes fluctuaciones en salinidad y turbidez (ver Guerra-García *et al.*—2015— para una descripción detallada de los parámetros ambientales). En el presente estudio, la turbidez fue el parámetro ambiental (junto con la temperatura) con una mejor correlación con la composición faunística, si bien sus valores fueron bajos; el mes con una mayor turbidez (julio 2010) mostró uno de los valores de abundancia más bajos de todo el estudio, superado solo por enero de 2011. Asimismo, Guerra-García *et al.* (2006) encontraron que la turbidez era el factor que mejor se correlacionaba con la composición de la biota en el intermareal. Esto podría explicar en parte la menor biodiversidad encontrada en *Ectopleura crocea* en este ambiente artificial, frente a sustratos naturales (Zamponi & Genzano, 1992), dado que, al tratarse de un ambiente poco estable, son menos las especies nativas capaces de establecerse en dichas condiciones.

Por otro lado, se ha encontrado que la biota de ambientes artificiales y naturales difiere significativamente entre ambos tipos de hábitat, debido a la abundancia de determinadas especies, apareciendo más especies “raras” en los entornos naturales (Chapman, 2003). Se ha sugerido que este patrón viene determinado por la mayor heterogeneidad de los sustratos naturales frente a los artificiales, o por diferencias en la dinámica del oleaje (Chapman, 2003; Bulleri & Chapman, 2004). Esta hipótesis podría extenderse a la epifauna del *fouling*, dado que la abundancia de ciertas especies, como *Stenothoe tergestina*, en el presente estudio fue considerablemente más alta de lo que se observa en sustratos naturales (Guerra-García *et al.*, 2009b,c; Guerra-García *et al.*, 2012; Navarro-Barranco *et al.*, 2014), posiblemente dificultando el establecimiento de otras especies. De este modo, los puertos y demás estructuras artificiales constituyen una doble amenaza para la biodiversidad regional: sustituyen zonas de mayor heterogeneidad de hábitats,

capaces de albergar mayor número de especies (Chapman, 2003; Chapman & Bulleri, 2004), y aumentan la presión en estas zonas naturales por la entrada y establecimiento de organismos exóticos en los sustratos artificiales (Ros *et al.*, 2013a,b).

En definitiva, futuros estudios deberían comparar la epifauna de *Ectopleura crocea* tanto en sustratos naturales como artificiales, para comprobar si las potenciales diferencias en su composición faunística se deben a las características intrínsecas del sustrato (naturaleza, heterogeneidad de su superficie, inclinación; Chapman, 2003) o bien a determinados parámetros ambientales. Ello será necesario para poder entender el papel de las estructuras artificiales en el medio marino, tanto como potenciales hábitats alternativos, como para determinar si constituyen un punto de entrada y asentamiento de especies exóticas o invasoras.

CONCLUSIONES

1) La epifauna de *Ectopleura crocea* en ambientes artificiales, aun siendo menos diversa que en ambientes naturales, presenta una composición diferente, caracterizada por la dominancia numérica de los anfípodos, concretamente de *Stenothoe tergestina*.

2) No se encontraron diferencias significativas entre los valores de abundancia, diversidad o equidad entre los meses de primavera-verano y otoño-invierno, como predecía la hipótesis inicial, aunque sí se puede apreciar cierta sucesión temporal en cuanto a la composición faunística, siendo las muestras de los meses cálidos más similares entre sí que los de los meses de otoño-invierno.

AGRADECIMIENTOS

Macarena Ros, Ángela Saavedra y Manuel González colaboraron en la recolección de las muestras y en la separación de la epifauna. El presente estudio se ha financiado a través del proyecto de Excelencia P11-RNM-7041 de la Junta de Andalucía.

BIBLIOGRAFÍA

- ARENAS, F., BISHOP, J.D.D., CARLTON, J.T., DYRYNDA, P.J., FARNHAM, W.F., GONZALEZ, D.J. & WOOD, C.A., 2006. Alien species and other notable records from a rapid assessment survey of marinas on the south coast of England. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86(6): 1329-1337.
- BAVESTRELLO, G., CERRANO, C., CATTANEO-VIETTI, R. & SARA, M., 1996. Relations between *Eudendrium glomeratum* (Cnidaria, Hydromedusae) and its associated vagile fauna. *Scientia Marina*, 60(1): 137-143.
- BAX, N., WILLIAMSON, A., AGUERO, M., GONZALEZ, E. & GEEVES, W., 2003. Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27(4): 313-323.
- BRADSHAW, C., COLLINS, P. & BRAND, A.R., 2003. To what extent does upright sessile epifauna affect benthic biodiversity and community composition? *Marine Biology*, 143(4): 783-791.
- BULLERI, F. & CHAPMAN, M.G., 2004. Intertidal assemblages on artificial and natural habitats in marinas on the north-west coast of Italy. *Marine Biology*, 145(2): 381-391.
- 2010. The introduction of coastal infrastructure as a driver of change in marine environments. *Journal of Applied Ecology*, 47(1): 26-35.
- CARLTON, J.T. & HODDER, J., 1995. Biogeography and dispersal of coastal marine organisms: experimental studies on a replica of a 16th-century sailing vessel. *Marine Biology*, 121(4): 721-730.
- CHAPMAN, M.G., 2003. Paucity of mobile species on constructed seawalls: effects of urbanization on biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, 264: 21-29.
- CHAPMAN, M.G. & BULLERI, F., 2003. Intertidal seawalls-new features of landscape in intertidal environments. *Landscape and Urban Planning*, 62(3): 159-172.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M., 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Natural Environment Research Council. Plymouth, 144 pp.
- COMA, R., RIBES, M., GILI, J.M. & ZABALA, M., 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(11): 448-453.
- FLYNN, A.J. & RITZ, D.A., 1999. Effect of habitat complexity and predatory style on the capture success of fish feeding on aggregated prey. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(3): 487-494.
- GENZANO, G.N., 2001. Associated fauna and sediment trapped by colonies of *Tubularia crocea* (Cnidaria, Hydrozoa) from the rocky intertidal of Mar del Plata, Argentina. *Biociencias*, 9(2): 105-119.
- 2005. Trophic ecology of a benthic intertidal hydroid, *Tubularia crocea*, at Mar del Plata, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(2): 307-312.
- GENZANO, G.N. & RODRÍGUEZ, G.M., 1998. Association between hydroid species and their substrates from the intertidal zone of Mar del Plata (Argentina). *Miscellanea Zoológica*, 21(1): 21-29.
- GILI, J.M. & HUGHES, R.G., 1995. The ecology of marine benthic hydroids. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 33: 351-426.
- GIORDANO, G., DI CAMILLO, C., MORI, M. & BAVESTRELLO, G., 2011. Fauna associata all'idroide *Ectopleura crocea* (Cnidaria: Hydrozoa) in mar Adriatico settentrionale. *Biologia Marina Mediterranea*, 18(1): 98-99.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., CORZO, J., GARCÍA-ASENCIO, I. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2001. Seasonal fluctuations of *Phtisica marina* Slabber (Crustacea: Amphipoda: Caprellidea) in estuarine zone of southwest Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 47(3): 527-531.

- GUERRA-GARCÍA, J.M., MAESTRE, M.J., GONZÁLEZ, A.R. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2006. Assessing a quick monitoring method using rocky intertidal communities as a bioindicator: a multivariate approach in Algeciras Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 116(1-3): 345-361.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., BAEZA-ROJANO, E., CABEZAS, M.P., PACIOS, I., DÍAZ-PAVÓN, J.J. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2009a. Spatial patterns and seasonal fluctuations of the intertidal Caprellidae (Crustacea: Amphipoda) from Tarifa Island, Southern Spain. *Zoologica Baetica*, 20: 59-71.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., CABEZAS, P., BAEZA-ROJANO, E., ESPINOSA, F. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2009b. Is the north side of the Strait of Gibraltar more diverse than the south side? A case study using the intertidal peracarids (Crustacea: Malacostraca) associated to the seaweed *Corallina elongata*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(2): 387-397.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., ROS, M. & SÁNCHEZ, J.A., 2009c. Isopods, tanaids and cumaceans (Crustacea: Peracarida) associated to the seaweed *Stypocaulon scoparium* in the Iberian Peninsula. *Zoologica Baetica*, 20: 35-48.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., ROS, M., IZQUIERDO, D. & SOLER-HURTADO, M.M., 2012. The invasive *Asparagopsis armata* versus the native *Corallina elongata*: Differences in associated peracarid assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416: 121-128.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., TIERNO DE FIGUEROA, J.M., NAVARRO-BARRANCO, C., ROS, M., SÁNCHEZ-MOYANO, J.E. & MOREIRA, J., 2014. Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracarida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 85: 508-517.
- GUERRA-GARCÍA, J.M., ROS, M. & BAEZA-ROJANO, E., 2015. Seasonal fluctuations and dietary analysis of fouling caprellids (Crustacea: Amphipoda) from marinas of southern Spain. *Marine Biology Research*, 11(7): 703-715.
- HAYES, K., SLIWA, C., MIGUS, S., McENULTY, F. & DUNSTAN, P., 2005. *National priority pests. Part II, Ranking of Australian marine pests*. Australian Government Department of the Environment and Heritage. Parkes, 94 pp.
- HUGHES, R.G., 1978. Life-histories and abundance of epizoites of the hydroid *Nemertesia antennina* (L.). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 58(2): 313-332.
- IZQUIERDO, D. & GUERRA-GARCÍA, J.M., 2011. Distribution patterns of the peracarid crustaceans associated with the alga *Corallina elongata* along the intertidal rocky shores of the Iberian Peninsula. *Helgoland Marine Research*, 65(2): 233-243.
- KUMAGAI, N.H. & AOKI, M.N., 2003. Seasonal changes in the epifaunal community on the shallow-water gorgonian *Melithaea flabellifera*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 83(6): 1221-1222.
- MARTINS GARCIA, T., MATTHEWS-CASCON, H. & FRANKLIN-JUNIOR, W., 2009. *Millepora alcicornis* (Cnidaria: Hydrozoa) as substrate for benthic fauna. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57(2): 153-155.
- MERETTA, P.E. & GENZANO, G.N., 2014. Fouling community variation over two morphologically different hydroid clumps: *Amphisbetia operculata* and *Plumularia setacea* (Cnidaria, Hydrozoa). *Marine Biology Research*, 11(3): 294-303.
- MOLNAR, J.L., GAMBOA, R., REVENGA, C. & SPALDING, M., 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity: Framing the big picture. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9): 485-492.
- NAVARRO-BARRANCO, C., GUERRA-GARCÍA, J.M., SÁNCHEZ-TOCINO, L. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2014. Mobile epifaunal community in marine caves in comparison to open habitats. *Aquatic Biology*, 20(2): 101-109.

- PACIOS, I., GUERRA-GARCÍA, J.M., BAEZA-ROJANO, E. & CABEZAS, M.P., 2011. The non-native seaweed *Asparagopsis armata* supports a diverse crustacean assemblage. *Marine Environmental Research*, 71(4): 275-282.
- PÉREZ, C.D., VILA-NOVA, D.A. & SANTOS, A.M., 2005. Associated community with the zoanthid *Palythoa caribaeorum* (Duchassaing & Michelotti, 1860) (Cnidaria, Anthozoa) from littoral of Pernambuco, Brazil. *Hydrobiologia*, 548(1): 207-215.
- PIELOU, E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- PUERTO MARINA EL ROMPIDO, 2015. Disponible en: www.puertoelrompido.com/index.php/es/entorno. Último acceso: 15-05-2015.
- ROS, M., VÁZQUEZ-LUIS, M. & GUERRA-GARCÍA, J.M., 2013a. The role of marinas and recreational boating in the occurrence and distribution of exotic caprellids (Crustacea: Amphipoda) in the Western Mediterranean: Mallorca Island as a case study. *Journal of Sea Research*, 83: 94-103.
- ROS, M., GUERRA-GARCÍA, J.M., GONZÁLEZ-MACÍAS, M., SAAVEDRA, Á. & LÓPEZ-FE, C.M., 2013b. Influence of fouling communities on the establishment success of alien caprellids (Crustacea: Amphipoda) in Southern Spain. *Marine Biology Research*, 9(3): 261-273.
- ROS, M., GUERRA-GARCÍA, J.M., NAVARRO-BARRANCO, C., CABEZAS, M.P. & VÁZQUEZ-LUIS, M., 2014. The spreading of the non-native caprellid (Crustacea: Amphipoda) *Caprella scaura* Templeton, 1836 into southern Europe and northern Africa: a complicated taxonomic history. *Mediterranean Marine Science*, 15: 145-155.
- RUNGER, D., 1969. Autotomy in *Tubularia crocea* and its ecological and physiological significance. *Pubblicazione della Stazione zoologica di Napoli*, 37: 95-139.
- SACHS, J., 1997. The limits of convergence. Nature, nurture, and growth. *Economist*, 14: 19-22.
- SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., GARCÍA-ADIEGO, E.M., ESTACIO, F.J. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2000. Effect of environmental factors on the spatial distribution of the epifauna of the alga *Halopteris scoparia* in Algeciras Bay, Southern Spain. *Aquatic Ecology*, 34(4): 355-367.
- SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., ESTACIO, F.J., GARCÍA-ADIEGO, E.M. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2001. Effect of the vegetative cycle of *Caulerpa prolifera* on the spatio-temporal variation of invertebrate macrofauna. *Aquatic Botany*, 70(2): 163-174.
- SÁNCHEZ-MOYANO, J.E., GARCÍA-ADIEGO, E.M., ESTACIO, F.J. & GARCÍA-GÓMEZ, J.C., 2002. Effect of environmental factors on the spatial variation of the epifaunal polychaetes of the alga *Halopteris scoparia* in Algeciras Bay (Strait of Gibraltar). *Hydrobiologia*, 470: 133-148.
- SCHUCHERT, P., 2010. The European athecate hydroids and their medusae (Hydrozoa, Cnidaria): Capitata Part 2. *Revue Suisse de Zoologie*, 117: 337-555.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W., 1963. *The Mathematical Theory of Communications*. University of Illinois Press. Urbana, 117 pp.
- SMALL, C. & COHEN, J.E., 2004. Continental physiography, climate, and the global distribution of human population. *Current Anthropology*, 45(2): 269-277.
- SMALL, C. & NICHOLLS, R.J., 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. *Journal of Coastal Research*, 19(3): 584-599.
- UNDERWOOD, A.J., 1996. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press. Cambridge, 504 pp.
- VADER, W., 1983. Associations between amphipods (Crustacea: Amphipoda) and sea anemones (Anthozoa, Actiniaria). *Memoirs of the Australian Museum*, 18: 141-153.
- VADER, W. & KRAPP-SCHICKEL, G., 1996. Redescription and biology of *Stenothoe brevicornis* Sars (Amphipoda: Crustacea), an obligate associate of the sea anemone *Actinostola callosa* (Verrill). *Journal of Natural History*, 30(1): 51-66.

- VARELA, C., MOREIRA, J. & URGORRI, V., 2009. Inventario de la fauna asociada a hidrozoos en la ría de Ferrol (NO península Ibérica). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*, 18: 95-109.
- WoRMS EDITORIAL BOARD, 2015. World Register of Marine Species. Disponible en <http://www.marinespecies.org>. Último acceso: 10-04-2015
- ZAMPONI, M.O. & GENZANO, G.N., 1992. La fauna asociada a *Tubularia crocea* (Agassiz, 1862) (Anthomedusae; Tubulariidae) y la aplicación de un método de cartificación. *Hidrobiológica*, 2(1-2): 35-42.
- ZINTZEN, V., NORRO, A., MASSIN, C. & MALLEFET, J., 2008. Temporal variation of *Tubularia indivisa* (Cnidaria, Tubulariidae) and associated epizoites on artificial habitat communities in the North Sea. *Marine Biology*, 153(3): 405-420.