

Proyecto Final de Máster de ciencias del mar:
Oceanografía i Gestión del medio marino

VARIABILIDAD ESPACIAL Y ESTACIONAL DE LA COMUNIDAD DE **PECES, CEFALÓPODOS Y CRUSTÁCEOS** DEL MAR MEDITERRÁNEO NOROCCIDENTAL Y RELACIÓN CON LOS FACTORES AMBIENTALES Y HUMANOS

octubre 2016

Daniel Vilás González

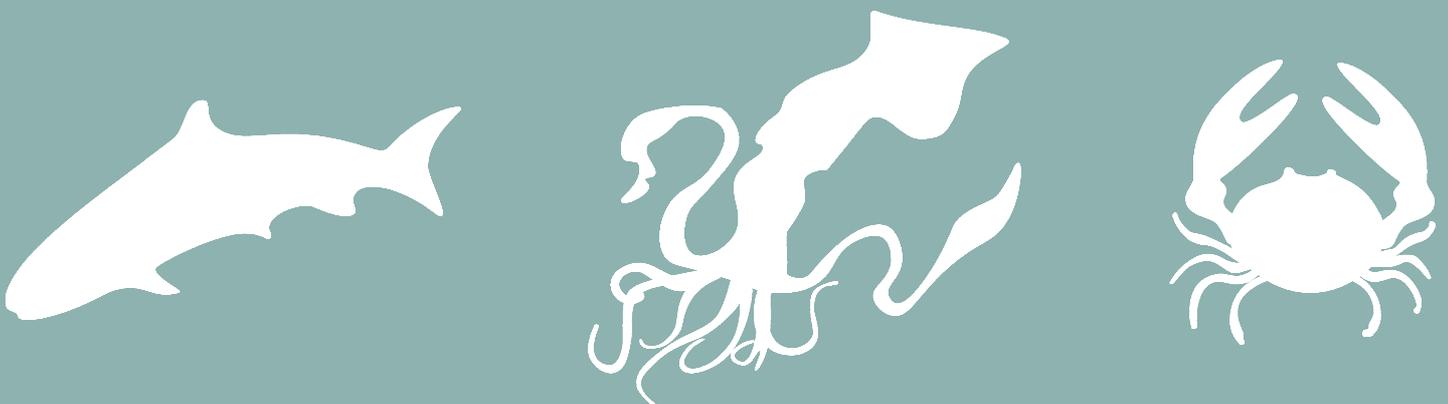


Directoras (ICM-CSIC)
Dra. Marta Coll

Dra. Isabel Palomera



Tutor UB
Dr. Lluís Cardona



RESUMEN

Este trabajo tuvo como principal objetivo el estudio de la variabilidad estacional y espacial de la biomasa, abundancia y biodiversidad de una comunidad marina demersal del Mediterráneo noroccidental durante dos épocas de un mismo año (2013).

En concreto, el trabajo se llevó a cabo en el sur del mar Catalán, una área de especial complejidad por la dinámica oceanográfica ligada a las descargas de agua fluvial del río Ebro y las diferentes actividades humanas que tienen lugar en la zona y que impactan sus comunidades marinas. Los datos se recogieron en 2013 durante dos campañas oceanográficas desarrolladas dentro del proyecto ECOTRANS. Las campañas oceanográficas se llevaron a cabo durante los meses de febrero y julio. En ambas campañas se realizaron pescas de arrastre para la obtención de muestras de la comunidad marina demersal en la plataforma continental y parte superior del talud. Todas las especies recogidas fueron identificadas hasta el nivel taxonómico menor posible y se estimó la abundancia y la biomasa de ellas en cada pesca teniendo en cuenta el área de barrida.

En este estudio nos centramos en las especies de peces, cefalópodos y crustáceos. Los análisis cuantitativos mostraron diferencias en cuanto a la biomasa y la abundancia de los organismos analizados – tanto para los totales como para los diferentes grupos taxonómicos – y durante las dos épocas del año. Los datos biológicos evidenciaron una variación cuantitativa estacional y, en algunos casos, diferencias espaciales. La biodiversidad media para cada grupo taxonómico mostró también diferencias espacio-temporales. Se encontró una correlación significativa entre los datos biológicos y la temperatura superficial del agua, la fluorescencia, la profundidad, la presión pesquera y el impacto humano costero. Esto indica que múltiples factores ambientales, físicos y antropogénicos modulan los patrones de distribución de la biomasa, abundancia y biodiversidad de peces, cefalópodos y crustáceos demersales en la zona de estudio.

ÍNDICE

1. Introducción	pág. 1
2. Materiales y métodos	pág. 3
a) Área de estudio.....	pág. 3
b) Recogida de muestras.....	pág. 3
c) Análisis de biomasa, abundancia y biodiversidad.....	pág. 5
d) Análisis estadísticos.....	pág. 6
3. Resultados	pág. 7
a) Distribución espacial de parámetros ambientales y geográficos.....	pág. 7
b) Estimaciones de biomasa y abundancia total, por grupo, y por especies importantes.....	pág. 9
c) Estimaciones de biodiversidad.....	pág. 11
d) Distribución de biomasa y abundancia.....	pág. 12
e) Distribución de biodiversidad.....	pág. 16
f) Análisis estadísticos	pág. 17
4. Discusión y conclusiones	pág. 19
a) Distribución de los parámetros ambientales y geográficos.....	pág. 19
b) Estimaciones de biomasa y abundancia.....	pág. 19
c) Distribución de abundancia y biomasa.....	pág. 21
d) Estimaciones de biodiversidad.....	pág. 22
e) Distribución de biodiversidad.....	pág. 23
f) Relación entre indicadores ecológicos y factores ambientales y antropogénicos.....	pág. 23
g) Consideraciones finales y futuros desarrollos del trabajo.....	pág. 25
5. Referencias bibliográficas	pág. 27
6. Anexos	pág. 31

1. INTRODUCCIÓN

El mar Mediterráneo, con una extensión aproximada de 2.500.000 km², es considerado un mar semi-cerrado y oligotrófico (Margalef, 1985). Rodeado por África, Europa y Asia, se trata de un “*hotspot*” de biodiversidad terrestre y marina (Bianchi & Morri, 2000; Myers *et al.*, 2000; Coll *et al.*, 2010). La biodiversidad marina tiene un gran valor para el funcionamiento de los ecosistemas marinos (Culotta, 1996; Bengtsson *et al.*, 1997; Aarts, 1999) y es un elemento importante en relación a los servicios de los ecosistemas de los océanos, como la pesca (Pearce & Moran, 1994; Costanza *et al.*, 1997; Liqueste *et al.*, 2013). Por ello, es fundamental poder entender los patrones biogeográficos y la evolución de las especies y comunidades marinas, así como el funcionamiento de todo el ecosistema (Duffy, 2009; Armstrong *et al.*, 2012).

En este contexto, identificar y analizar los factores, que actualmente afectan a la distribución espacial de la biodiversidad marina, es esencial para una correcta evaluación presente y futura de los patrones de distribución de biodiversidad (Albouy *et al.*, 2010; Morfin *et al.*, 2012). Esto es clave para poder predecir el impacto del cambio climático y las actividades antropogénicas sobre los ecosistemas marinos y establecer medidas de gestión eficaces.

La mayoría de los ecosistemas marinos mediterráneos están notablemente alterados debido al impacto de varios factores humanos como la sobrepesca, la degradación de la costa y la contaminación (Coll *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2015). La mayoría de las especies comerciales demersales de las que se disponen datos están intensamente explotadas o sobreexplotadas (Sardà *et al.*, 1998; Colloca *et al.*, 2013; Tsikliras *et al.*, 2015) y, al mismo tiempo, el resto de especies demersales no comerciales han disminuido en biomasa y abundancia (Lotze & Worm, 2009; Coll *et al.*, 2010). Especialmente, el desarrollo de la tecnología pesquera y del esfuerzo y el incremento en la demanda de recursos pesqueros están presionando altamente los recursos marinos en el Mediterráneo (Coll *et al.*, 2013).

Un aspecto fundamental para una mejor gestión de los recursos marinos es entender su variación anual y los correspondientes patrones de distribución temporal y espacial. En el Mediterráneo occidental existen numerosos trabajos centrados en el estudio de la distribución de especies de peces demersales (e.g. Demestre *et al.*, 2000; Lloret, 2000; Cartes *et al.*, 2004), cefalópodos (e.g. Quetglas *et al.*, 2000; Puerta *et al.*, 2015) y crustáceos (e.g. Cartes & Sardà, 1993; Ramirez-Llodra & Ballesteros, 2008). Normalmente, los patrones de distribución de estas especies varían como consecuencia de factores ambientales (Abelló *et al.*, 2002; Coll *et al.*, 2012; Navarro *et al.*, 2015), condiciones oceanográficas (Robert, 2005; Canals *et al.*, 2009) y de factores biológico y antropogénicos (Coll & Libralato, 2012; Navarro *et al.*, 2015). Entre ellos, el gradiente de profundidad ha sido considerado el factor principal en la distribución y asociación de especies

(d'Onghia *et al.*, 2004; Massutí & Reñones, 2005). Sin embargo, los diferentes factores que contribuyen a los patrones de dispersión de las especies marinas no actúan de igual manera para cada uno de ellos. Las características intrínsecas de cada taxón modifica la magnitud de afectación, y otros parámetros como la biomasa o la abundancia (Ward & Myers, 2005).

De entre todos los factores que afectan a la distribución de las especies demersales, la presión pesquera es uno de los parámetros que se debe tener más en cuenta por su capacidad de degradación de los ecosistemas bentónicos, como en el caso de la pesca de arrastre. Este tipo de pesca, la cual actúa entre 50 y 800 metros de profundidad en el Mediterráneo (Farrugio *et al.*, 1993), retira directamente gran cantidad de biomasa del ecosistema poniendo así en peligro su funcionamiento (Colloca *et al.*, 2004; Gray *et al.*, 2006). Además, se caracteriza por su capacidad de explotar recursos marinos de manera multiespecífica, es decir, de manera poco selectiva, provocando que las capturas estén compuestas por una gran mezcla de especies comerciales y no comerciales (Sánchez *et al.*, 2007).

En este contexto, el principal objetivo de este estudio es determinar los patrones de distribución espacial y estacional de varias especies demersales de peces, cefalópodos y crustáceos del Mediterráneo noroccidental (en el sur del mar Catalán). El estudio se realiza en dos épocas bien diferenciadas y en la zona de plataforma continental y talud superior (entre los 35 y 350 metros de profundidad). Esta sería la primera vez que se analizan estos aspectos, en dos épocas distintas del mismo año, invierno y verano, para especies demersales en el Mediterráneo noroccidental. Los datos de este estudio se han recogido durante el desarrollo de dos campañas científicas realizadas el proyecto ECOTRANS (Dinámica y rol ecológico de los peces pelágicos pequeños en el noroeste Mediterráneo: transferencia de energía desde organismos planctónicos a depredadores superiores). La primera campaña se realizó en febrero de 2013. El mes de febrero se caracteriza por la entrada de viento de mistral (noroeste), provocando la mezcla de la columna de agua, la desaparición de la termoclina y la incorporación de nutrientes desde las capas más profundas hacia la superficie (Salat *et al.*, 2002). La segunda campaña se realizó en julio de 2013. El mes de julio se caracteriza por un periodo de máxima descarga fluvial por parte del río Ebro y, consecuentemente, un menor aporte de nutrientes a la zona de estudio y una termoclina bien definida (Salat *et al.*, 2002). Consecuentemente, en este trabajo se estudió como los patrones de biomasa, abundancia y biodiversidad cambian a nivel espacial durante las dos épocas del año analizadas. Los resultados se interpretan teniendo en cuenta diferentes factores ambientales y humanos como la profundidad, fluorescencia, temperatura, salinidad, impacto costero y la presión pesquera, los cuales pueden ser clave para explicar las variaciones estacionales de biomasa, abundancia y biodiversidad.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

a) Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la plataforma continental y del talud superior del sur del mar Catalán (en una zona localizada entre Barcelona y Castellón de la Plana), en el Mediterráneo noroccidental (Fig. 1). Esta región se caracteriza, a diferencia de la mayoría del Mediterráneo, por tener una plataforma continental amplia.

El área tiene una extensión aproximada de 10.000 km², incluyendo profundidades de entre 35 m y 350 m. El sedimento de la zona de estudio está compuesto principalmente de lodo y, en la zona más cercana al talud, el sedimento es fundamentalmente arena (Díaz *et al.*, 1990). La estratificación estacional de las aguas

superficiales es una característica común en todo el Mediterráneo (Salat *et al.*, 2002). A mediados de primavera se empieza a formar una termoclina, la cual separa en verano una capa de agua superficial de unos 10-20 m que puede llegar a los 23°C de una capa de agua más profunda de unos 15°C. A finales de otoño esta termoclina desaparece y la temperatura del agua es de unos 12°C durante los meses de invierno (Salat *et al.*, 2002).

A pesar de que el Mediterráneo es considerado un mar oligotrófico, esta zona es particularmente productiva debido al efecto de la corriente Liguro-Provenzal-Catalán (recientemente nombrada corriente del Norte) y de la descarga del río Ebro (Estrada, 1996), lo que la convierten en una de las zonas pesqueras más importantes en el mar Mediterráneo, con una gran flota operando en la región. A pesar de que la flota artesanal continua siendo importante en cuanto al número de barcos, la mayor parte de la captura es realizada por flotas de carácter semi-industrial formada por: arrastreros, barcos de cerco y palangreros (Lleonart & Maynou, 2003; Coll *et al.*, 2014).

b) Recogida de muestras

Los datos utilizados durante este trabajo fueron recogidos durante dos campañas científicas en el contexto del proyecto del Plan Nacional ECOTRANS (Dinámica y rol ecológico de los peces pelágicos pequeños en el noroeste Mediterráneo: transferencia de energía desde organismos planctónicos a depredadores superiores) (2012-2014, MICINN CTM2011-26333, <https://sites.google.com/site/ecotransproject/>).

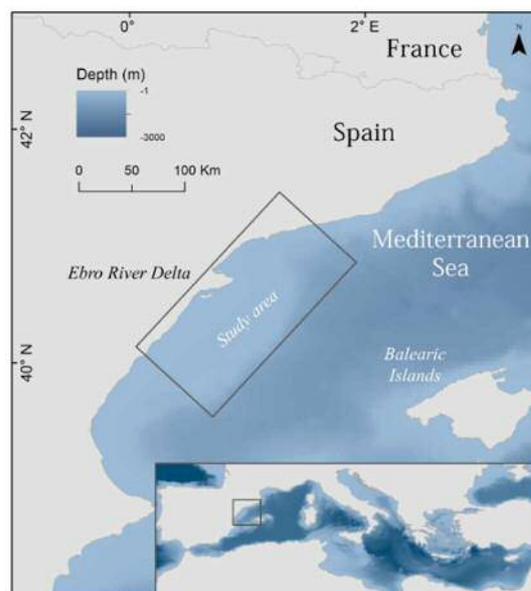


Figura 1. Mapa del área de estudio.

En ellas se realizaron pescas de arrastre demersal con una red GOC73 estándar (16 m de abertura horizontal, 2,7-3,2 m de abertura vertical y 20 mm de malla de copo), a bordo del barco oceanográfico Ángeles Alvariño, durante los meses de febrero (Fig. 2A) y julio (Fig. 2B) de 2013. En cada campaña se estableció una red de pescas demersales (37 y 45, respectivamente) distribuidas al azar sobre la plataforma continental e inicio del talud superior (entre 35 y 350 metros de profundidad), en la zona comprendida entre Barcelona y Castellón de la Plana.

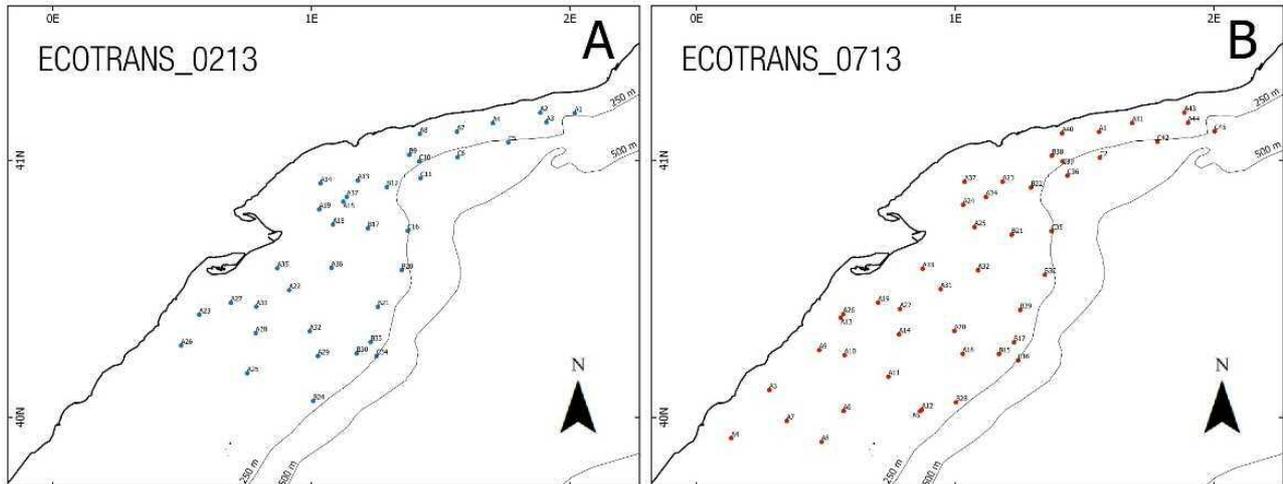


Figura 2. Estaciones de pesca para las campañas ECOTRANS de 2013: febrero (A) y julio (B).

Durante la campaña, se clasificaron todos los organismos marinos capturados en cada una de las pescas y se obtuvieron los datos de biomasa y abundancia para cada uno de ellos. Estos datos obtenidos de biomasa y abundancia en cada pesca fueron estandarizados a kg/km^2 y n/km^2 respectivamente, teniendo en cuenta el área de barrida de cada pesca. Los organismos se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Se consultaron varias guías para la identificación (Fischer, 1973; Lloris *et al.*, 1984; Lloris & Meseguer, 2002) y los sitios *World Register of Marine Species* WoRMS (www.marinespecies.org) y *Marine Species Identification Portal* (www.species-identification.org), para confirmar la nomenclatura actual de las especies (Anexo 6 Tabla A.1).

Además, en una serie de estaciones establecidas en toda la zona, se realizaron perfiles con una sonda de conductividad, temperatura y profundidad (CTD), con los que se obtuvieron las variables ambientales de temperatura, salinidad y fluorescencia para las campañas de febrero (Fig. 3A) y julio (Fig. 3B).

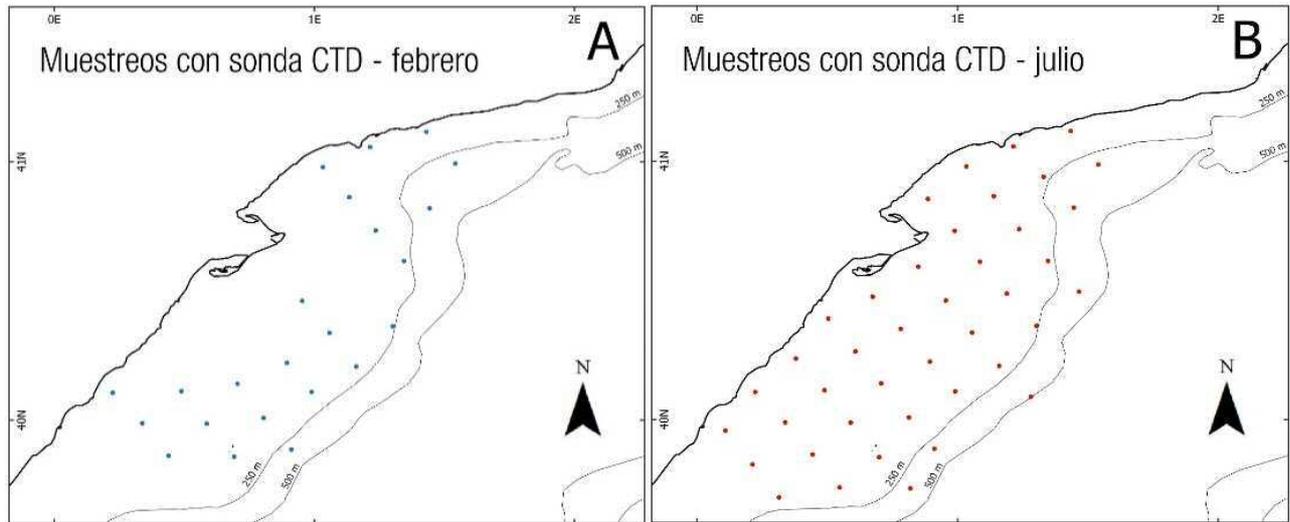


Figura 3. Estaciones de muestreo con sonda CTD para las campañas ECOTRANS de 2013: febrero (A) y julio (B).

c) Análisis de biomasa, abundancia y biodiversidad

En primer lugar, y para cada especie capturada de cada uno de los grupos taxonómicos analizados (peces, cefalópodos y crustáceos), se obtuvo un valor medio de biomasa (kg/km^2) y abundancia (n/km^2) para cada campaña teniendo en cuenta los datos por pesca y haciendo una media de las estimas. Los totales por grupo se obtuvieron haciendo una suma de los valores medios de las diferentes especies. Para identificar aquellas especies más importantes, se seleccionaron las especies más representativas de cada grupo teniendo en cuenta su abundancia, su importancia ecológica o económica. Todos estos datos se analizaron con el programa [R] (www.r-project.org/).

En segundo lugar, se calculó la biodiversidad sobre el total de los datos, y por grupo taxonómico analizado (peces, crustáceos y cefalópodos), para cada época del año (invierno y verano). Los dos índices utilizados para analizar la biodiversidad fueron:

- El índice de Margalef (d) utiliza el número total de especies (s) y el número total de individuos (n). Este fue elegido para calcular la riqueza específica de la totalidad de la comunidad demersal porque sus valores de riqueza de especies presentan una buena sensibilidad frente a perturbaciones. Se trata de un método ordinal, es decir, puede ser utilizado en especies taxonómicamente diferentes y se calcula de manera independiente al tamaño de la muestra (Margalef, 1958; Cousins, 1991). Este indicador ha sido ampliamente utilizado en ecología para estimar la biodiversidad de una comunidad con base a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número total de individuos existentes en la muestra analizada. Sin embargo, es poco sensible a la distribución del número de individuos entre especies. El índice se calcula como:

$$d = (s - 1) / \log n$$

- El índice de Shannon (H') se escogió para calcular la biodiversidad por grupo taxonómico por tratarse de un método cardinal y, por tanto, más efectivo para agrupaciones de especies más semejantes, es decir, taxonómicamente más similares (Shannon & Weaver, 1949). Este índice se basa en la teoría de la información y, por consiguiente, en la probabilidad de encontrar un determinado individuo en un ecosistema. Es uno de los índices más empleados en ecología de comunidades. El valor mínimo es 0 cuando la muestra contiene una única especie y su valor es máximo cuando todas las especies s están representadas por el mismo número de individuos y la comunidad muestra una distribución de abundancias perfectamente equitativas. Normalmente, el valor suele estar cerca de 5, pero hay ecosistemas excepcionalmente ricos que pueden mostrar valores más elevados. El índice se calcula como:

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \times \log_2 p_i)$$

donde p_i es la probabilidad de ocurrencia de cada especie p_i hasta p_s . Para comunidades extensas donde se conocen todas las especies s y las abundancias proporcionales p_i , se calcula de forma práctica como n_i/n (siendo n_i el número de individuos de la especie i y n el número total de individuos en la comunidad). En este caso se utilizó para cada uno de los grupos que componen la comunidad (peces demersales, cefalópodos y crustáceos).

Finalmente se analizó la distribución espacial de los datos de biomasa, abundancia y biodiversidad empleando el programa de libre acceso QGIS (www.qgis.org/). Para la representación espacial, los datos de cada estación fueron interpolados a toda la zona de estudio, mediante la ponderación inversa a la distancia (IDW). También se analizaron con QGIS los datos ambientales (temperatura superficial, temperatura de fondo, salinidad y fluorescencia) para las dos épocas de muestreo. Los datos ambientales (temperatura, salinidad y fluorescencia) y la profundidad fueron obtenidos en los muestreos con sonda CTD durante las campañas ECOTRANS de febrero y julio (21 y 39 muestras respectivamente) y fueron interpolados para solaparse con las mismas estaciones que en las pescas utilizando la rutina IDW de QGIS. Los factores antropogénicos (impacto costero y presión pesquera) se obtuvieron de previos análisis realizados en la zona de estudio, los cuales habían sido ya recogidos y sintetizados (Coll *et al.*, 2012) (Anexo 1 Fig.A.1).

d) Análisis estadísticos

Los datos se analizaron utilizando un enfoque multivariante, con el objetivo de analizar la distribución de las especies demersales y las correlaciones de estas con los factores ambientales y humanos. Estos análisis se llevaron a cabo con el programa *PRIMER with Permanova V.7* (PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK) (Clarke & Gorley, 2015).

Previo a los análisis, las biomásas de peces y abundancias de peces fueron transformadas con una raíz cuadrada para no sobreestimar el efecto de especies dominantes, mientras que los datos ambientales fueron transformados mediante normalización para evitar un fuerte sesgo entre las muestras. Con posterioridad se obtuvo una matriz de distancias de Bray-Curtis para los datos biológicos con el fin de cuantificar la disparidad entre las diferentes pescas, mientras que para los datos ambientales se creó una matriz de distancias euclidianas, especial para datos abióticos (Clarke & Gorley, 2006).

Para analizar las correlaciones entre variables biológicas (biomasa y abundancia) y factores no biológicos (temperatura, salinidad y fluorescencia, la profundidad y los factores antropogénicos, impacto costero y presión pesquera) se realizó un análisis BEST (Bio-Env) (Clarke & Gorley, 2015). El análisis BEST trata de encontrar el factor ambiental que se ajusta mejor al patrón de biomasa y abundancia, a partir de sus matrices de disimilitud, y permite obtener el % de significancia estadística de la correlación entre el factor o factores ambientales y los datos bióticos. El coeficiente de Spearman fue elegido por presentar menor distorsión frente a valores extremos (Clarke & Gorley, 2006).

Finalmente, los factores abióticos con mayor correlación con los factores bióticos se representaron gráficamente a través de varios análisis MDS (*Multi-Dimensional Scaling*). El análisis MDS representa espacialmente la semejanza entre las diferentes muestras (pescas) obtenidas en el estudio, acompañada de un estadístico que indica numéricamente cuan útil y efectiva es dicha representación en dos dimensiones (stress 2D, Clarke & Gorley, 2006).

3. RESULTADOS

a) Distribución espacial de parámetros ambientales y geográficos

Temperatura

La temperatura (°C) superficial de la zona de estudio estuvo bien diferenciada en las dos campañas (Anexo 1 Fig. A.2). En la campaña de febrero (ECOTRANS_0213) se observan valores de temperatura superficial alrededor de los 12°C, mientras que en la campaña de julio (ECOTRANS_0713) los valores de temperatura superficial llegan a los 23°C. Además, en ambas épocas los valores son bastante homogéneos en toda la zona de estudio.

La distribución de la temperatura de fondo en toda el área de estudio fue también muy homogénea (Anexo 2 Fig. A.3). Ésta fue más baja en la campaña de febrero, con unos valores cercanos a 11,5°C, y más alta en julio, con temperaturas alrededor de los 15,5°C.

Ambas temperaturas (superficial y fondo) mostraron los diferentes patrones en cuanto a estabilidad de la columna, es decir, una columna bien mezclada en febrero con una temperatura constante en profundidad y una columna estratificada en julio con una marcada termoclina.

Salinidad

La salinidad (UPS) (Anexo 2 Fig. A.4) de la campaña de febrero estuvo distribuida más o menos homogéneamente, como en el caso de la temperatura, mientras que en la campaña de julio se pudo apreciar una disminución de la salinidad en el centro y en el sud del delta del Ebro, debido a los aportes fluviales del Ebro. En la campaña de febrero la salinidad fue de aproximadamente 38 UPS, mientras que en la de julio fue de unos 37,3 UPS.

Fluorescencia

La distribución de la fluorescencia ($\mu\text{g chl/l}$) (Anexo 2 Fig. A.5) parece estar relacionada con la proximidad a la costa, cerca de la cual encontramos los mayores valores de fluorescencia en ambas campañas. En febrero se observaron valores cercanos a $0,7 \mu\text{g chl/l}$, que corresponden con una situación de mezcla de la columna de agua, sobretodo en ciertas zonas cercanas a la costa. Por el contrario, en julio la fluorescencia disminuyó alrededor de los $0,1$ o $0,2 \mu\text{g chl/l}$ obedeciendo al período de estratificación de la columna de agua.

b) Estimaciones de biomasa y abundancia total, por grupo, y por especies importantes

Estimaciones totales

El número de especies (peces, cefalópodos y crustáceos) fue de 130 en la campaña de febrero, mientras que en la campaña de julio se identificaron un total de 156 especies. La biomasa total registrada fue de $922,5 \text{ kg/km}^2$ en ambas campañas, de los cuales $650,1 \text{ kg/km}^2$ pertenecen a las capturas de julio y $272,4 \text{ kg/km}^2$ a las de febrero.

La abundancia total de estas especies fue de $45.553,2 \text{ n/km}^2$, de las cuales $36.332,5 \text{ n/km}^2$ (aproximadamente el 80%) fueron recogidas en la campaña de julio y $9.220,7 \text{ n/km}^2$ (aproximadamente el 20%) en la de febrero.

Estimaciones medias de biomasa y abundancia por grupos taxonómicos

El grupo taxonómico con mayor biomasa media (Fig. 4A) fueron los peces: $2,31 \text{ kg/km}^2$ en febrero y $5,47 \text{ kg/km}^2$ en julio. Fueron el único grupo que mostró una diferencia significativa entre las dos campañas (p-valor = $0,024$). En cambio, el efecto de la estacionalidad no fue significativo para la biomasa de cefalópodos (p-valor = $0,821$) ($4,45 \text{ kg/km}^2$ en febrero y $5,29 \text{ kg/km}^2$ en julio) ni tampoco para los crustáceos (p-valor = $0,835$) ($0,41 \text{ kg/km}^2$ en febrero y $0,47 \text{ kg/km}^2$ en julio).

Los peces fueron el grupo taxonómico con mayor abundancia en ambas campañas (Fig. 4B). Si se tiene en cuenta la estacionalidad en los diferentes grupos, no se encontró una diferencia significativa en cuanto a la abundancia para ningún grupo. En el caso de los peces demersales se obtuvieron 60,37 n/km² en febrero y 322,11 n/km² en julio (p-valor = 0,201), para los cefalópodos los valores son de 79,24 n/km² en febrero y 93,54 n/km² en julio (p-valor = 0,835) y para crustáceos los valores son de 85,8 n/km² en febrero y 71,9 n/km² en julio (p-valor = 0,789).

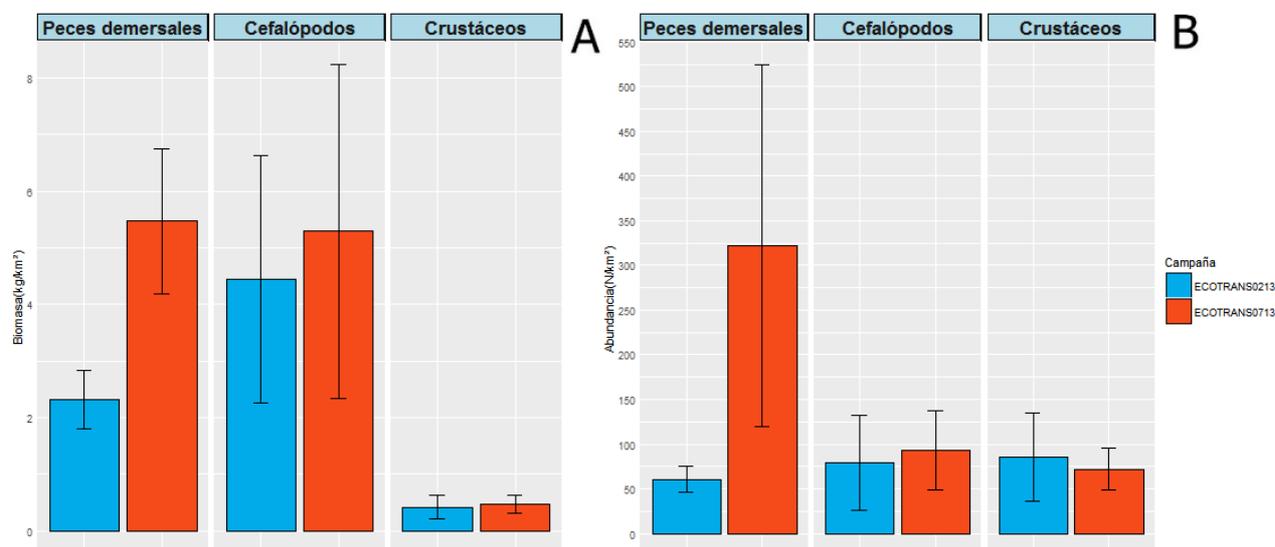


Figura 4. Biomasa media y error estándar (A), y abundancia media y error estándar (B) de peces, cefalópodos y crustáceos en las campañas ECOTRANS de febrero (azul) y julio (rojo) de 2013.

Estimas de biomasa y abundancia por especies más importantes

Peces

Las especies de peces con mayor biomasa para febrero fueron el rape negro *Lophius budegassa* (27,84 kg/km²) y el capellán *Trisopterus minutus* (17,8 kg/km²) (Fig. 5A). En julio, las más destacadas fueron el rape blanco *Lophius piscatorius* y la bacaladilla *Micromesistius poutassou*, con 77,6 kg/km² y 72,09 kg/km² respectivamente.

En cuanto a la abundancia, en febrero las especies más abundantes fueron *Trisopterus minutus* (663,88 n/km²), el salmonete de fango *Mullus barbatus* (399,96 n/km²) y la merluza *Merluccius merluccius* (358,19 n/km²) (Fig. 5B). En cambio en la campaña de julio se encontró una gran densidad de *Micromesistius poutassou*. La segunda especie más abundante en esta campaña fue *Trisopterus minutus* (2.449,03 n/km²) seguida por la chucla *Spicara maena* (1.829,94 n/km²) y *Merluccius merluccius* (1.274,16 n/km²). En cuanto a la diferenciación por campañas, en la mayoría de especies se puede observar una mayor densidad de biomasa en la campaña de julio con respecto a la de febrero.

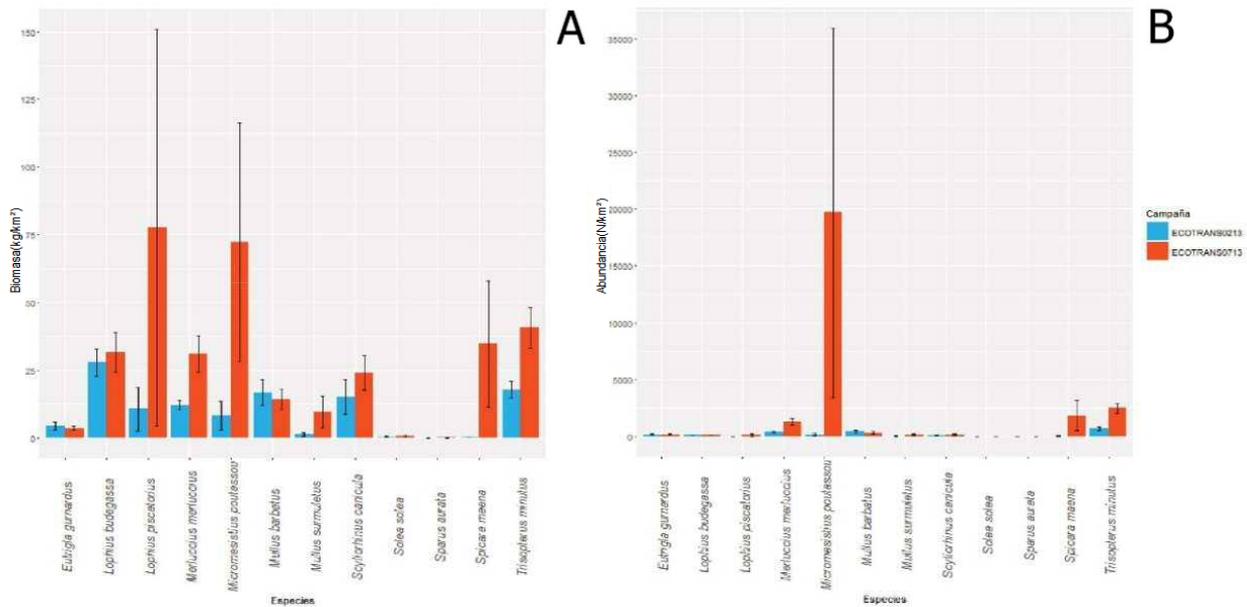


Figura 5. Biomasa total y error estándar (A), y abundancia total y error estándar (B) de las especies demersales más importantes en las campañas ECOTRANS de febrero (azul) y julio (rojo) de 2013.

Cefalópodos

Respecto a la biomasa de especies de cefalópodos (Fig. 6A) de la campaña de febrero, la población de cefalópodos estuvo dominada por el pulpo blanco *Eledone cirrhosa* (31 kg/km²), seguido de la pota voladora *Illex coindetti* (17 kg/km²) y el pulpo *Octopus vulgaris* (11 kg/km²). En cambio, en la campaña de julio la población pasó a estar dominada por *Illex coindetti* (48 kg/km²), seguido por las otras dos especies (*Octopus vulgaris* 23 kg/km² y *Eledone cirrhosa* 18 kg/km²).

Sin embargo, en cuanto a la abundancia (Fig. 6B), la especie dominante en ambas campañas fue *Illex coindetti* (826 n/km² en febrero y 616 n/km² en julio), con una gran diferencia sobre el resto de especies de cefalópodos.

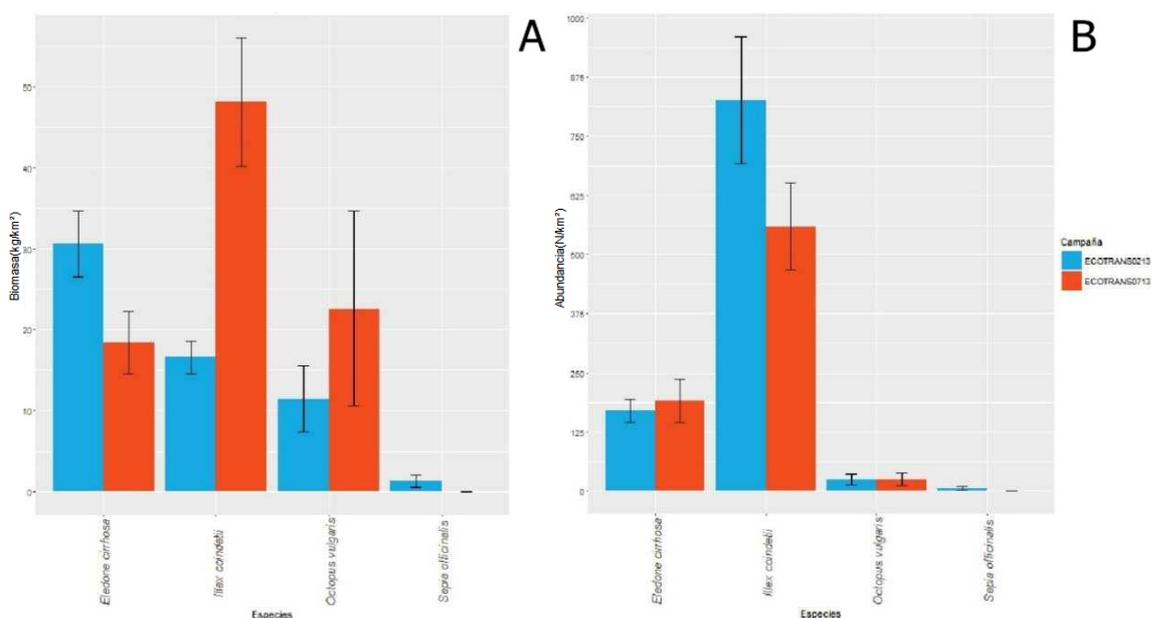


Figura 6. Biomasa total y error estándar (A) y abundancia total y error estándar (B) de las especies de cefalópodos más importantes en las campañas ECOTRANS de febrero (azul) y julio (rojo) de 2013.

Crustáceos

La especie de crustáceo con mayor biomasa en la campaña febrero fue la galera *Squilla mantis* (7 kg/km²) (Fig. 7A), mientras que en julio la predominante fue la falsa nécora *Liocarcinus depurator* (5 kg/km²). La representación gráfica de la abundancia (Fig. 7B) de las especies de este grupo fue muy semejante a los datos de biomasa: *Squilla mantis* fue la especie más abundante en febrero (1.599 n/km²), y *Liocarcinus depurator* lo fue en julio (776 n/km²).

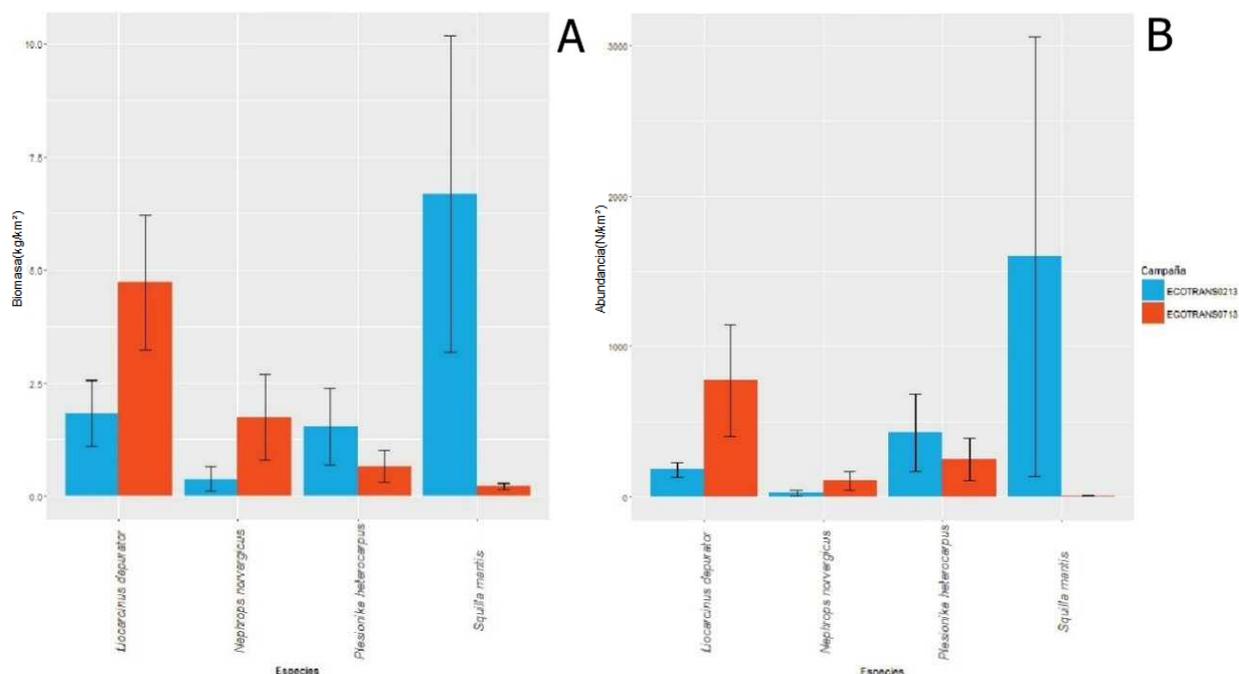


Figura 7. Biomasa total y error estándar (A), y abundancia total y error estándar (B) de las especies de crustáceos más importantes en las campañas ECOTRANS de febrero (azul) y julio (rojo) de 2013.

c) Estimaciones de biodiversidad

Los valores ponderados de los dos índices de biodiversidad utilizados, Margalef y Shannon (Tabla 1), muestran valores más elevados en la campaña de febrero que en la campaña de julio, para peces y para el total de la comunidad demersal en general (si incluimos peces, crustáceos y cefalópodos). En cambio, la biodiversidad de cefalópodos y crustáceos es mayor en julio que en febrero.

Tabla 1. Estimaciones de biodiversidad según los índices de Margalef para el total de la comunidad, y de Shannon para peces, cefalópodos y crustáceos en las campañas de febrero (ECOTRANS_0213) y verano (ECOTRANS_0713).

	ECOTRANS_0213		ECOTRANS_0713	
	Índice de biodiversidad ponderado	Índice de biodiversidad medio total	Índice de biodiversidad ponderado	Índice de biodiversidad medio total
TOTAL (Margalef)	4,36	14,13	3,57	14,76
PECES (Shannon)	1,93		1,86	
CEFALÓPODOS (Shannon)	0,96		1,09	
CRUSTÁCEOS (Shannon)	1,04		1,32	

d) Distribución de biomasa y abundancia

Distribución de biomasa y abundancia totales

Los resultados de la distribución de biomasa total de especies demersales (peces, cefalópodos y crustáceos) (Fig. 8A; Fig. 8B) fue muy semejante en ambas campañas, con máximos en la parte superior del talud continental, y en la zona norte del estudio.

La distribución de la abundancia total de especies demersales (Fig. 8C; Fig. 8D) muestran una distribución muy homogénea en febrero, con una ligera mayor abundancia alrededor del delta del Ebro. En cambio en julio los valores superiores de abundancia se situaron sobretodo en la zona del talud continental y en la parte sureste del estudio.

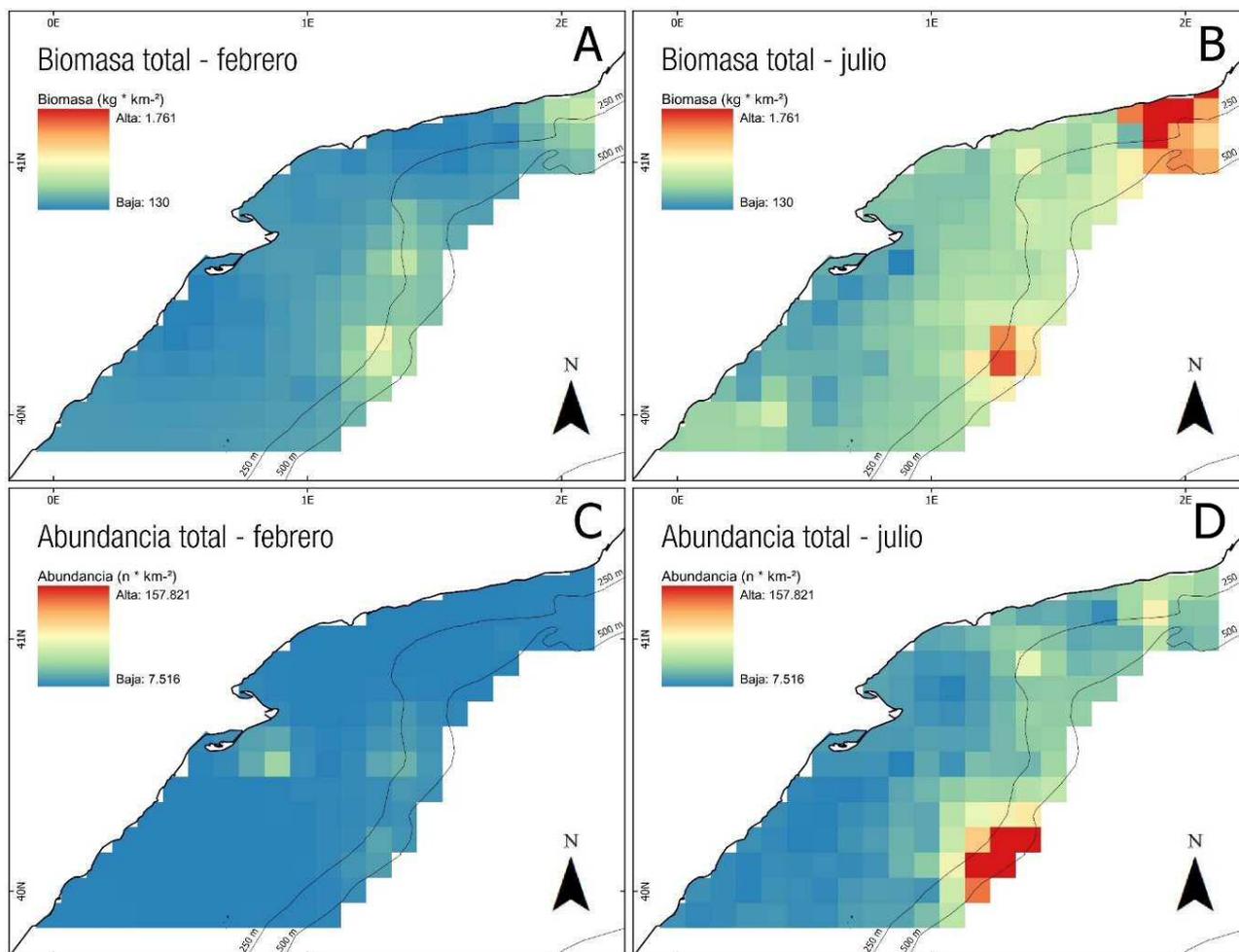


Figura 8. Distribución de la biomasa total en las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B), y la abundancia total en las campañas de febrero (C) y julio (D).

Distribución de biomasa y abundancia por grupos taxonómicos

Peces

La distribución de peces, tanto de biomasa (Fig. 9A y Fig. 9B) como de abundancia (Fig. 9C y Fig. 9D), fue prácticamente idéntica a la resultante con los datos totales, representados en el apartado anterior. La única diferencia fue la escala y magnitud de esta distribución.

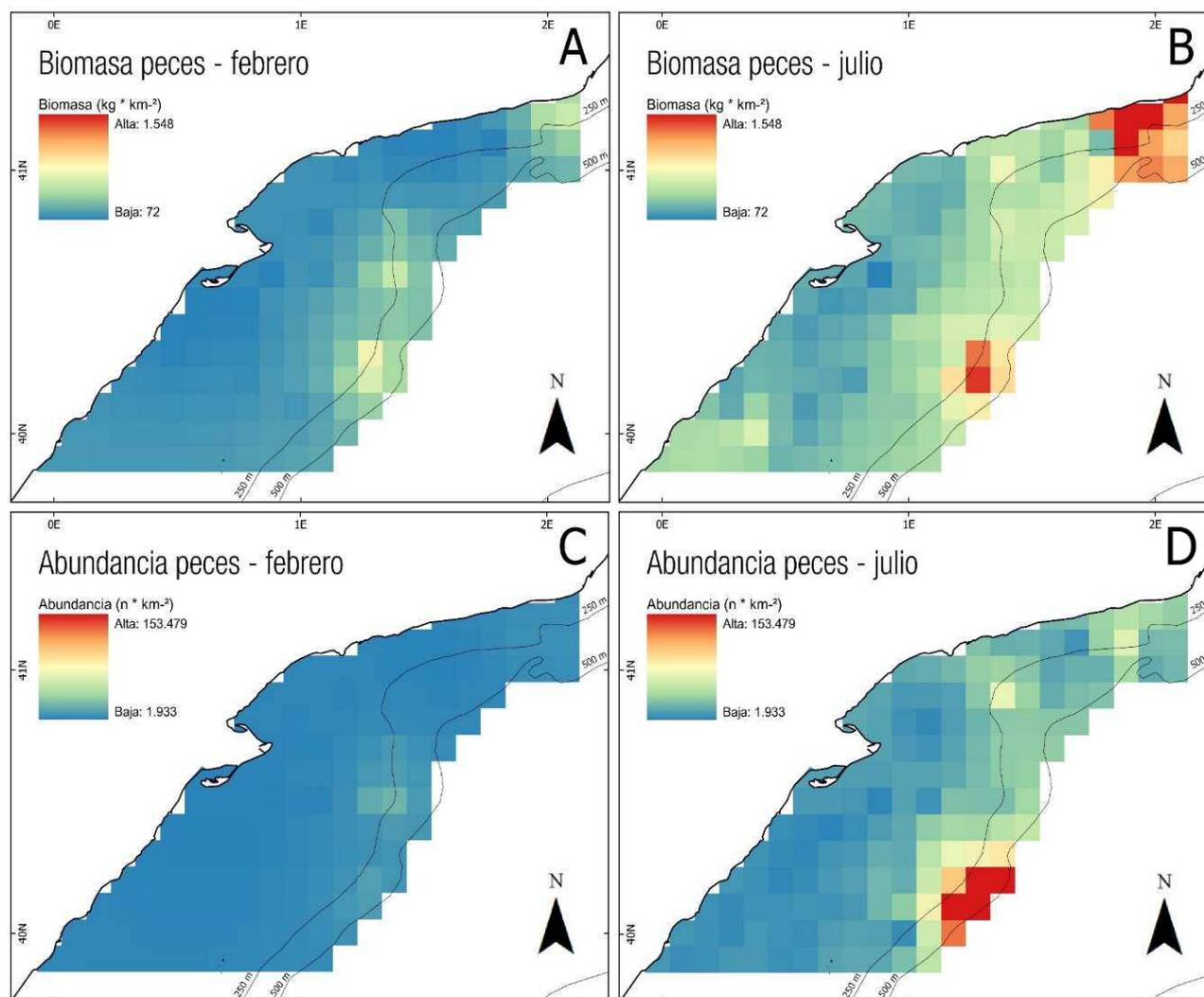


Figura 9. Distribución de la biomasa de peces en las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B), y la abundancia de peces en las campañas de febrero (C) y julio (D).

Cefalópodos

En cuanto a los cefalópodos, su biomasa mostró dos áreas de gran importancia en febrero: la zona norte y la zona central (Fig. 10A). Mientras que en julio (Fig. 10B) el área de mayor biomasa se situó más próxima a la costa. La abundancia se distribuyó en áreas más cercanas al delta del Ebro en febrero (Fig. 10A) y con menor extensión que en julio (Fig. 10D), época en que la abundancia de cefalópodos se extendió más ampliamente hasta el inicio del talud continental en la zona sur del estudio, donde se localizaron los valores más altos.

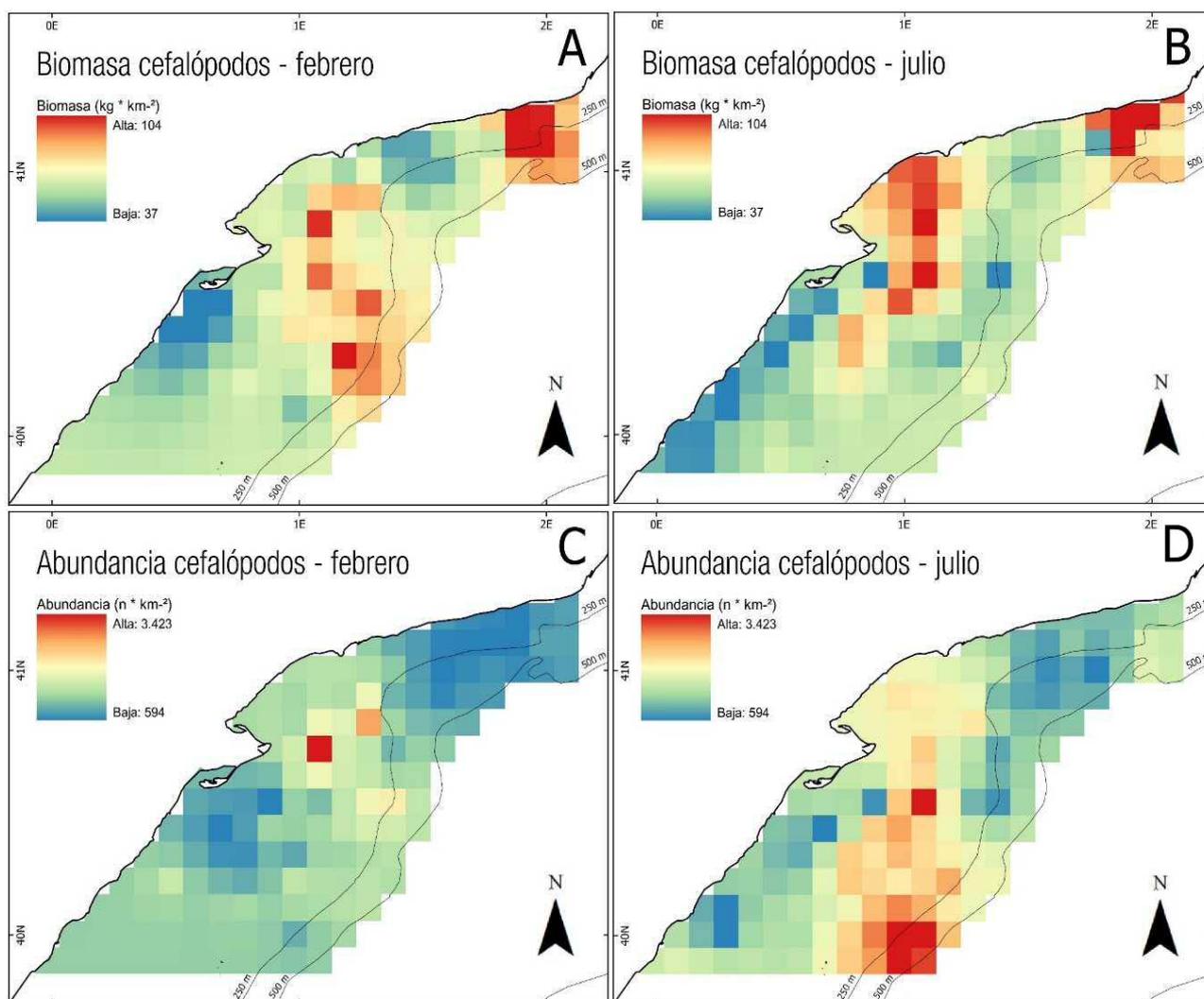


Figura 10. Distribución de la biomasa de cefalópodos en las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B), y la abundancia de cefalópodos en las campañas de febrero (C) y julio (D).

Crustáceos

La distribución de la biomasa de los crustáceos estuvo bien diferenciada en las dos campañas. En febrero (Fig. 11A) la mayor biomasa se localizó en los alrededores del delta del Ebro. Por otro lado, la distribución en julio (Fig. 11B) fue mayor en la zona del talud.

La abundancia de crustáceos en febrero (Fig. 11C) se localizó mayoritariamente en la cara sur del delta del Ebro, mientras que en verano (Fig. 11D) se distribuyó uniformemente, excepto en una pequeña zona norte del estudio dónde aumentó la concentración de individuos.

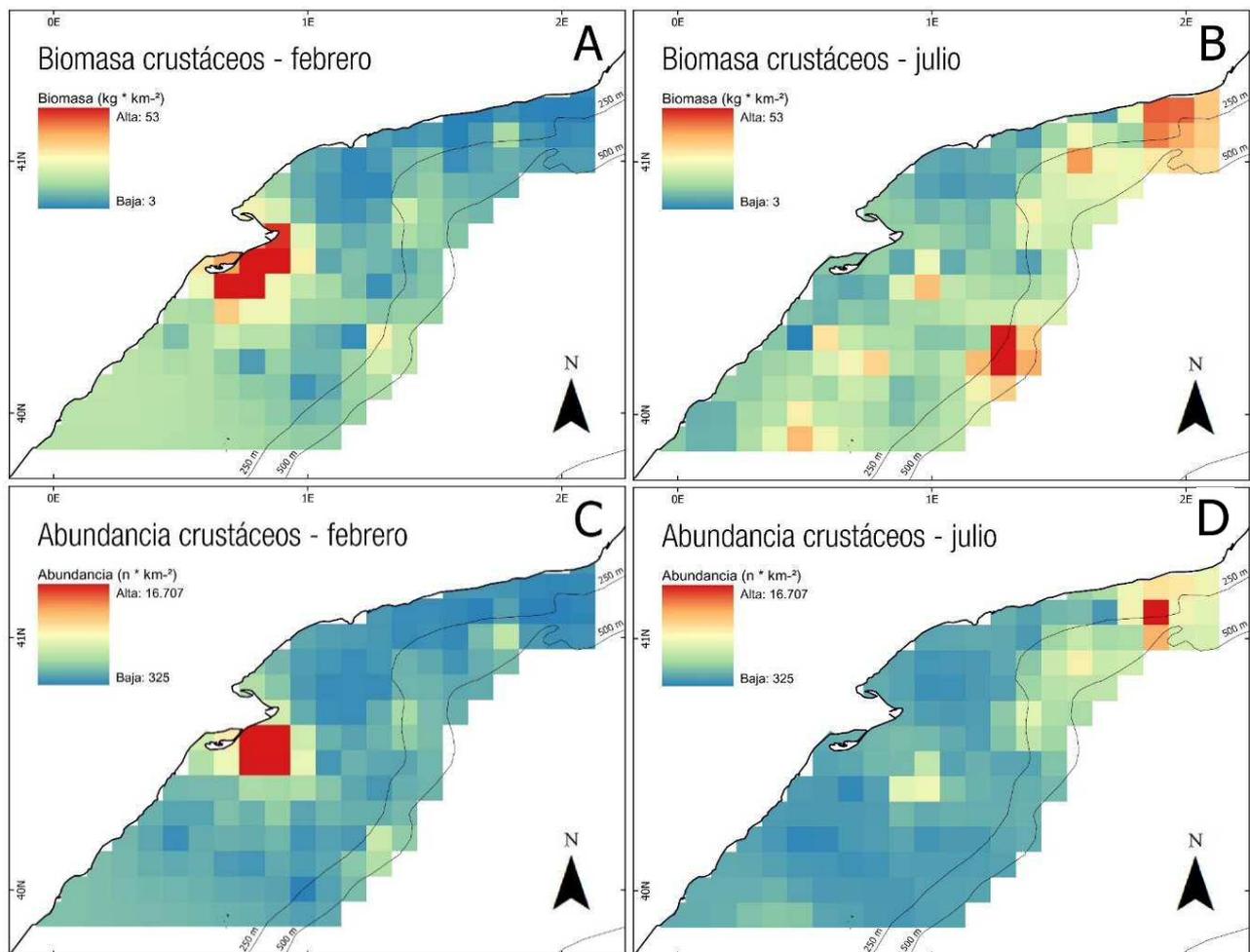


Figura 11. Distribución de la biomasa de crustáceos en las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B), y la abundancia de cefalópodos en las campañas de febrero (C) y julio (D).

e) Distribución de biodiversidad

Distribución de biodiversidad total

Tanto en febrero (Fig. 12A) como en julio (Fig.12 B), la distribución de la biodiversidad calculada con el índice de Margalef fue homogénea en toda la zona de estudio. Para febrero, el índice de biodiversidad medio ponderado fue de 4,35, mientras que para julio fue de 3,5, a pesar de que el índice de biodiversidad medio total fue mayor (14,76 respecto a 14,13 en febrero).

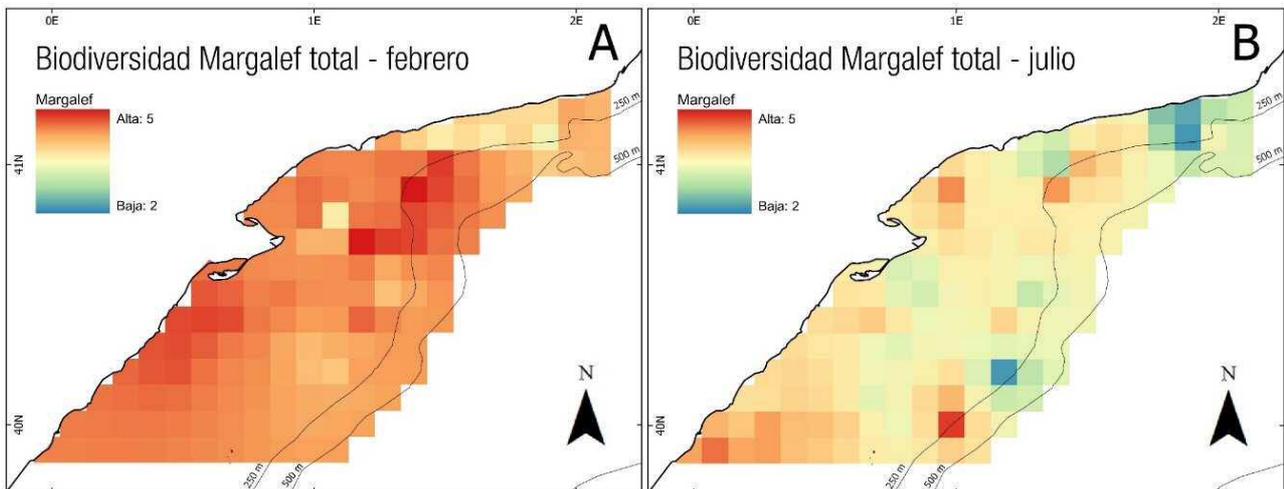


Figura 12. Distribución de la biodiversidad calculada con el índice de Margalef para las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B).

Distribución de biodiversidad por grupos taxonómicos

Peces

En el caso de los peces demersales, la diversidad calculada con el índice de Shannon adquirió mayores valores en la zona central en febrero (Fig. 13A), mientras que en julio (Fig. 13B) los valores más elevados se observaron en el área más sur de la zona de estudio.

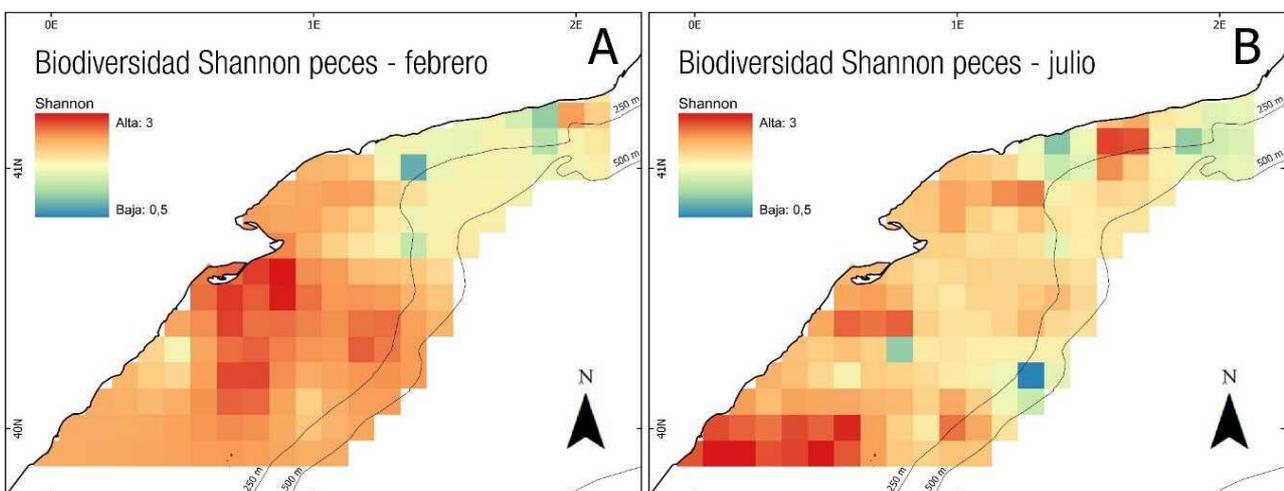


Figura 13. Distribución de la biodiversidad calculada con el índice de Shannon en peces para las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B).

Cefalópodos

Para los cefalópodos, la distribución de la biodiversidad calculada con el índice de Shannon mostró patrones diferentes en las dos campañas. En febrero (Fig. 14A) los valores más altos se situaron en la zona norte y en zona adyacente al delta del Ebro y en julio (Fig. 14B) esas mismas zonas presentaron los valores más bajos de biodiversidad.

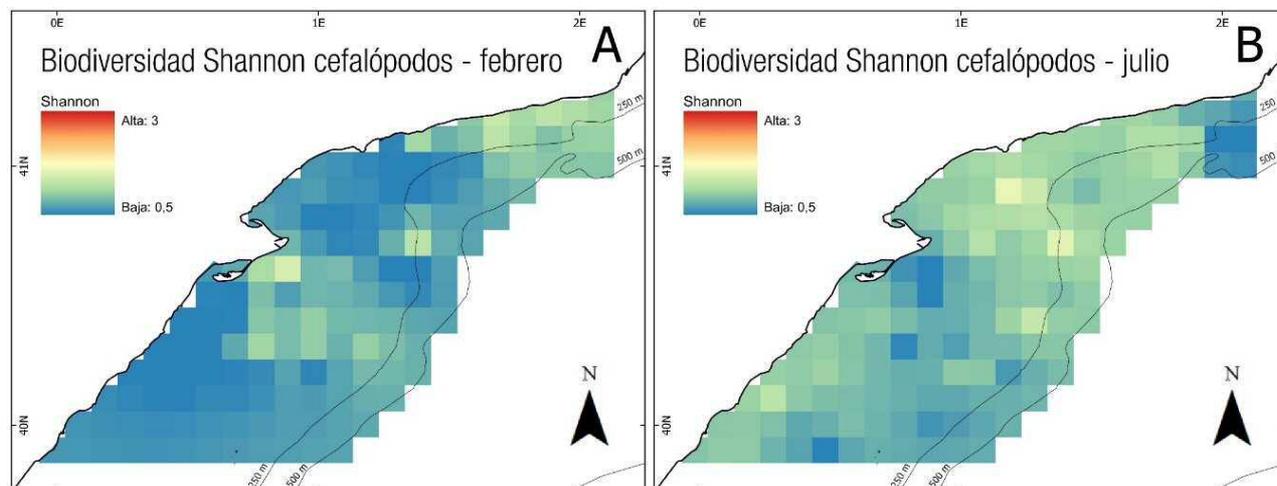


Figura 14. Distribución de la biodiversidad calculada con el índice de Shannon para cefalópodos en las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B).

Crustáceos

Respecto a los crustáceos, el índice de biodiversidad de Shannon en febrero (Fig. 15A) fue mayor en la zona costera del sur y del norte adyacentes al delta. En cambio, en julio (Fig. 15B), los máximos aparecieron en la zona sur y central fuera del delta.

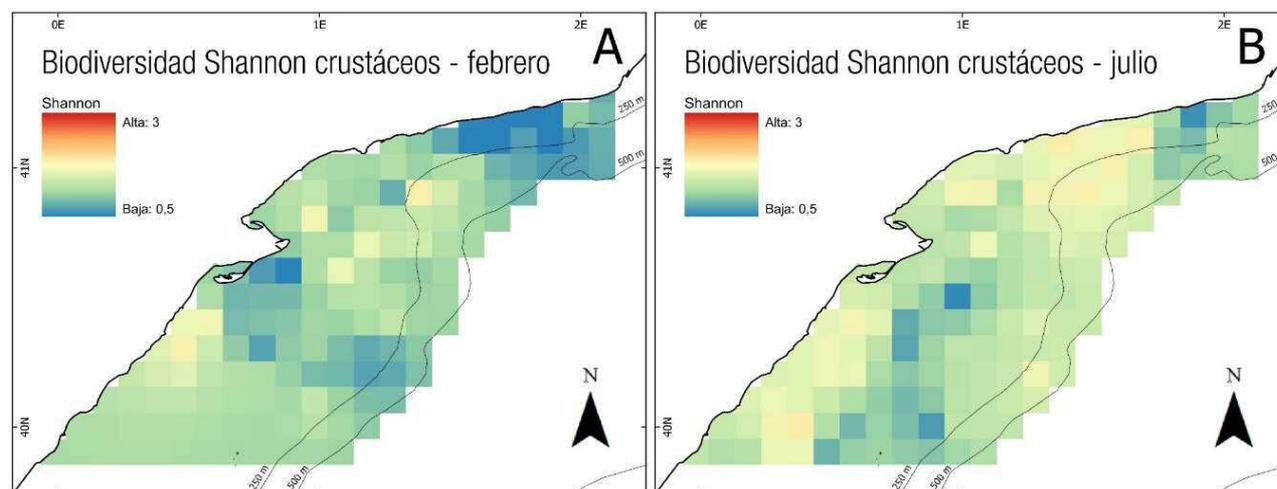


Figura 15. Distribución de la biodiversidad calculada con el índice de Shannon para crustáceos en las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B).

f) Análisis estadísticos

El resultado del análisis de correlaciones BEST (Tabla 2) muestran valores de correlación importantes entre la biomasa de peces de julio y la temperatura de fondo (TF) ($\rho = 0,213$) y la

fluorescencia (F) ($\rho = 0,122$), y entre la abundancia de julio y la temperatura de fondo ($\rho = 0,155$) y la fluorescencia ($\rho = 0,165$). Los niveles de significancia para la temperatura de fondo y la fluorescencia en relación con la abundancia de peces de julio son marginalmente significativos (p -valor = 0,07 y p -valor = 0,06, respectivamente), y claramente significativos en el caso de la biomasa de julio de peces de julio, tanto para la temperatura de fondo como para la fluorescencia (p -valor = 0,03 en ambos casos).

Tabla 2. Valores de correlación (ρ) y nivel de significancia estadística (p -valor), entre la biomasa de peces y abundancia de peces y los diferentes factores ambientales en las campañas ECOTRANS_0213 (febrero) y ECOTRANS_0713 (TS =Temperatura superficial; TF =Temperatura de fondo; S = Salinidad; F = Fluorescencia).

ECOTRANS_0213					ECOTRANS_0713											
Factor ambiental	Biomasa				Abundancia				Biomasa				Abundancia			
	TS	TF	S	F	TS	TF	S	F	TS	TF	S	F	TS	TF	S	F
Rho	-0,004	-0,103	0,11	0,111	-0,016	-0,114	0,12	0,122	-0,045	0,213	-0,098	0,122	-0,023	0,155	-0,067	0,165
p-valor	0,52	0,83	0,10	0,10	0,54	0,91	0,11	0,16	0,74	0,03	0,90	0,03	0,55	0,07	0,8	0,06

En relación con la profundidad (Tabla 3), el análisis BEST muestra valores destacados de correlación ρ entre las variables biológicas de peces y la profundidad, con valores de correlación entre 0,60 y 0,70. La correlación entre biomasa o abundancia de peces y profundidad fue marginalmente significativa con un p -valor = 0,07, y la correlación entre la abundancia de peces y la biomasa de peces de la campaña de julio fue significativa con la presión pesquera con p -valor = 0,03 y p -valor = 0,05, respectivamente. Además, los resultados muestran una correlación significativa entre la biomasa de peces de julio y el impacto costero ($\rho = 0,181$ y p -valor = 0,03) y entre la abundancia y biomasa de peces en julio y la presión pesquera ($\rho = 0,168$ con p -valor = 0,03 y $\rho = 0,224$ con p -valor = 0,05, respectivamente).

Tabla 3. Valores de correlación (ρ) y nivel de significancia estadística (p -valor) entre la biomasa de peces y la abundancia de peces y la profundidad y factores antropogénicos (presión pesquera e impacto costero) en las campañas ECOTRANS_0213 (febrero) y ECOTRANS_0713. (IC: impacto costero; FP: presión pesquera; P: profundidad).

ECOTRANS_0213					ECOTRANS_0713							
Factor ambiental	Biomasa			Abundancia			Biomasa			Abundancia		
	IC	FP	P	IC	FP	P	IC	FP	P	IC	FP	P
Rho	0,139	0,1	0,675	0,093	0,053	0,645	0,181	0,224	0,596	0,158	0,168	0,700
p-valor	0,08	0,19	0,07	0,22	0,12	0,07	0,03	0,05	0,07	0,11	0,03	0,07

La representación multivariante de los datos de abundancia y biomasa de todas las especies de peces estudiadas, mediante una gráfica MDS, muestra la similitud de las diferentes estaciones de pesca, diferenciadas parcialmente por su profundidad en ambas épocas del año. En el caso de la biomasa, en febrero (Anexo 3 Fig. A.6 A) todas las estaciones tienen una similitud mínima del 20%, mientras

que en julio (Anexo 3 Fig. A.6 B) hay 3 estaciones de mayor profundidad (prácticamente las mismas que en el caso de la abundancia) y 2 estaciones de menor profundidad con menos de un 20% de similitud. En los dos casos, el estadístico de stress muestra una representación en 2D, la cual es suficiente para apreciar las diferencias entre muestras.

Así mismo, si se realiza un MDS con la abundancia, el resultado es muy semejante al de la biomasa. Como en el caso anterior, en febrero todas las estaciones poseen entre ellas una similitud mínima del 20 % (Anexo 3 Fig. A.7 A), en cambio en julio existen 3 estaciones de mayor profundidad y 2 estaciones de menor profundidad para las que su similitud es menor del 20 % (Anexo 3 Fig. A.7 B). En los dos casos, el estadístico de stress muestra que una representación en 2D es suficiente para apreciar las diferencias entre muestras.

Los análisis MDS aplicados a los datos de abundancia de julio (Anexo 4 Fig. A.8. A, C) muestran un patrón de correlación con la temperatura de fondo y la fluorescencia, no tan claro como en el caso de los de biomasa de julio (Anexo 4 Fig. A.8. B, D). Los gráficos MDS para la biomasa muestran una mayor diferenciación entre las estaciones de pesca de la campaña de julio. En todos los casos, el estadístico de stress muestra que una representación en 2D es suficiente para apreciar las diferencias entre muestras.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

a) Distribución de los parámetros ambientales y geográficos

La distribución de parámetros ambientales en ambas campañas mostró unos valores lógicos, teniendo en cuenta las diferentes estaciones del año. Los diferentes procesos ambientales durante el invierno provocan la mezcla de la columna hasta finales de primavera, mientras que en verano el aumento de la temperatura produce la estratificación de la columna de agua (Estrada, 1996). En cuanto a la salinidad, la diferencia entre ambas campañas es debida a que durante los meses de primavera existe un mayor aporte de agua dulce por parte del río Ebro (Lloret *et al.*, 2004), el cual hace disminuir la salinidad durante los meses de primavera y verano. La fluorescencia mostró valores más altos en febrero, ya que los procesos de mezcla de la columna producidos durante el invierno provocan un aumento de la producción primaria. Por consiguiente, es evidente que los factores ambientales muestran dos escenarios ambientales totalmente diferenciados y son consistentes con lo descrito en la literatura científica para la zona de estudio (Estrada, 1996; Lloret *et al.*, 2001; Salat *et al.*, 2002).

b) Estimaciones de biomasa y abundancia

Las estimaciones totales de biomasa y abundancia mostraron una mayor riqueza, mayor biomasa total y mayor abundancia total de especies demersales en el mes de julio. Cabe destacar que la biomasa y la

abundancia en julio aumentaron casi un 300% y un 400%, respectivamente, si se comparan con los valores de febrero. Estas diferencias pueden explicarse debido a que la distribución de especies y su abundancia están relacionadas con los factores ambientales. La biomasa y la abundancia generalmente aumentan en verano, cuando las condiciones ambientales son más favorables, y disminuyen en invierno (Jin & Tang, 1996).

A pesar de las diferencias en las estimas de biomasa y abundancia de los grupos taxonómicos entre épocas, no se encuentran diferencias significativas, excepto en el caso de la biomasa de los peces demersales, la cual es significativamente mayor en julio. En el caso de la abundancia de los peces demersales, no existen diferencias significativas entre las épocas del año debido a los *outliers*, los cuales aumentan considerablemente la abundancia media de peces para la campaña de julio y su variabilidad. Las diferencias encontradas entre campañas para peces en julio se podrían explicar por migraciones estacionales relacionadas con procesos de desove, reclutamiento o alimentación, pero no existen suficientes datos para describir estas migraciones de forma detallada en la zona de estudio. En cuanto a cefalópodos y crustáceos, no existen diferencias significativas entre campañas, probablemente debido a que estos grupos muestran ciclos de vida y migraciones muy diferentes entre las especies de su mismo grupo y los totales podrían estar enmascarando las singularidades de cada especie (Abelló, 1989; Sánchez & Martín, 1993; De la Hoz, 2013).

Varias de las especies de peces demersales estudiadas de forma individual muestran una clara tendencia a aumentar en biomasa y abundancia en julio. Caben destacar los altos valores de abundancia para *Micromesistius poutassou*, siendo esta especie la que se corresponde con los *outliers* de abundancia de peces demersales. En estudios anteriores (Lloret & Lleonart, 2012) se ha determinado que el reclutamiento de la bacaladilla se sitúa en verano. De igual manera que en otros artículos que tratan de estudiar la comunidad demersal en la plataforma continental y la parte superior del talud en zonas del Mediterráneo, nuestros resultados muestran que el incremento de temperatura del agua a principios de verano provoca un aumento en la biomasa y abundancia de los peces demersales (Kallianiotis *et al.*, 2000). En esta época del año se encuentra la mayor tasa de crecimiento y la mayor migración hacia zonas de alimentación (Morales-Nin & Moranta, 2004).

Las cuatro especies de cefalópodos seleccionadas como importantes no muestran un patrón común en cuanto a sus valores de biomasa y abundancia. Los cefalópodos tienden a mostrar una correlación positiva con la temperatura del agua, y su aumento o disminución está también relacionado con procesos de competencia o falta de depredadores (Navarro *et al.*, 2014). De igual manera, las especies de cefalópodos muestran amplias oscilaciones naturales entre estaciones gracias a sus ciclos de vida cortos y a su comportamiento reproductivo (Sánchez & Martín, 1993). Por consiguiente, las diferencias estacionales en cuanto a abundancia en diferentes especies de cefalópodos que se

describen en este estudio son probablemente debidas a los diferentes periodos de desove y reclutamiento que tienen estas especies. Por ejemplo, el mayor reclutamiento para *Illex coindetti* en la zona de estudio se registra durante la primavera (Sanchez, 1986), mientras que el reclutamiento en *Eledone cirrhosa* se produce durante los meses de invierno y primavera (Sánchez & Martín, 1993). En varias especies importantes de crustáceos se pueden visualizar dos patrones diferenciados. Mientras que para *Plesionika heterocarpus* y *Squilla mantis* la mayor biomasa y abundancia se observan durante la campaña de febrero, para *Liocarcinus depurator* y *Nephrops norvegicus* encontramos una mayor biomasa y abundancia en la campaña de julio (Aguzzi *et al.*, 2004). De igual modo, observamos que *Squilla mantis* es la especie de crustáceo más abundante para febrero y *Liocarcinus depurator* lo es en julio. De esta manera, la biomasa y abundancia de los crustáceos, al igual que en los cefalópodos, depende del ciclo de vida de cada especie (Sardà *et al.*, 1998): por ejemplo, en el caso de *Liocarcinus depurator*, su reclutamiento se sitúa en verano entre los meses de mayo y septiembre (Abelló, 1989), mientras que para *Squilla mantis* las mayores densidades las encontraremos en febrero, ya que la incorporación de reclutas a la población se produce en los meses de invierno y primavera (Lleonart & Maynou, 2003).

c) Distribución de biomasa y abundancia

La distribución de biomasa y abundancia total está influenciada por la de peces demersales, ya que este grupo tiene una gran importancia en la comunidad demersal, tanto en términos de biomasa como de abundancia. Esto queda ilustrado si se comparan los mapas de ambos grupos (totales y peces demersales), con máximos de biomasa y abundancia, para ambas campañas, situados en dos zonas: la parte noreste del estudio (donde la plataforma es estrecha) y la zona central en la parte superior del talud continental. La primera podría representar un área refugio para las especies demersales, por ser una zona profunda con poca disponibilidad de sustrato adecuado para el arrastre. La segunda, situada al noreste del delta del Ebro (donde se ensancha la plataforma continental), está caracterizada por la presencia de una zona de afloramiento o *upwelling* (Font *et al.*, 1990) y, por tanto, por poseer una mayor producción. Esta zona también está a más distancia de la costa, la cual podría dificultar que las embarcaciones pesqueras de arrastre la frecuenten habitualmente, ya que tienen que volver cada día a puerto y no resulte rentable.

Por el contrario, los resultados de distribución de biomasa y abundancia de cefalópodos muestran cierta similitud entre campañas. En ambas se puede diferenciar la zona noreste como un punto clave para los adultos de las especies de cefalópodos (ver anexo 5 Fig. A.10), dónde identificamos una área con alta biomasa y poca abundancia. Esta zona podría ser un punto de concentración de adultos debido al afloramiento y, por consiguiente, mayor producción (Font *et al.*, 1990). De hecho, a partir

de la distribución de biomasa y abundancia de peces y cefalópodos, se realizó un análisis de la distribución del peso medio de los individuos (Anexo 5 Fig. A.9 y Fig. A.10), es decir “biomasa/abundancia” (kg/n), con la finalidad de identificar las zonas dónde hay variaciones en el peso medio por individuo y donde los individuos de mayor o menor tamaño tenderían a concentrarse. Estas zonas pueden representar áreas de refugio de adultos o de reclutamiento de juveniles. En relación con los cefalópodos, no existe gran diferencia entre el peso medio de ambas campañas, además los resultados muestran una mayor concentración de individuos adultos en los alrededores del delta del Ebro y en la zona noreste del estudio. Esto podría indicar que los individuos juveniles se situarían fuera de la zona del delta y, sobre todo, al sur de la zona de estudio (Anexo 5 Fig. A.10). En cuanto a los crustáceos, la distribución por épocas del año está bien diferenciada. Tanto para biomasa como abundancia, en febrero existe un máximo alrededor del delta, mientras que en julio se sitúa en la zona noreste y la parte superior del talud. Eso se debe a la dominancia de diferentes especies en ambas épocas. Por ejemplo, en febrero la especie dominante en biomasa y abundancia es *Squilla mantis*, la cual concentra su mayor densidad en los alrededores del delta (Abelló & Sardà, 1989).

Los patrones espaciales en relación al peso medio de los peces muestran una gran diferencia entre campañas (Anexo 5 Fig. A.9). En julio se identificó una zona de especial importancia para el refugio de individuos de mayor peso en el sur del delta adyacente al litoral. Este área resulta importante para los individuos adultos, probablemente por la prohibición de la pesca de arrastre en aguas someras (por debajo de los 50 metros o 3 millas de la costa). En ambas campañas encontramos una zona de concentración de organismos con tamaño pequeño en la zona noreste del estudio, que podría corresponder a una zona de reclutamiento relacionada con la productividad del afloramiento estacional

d) Estimaciones de biodiversidad

La estimación de biodiversidad ponderada utilizando el índice de Margalef (Margalef, 1985) para toda la comunidad demersal es mayor en febrero, a pesar de que en julio encontramos un mayor número de especies. Esto es debido a que para calcular el índice de biodiversidad de Margalef se considera el número total de individuos (n) y también el número total de especies (s), intentando ajustar el hecho que dentro de un gran número de individuos se espera encontrar un mayor número de especies (Clarke & Gorley, 2006). Por consiguiente, la gran abundancia de julio propicia un índice de biodiversidad más bajo, aunque en esta campaña exista una mayor riqueza de especies.

Las estimaciones de biodiversidad por grupos, utilizando el índice de Shannon, muestran valores mayores para febrero en el caso de los peces; probablemente por la sensibilidad del índice de Shannon

(Shannon & Weaver, 1949) frente al esfuerzo de muestreo (Magurran, 1988), el cual es diferente en las dos campañas (mayor para julio). Consecuentemente, este indicador puede estar informando del hecho que la comunidad en febrero es más homogénea en número de individuos por especie, mientras que en julio algunas especies presentan muchos más individuos que otras. Por el contrario, en el caso de los cefalópodos y los crustáceos, el mayor índice de biodiversidad de Shannon es para julio, debido a que a pesar de existir la diferencia de esfuerzo de muestreo, el menor tamaño muestral en estos grupos no cambia la predicción realizada a través de la riqueza de especies.

Los valores de biodiversidad obtenidos son semejantes a estudios anteriormente realizados en el Mediterráneo, tanto para el total de comunidad demersal, para peces o para cefalópodos (e.g., d'Onghia *et al.*, 2004; Tecchio *et al.*, 2011; Keller *et al.*, 2016).

e) Distribución de la biodiversidad

Las distribuciones de los índices de biodiversidad no muestran diferencias claras entre las distintas zonas del área de estudio. Para el total de la comunidad demersal, la biodiversidad calculada con el índice de Margalef muestra diferencias considerables entre campañas, pero no existe ninguna región de especial importancia por su alta o baja biodiversidad. Esto también se observa para la diversidad calculada con el índice de Shannon para los grupos taxonómicos utilizados en este estudio, donde el este índice está distribuido de manera homogénea en toda el área de estudio. Esta relativa homogenización podría deberse al hecho que el área estudiada es relativamente pequeña, razón por la cual la posibilidad de encontrar grandes gradientes de biodiversidad es menor. Cabe señalar que los factores antropogénicos alteran también los patrones de biodiversidad en las zonas de la plataforma continental y los hacen más homogéneos (Navarro *et al.*, 2015). En nuestro caso podrían haber provocado que la biodiversidad en la zona se haya hecho más homogénea con el tiempo. Este aspecto del trabajo, sin embargo, requiere de futuros análisis para ser verificado.

f) Relación entre indicadores ecológicos y factores ambientales y antropogénicos

En relación con los factores ambientales, los resultados muestran que en julio la biomasa y la abundancia están correlacionadas positivamente con la producción primaria y la temperatura del agua de fondo (ambas también correlacionadas entre sí, posiblemente por la existencia de la termoclina). Estos resultados de relación positiva entre temperatura de fondo y producción primaria con la biomasa y la abundancia pueden indicar que a principios de verano (mayor producción primaria), las especies tienden a congregarse en zonas con mayor concentración de nutrientes, como ya se ha documentado en estudios anteriores (Chase & Leibold, 2002; Lloret *et al.*, 2002; Macias *et al.*, 2014)

Por el contrario, durante el invierno, los factores ambientales son más homogéneos por la mezcla de la columna de agua y esto podría condicionar la influencia de factores ambientales específicos sobre los datos de biomasa y abundancia. Sin embargo, se tiene que tener en cuenta que la no existencia de correlaciones entre los factores ambientales considerados y los indicadores ecológicos en invierno podría deberse a que este estudio ha omitido factores ambientales claves, que afectarían los procesos ecológicos de las especies consideradas durante el invierno. Por ejemplo, el efecto de las descargas fluviales y la actividad del viento, factores importantes para el aporte de nutrientes y el aumento de productividad en la zona (Lloret *et al.*, 2004).

Por otro lado, los resultados muestran una relación positiva y marginalmente significativa entre la profundidad y los valores de abundancia y biomasa de ambas campañas. Esto concuerda con resultados obtenidos en varios estudios realizados en el Mediterráneo, dónde se ha identificado la profundidad como un factor esencial para explicar para la distribución de las especies demersales y su biodiversidad (Kallianiotis *et al.*, 2000; Colloca *et al.*, 2003; Massutí & Reñones, 2005; Damalas *et al.*, 2010). Sin embargo, normalmente se han documentado relaciones inversas, dónde a mayor profundidad la abundancia, biomasa y la biodiversidad de las especies marinas demersales disminuyen (Sarda *et al.*, 2009; Coll *et al.* 2010). La relación marginalmente significativa y positiva encontrada en este estudio podría estar indicando un impacto de la pesca, que podría ser mayor en zonas más cercanas a la costa y menor cuanto más lejos. Esto estaría en línea con otros trabajos sobre distribución de esfuerzo pesquero y expansión de la pesca en el Mediterráneo (Coll *et al.* 2014; Coll *et al.* 2015). Sin embargo, este resultado requiere ser analizado con más detalle.

Los resultados muestran también una correlación positiva entre la abundancia y la biomasa total de julio y la presión pesquera, con valores bajos pero significativos. Esto podría indicar que la presión pesquera beneficia a aquellas especies más productivas tanto en términos de biomasa como abundancia (como cefalopodos y crustaceos no comerciales), mientras que las especies de vida larga y con menos capacidad de reproducción se verían negativamente afectadas (Coll *et al.*, 2013; Navarro *et al.*, 2015). Un efecto similar tendría el impacto costero sobre la biomasa, con valores positivos y significativos en julio. El impacto costero incluye varios factores humanos como la polución o la eutrofización (Coll *et al.*, 2012; Navarro *et al.*, 2015). Sin embargo, esta relación contradice los resultados obtenidos con la profundidad y evidencia que estos aspectos son complejos y que requieren de análisis complementarios, como el desarrollo de modelos estadísticos de distribución de especies.

En general, los gráficos MDS muestran una estructura de la población bien diferenciada en relación con profundidad y con varios factores ambientales (aunque los resultados de estos últimos son menos claros). Estas representaciones en dos dimensiones muestran que la biomasa y la abundancia se

estructuran claramente con la profundidad y que la temperatura, la fluorescencia y los dos factores antropogénicos considerados son importantes en relación con la comunidad demersal en julio, época importante para el reclutamiento de las especies demersales que desovan en primavera (Tsikliras *et al.*, 2010). Estos resultados coinciden con resultados obtenidos con anterioridad en el mar Mediterráneo (e.g., Coll *et al.*, 2010; Navarro *et al.*, 2014, 2015) e ilustran la necesidad de incluir diferentes factores ambientales y antropogénicos para explicar los patrones espaciales de distribución de las especies demersales marinas.

g) Consideraciones finales y futuros desarrollos del trabajo

En este estudio se han analizado una serie de datos novedosos que contienen un gran detalle para caracterizar aspectos relevantes de la comunidad demersal del Mediterráneo noroccidental. Estos resultados son novedosos en la medida que representan resultados para dos estaciones del año diferenciadas e incluyen muestreos detallados de la zona de estudio. Este tipo de estudios son escasos, con la excepción de los resultados que se obtienen de las campañas de arrastre de fondo del programa MEDITS (Bertrand *et al.*, 2002). Sin embargo, en el programa MEDITS, que se realiza desde 1994 de forma ininterrumpida cada año en las zonas de plataforma continental y talud superior del Mediterráneo norte, sólo se muestrea durante los meses de verano (mayo-junio) y no existe comparación con otros meses del año. Además, este programa, que es muy extenso y cubre toda la plataforma continental y talud superior del Mediterráneo español (y otras zonas del Mediterráneo), incluye pocas estaciones de muestreo en la zona del presente trabajo (Bertrand *et al.*, 2002).

Los resultados positivos y significativos entre los indicadores ecológicos y los factores ambientales indican la necesidad de analizar de forma más detallada los datos existentes para indagar de forma más específica estas correlaciones. Por ejemplo, el análisis que se ha presentado en este trabajo se podría realizar separando los elasmobranchios del resto de especies de peces, o clasificando las especies como comerciales o no comerciales (como se hizo en Navarro *et al.*, 2015). En el presente estudio, al analizar todas las especies de forma conjunta, no es posible identificar que especies se ven relacionadas de forma positiva o negativa con factores antropogénicos, ni cuales son más vulnerables a la pesca, ni como varían sus abundancias y biomásas en ambas campañas.

De igual forma, los datos antropogénicos de los que disponíamos para este trabajo son datos que representan una media anual e integran varios años (Coll *et al.*, 2012, 2015; Navarro *et al.*, 2015). Esto representa una limitación importante y disponer de datos antropogénicos diferenciados para los dos meses del año analizados mejoraría los resultados del presente trabajo.

Además, el análisis de la distribución del peso medio de los organismos se podría utilizar en trabajos posteriores para identificar zonas de refugio y de reclutamiento de forma más específica analizando

especies concretas o grupos de especies con características similares. Estos resultados podrían ser interesantes para informar aspectos concretos de la gestión pesquera en la zona de estudio. También en futuros estudios sería interesante poder trabajar en una zona de mayor extensión para poder encontrar alguna posible zona de especial importancia en términos de biodiversidad, como ocurre cuando se realizan trabajos a mayor escala (Coll *et al.*, 2012, 2015).

Finalmente, sería de especial importancia poder realizar este tipo de campañas de monitoreo de la comunidad marina demersal de forma regular, de esta manera se podría saber si las oscilaciones de abundancia y biomasa que se documentan en este estudio a nivel estacional son recurrentes a lo largo del tiempo o varían con los años. Esta información también podría tener una importancia de cara a la gestión del ecosistema marino de la zona de estudio.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarts, Bram GW. (1999). Ecological sustainability and biodiversity. *The International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 6(2), 89-102.
- Abelló, Pere. (1989). Reproduction and moulting in *Liocarcinus depurator* (Linnaeus, 1758)(Brachyura: Portunidae) in the northwestern Mediterranean Sea.
- Abelló, P. and Sardà, F., 1989. Some observations on the biology and fishery of *Squilla mantis* L. in the Catalan area (NW Mediterranean Sea). In: E.A. Ferrero (Editor), *Biology of Stomatopods*. Mucchi, Modena, pp. 229-239.
- Abelló, Pere, Carbonell, Aina, & Torres, Pedro. (2002). Biogeography of epibenthic crustaceans on the shelf and upper slope off the Iberian Peninsula Mediterranean coasts: implications for the establishment of natural management areas. *Scientia Marina*, 66(S2), 183-198.
- Aguzzi, J., F. Sardà and R. Allué (2004). Seasonal dynamics in *Nephrops norvegicus* (Decapoda: Nephropidae) catches off Catalan coasts (Western Mediterranean). *Fisheries Research*, 69:293-300
- Albouy, C., Mouillot, D., Rocklin, D., Culioli, J. M., & Le Loc'h, F. (2010). Simulation of the combined effects of artisanal and recreational fisheries on a Mediterranean MPA ecosystem using a trophic model. *Marine Ecology Progress Series*, 412, 207-221. doi: 10.3354/meps08679
- Armstrong, Claire W, Foley, Naomi S, Tinch, Rob, & van den Hove, Sybille. (2012). Services from the deep: Steps towards valuation of deep sea goods and services. *Ecosystem Services*, 2, 2-13.
- Bengtsson, Jan, Jones, Hefin, & Setälä, Heikki. (1997). The value of biodiversity. *Trends in ecology & evolution*, 12(9), 334-336.
- Bertrand, Jacques A, de Sola Simarro, Luis Gil, Papaconstantinou, Costas, Relini, Giulio, & Souplet, Arnould. (2002). The general specifications of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*, 66(2), 9-17.
- Bianchi, C Nike, & Morri, Carla. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine pollution bulletin*, 40(5), 367-376.
- Canals, Miquel, Danovaro, Roberto, Heussner, Serge, Lykousis, Vasilis, Puig, Pere, Trincardi, Fabio, . . . Sanchez-Vidal, Anna. (2009). Cascades in Mediterranean submarine grand canyons.
- Cartes, JE, & Sardà, F. (1993). Zonation of deep-sea decapod fauna in the Catalan Sea (Western Mediterranean). *Marine Ecology-Progress Series*, 94, 27-27.
- Cartes, JE, Sorbe, JC, & Sarda, F. (1994). Spatial distribution of deep-sea decapods and euphausiids near the bottom in the northwestern Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 179(1), 131-144.
- Cartes, JE, Rey, J, Lloris, D, & De Sola, L Gil. (2004). Influence of environmental variables on the feeding and diet of European hake (*Merluccius merluccius*) on the Mediterranean Iberian coasts. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 84(4), 831-835.
- Clarke, KR, & Gorley, RN. (2006). PRIMER v6: user manual/tutorial (Plymouth routines in multivariate ecological research). *Plymouth: Primer-E Ltd*.
- Clarke, KR, & Gorley, RN. (2015). PRIMER v7. *Plymouth: PRIMER-E*.
- Coll, Marta, Piroddi, Chiara, Steenbeek, Jeroen, Kaschner, Kristin, Ben Rais Lasram, Frida, Aguzzi, Jacopo, . . . Voultsiadou, Eleni. (2010). The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLoS ONE*, 5(8), e11842. doi: 10.1371/journal.pone.0011842
- Coll, Marta, & Libralato, Simone. (2012). Contributions of food web modelling to the ecosystem approach to marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish and Fisheries*, 13(1), 60-88. doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00420.x
- Coll, Marta, Piroddi, Chiara, Albouy, Camille, Ben Rais Lasram, Frida, Cheung, William W. L., Christensen, Villy, . . . Pauly, Daniel. (2012). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 465-480. doi: 10.1111/j.1466-8238.2011.00697.x
- Coll, Marta, Navarro, Joan, & Palomera, Isabel. (2013). Ecological role, fishing impact, and management options for the recovery of a Mediterranean endemic skate by means of food web models. *Biological Conservation*, 157, 108-120. doi: 10.1016/j.biocon.2012.06.029
- Coll, M., Carreras, M., Círcoles, C., Cornax, M.J., Gorelli, G., Morote, E., Saez, R., 2014. Assessing fishing and marine biodiversity changes using fishers' perceptions: the Spanish Mediterranean and Gulf of Cadiz case study. *PLoS ONE* 9, e85670.

- Colloca, F., Cardinale, M., Belluscio, A., & Ardizzone, G. (2003). Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(3-4), 469-480. doi: 10.1016/s0272-7714(02)00196-8
- Colloca, F., Carpentieri, P., Balestri, E., & Ardizzone, G.D. (2004). A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology*, 145(6), 1129-1142.
- Colloca, Francesco, Cardinale, Massimiliano, Maynou, Francesc, Giannoulaki, Marianna, Scarcella, Giuseppe, Jenko, Klavdija, . . . Fiorentino, Fabio. (2013). Rebuilding Mediterranean fisheries: a new paradigm for ecological sustainability. *Fish and Fisheries*, 14(1), 89-109. doi: 10.1111/j.1467-2979.2011.00453.x
- Costanza, Robert, d'Arge, Ralph, De Groot, Rudolf, Faber, S, Grasso, Monica, Hannon, Bruce, . . . Paruelo, Jose. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital.
- Cousins, Steven H. (1991). Species diversity measurement: choosing the right index. *Trends in Ecology & Evolution*, 6(6), 190-192.
- Culotta, Elizabeth. (1996). Exploring biodiversity's benefits. *Science*, 273(5278), 1045-1046.
- Chase, Jonathan M., & Leibold, Mathew A. (2002). Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*, 416(6879), 427-430.
- d'Onghia, Gianfranco, Politou, Chrissi Yianna, Bozzano, Anna, Lloris, Domingo, Rotllant, Guiomar, Sion, Letizia, & Mastrototaro, Francesco. (2004). Deep-water fish assemblages in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 68(S3), 87-99.
- Damalas, Dimitrios, Maravelias, Christos D., Katsanevakis, Stelios, Karageorgis, Aristomenis P., & Papaconstantinou, Costas. (2010). Seasonal abundance of non-commercial demersal fish in the eastern Mediterranean Sea in relation to hydrographic and sediment characteristics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89(1), 107-118. doi: 10.1016/j.ecss.2010.06.002
- De la Hoz, Maria (2013). Distribución y abundancia de invertebrados no crustáceos de la plataforma continental comprendida entre los puertos de Vilanova y Castellón, Mediterráneo occidental (Trabajo fin de máster).
- Demestre, Montserrat, Sanchez, Pilar, & Abello, Pere. (2000). Demersal fish assemblages and habitat characteristics on the continental shelf and upper slope of the north-western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80(06), 981-988.
- Díaz, JoséI, Nelson, C Hans, Barber, John H, & Giró, Salvador. (1990). Late Pleistocene and Holocene sedimentary facies on the Ebro continental shelf. *Marine Geology*, 95(3), 333-352.
- Duffy, J. Emmett. (2009). Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(8), 437-444. doi: 10.1890/070195
- Estrada, Marta. (1996). Primary production in the northwestern Mediterranean. *Scientia Marina*, 60(2), 55-64.
- Farrugio, Henri, Oliver, Pere, & Biagi, Franco. (1993). An overview of the history, knowledge, recent and future research trends in Mediterranean fisheries. *Scientia marina*, 57(2-3), 105-119.
- Fischer, William. (1973). Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et Mer noire (Zone de pêche 37): Volume II.
- Font, Jordi, Salat, Jordi, & Julià, Agustí. (1990). Marine circulation along the Ebro continental margin. *Marine Geology*, 95(3-4), 165-177.
- Gaertner, J C, Mazouni, N, Sabatier, R, & Millet, B. (1999). Spatial structure and habitat associations of demersal assemblages in the Gulf of Lions: a multicompartamental approach. *Marine Biology*, 135(1), 199-208.
- Gray, John S, Dayton, Paul, Thrush, Simon, & Kaiser, Michel J. (2006). On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8), 840-843.
- Grime, John Philip. (1997). Biodiversity and ecosystem function: the debate deepens. *Science*, 277(5330), 1260-1261.
- Jin, Xianshi, & Tang, Qisheng. (1996). Changes in fish species diversity and dominant species composition in the Yellow Sea. *Fisheries Research*, 26(3), 337-352.
- Kallianiotis, A, Sophronidis, K, Vidoris, P, & Tselepidis, A. (2000). Demersal fish and megafaunal assemblages on the Cretan continental shelf and slope (NE Mediterranean): seasonal variation in species density, biomass and diversity. *Progress in oceanography*, 46(2), 429-455.
- Keller S, Bartolino V, Hidalgo M, Bitetto I, Casciaro L, et al. (2016) Large-Scale Spatio-Temporal Patterns of Mediterranean Cephalopod Diversity. *PLoS ONE* 11(1): e0146469. doi: 10.1371/journal.pone.0146469
- Liquete, Camino, Piroddi, Chiara, Drakou, Evangelia G., Gurney, Leigh, Katsanevakis, Stelios, Charef, Aymen, & Egoh, Benis. (2013). Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS ONE*, 8(7), e67737. doi: 10.1371/journal.pone.0067737

- Lleonart, Jordi, & Maynou, Francesc. (2003). Fish stock assessments in the Mediterranean: state of the art. *Scientia Marina*, 67(S1), 37-49.
- Lloret, J. (2000). Time series modelling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 57(1), 171-184. doi: 10.1006/jmsc.2000.0570
- Lloret, Josep, Lleonart, Jordi, Solé, Ignasi, & Fromentin, Jean-Marc. (2001). Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography*, 10(1), 33-50.
- Lloret, J., & Lleonart, J. (2002). Recruitment dynamics of eight fishery species in the northwest Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 66(1), 77-82.
- Lloret, Josep, Gil de Sola, Luis, Souplet, Arnaud, & Galzin, René. (2002). Effects of large-scale habitat variability on condition of demersal exploited fish in the north-western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 59(6), 1215-1227. doi: 10.1006/jmsc.2002.1294
- Lloret, J., Palomera, I., Salat, J., & Sole, I. (2004). Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebro (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography*, 13(2), 102-110. doi: 10.1046/j.1365-2419.2003.00279.x
- Lloris, D., & Meseguer, S. (2002). Recursos marins del Mediterrani: fauna i flora del mar. *Barcelona: Entidad autónoma del diario oficial y de publicaciones*.
- Lloris, Domènec, Rucabado, Jaume, del Cerro, Lluís, Portas, Flora, Demestre, Montserrat, & Roig, Antoni. (1984). *Tots els peixos del Mar Catala: 1-Llistat de Cites i de referencies*: Societat catalana d'Ictiologia i herpetologia.
- Lotze, Heike K., & Worm, Boris. (2009). Historical baselines for large marine animals. *Trends in ecology & evolution*, 24(5), 254-262.
- Macias, Diego, Garcia-Gorriç, Elisa, Piroddi, Chiara, & Stips, Adolf. (2014). Biogeochemical control of marine productivity in the Mediterranean Sea during the last 50 years. *Global Biogeochemical Cycles*, 28(8), 897-907. doi: 10.1002/2014GB004846
- Magurran, Anne E. (1988). Why diversity? *Ecological diversity and its measurement* (pp. 1-5): Springer.
- Margalef, R. (1958). Information theory in ecology. *General Systematics* 3, 36-71.
- Margalef, Ramon. (1985). Environmental control of the mesoscale distribution of primary producers and its bearing to primary production in the Western Mediterranean *Mediterranean marine ecosystems* (pp. 213-229): Springer.
- Martin, Paloma, Maynou, Francesc, Recasens, Laura, & Sabatés, Ana. (2016). Cyclic fluctuations of blue whiting (*Micromesistius poutassou*) linked to open-sea convection processes in the northwestern Mediterranean. *Fisheries Oceanography*, 25(3), 229-240.
- Massutí, Enric, & Reñones, Olga. (2005). Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 69(1), 167-181.
- Morales-Nin, Beatriz, & Moranta, Joan. (2004). Recruitment and post-settlement growth of juvenile *Merluccius merluccius* on the western Mediterranean shelf. *Scientia Marina*, 68(3), 399-409.
- Morfin, Marie, Fromentin, Jean-Marc, Jadaud, Angélique, & Bez, Nicolas. (2012). Spatio-temporal patterns of key exploited marine species in the Northwestern Mediterranean Sea. *PloS one*, 7(5), e37907.
- Myers, Norman, Mittermeier, Russell A, Mittermeier, Cristina G, Da Fonseca, Gustavo AB, & Kent, Jennifer. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Navarro, Joan, Coll, Marta, Albo Puigserver, Marta, & Palomera, Isabel. (2014). Trophic niche of an expanding pelagic fish species in the Mediterranean Sea.
- Navarro, Joan, Coll, Marta, Cardador, Laura, Fernández, Ángel M., & Bellido, José M. (2015). The relative roles of the environment, human activities and spatial factors in the spatial distribution of marine biodiversity in the Western Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 131, 126-137. doi: 10.1016/j.pocean.2014.12.004
- Pearce, David William, & Moran, Dominic. (1994). *The economic value of biodiversity*: Earthscan.
- Puerta, Patricia, Hunsicker, Mary E, Quetglas, Antoni, Álvarez-Berastegui, Diego, Esteban, Antonio, González, María, & Hidalgo, Manuel. (2015). Spatially explicit modeling reveals cephalopod distributions match contrasting trophic pathways in the western Mediterranean Sea. *PloS one*, 10(7), e0133439.
- Quetglas, A, Carbonell, A, & Sanchez, P. (2000). Demersal continental shelf and upper slope cephalopod assemblages from the Balearic Sea (north-western Mediterranean). Biological aspects of some deep-sea species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(6), 739-749.
- Ramirez-Llodra, E, & Ballesteros, M. (2008). Company, JB, Dantart, L., and Sarda, F.: Spatio-temporal variations in the diversity, biomass and abundance of bathyal invertebrates in the Catalan Sea (Western Mediterranean). *Mar. Biol*, 153, 297-309.

- Robert, S. Carney. (2005). Zonation of Deep Biota on Continental Margins *Oceanography and Marine Biology* (pp. 211-278): CRC Press.
- Salat, Jordi, Garcia, Marc A, Cruzado, Antonio, Palanques, Albert, Arín, Laura, Gomis, Damià, . . . Sospedra, Joaquim. (2002). Seasonal changes of water mass structure and shelf slope exchanges at the Ebro Shelf (NW Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 22(2), 327-348.
- Sanchez, P. (1986). Bathymetric distribution and abundance of some Cephalopods in the Catalan sea. *Investigacion Pesquera (Spain)*.
- Sánchez, Pilar, & Martín, Paloma. (1993). Population dynamics of the exploited cephalopod species of the Catalan Sea (NW Mediterranean).
- Sánchez, Pilar, Sartor, Paolo, Recasens, Laura, Ligas, Alessandro, Martin, Javier, De Ranieri, Stefano, & Demestre, Montserrat. (2007). Trawl catch composition during different fishing intensity periods in two Mediterranean demersal fishing grounds. *Scientia Marina*, 71(4), 765-773.
- Sardà, Francisco, Cartes, Joan E, Company, Joan B, & Albiol, Antoni. (1998). A Modified Commercial Trawl Used to Sample Deep-Sea Megabenthos. *Fisheries science*, 64(3), 492-493.
- Shannon, Claude E, & Weaver, Warren. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press.
- Tecchio, Samuele, Ramírez-Llodra, Eva, & Sardà, Francisco. (2011). Biodiversity of deep-sea demersal megafauna in western and central Mediterranean basins. *Scientia Marina*, 75(2), 341-350.
- Tsikliras, Athanassios C, Antonopoulou, Efthimia, & Stergiou, Konstantinos I. (2010). Spawning period of Mediterranean marine fishes. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 20(4), 499-538.
- Tsikliras, Athanassios C., Dinouli, Anny, Tsiros, Vasileios-Zikos, & Tsalkou, Eleni. (2015). The Mediterranean and Black Sea Fisheries at Risk from Overexploitation. *PLoS ONE*, 10(3), e0121188. doi: 10.1371/journal.pone.0121188
- Ward, Peter, & Myers, Ransom A. (2005). Shifts in open-ocean fish communities coinciding with the commencement of commercial fishing. *Ecology*, 86(4), 835-847.

6. ANEXOS

Anexo 1: Figuras A.1 y A.2.

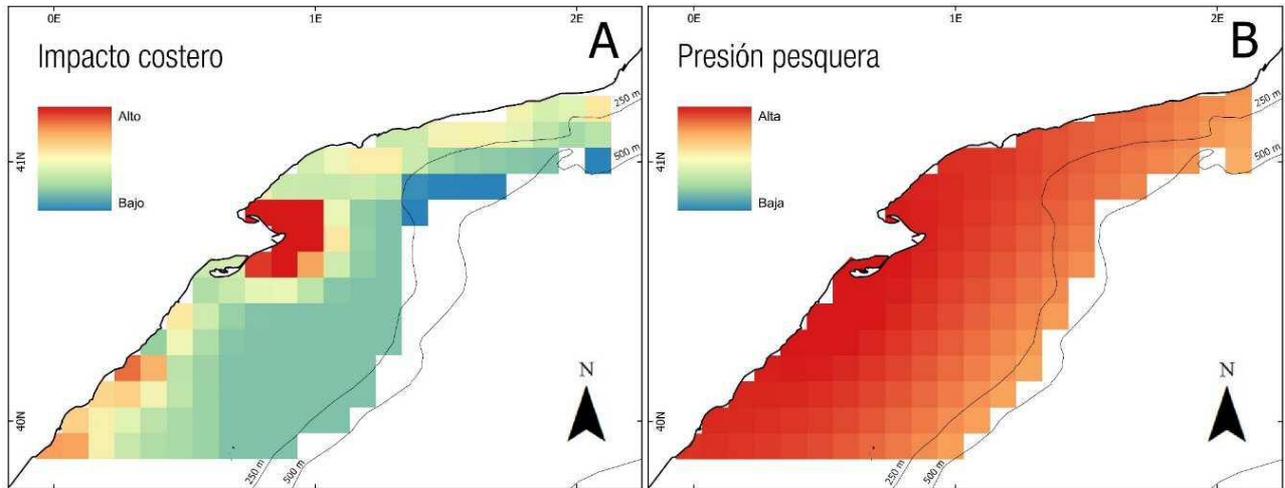


Figura A.1. Distribución del impacto costero (A) y la presión pesquera en la zona de estudio.

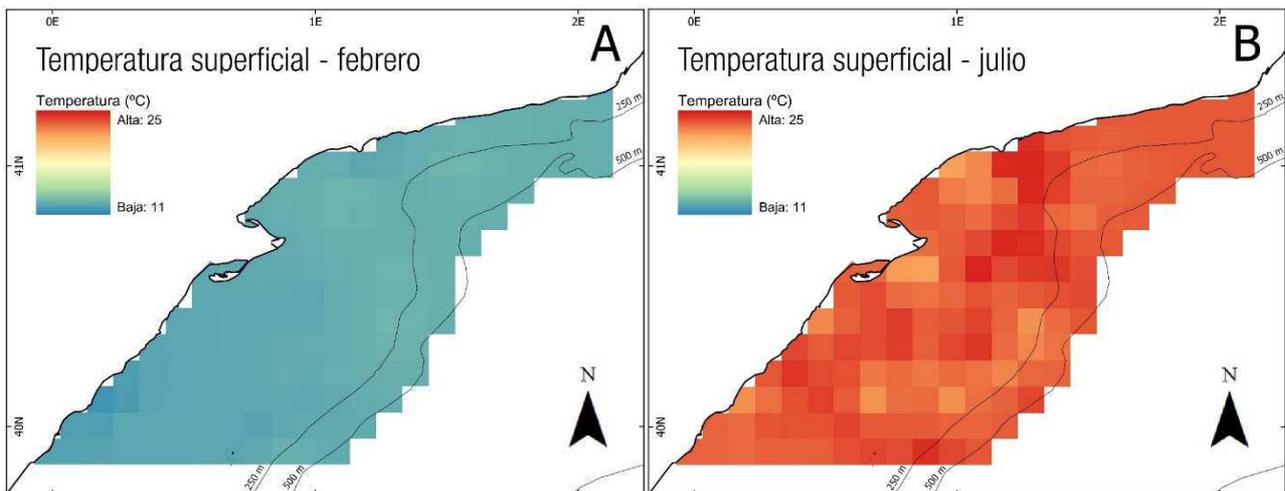


Figura A.2. Distribución de la temperatura superficial en la zona de estudio durante las campañas ECOTRANS 2013 en febrero (A) y julio (B).

Anexo 2: Figuras A.3, A.4. y A.5

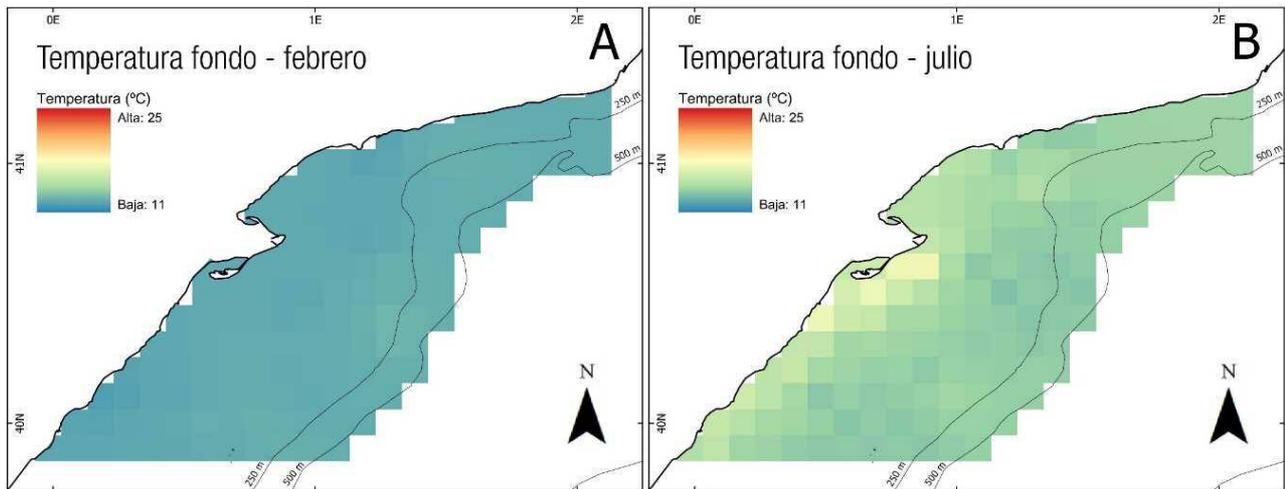


Figura A.3. Distribución de la temperatura de fondo en la zona de estudio durante las campañas ECOTRANS 2013 en febrero (A) y julio (B).

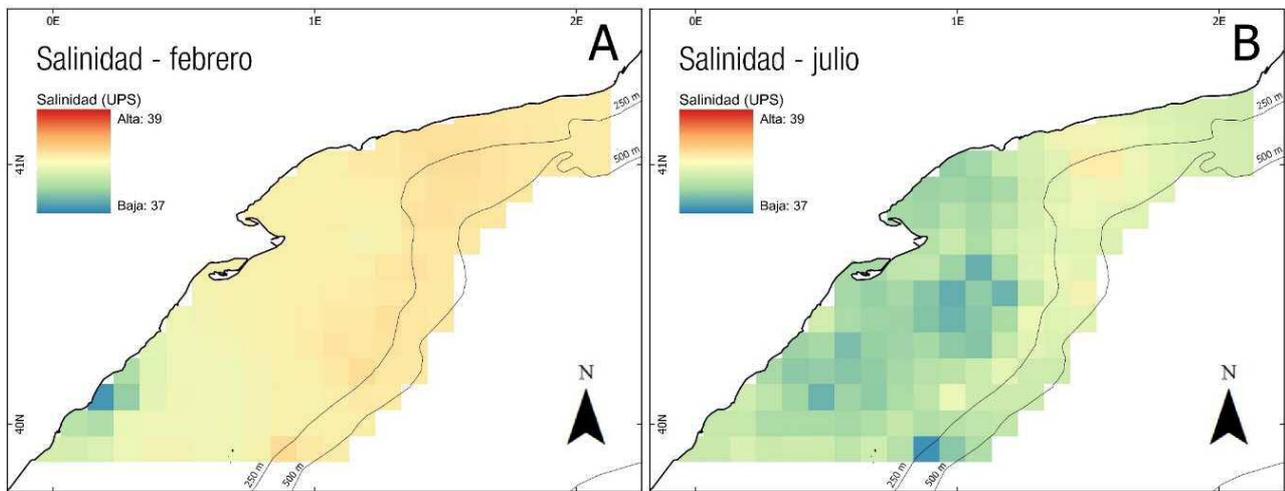


Figura A.4. Distribución de la salinidad superficial en la zona de estudio durante las campañas ECOTRANS 2013 en febrero (A) y julio (B).

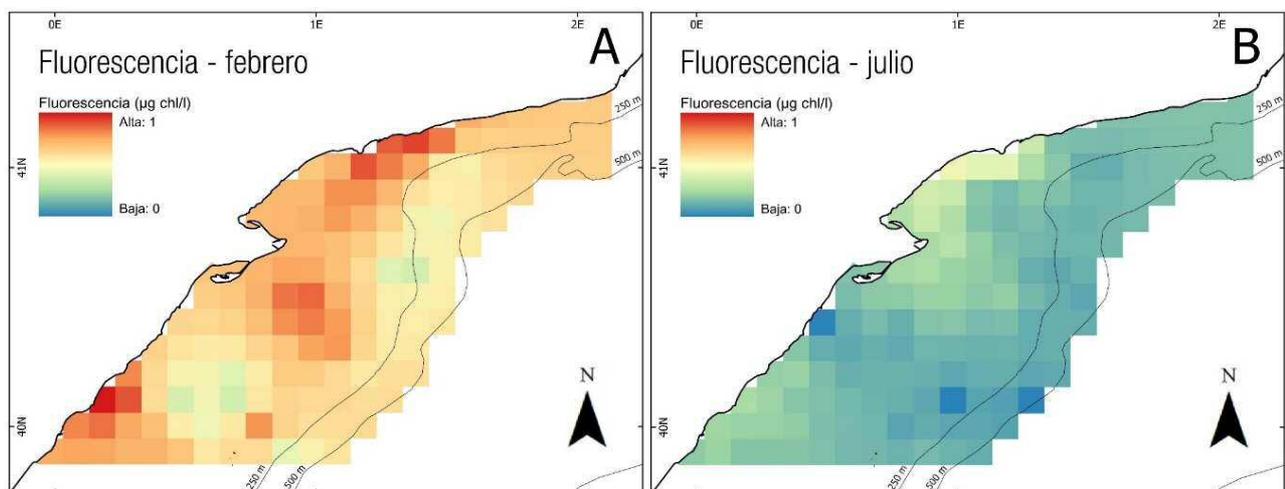


Figura A.5. Distribución de la fluorescencia en la zona de estudio durante las campañas ECOTRANS 2013 en febrero (A) y julio (B).

Anexo 3: Figuras A.6 y A.7

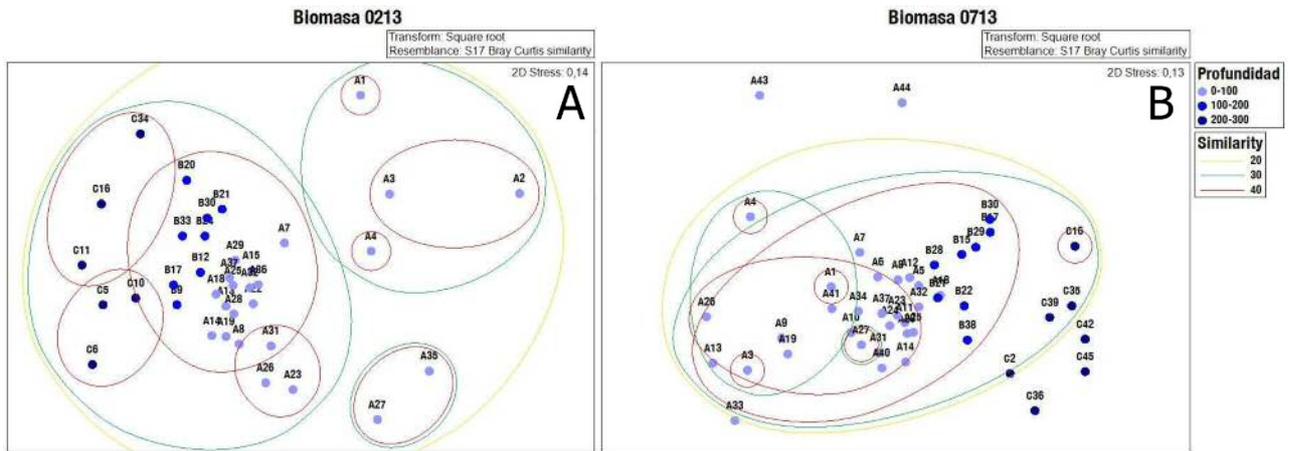


Figura A.6. Análisis MDS de semejanza de biomasa de peces – con la profundidad como factor - entre las diferentes estaciones para las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B).

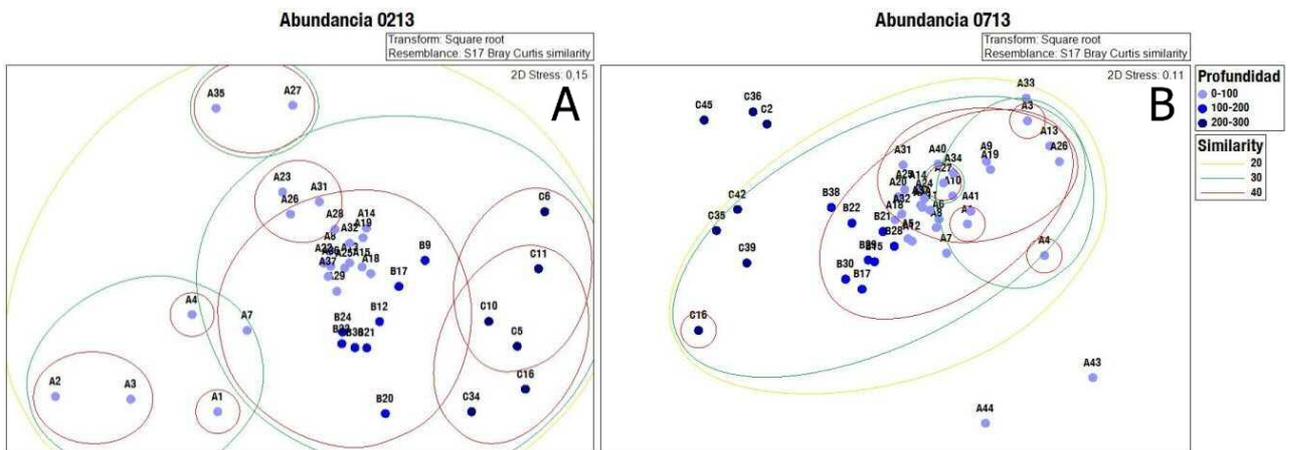


Figura A.7. Análisis MDS de semejanza de abundancia de peces – con la profundidad como factor - entre las diferentes estaciones para las campañas ECOTRANS 2013 de febrero (A) y julio (B).

Anexo 4: Figura A.8

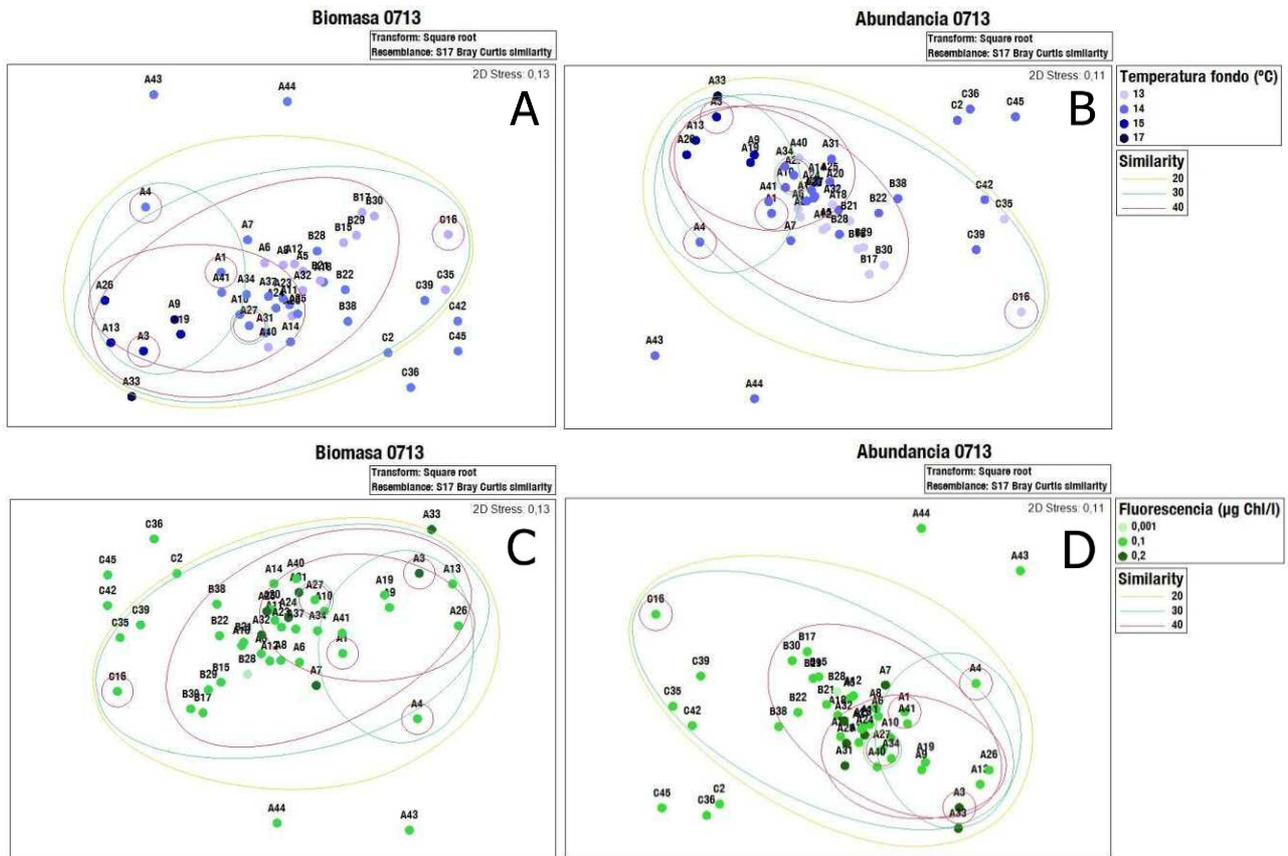


Figura A.8. Análisis MDS de semejanza de A) biomasa de peces y B) abundancia de peces– con la temperatura de fondo como factor - entre las diferentes estaciones para la campaña ECOTRANS 2013 de febrero. Análisis MDS de semejanza de C) biomasa y D) abundancia – con la fluorescencia como factor - entre las diferentes estaciones para la campaña ECOTRANS 2013 de febrero.

Anexo 5: Figuras A.9 y A.10

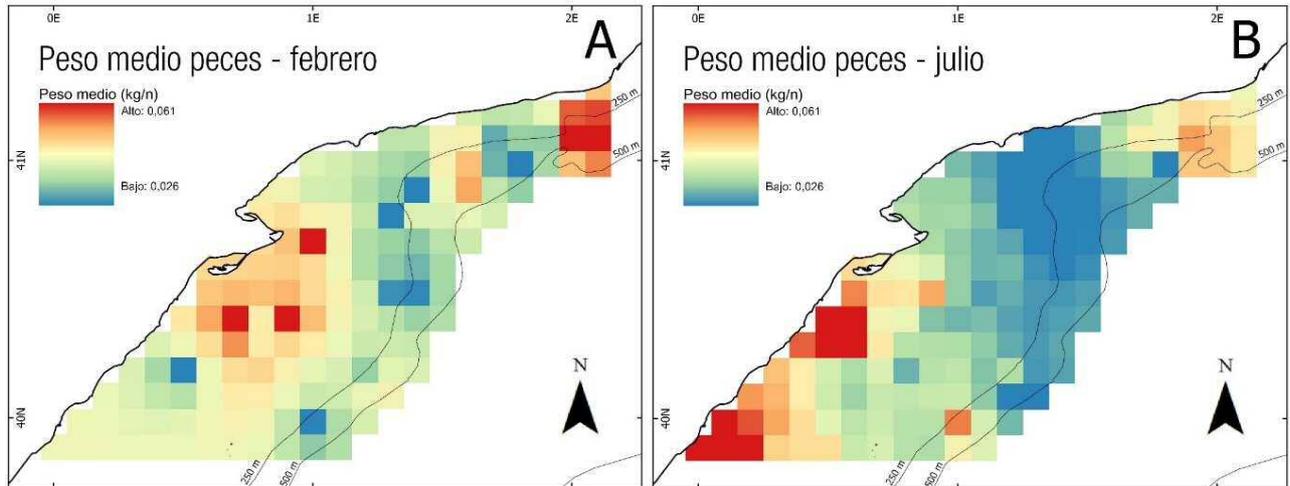


Figura A.9. Distribución del peso medio de peces en la zona de estudio en febrero (A) y julio (B).

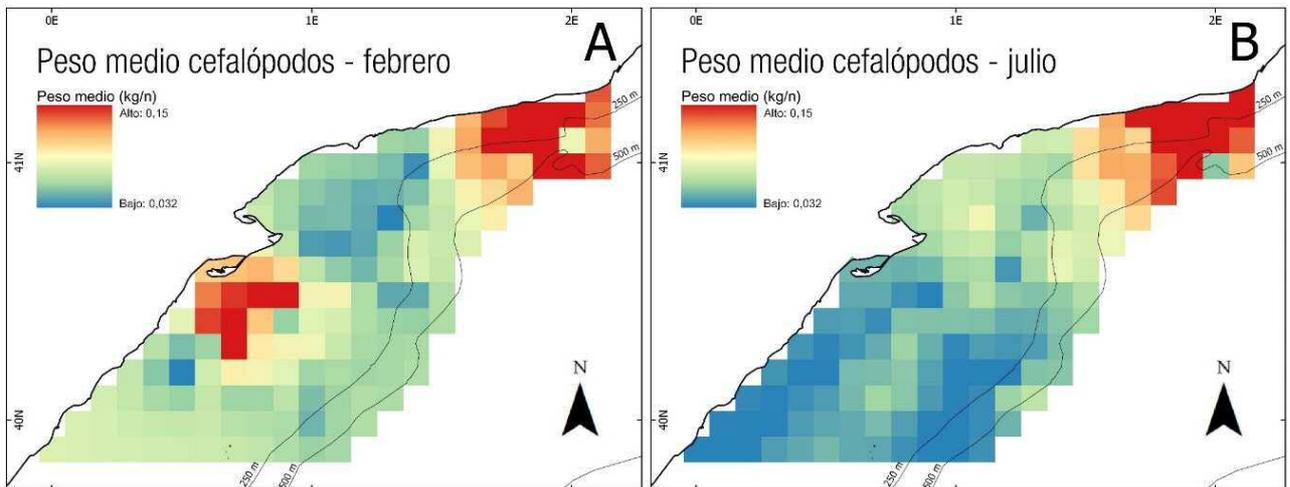


Figura A.10. Distribución del peso medio de cefalópodos en la zona de estudio en febrero (A) y julio (B).

Anexo 6: Tabla A.1

Tabla A.1. Especies demersales identificadas durante las campañas ECOTRANS en febrero (0213) y julio (0713) de 2013.

Especie	Clase	Orden	Familia	0213	0713
<i>Anthias anthias</i>	Actinopteri	Perciformes	Serranidae	x	x
<i>Aphia minuta</i>	Actinopteri	Perciformes	Gobiidae	x	x
<i>Apterichthus anguiformis</i>	Actinopteri	Anguilliformes	Opichthidae		x
<i>Argentina sphyraena</i>	Actinopteri	Osmeriformes	Argentinidae	x	x
<i>Argyropelecus hemigymnus</i>	Actinopteri	Stomiiformes	Sternoptychidae		x
<i>Arnoglossus imperialis</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Bothidae	x	x
<i>Arnoglossus laterna</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Bothidae	x	x
<i>Arnoglossus rueppelii</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Bothidae	x	x
<i>Arnoglossus thori</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Bothidae	x	x
<i>Blennius ocellaris</i>	Actinopteri	Perciformes	Bleniidae	x	x
<i>Boops boops</i>	Actinopteri	Perciformes	Sparidae	x	x
<i>Callionymus maculatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Callionymidae	x	x
<i>Callionymus pusillus</i>	Actinopteri	Perciformes	Callionymidae		x
<i>Callionymus reticulatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Callionymidae		x
<i>Callionymus risso</i>	Actinopteri	Perciformes	Callionymidae		x
<i>Capros aper</i>	Actinopteri	Perciformes	Caproidae	x	x
<i>Carapus acus</i>	Actinopteri	Ophiidiiformes	Carapidae	x	x
<i>Cepola macrophthalma</i>	Actinopteri	Perciformes	Cepolidae	x	x
<i>Ceratoscopelus maderensis</i>	Actinopteri	Myctophiformes	Ceratidae	x	x
<i>Chelidonichthys cuculus</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Cheliidae	x	x
<i>Chelidonichthys lucerna</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Cheliidae	x	x
<i>Chelidonichthys obscurus</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Cheliidae	x	x
<i>Citharus linguatula</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Cithaidae	x	x
<i>Coelorinchus caelorhincus</i>	Actinopteri	Gadiformes	Coeloidae	x	x
<i>Conger conger</i>	Actinopteri	Anguilliformes	Congidae	x	x

<i>Crystallogobius linearis</i>	Actinopteri	Perciformes	Crystidae		x
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Delteidae	x	x
<i>Dentex dentex</i>	Actinopteri	Perciformes	Denteidae		x
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Actinopteri	Perciformes	Moronidae	x	
<i>Diplodus annularis</i>	Actinopteri	Perciformes	Diplodidae	x	x
<i>Diplodus puntazzo</i>	Actinopteri	Perciformes	Diplodidae		x
<i>Diplodus sargus</i>	Actinopteri	Perciformes	Diplodidae		x
<i>Diplodus vulgaris</i>	Actinopteri	Perciformes	Diplodidae	x	x
<i>Echelus myrus</i>	Actinopteri	Anguilliformes	Echelidae	x	x
<i>Epigonus denticulatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Epigoidae	x	x
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Eutriidae	x	x
<i>Gadiculus argenteus</i>	Actinopteri	Gadiformes	Gadicidae	x	x
<i>Gaidropsarus biscayensis</i>	Actinopteri	Gadiformes	Gaidridae	x	x
<i>Galeus melastomus</i>	Elasmobranchii	Carcharhiniformes	Galeuidae		x
<i>Gobius niger</i>	Actinopteri	Perciformes	Gobiuidae	x	x
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Helicidae	x	x
<i>Lepidopus caudatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Lepididae	x	x
<i>Lepidorhombus boscii</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Lepididae	x	x
<i>Lepidorhombus whiffiagonis</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Lepididae	x	x
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Lepididae	x	x
<i>Lesueurigobius friesii</i>	Actinopteri	Perciformes	Lesueidae	x	x
<i>Lesueurigobius suerii</i>	Actinopteri	Perciformes	Lesueidae		x
<i>Liza ramada</i>	Actinopteri	Mugiliformes	Liza idae		x
<i>Lophius budegassa</i>	Actinopteri	Lophiiformes	Lophiidae	x	x
<i>Lophius piscatorius</i>	Actinopteri	Lophiiformes	Lophiidae	x	x
<i>Macroramphosus scolopax</i>	Actinopteri	Syngnathiformes	Macroidae	x	x
<i>Merluccius merluccius</i>	Actinopteri	Gadiformes	Merluidae	x	x
<i>Microchirus variegatus</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Microidae	x	x

<i>Micromesistius poutassou</i>	Actinopteri	Gadiformes	Microidae	x	x
<i>Molva dypterygia</i>	Actinopteri	Gadiformes	Molvaidae	x	x
<i>Mullus barbatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Mulluidae	x	x
<i>Mullus surmuletus</i>	Actinopteri	Perciformes	Mulluidae	x	x
<i>Myliobatis aquila</i>	Elasmobranchii	Myliobatiformes	Mylioidae		x
<i>Notoscopelus bolini</i>	Actinopteri	Myctophiformes	Notosidae		
<i>Notoscopelus elongatus</i>	Actinopteri	Myctophiformes	Notosidae		x
<i>Ophidion barbatum</i>	Actinopteri	Ophiidiiformes	Ophididae		x
<i>Pagellus acarne</i>	Actinopteri	Perciformes	Pagelidae	x	x
<i>Pagellus bogaraveo</i>	Actinopteri	Perciformes	Pagelidae	x	x
<i>Pagellus erythrinus</i>	Actinopteri	Perciformes	Pagelidae	x	x
<i>Pagrus pagrus</i>	Actinopteri	Perciformes	Pagruidae	x	x
<i>Peristedion cataphractum</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Perisidae	x	x
<i>Phycis blennoides</i>	Actinopteri	Gadiformes	Phyciidae	x	x
<i>Phycis phycis</i>	Actinopteri	Gadiformes	Phyciidae	x	
<i>Pomadasyus incisus</i>	Actinopteri	Perciformes	Pomadidae		x
<i>Raja asterias</i>	Elasmobranchii	Rajiformes	Raja idae	x	x
<i>Raja clavata</i>	Elasmobranchii	Rajiformes	Raja idae	x	x
<i>Raja polystigma</i>	Elasmobranchii	Rajiformes	Raja idae	x	x
<i>Scophthalmus rhombus</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Scophidae		x
<i>Scorpaena elongata</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Scorpidae	x	x
<i>Scorpaena lopei</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Scorpidae	x	
<i>Scorpaena notata</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Scorpidae	x	x
<i>Scorpaena porcus</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Scorpidae	x	x
<i>Scorpaena scrofa</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Scorpidae	x	x
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Elasmobranchii	Carcharhiniiformes	Scyliidae	x	x
<i>Serranus cabrilla</i>	Actinopteri	Perciformes	Serridae	x	x
<i>Serranus hepatus</i>	Actinopteri	Perciformes	Serridae	x	x

<i>Solea senegalensis</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Soleaidae		x
<i>Solea solea</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Soleaidae	x	x
<i>Sparus aurata</i>	Actinopteri	Perciformes	Sparuidae		x
<i>Sphyraena sphyraena</i>	Actinopteri	Perciformes	Sphyridae		x
<i>Spicara maena</i>	Actinopteri	Perciformes	Spicidae	x	x
<i>Spicara smaris</i>	Actinopteri	Perciformes	Spicidae	x	x
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Actinopteri	Perciformes	Spondidae	x	x
<i>Stomias boa</i>	Actinopteri	Stomiiformes	Stomiidae		x
<i>Symphurus nigrescens</i>	Actinopteri	Pleuronectiformes	Symphidae	x	x
<i>Synchiropus phaeton</i>	Actinopteri	Perciformes	Synchidae	x	x
<i>Synodus saurus</i>	Actinopteri	Aulopiformes	Synodidae		x
<i>Torpedo marmorata</i>	Elasmobranchii	Torpediniformes	Torpeidae		x
<i>Trachinus araneus</i>	Actinopteri	Perciformes	Trachidae		x
<i>Trachinus draco</i>	Actinopteri	Perciformes	Trachidae	x	x
<i>Trigla lyra</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Triglidae	x	x
<i>Trigloporus lastoviza</i>	Actinopteri	Scorpaeniformes	Triglidae		x
<i>Trisopterus minutus</i>	Actinopteri	Gadiformes	Trisoidae	x	x
<i>Umbrina canariensis</i>	Actinopteri	Perciformes	Umbriidae		x
<i>Umbrina cirrosa</i>	Actinopteri	Perciformes	Umbriidae	x	
<i>Umbrina ronchus</i>	Actinopteri	Perciformes	Umbriidae	x	
<i>Uranoscopus scaber</i>	Actinopteri	Perciformes	Uranoidae	x	x
<i>Vinciguerria poweriae</i>	Actinopteri	Stomiiformes	Vinciidae		x
<i>Zeus faber</i>	Actinopteri	Zeiformes	Zeusidae	x	x
<i>Abralia veranyi</i>	Cephalopoda	Oegopsida	Enoploteuthidae		x
<i>Alloteuthis media</i>	Cephalopoda	Myopsida	Loliginidae	x	x
<i>Alloteuthis subulata</i>	Cephalopoda	Myopsida	Loliginidae	x	x
<i>Callistoctopus macropus</i>	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae		x
<i>Eledone cirrhosa</i>	Cephalopoda	Octopoda	Eledonidae	x	x

<i>Eledone moschata</i>	Cephalopoda	Octopoda	Eledonidae	x	x
<i>Illex coindetii</i>	Cephalopoda	Oegopsida	Ommastrephidae	x	x
<i>Loligo forbesii</i>	Cephalopoda	Myopsida	Loliginidae	x	
<i>Loligo vulgaris</i>	Cephalopoda	Myopsida	Loliginidae	x	x
<i>Macrotritopus defilippi</i>	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae		x
<i>Neorossia caroli</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiolidae		x
<i>Octopus salutii</i>	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	x	
<i>Octopus vulgaris</i>	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	x	x
<i>Rossia macrosoma</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiolidae	x	x
<i>Scaevurgus unicirrhus</i>	Cephalopoda	Octopoda	Octopodidae	x	x
<i>Sepia elegans</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiidae	x	x
<i>Sepia officinalis</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiidae	x	
<i>Sepia orbignyana</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiidae	x	x
<i>Sepietta oweniana</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiolidae	x	x
<i>Sepiola affinis</i>	Cephalopoda	Sepiida	Sepiolidae		x
<i>Todaropsis eblanae</i>	Cephalopoda	Oegopsida	Ommastrephidae	x	x
<i>Aegaeon cataphractus</i>	Malacostraca	Decapoda	Crangonidae	x	x
<i>Aegaeon lacazei</i>	Malacostraca	Decapoda	Crangonidae	x	x
<i>Alpheus glaber</i>	Malacostraca	Decapoda	Alpheidae	x	x
<i>Chlorotocus crassicornis</i>	Malacostraca	Decapoda	Pandaloidae	x	x
<i>Dardanus arrosor</i>	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	x	x
<i>Dromia personata</i>	Malacostraca	Decapoda	Dromiidae		x
<i>Ethusa mascarone</i>	Malacostraca	Decapoda	Ethusidae		x
<i>Eusergestes arcticus</i>	Malacostraca	Decapoda	Sergestidae	x	x
<i>Geryon longipes</i>	Malacostraca	Decapoda	Geryonidae	x	
<i>Goneplax rhomboides</i>	Malacostraca	Decapoda	Goneplacidae	x	x
<i>Inachus communissimus</i>	Malacostraca	Decapoda	Inachidae		x
<i>Inachus thoracicus</i>	Malacostraca	Decapoda	Inachidae		x

<i>Ligur ensiferus</i>	Malacostraca	Decapoda	Lysmatidae		x
<i>Liocarcinus depurator</i>	Malacostraca	Decapoda	Polybiidae	x	x
<i>Macropipus tuberculatus</i>	Malacostraca	Decapoda	Polybiidae	x	x
<i>Macropodia longipes</i>	Malacostraca	Decapoda	Inachidae	x	x
<i>Medorippe lanata</i>	Malacostraca	Decapoda	Dorippidae	x	x
<i>Meganyctiphanes norvegica</i>	Malacostraca	Euphasiacea	Euphausiidae	x	
<i>Monodaeus couchii</i>	Malacostraca	Decapoda	Xanthidae		x
<i>Munida intermedia</i>	Malacostraca	Decapoda	Munididae	x	x
<i>Munida rutilanti</i>	Malacostraca	Decapoda	Munididae	x	x
<i>Munida tenuimana</i>	Malacostraca	Decapoda	Munididae		
<i>Nephrops norvegicus</i>	Malacostraca	Decapoda	Nephropidae	x	x
<i>Paguristes eremita</i>	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae		x
<i>Pagurus alatus</i>	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	x	x
<i>Pagurus cuanensis</i>	Malacostraca	Decapoda	Paguridae		x
<i>Pagurus excavatus</i>	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	x	x
<i>Pagurus prideaux</i>	Malacostraca	Decapoda	Paguridae	x	x
<i>Palinurus elephas</i>	Malacostraca	Decapoda	Palinuridae	x	
<i>Parapenaeus longirostris</i>	Malacostraca	Decapoda	Penaeidae	x	x
<i>Pasiphaea sivado</i>	Malacostraca	Decapoda	Pasiphaeidae	x	x
<i>Penaeus kerathurus</i>	Malacostraca	Decapoda	Penaeidae	x	
<i>Pilumnus villosissimus</i>	Malacostraca	Decapoda	Pilumnidae		x
<i>Pisa armata</i>	Malacostraca	Decapoda	Epialtidae		x
<i>Pisidia longicornis</i>	Malacostraca	Decapoda	Porcellanidae	x	
<i>Plesionika antigai</i>	Malacostraca	Decapoda	Pandalidae	x	x
<i>Plesionika edwardsii</i>	Malacostraca	Decapoda	Pandalidae	x	x
<i>Plesionika gigliolii</i>	Malacostraca	Decapoda	Pandalidae	x	x
<i>Plesionika heterocarpus</i>	Malacostraca	Decapoda	Pandalidae	x	x
<i>Polycheles typhlops</i>	Malacostraca	Decapoda	Polychelidae	x	

<i>Pontophilus spinosus</i>	Malacostraca	Decapoda	Crangonidae		x
<i>Pontophilus spinosus</i>	Malacostraca	Decapoda	Crangonidae	x	
<i>Processa canaliculata</i>	Malacostraca	Decapoda	Processidae	x	x
<i>Sergia robusta</i>	Malacostraca	Decapoda	Sergestidae		x
<i>Solenocera membranacea</i>	Malacostraca	Decapoda	Solenoceridae	x	x
<i>Squilla mantis</i>	Malacostraca	Decapoda	Squillidae	x	x