

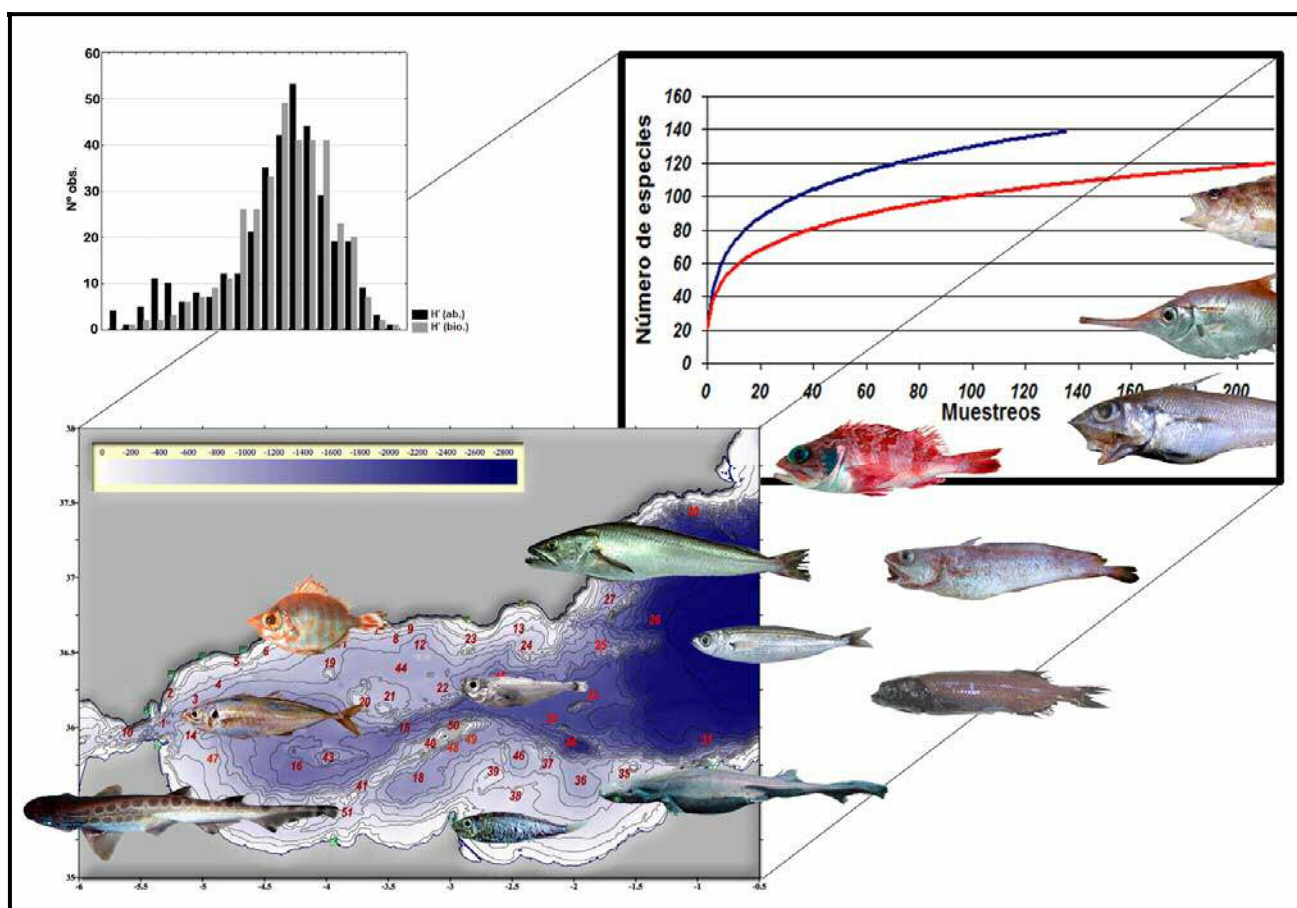


UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



UNIVERSIDAD DE MÁLAGA
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA Y GEOLOGÍA
(Unidad de Ecología)
TESIS DOCTORAL

**ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN Y DIVERSIDAD
ICTIOFAUNÍSTICA DEL MAR DE ALBORÁN**



Cristina García Ruiz

Málaga, 2012



UNIVERSIDAD
DE MÁLAGA



UNIVERSIDAD DE MÁLAGA
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA Y GEOLOGÍA
(Unidad de Ecología)

La presente memoria: “ESTUDIO DE LA DISTRIBUCIÓN Y DIVERSIDAD ICTIOFAUNÍSTICA DEL MAR DE ALBORÁN” presentada por Dña. MARÍA CRISTINA GARCÍA RUIZ para optar al grado de Doctora en Biología ha sido realizada bajo la dirección de los Doctores DOMINGO LLORIS SAMO y LUÍS GIL DE SOLA SIMARRO y la tutela del Prof. Dr. F. XAVIER NIELL CASTANERA, Catedrático de Ecología de la Universidad de Málaga, quienes suscriben y autorizan su presentación.

El tutor

Prof. Dr. F.Xavier Niell Castanera

El Director

Dr. Domingo Lloris Samo

El Director

Dr. Luís Gil de Sola Simarro

Agradecimientos

Esta parte del trabajo, la correspondiente a los agradecimientos, resulta difícil. Es prácticamente imposible sintetizar en unas líneas mi enorme gratitud hacia todas aquellas personas que me han ayudado y han compartido conmigo estos años de ilusión y de esfuerzo. Me consta que, muchas veces, las palabras sobran; sin embargo, una tesis doctoral es fruto de muchas personas que, sin duda, merecen una reseña.

A mi director de tesis, Domingo Lloris, he de expresarle mi más profundo afecto y admiración. Desde que le conocí ha invertido en mí dosis interminables de tiempo, paciencia y, lo más importante, de amistad. Con su carácter envidiable y su eterno buen humor, ha respondido a todas mis preguntas y ha confiado en mí. Me ha introducido en este mundo de los peces y la diversidad. Me ha enseñado a comprender que, sin un buen Taxónomo, todo ello carece de sentido.

Asimismo, he de expresar mi gratitud hacia Luis Gil de Sola, también director de tesis. Gracias a él, se han llevado a cabo las campañas de investigación del IEO, MEDITS, a lo largo del Mediterráneo ibérico. Dichas campañas han sido la causa de muchos de sus desvelos y, no obstante, nunca ha cejado en su empeño.

A Xavier Niell, tutor de este trabajo, he de agradecerle, profundamente, el haberme acogido en su Departamento. Le agradezco, igualmente, su atención y sus horas de dedicación. Sus palabras han supuesto un continuo motor para seguir con la tarea emprendida.

A mis primeros compañeros de despacho y de campaña: María González, Pedro Torres, Jesús Acosta, Javi Rey y Juan del Árbol. Cada uno de ellos, con su singular carácter, son, sin duda, los culpables de mi tardía “vocación marina”. Me han enseñado mucho y casi siempre entre risas, consecuencia de la mezcla de dos malagueños con un gaditano, un sevillano y un “granaino”.

A David Macías, Tere García, César Meiners, Paqui Salmerón, Cristina Rodríguez, José Luis Pérez Gil, Raquel Palomeque, María José Meléndez, María Grégori, Marco A. Martínez...con los que he podido compartir también algunos de mis embarques. Con todos ellos he comprobado como se pueden conjugar perfectamente el trabajo y la profesionalidad con el compañerismo y el buen humor.

A Pere Abelló, por enseñarme tantas cosas y por ser como es.

A todas las personas que han participado, a lo largo de los años en las campañas MEDITS. A la tripulación del Cornide de Saavedra. Este trabajo no podría haberse realizado sin su esfuerzo.

A José Luis Rueda que, además de ayudarme, ha sido mi apoyo moral en más de una ocasión. Es una suerte tenerle por aquí.

A Juan Pérez de Rubín, que ha compartido conmigo tantas publicaciones, trabajos, tesis, libros y, sobre todo, que me ha contagiado de su ilusión por el trabajo y por las cosas bien hechas.

A mis compañeros de los cursos de doctorado. Ana Giráldez, Matías Lozano Josechu Ortiz de Urbina y Pedro Torres. Fue un placer volver con ellos a clase después de tantos años. A Mari Angeles.

A Juan Lucena, por su inestimable ayuda para obtener la suficiencia investigadora.

A mis compañeros geólogos del IEO de Málaga; han compartido conmigo su buen humor, amén de mapas, publicaciones, comentarios... Víctor siempre me ha animado con sus palabras y su nombramiento de doctora “in pectore”; Luismi con su “protodocora”. Miriam me ha sacado de muchos apuros. Me consta que en muchas ocasiones tenía que socorrer a más de uno, pero siempre lo ha hecho con una sonrisa. Gracias también a Patri, Desi, Nieves, Gerardo y Tomás.

A los geólogos del IEO de Madrid: Juan Acosta y María Gómez.

A Manolo Vargas, Mari Carmen, Francina y Patricia.

A Ana Hernández, que ahora está en Murcia, y a Feli, las más eficientes bibliotecarias que me han conseguido toda la documentación necesaria.

A Juana Cano y Luís Arévalo. A Manolo Garrido.

A Charo y Pepi. Ya no están en el IEO y se les echa de menos.

A Pili, Loli, Maite, Conchi, José Miguel, Celia, Juan, María José y a los demás compañeros de Fuengirola. Siempre han estado cuando los he necesitado.

A Jorge Baro, Director del Centro Oceanográfico de Málaga, por su incondicional apoyo en la realización de este trabajo.

A Ramón, mi soporte informático, por solucionarme todos los problemas desde Madrid y no perder nunca la paciencia.

A Juan Carlos, Daniel y Marina: por soportarme; por su comprensión, su apoyo y por ser siempre mi motivación.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. ANTECEDENTES ICTIOFAUNÍSTICOS MEDITERRÁNEOS.....	2
1.2. MOTIVACIÓN DEL ESTUDIO	4
1.3. OBJETIVOS	5
2. ÁREA DE ESTUDIO	7
2.1. ENCUADRE GEOGRÁFICO.....	7
2.2. CARACTERIZACIÓN FISIAGRÁFICA DE LOS FONDOS	9
2.3. CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS DE LOS FONDOS.....	15
2.4. CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS	17
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	21
4. RESULTADOS	35
4.1. COMPOSICIÓN ICTIOFAUNÍSTICA.....	35
4.1.1. ÓRDENES	35
4.1.2. FAMILIAS	38
4.1.3. ESPECIES	43
4.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL	49
4.2.1. DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA.....	49
4.2.2. DISTRIBUCIÓN LONGITUDINAL DE LAS ESPECIES	67
4.2.3. EVOLUCIÓN ANUAL.....	83
4.2.4. AGRUPACIONES CARACTERIZADAS	86
4.3. BIODIVERSIDAD-DIVERSIDAD ICTIOFAUNÍSTICA	107
4.3.1. LAS MEDIDAS UTILIZADAS	107
4.3.2. BIODIVERSIDAD.....	111
4.3.3. DIVERSIDAD	127
4.3.4. BETA DIVERSIDAD	157

5. DISCUSIÓN.....	163
5.1. COMPOSICIÓN ICTIOFAUNÍSTICA.....	163
5.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL	176
5.2.1. DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA.....	176
5.2.2. DISTRIBUCIÓN LONGITUDINAL.....	181
5.2.3. EVOLUCIÓN TEMPORAL.....	192
5.2.4. AGRUPACIONES CARACTERIZADAS	199
5.3. BIODIVERSIDAD-DIVERSIDAD ICTIOFAUNÍSTICA	210
5.3.1. MEDIDAS UTILIZADAS.....	210
5.3.2. BIODIVERSIDAD (RIQUEZA ESPECÍFICA).....	213
5.3.3. DIVERSIDAD	228
5.3.4. BETA-DIVERSIDAD	244
6. CONCLUSIONES	251
ANEXO	259
7. BIBLIOGRAFÍA.....	307

1. INTRODUCCIÓN

La *Cumbre de la Tierra* celebrada por Naciones Unidas en Río de Janeiro en 1992, reconoció la necesidad mundial de conciliar la preservación futura de la biodiversidad con el progreso humano según criterios promulgados en el *Convenio Internacional sobre la Diversidad Biológica* que fue aprobado en Nairobi el 22 de mayo de 1992.

Aunque parece obvio asumir que cualquier estrategia de conocimiento y protección de la misma deba sustentarse en evidencias científicas (Murphy, 1990), la comunidad científica sólo posee respuestas aproximadas sobre los procesos que generan y mantienen la diversidad biológica y es necesario, como paso preliminar, recopilar, compendiar y cartografiar la información biológica disponible. Esta tarea necesita de una aproximación nueva que fusione y enlace las fronteras de disciplinas, a menudo separadas, como la Sistemática, la Biogeografía y la Ecología que, ante la denominada crisis de la biodiversidad, tienen la obligación de compartir objetivos y amalgamarse (Lobo, 2000).

Para explicar la diversidad y la composición faunística de una localidad, es de gran ayuda obtener su dimensión espacial por lo que, hoy día, es importante disponer de datos geo-referenciados que con las herramientas informáticas disponibles, en especial los programas de bases de datos y los sistemas de información geográfica, facilitan enormemente la recopilación y cartografía de la información biológica (Davis, 1994; Margules y Austin, 1994; Miller, 1994).

Con la finalidad de precisar conceptos, es necesario diferenciar entre diversidad y biodiversidad. Niell (2007), afirma: “*La diversidad es una variable compuesta de otras dos: la riqueza específica y la equitatividad o distribución de los organismos en las distintas entidades distinguidas. La riqueza es exactamente lo mismo que la biodiversidad: el alcance de la diversidad excede ampliamente al de la biodiversidad*”.

No obstante, la dificultad puede surgir en el mismo proceso de obtención de los datos necesarios con los que poder estudiar, coherentemente, cualquiera de ambas variables, en especial cuando la información necesaria tiene su origen en un medio hostil como es el mar.

Concretamente, en el presente trabajo, dichos datos proceden de una serie de campañas de investigación, realizadas entre los 30 y los 800 metros de profundidad

a lo largo de 12 años (1994-2005), con una metodología estandarizada, que permite evaluar su persistencia en el tiempo, con la premisa, siempre presente, de que cada especie tiene su propio patrón de distribución espacial, así como una forma de interaccionar con el resto de las especies de la comunidad (Whittaker, 1970). En este sentido, el aspecto espacial comprende tanto el componente horizontal (extensión geográfica), como el vertical, es decir, la profundidad.

1.1. ANTECEDENTES ICTIOFAUNÍSTICOS MEDITERRÁNEOS

De entre las numerosas publicaciones ictiofaunísticas que atañen al Mediterráneo, la inmensa mayoría corresponden a inventarios, catálogos y descripciones que tratan de dar a conocer las especies que frecuentan sus aguas. Con estos trabajos podría obtenerse una primera imagen de lo que ahora puede considerarse riqueza específica o biodiversidad.

Concretamente, en relación al Mediterráneo español, cabe destacar, entre otras, las obras de De Buen (1935, 1936) y Lozano Rey (1928, 1947, 1952, 1960).

No es hasta 1969, que Theodore Monod y Jean Claude Hureau, como editores, reúnen a un colectivo de ictiólogos para tratar de poner orden y disponer de esta información con suficientes garantías de consenso. Es el conocido *CLOFNAM* (*Check-list of the Fishes of the north-eastern Atlantic and of the Mediterranean*), primer recopilatorio integral moderno de la ictiofauna, publicado en 1973, donde se aplican las reglas del *Código Internacional de Nomenclatura Zoológica*, validando unos binomios y pasando a la sinonimia otros. El conjunto se vio enriquecido con un importante bagaje bibliográfico que avalaba las distintas argumentaciones. Unos años más tarde, en 1979, Enrico Tortonese y el mismo Jean Claude Hureau, publican un suplemento, donde se actualizan lagunas detectadas con posterioridad a la anterior edición.

El esfuerzo realizado con el *CLOFNAM*, se vio complementado con la publicación de Whitehead *et al.*, Ed., (1984-1986), del *FNAM* (*Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*), donde se aportaban las ilustraciones de todas las especies citadas, nuevas actualizaciones de su sinonimia, nombres comunes, diagnosis, hábitat y mapas de distribución.

Es a partir de estos hitos ictiofaunísticos que otros autores en forma de artículos puntuales o mediante extensos recopilatorios (Lloris *et al.*, 1984; Fredj y Maurin, 1987; Matallanas, 1989; Quignard y Tomasini, 2000) además de actualizar

los inventarios correspondientes al mar Mediterráneo, aportan claves y descripciones de todas las especies inventariadas en su área de estudio.

Stefanescu (1991), Stefanescu *et al.* (1992), Stefanescu *et al.* (1993), Stefanescu *et al.* (1994) amplían el conocimiento de las comunidades de peces del mar Catalán que habitan más allá de los 1000 metros de profundidad con tendencias e influencias, en función del gradiente batimétrico, mostrando una serie de pautas que, más tarde, seguirán otros investigadores.

Asimismo, en el mar Catalán, destacan los estudios de Demestre *et al.* (2000); Cartes *et al.* (2004).

En las islas Baleares, los de Massutí *et al.* (1996), Moranta *et al.* (1998), Massutí *et al.* (2004 y 2005); Moranta *et al.* (2008).

El conjunto, contempla, de esta forma, el estudio ictiofaunístico del Mediterráneo español hasta los 2300 metros de profundidad, quedando fuera de los mismos la fracción que va desde Cabo de La Nao al mar de Alborán.

Respecto al resto del Mediterráneo, tanto en la cubeta occidental y como en la oriental, hay que citar los trabajos realizados por D'Onghia *et al.* (1998), Tserpes *et al.* (1999), Úngaro *et al.* (1999), Kallianiotis *et al.* (2000), Labropoulou *et al.* (2000), Blanchard (2001), Colloca (2003), D'Onghia *et al.* (2003, 2004), Kallianiotis *et al.* (2004), Labropoulou *et al.* (2004), Madurell *et al.* (2004), Gaertner *et al.* (2005), Mérigot *et al.* (2007), Dimech *et al.* (2008), Keskin *et al.* (2011).

En el mar de Alborán, Pérez de Rubín (2011), con motivo del Centenario del Centro Oceanográfico de Málaga (Instituto Español de Oceanografía), realiza un completo trabajo relativo a las investigaciones llevadas a cabo en dicho mar desde 1911. En relación a las comunidades de especies de peces demersales, destaca el trabajo de Gil de Sola (1999) correspondiente a un estudio estacional, centrado en la distribución batimétrica, abundancia y espectros de tamaño de la ictiofauna del mar de Alborán. En este área, se puede encontrar, asimismo, información relacionada con la actualización de inventarios correspondientes al Mediterráneo ibérico (Lloris *et al.*, 2000), o que incide sobre otros lugares del Mediterráneo, englobando el mar de Alborán como área de estudio (Gaertner *et al.*, 2005; 2007), si bien estos dos últimos, hacen referencia únicamente a la plataforma continental. El trabajo publicado por Gaertner *et al.* (2005) es una compilación de la estructura espacial de las agrupaciones de peces en la plataforma continental de varios lugares del Mediterráneo Noroccidental. Igualmente Gaertner *et al.* (2007) incluye el mar de

Alborán entre otras cuencas mediterráneas realizando un estudio comparativo, a lo largo de las mismas, de la riqueza específica y beta diversidad en la plataforma continental.

1.2. MOTIVACIÓN DEL ESTUDIO

El área seleccionada - el mar de Alborán - es la cuenca más occidental del Mediterráneo. El estudio de su ictiofauna es particularmente interesante por distintas razones:

1) Abarca un área de gran influencia atlántica y de transición hacia el resto de la cubeta occidental mediterránea, actuando como una puerta con doble sentido (entrada y salida) por donde, determinadas especies de distribución atlántica, anfiatlántica, cosmopolita o circunglobal, pueden entrar y salir, influyendo en la estabilidad de las comunidades establecidas.

2) Se caracteriza por la rareza o ausencia de ciertos endemismos mediterráneos y por la presencia, en cambio, de especies atlánticas que no se encuentran en otros lugares del Mediterráneo (Pérès y Picard, 1964).

3) Presenta notables peculiaridades, relacionadas con las masas de agua que entran y salen por el estrecho de Gibraltar, influyendo, con su distinta temperatura y salinidad, en las comunidades con características fisiológicas tolerantes o no a estos parámetros (especies *eurihalinas*, *estenohalinas*, *euritermas* y *estenotermas*).

4) El mar de Alborán, es uno de los lugares del Mediterráneo occidental, junto con el golfo de León y la desembocadura de algunos ríos, donde pueden encontrarse las tasas de producción primaria más elevadas (Vargas *et al.*, 2010; Rodríguez, 2011).

5) La ausencia de trabajos similares en este área justifica plenamente, la realización del presente estudio, que constituye el primero en realizar un análisis de la biodiversidad y la diversidad de la plataforma y talud continental a lo largo de una serie histórica de 12 años. Además es notable la ausencia de trabajos relacionados con la *beta diversidad* que aquí se intentará abordar.

Finalmente, solo queda dar constancia que, el mismo, ha sido posible gracias a la información recolectada en el transcurso del Proyecto Internacional de Investigación “MEDITS” (International bottom trawl survey in the Mediterranean) coordinado, en España (MEDITS_ES), por el Instituto Español de Oceanografía (Bertrand *et al.*, 2000, 2002).

1.3. OBJETIVOS

El tratamiento y análisis de la información obtenida, a partir de una serie de 12 campañas, llevadas a cabo anualmente entre 1994 y 2005 en el mar de Alborán (vertiente española) es un intento de dar respuestas a toda una serie de preguntas relacionadas con la diversidad, estructura y distribución de la ictiofauna de dicho sector mediterráneo. Los objetivos a cubrir son los siguientes:

- 1.** Actualización del inventario ictiofaunístico del área de estudio.
- 2.** Distribución batimétrica de las especies ícticas.
- 3.** Análisis biogeográfico y comparación de la composición ictiofaunística entre las localidades muestreadas.
- 4.** Comparación temporal de la evolución de las especies a lo largo de los 12 años de la serie histórica.
- 5.** Caracterización de las principales agrupaciones de especies ícticas.
- 6.** Cartografiado de la distribución de las especies demersales más representativas de la serie temporal.
- 7.** Análisis temporal y espacial de diferentes índices de diversidad taxonómica, biológica y ecológica.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio objeto del presente trabajo se encuentra localizada en el área septentrional del Mar de Alborán (Mediterráneo suroccidental ibérico). Es la parte más occidental del mar Mediterráneo con un estrechamiento de éste (estrecho de Gibraltar), cuando se acerca al Atlántico adyacente (Figuras 2.1 y 2.2).



Figura 2.1.- Geografía del Mediterráneo donde se muestra el conjunto de mares que lo conforman.

2.1. ENCUADRE GEOGRÁFICO

El mar de Alborán, está limitado al norte por la costa española, al sur por las costas de Marruecos y Argelia Occidental, al oeste por el estrecho de Gibraltar y al este por la línea imaginaria que uniría el cabo de Gata (Almería, España) con el cabo Fígalo (Argelia).

El cabo de Tres Forcas y la Isla de Alborán, alineados sobre la longitud 3°W, señalan la división del mar de Alborán en dos cuencas, la occidental y la oriental, con profundidades máximas de 1500 y 2000 m., respectivamente (Rodríguez, 2011). Conecta con el océano Atlántico a través del angosto (15 km.) y poco profundo (± 300 m.) estrecho de Gibraltar y se abre al Mediterráneo Occidental en su frontera oriental. Tiene un área de 54000 km² con una profundidad máxima de unos 1500 m. en su cuenca occidental y más de 2000 m. en su límite oriental. En él se encuentran varias pequeñas islas, entre las que destaca la Isla de Alborán, de origen volcánico. (Parrilla, 1987).

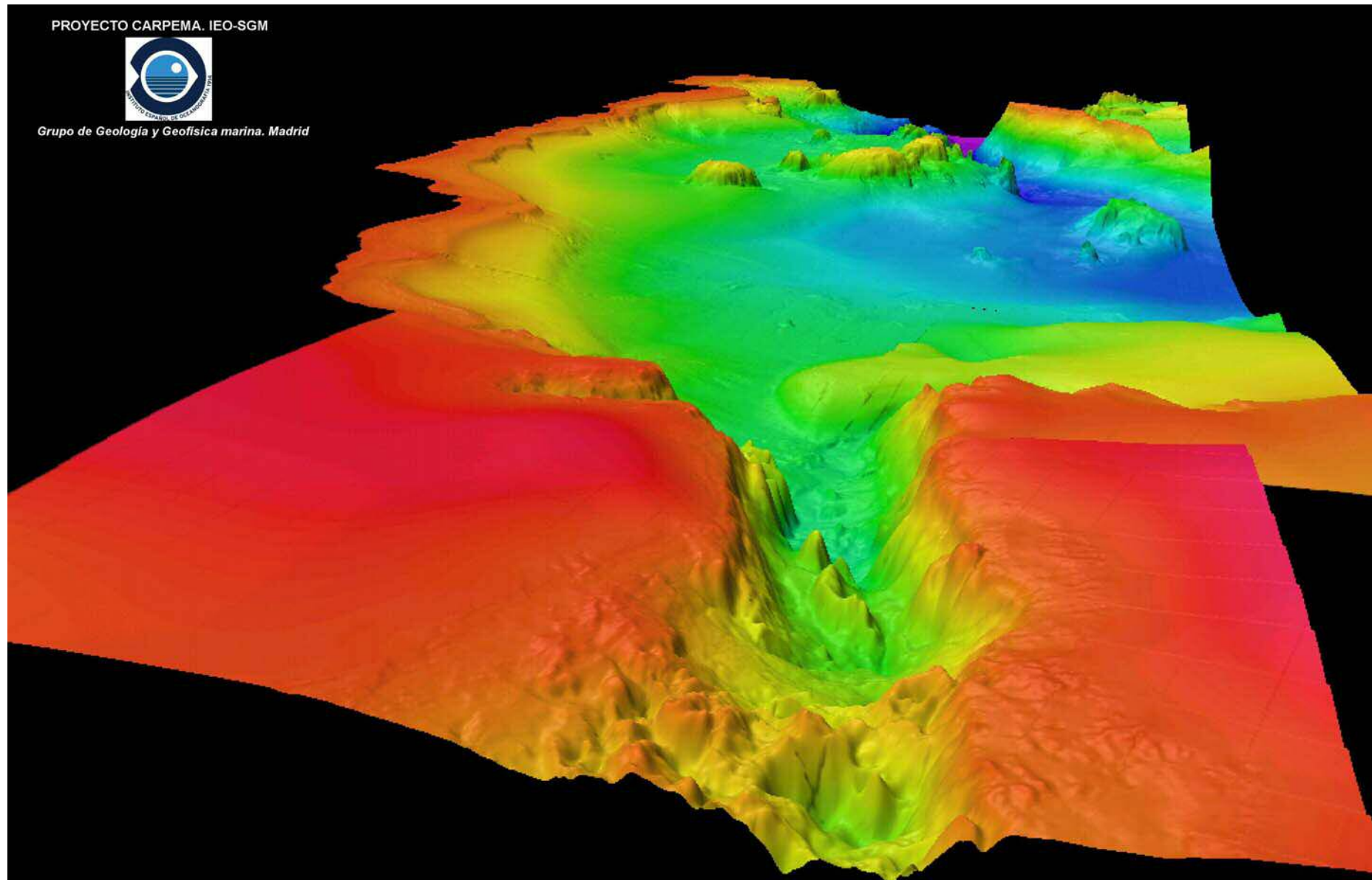


Figura 2.2.. Mar de Alborán, conectado con el océano Atlántico a través del estrecho de Gibraltar y abierto al Mediterráneo occidental en su frontera oriental. (Imagen cedida por Juan Acosta (Instituto Español de Oceanografía), 2009).

2.2. CARACTERIZACIÓN FISIOGRAFICA GENERAL DE LOS FONDOS

La plataforma continental de la cuenca del Mar de Alborán es estrecha. En general, su anchura está comprendida entre 4 y 14 Km. (Carter *et al.*, 1972; Alonso *et al.*, 1992, citados en Vázquez, 2005), aunque, localmente, pueden encontrarse lugares próximos a los 20 Km. relacionados con la presencia de importantes acumulaciones sedimentarias procedentes de los ríos Guadalmedina y Guadalhorce, como sucede a la altura de Málaga, o por la presencia de altos estructurales y volcánicos, como ocurre con el promontorio situado frente al Cabo de Gata.

En ella se pueden diferenciar tres sectores: a) *Sector interno-medio*, caracterizado por presentar una inclinación suave con gradientes medios de 2°; b) *sector medio-externo*, se caracteriza por la presencia de extensas llanuras de abrasión que presentan morfologías rugosas y valores medios de pendiente de 0.5° (Hernández-Molina *et al.*, 1994) y c) *sector externo*, en el que se desarrollan cuerpos progradantes, los cuales han sido descritos como deltas marginales o cuñas de borde de plataforma. El borde de plataforma posee una ruptura de la pendiente localizada a una profundidad media de 110 m., con variaciones entre los 100 y 150 m, y se caracteriza por un aumento brusco de la pendiente hasta 4° (Vázquez, 2001). Dicho borde define el límite entre la plataforma y el comienzo del talud continental.

El talud presenta en la Cuenca del Mar de Alborán una anchura muy variable, y es la provincia fisiográfica más característica de dicha cuenca, en la que queda marcada de una forma muy neta la actividad tectónica de la región (Vázquez, 2001).

Se diferencian tres tipos de talud en esta región en función de su inclinación y de las irregularidades que presenta: abrupto, progresivo y escalonado. El talud abrupto aparece en la parte más oriental de la cuenca, como continuación occidental de la margen argelina de la Cuenca Surbalear. Se caracteriza por pasar de la plataforma al fondo de la cuenca a través de un escarpe con altas pendientes de aproximadamente 13°, sin diferenciarse segmentos intermedios. El talud progresivo se desarrolla en el margen noroccidental de la Cuenca Occidental, su perfil es generalmente cóncavo o cóncavo-convexo y en él se distinguen tres segmentos: a) un primer segmento, que posee una pendiente de aproximadamente 4° y una pequeña anchura; b) un segundo segmento con una pendiente de 2° y c) un tercer segmento que se caracteriza bien por una disminución de la pendiente hasta 1°.

dando lugar a una transición progresiva hasta el fondo de cuenca, o bien por un pequeño aumento de la misma, que en este caso da lugar a una terminación abrupta del talud contra el fondo de la cuenca. Por último, el talud escalonado aparece en el resto de la Cuenca del Mar de Alborán, y se caracteriza por la presencia de zonas de pequeña pendiente o incluso replanos, de diferente extensión, en el segmento correspondiente al talud intermedio (Vázquez, 2001).

El talud y su base, están cortados por varios cañones. Los localizados en el margen occidental, se caracterizan por un corto recorrido (menos de 10 Km.) y por presentar una orientación NO-SE. En este sector cabe destacar los cañones de *La Línea*, *Guadiaro*, *Placer de las Bóvedas*, *Torrenueva* y de *Fuengirola*. En el talud superior y medio del sector central se desarrolla un importante sistema de cañones submarinos (León y Somoza, 1999; Pérez Beluz *et al.*, 2000 a, b y c) de forma que el sistema de depósito asociado, se apoya sobre la plataforma de Motril. En el margen más oriental, cabe destacar el *Cañón de Almería*, con una longitud próxima a 75 Km. y una dirección NE-SO (Ercilla, 1992; Cronin, 1995) (Vázquez, 2005).

El sector central se caracteriza, en su porción septentrional, por la presencia de numerosos relieves submarinos que se desarrollan sobre la Plataforma de Motril y que están relacionados con altos estructurales y volcánicos, donde destacan los bancos de *Avempace* y *Djibouti*. (Vázquez, 2005). En la meridional destacan los Bancos de Xauén y Tofiño, que junto al Banco de la Isla de Alborán, constituyen la Dorsal de Alborán, que es una forma de elevación submarina con tendencia NE-SO y, aproximadamente, 200 km de longitud (Giermann *et al.*, 1968; Auzende y Olivet, 1974 en Bárcenas, 2002).

El sector oriental muestra, en su margen norte, diversas elevaciones submarinas relacionadas con edificaciones volcánicas: El *Banco de Chella*, de morfología casi circular, los bancos de *Pollux* y de *Sabinar*, el *Promontorio del Cabo de Gata*, sobre el que se ha desarrollado una plataforma carbonatada y la Cresta de los Genoveses. (Vázquez, 2005) (Figura 2.3).

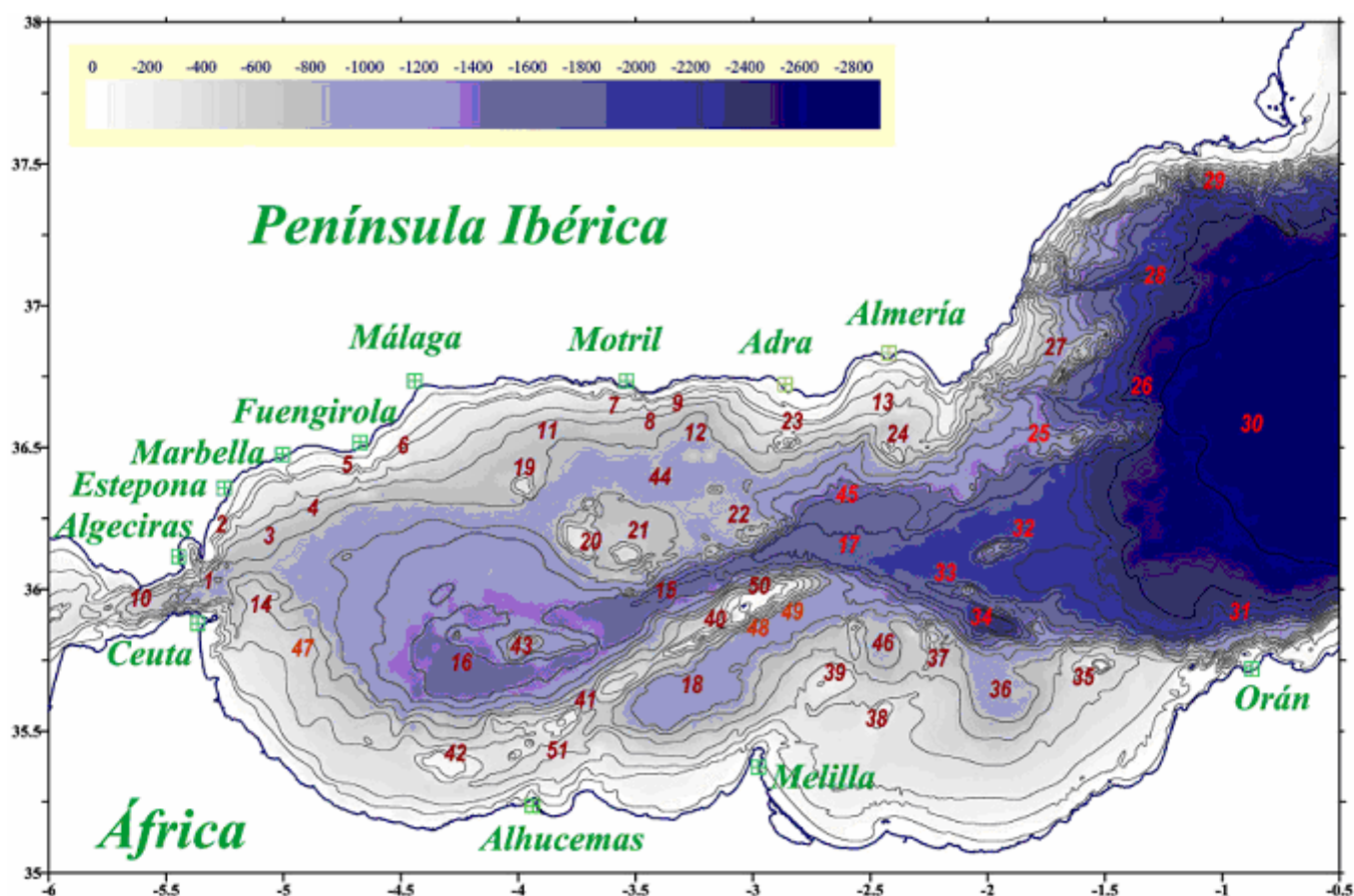


Figura 2.3.- Mapa Batimétrico de la Cuenca del Mar de Alborán. Los números indican la posición de los elementos morfológicos: 1. Cañón de la Bahía de Algeciras. 2. Cañón de La Línea. 3. Cañón de Guadiaro. 4. Cañón del Plácer de las Bóvedas. 5. Cañón de Torrenueva. 6. Cañón de Fuengirola. 7. Cañón de Motril. 8. Cañón de Carchuna. 9. Cañón de Calahonda. 10. Canal de Gibraltar. 11. Valle de Vélez Málaga. 12. Valle de Adra. 13. Cañón de Almería. 14. Cañón de Ceuta. 15. Cuenca Central de Alborán. 16. Cuenca Occidental de Alborán. 17. Cuenca Oriental de Alborán. 18. Cuenca Meridional de Alborán o de Los Almohades. 19. Banco de Avempace. 20. Banco de Djibouti. 21. Banco de El Edrisi. 22. Cresta de Averroes. 23. Banco de Chella. 24. Banco de Avenzoar o del Sabinal. 25. Cresta de Maimonides o los Genoveses. 26. Cañón de Gata. 27. Cresta de Abubacer o de la Polacra. 28. Cañón de Palomares. 29. Escarpe de Mazarrón. 30. Cuenca Surbalear. 31. Escarpe de Yusuf-Habibas. 32. Cresta de Al Mansour. 33. Cresta de Yusuf. 34. Cuenca de Yusuf. 35. Banco de La Alidada. 36. Canal o Cuenca de Los Almorávides. 37. Banco de "Les Câbliers". 38. Banco "Provençaux". 39. Promontorio del Cabo Tres Forcas. 40. Cresta de Alborán. 41. Banco de Tofiño. 42. Banco de Xauén. 43. Alto de Ibn-Batouta. 44. Cuenca de Motril. 45. Cuenca de Almería. 46. Cuenca de Caldeira. 47. "Drift" de Ceuta. 48. Cañón Al Borani. 49. Cañón Piedra Escuela. 50. Isla de Alborán. 51. Cuenca de Alhucemas. 52. Valle de Roquetas. (Tomado de Vázquez, 2001).

La Dorsal de Alborán constituye un complejo tectónico compuesto por un alto de basamento, sobre el que además se sitúa tanto un antiguo eje volcánico, que localmente aflora en la propia Isla de Alborán (Figura 2.3) como un conjunto de formaciones sedimentarias plegadas. La plataforma de la Isla posee una longitud máxima de 27.75 km. y una anchura variable, con valores medios entre 5 y 6.5 km., presentando mínimos en el extremo más al este del sector oriental de 2 km. y en el extremo más al oeste del sector occidental de 2.5 km. Las anchuras máximas oscilan entre los 7 y 8.75 km. La profundidad del borde de plataforma se encuentra entre 110-120 metros como valores medios, variando según las zonas.

En relación al talud de la Isla de Alborán (Figura 2.4), en el flanco septentrional se observan los tres tipos de talud descritos anteriormente. En el sector oriental es generalmente de tipo abrupto, presentando una pendiente media de 13° , con un mínimo de 10° y un máximo de 17° . Por otro lado, en el sector occidental de este flanco el talud tiene características de tipo intermedio y progradante, presentando en este sector una pendiente media de 5.3° , si bien varía desde pendientes de 8.5° cuando es de tipo progradante a 2.3° cuando es de tipo intermedio. Respecto al flanco meridional, la morfología abrupta se limita a las zonas donde se desarrollan los cañones submarinos, con pendientes medias de 22° en la cabecera del cañón Al Borani (mínimo 14.7° y máximo 39.5°) y de 14.8° en el cañón Piedra Escuela (mínimo 11° y máximo 20.5°). El talud progradante aparece en el sector occidental con valores medios de 5° , en el central con pendientes medias de 6.6° y por último en la parte más oriental, donde presenta pendientes medias de 6° . En este sector se localiza también, en pequeñas zonas el talud intermedio con valores medios de pendiente de 2.7° (Bárcenas, 2002).

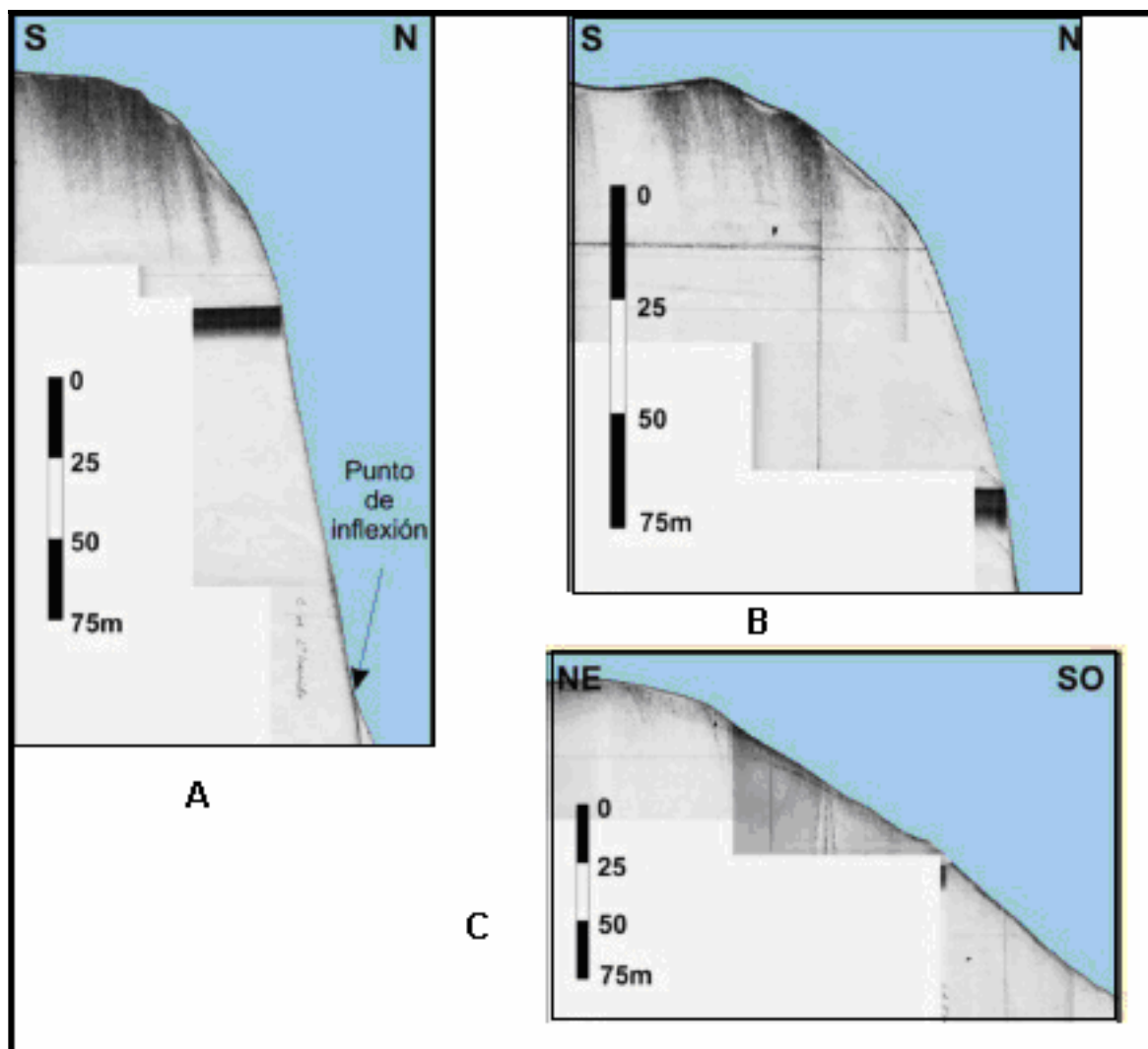


Figura 2.4.- Tipos de talud presentes en la Isla de Alborán: A: Talud abrupto. B. Talud intermedio. C. Talud progradante (Barcenas, 2002).

2.3. CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS DE LOS FONDOS.

La distribución actual de los sedimentos superficiales (Figura 2.5) en el margen septentrional del mar de Alborán pone de manifiesto la influencia directa de la dinámica de las masas de agua atlántica y mediterránea. Se observa una gran variedad en su composición diferenciándose: *gravas*, *arenas* y *fangos* (calcáreos y no calcáreos) (Hernández, 1993). (Según la escala de tamaños propuesta por Udden-Wentworth (Udden, 1914; Wentworth, 1922), en las gravas el tamaño del grano oscila entre 4 y 2 mm., en las arenas entre 2 y 0.063 mm. y en los fangos es inferior a 0.063 mm.)

La porción septentrional de la plataforma continental, se caracteriza por una cobertura sedimentaria cuaternaria poco desarrollada. El aporte de terrígenos es pobre y tiene lugar de un modo irregular, debido al carácter torrencial que tienen los ríos y ramblas que desembocan en este sector. En general, los depósitos recubren el substrato rocoso, disminuyendo su espesor hacia el borde externo de la plataforma, donde la capa sedimentaria llega a desaparecer aflorando directamente el substrato rocoso (Hernández, 1993).

A lo largo de la plataforma se alterna el predominio de las arenas y los fangos. Las arenas aparecen ocupando las áreas interna y media de la plataforma y generalmente son de un calibre fino, mientras que los fangos dominan en la plataforma externa, llegando incluso en algunos lugares a cubrirla en toda su extensión. La naturaleza y composición de las arenas al igual que los afloramientos rocosos, es un reflejo de la variada litología existente en el continente (Rey *et al.*, 1989). La sedimentación actual de la plataforma es fundamentalmente siliciclástica, función directa de los aportes sedimentarios continentales. No obstante, la plataforma de la Isla de Alborán se caracteriza por una sedimentación carbonatada con el predominio de materiales gruesos, mientras que en la plataforma de la provincia Almería son de tipo mixto, con áreas de sedimentación carbonatadas y silicicoclásticas (Hernández, 1993).

En cuanto al talud, los sedimentos están representados, fundamentalmente, por sedimentos finos. El espesor de las unidades sedimentarias es muy reducido.

El papel que juegan los cañones submarinos en la sedimentación de esta zona es importante, ya que proporcionan un conducto para el transporte sedimentario desde la plataforma hacia zonas más profundas (Rey *et al.*, 1989).

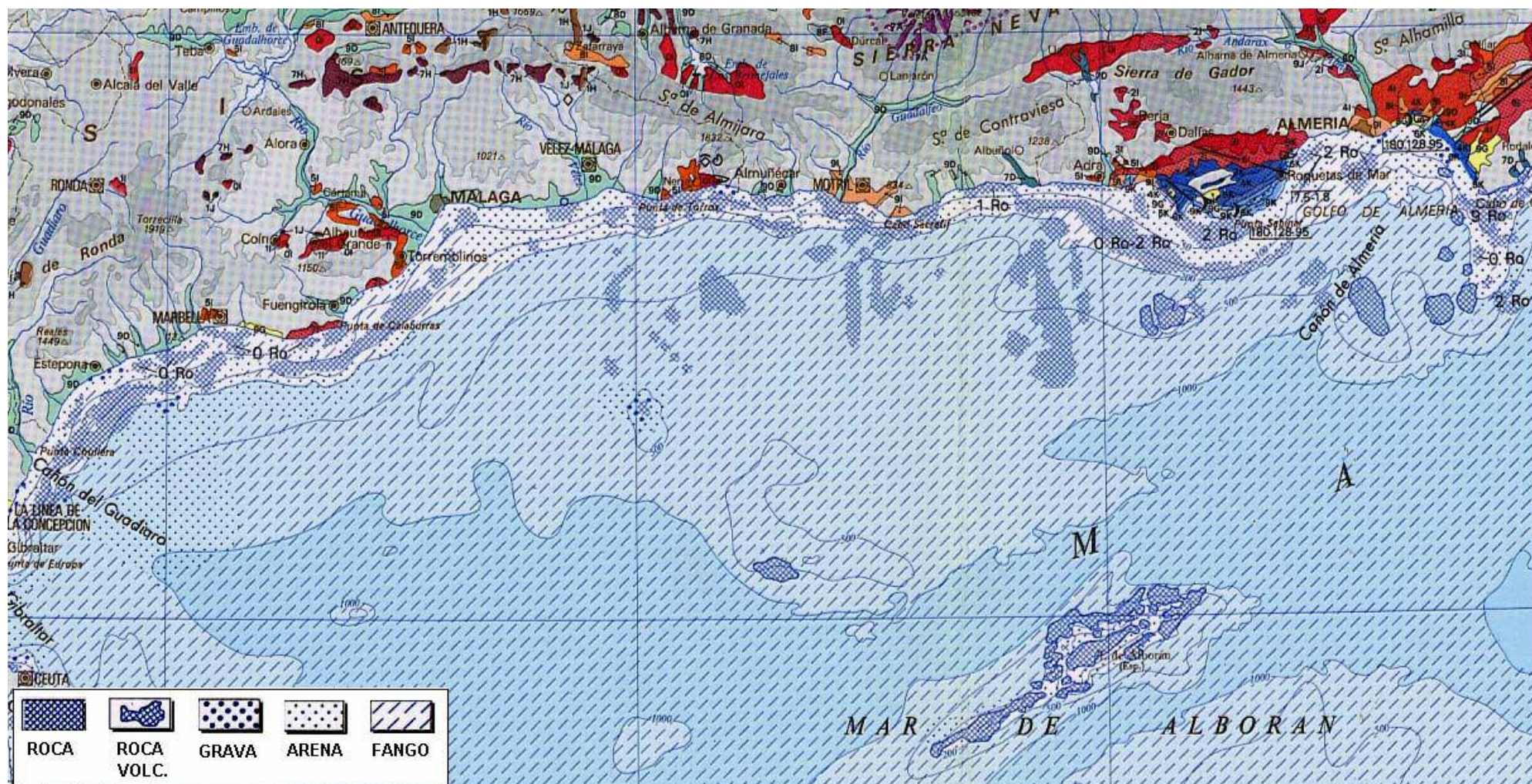


Figura 2.5.- Distribución de los sedimentos superficiales del mar de Alborán (Fuente: Mapa del Cuaternario de España. E. 1:1.000.000. Instituto Geológico Minero de España, 1998).

2.4. CARACTERÍSTICAS OCEANOGRÁFICAS

Los aportes hídricos de origen fluvial y las precipitaciones que recibe el Mediterráneo son insuficientes para compensar la pérdida de agua por evaporación y este mar presenta un balance hídrico negativo, lo que junto a las diferencias de temperatura y salinidad, propicia el intercambio de masas de agua entre el Atlántico y el Mediterráneo. La pérdida de agua es compensada por la entrada de agua atlántica mientras que la salinidad se mantiene por la salida hacia el Atlántico de agua mediterránea densa (Lacombe y Tchernia, 1972).

En el estrecho de Gibraltar, se calcula que la velocidad de flujo de agua entrante varía de ± 60 cm/s (Defant, 1961). Los vientos de poniente favorecen la entrada de agua superficial hacia el Mediterráneo, mientras que el efecto contrario se produce con vientos de levante (García *et al.*, 2010).

Las masas de agua que se encuentran en el mar de Alborán son:

- Agua superficial atlántica, moviéndose hacia el E, entre 0 y 150-200 m. de profundidad
- Agua mediterránea intermedia, con dirección hacia el W, entre los 200 y los 700 m. de profundidad, que procede de la cuenca oriental a través del Canal de Sicilia.
- Agua mediterránea profunda occidental, formada en el Golfo de León, que se hace más densa y alcanza las zonas más profundas.

El chorro atlántico penetra en la cuenca de Alborán siguiendo el eje del Estrecho (SO-NE) y es desplazado por la fuerza de Coriolis hacia la derecha alimentando el giro anticiclónico occidental (Figura 2.6). Generalmente, a la altura del sobresaliente cabo de Tres Forcas, la rama principal de la corriente atlántica vira y se canaliza hacia el NE obligada por la topografía de la cuenca para, a continuación, formar el giro anticiclónico oriental y seguir su avance por la cuenca mediterránea pegada a la costa africana (Rodríguez, 2011).

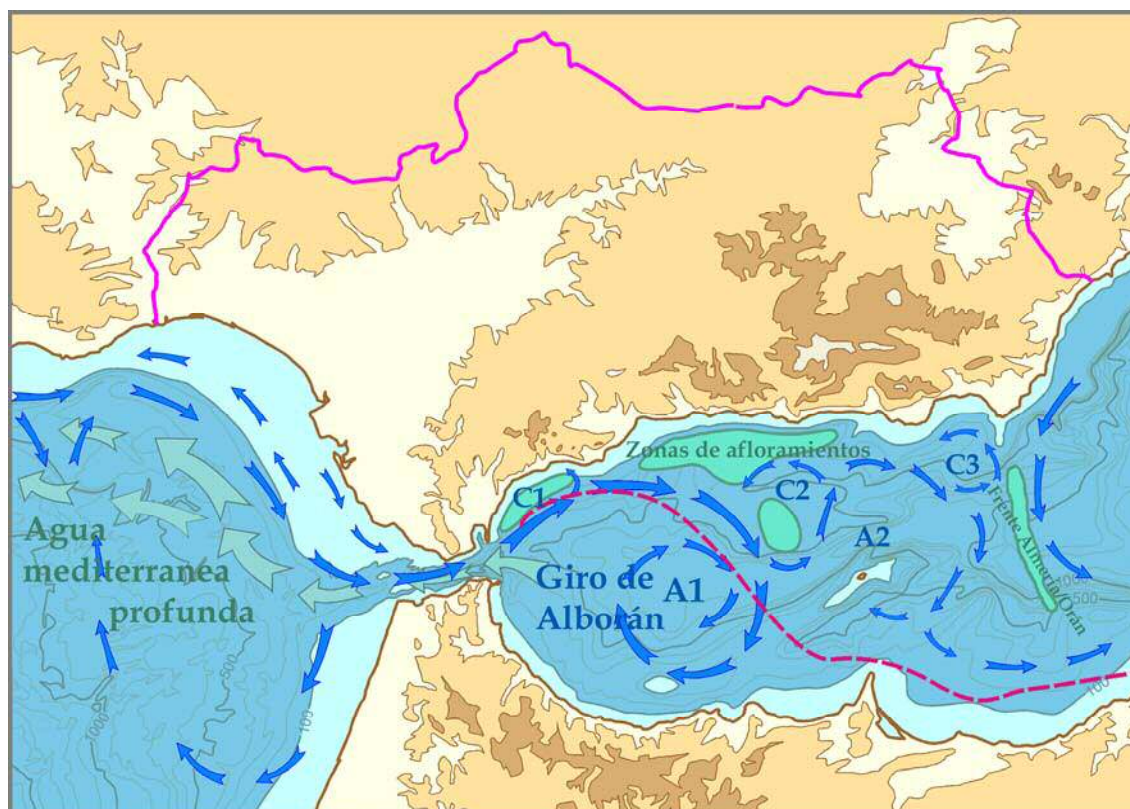


Figura 2.6. Imagen del mar de Alborán mostrando la trayectoria del sistema de corrientes (Tomada de García-Raso *et al.*, 2010).

Junto a estas corrientes, actúan otros procesos que favorecen la inyección de nutrientes en las capas superiores bien iluminadas (Vargas *et al.*, 2010), tales como:

- *Afloramientos por efecto del transporte de Ekman*: predominio de los vientos de poniente a lo largo del año y a la orientación Oeste-Este de la costa.
- *Afloramientos por mezcla de la columna de agua*: durante los meses estivales, el desarrollo de la termoclina estacional, aumenta la estabilidad de las capas superficiales e impide la difusión turbulenta de nutrientes desde el fondo hacia la capa fótica. Durante el otoño e inviernos la energía cinética transmitida por el viento a las capas superiores del mar sirve para mezclar la columna de agua, rompiendo la termoclina estacional y aumentando las concentraciones de nutrientes en las capas superiores.
- Igualmente, los desplazamientos hacia el sur de la corriente atlántica y el giro anticiclónico occidental, dejan un espacio en la parte septentrional de la cuenca que es ocupado por las aguas sub-superficiales, aportando nutrientes a la capa fótica.

Es debido a estos particulares fenómenos oceanográficos por lo que el mar de Alborán puede ser considerado un área de elevada productividad, dentro del general contexto oligotrófico del mar Mediterráneo. (Cartes *et al.*, 2002) (Figura 2.7).

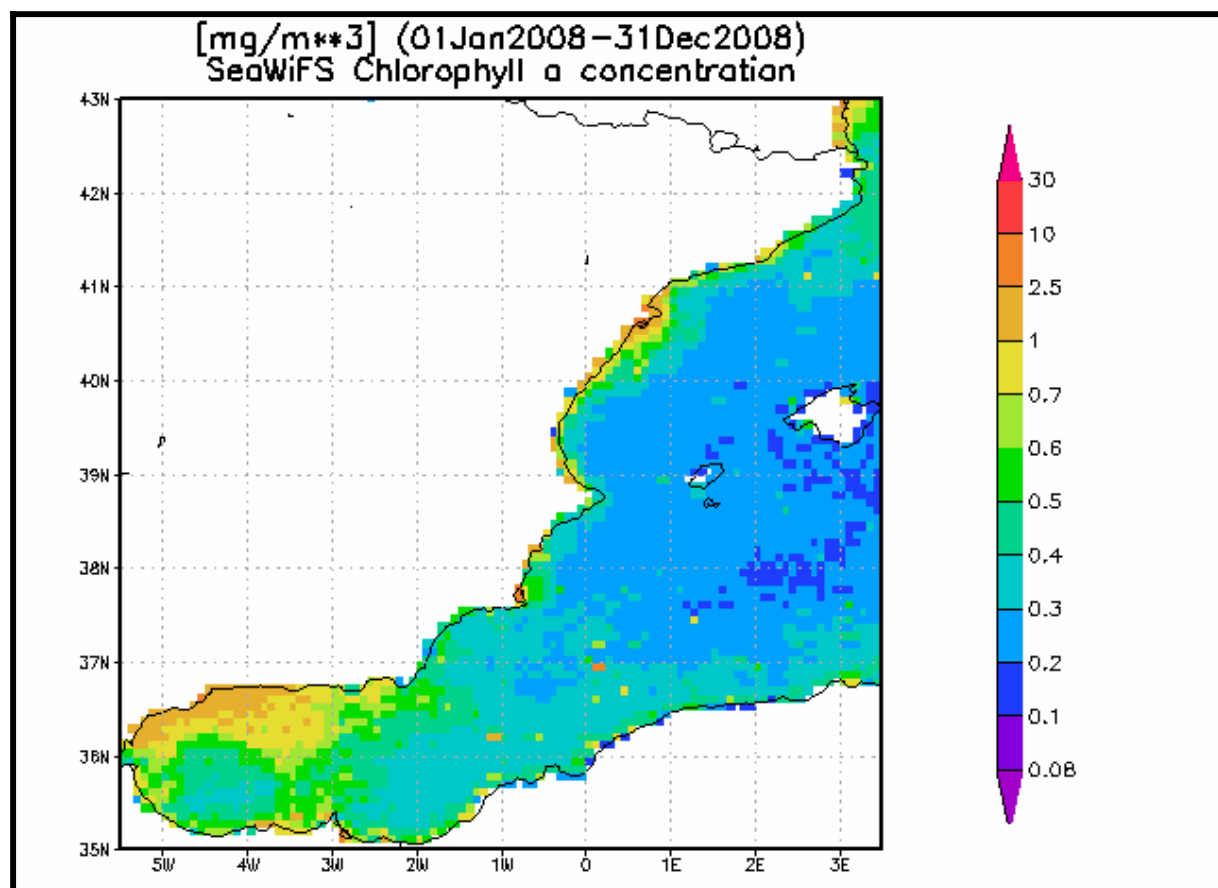


Figura 2.7. Imagen tomada por satélite que representa la concentración de clorofila media (mg/m^3) correspondiente al año 2008 en la costa mediterránea ibérica. Junto con el golfo de León y la desembocadura de algunos ríos el mar de Alborán es el lugar mediterráneo donde pueden encontrarse tasas de producción primaria más elevadas. (<http://reason.gsfc.nasa.gov/OPS/Giovanni/ocean.swf>)

Asimismo, en el límite oriental del mar de Alborán se forma el frente de Almería-Orán, que implica el afloramiento de aguas ricas en nutrientes en esta área. Dicho frente marca la zona de contacto entre dos masas de agua de características muy diferentes: aguas mediterráneas superficiales que llegan lentamente desde el levante peninsular y que son más salinas y más densas que las aguas atlánticas modificadas que llegan desde el oeste, discurriendo próximas a la costa meridional española. El frente muestra una amplitud de 10 km. y está limitado a la capa de los 200 m. superficiales (Rodríguez, 2011).

3. MATERIAL Y MÉTODOS

La información recogida en el presente trabajo ha sido recopilada a partir de un total de 12 campañas MEDITS-ES, correspondientes al Mediterráneo ibérico, realizadas por el Instituto Español de Oceanografía (1994-2005). Dichas campañas se han realizado a bordo del B/O “Cornide de Saavedra” enmarcándose dentro del proyecto internacional MEDITS (*Internacional bottom trawl survey in the Mediterranean*) (Bertrand *et al.*, 2000, 2002) en el que participan varios países ribereños mediterráneos.

En las campañas MEDITS_ES, el ámbito de estudio se divide en tres sectores:

Sector 1: Alborán y Golfo de Vera (desde Algeciras a Cabo de Palos)

Sector 2: Levante (desde Cabo de Palos a Sagunto)

Sector 3: Tramontana (desde Sagunto a Cabo de Creus)

Concretamente, el presente estudio se realiza, dentro del sector 1, en el área geográfica correspondiente al mar de Alborán (excluyéndose la parte del Golfo de Vera), donde se han efectuado un total de 351 muestreos (Figura 3.1).

Todas las campañas tuvieron lugar en primavera. En la Tabla 3.I se relacionan las fechas y el número de muestreos en cada una de las mismas.

Tabla 3.I. Relación de las campañas de investigación realizadas durante el período de estudio.

CAMPAÑA	FECHA INICIO	FECHA FINAL	MUESTREOS TOTALES
MEDITS_ES 94	28/05/1994	04/06/1994	25
MEDITS_ES 95	22/04/1995	27/04/1995	22
MEDITS_ES 96	02/05/1996	08/05/1996	29
MEDITS_ES 97	10/05/1997	17/05/1997	26
MEDITS_ES 98	03/05/1998	12/05/1998	25
MEDITS_ES 99	04/05/1999	11/05/1999	30
MEDITS_ES 00	22/05/2000	30/05/2000	33
MEDITS_ES 01	12/05/2001	20/05/2001	29
MEDITS_ES 02	11/05/2002	19/05/2002	33
MEDITS_ES 03	26/04/2003	01/05/2003	37
	24/05/2003	26/05/2003	
MEDITS_ES 04	06/05/2004	11/05/2004	33
	02/06/2004	03/06/2004	
MEDITS_ES 05	09/05/2005	14/05/2005	29
	06/06/2005	07/06/2005	
TOTAL			351

El rango batimétrico muestreado se encuentra comprendido entre los 30 y los 800 metros de profundidad.

Las estaciones se distribuyen aplicando un esquema de muestreo aleatorio estratificado utilizando la profundidad como parámetro de estratificación, con los siguientes límites batimétricos: 30, 50, 100, 200, 500 y 800. Así, los estratos en los que se realizan los muestreos son:

- A:** entre 30 - 50 m.
- B:** entre 50 - 100 m.
- C:** entre 100 - 200 m.
- D:** entre 200 - 500 m.
- E:** entre 500 - 800 m.

La duración del lance quedó fijada en media hora, para profundidades inferiores a 200 m. y de una hora, en las superiores a esta profundidad.

El arte de pesca utilizado para llevar a cabo los muestreos fue un aparejo de arrastre bentónico "GOC-73", diseñado para pescas con fines experimentales (Figura 3.2). La abertura vertical media es de 2.5 m. El tamaño de malla del copo es de 20 mm. Los muestreos se realizaron a una velocidad de 3 nudos (Bertrand *et al.*, 2000, 2002).

Los ejemplares capturados en cada estación fueron triados, identificados, contados y pesados a bordo. Todas las especies de peces se midieron al ½ cm. inferior. Parte de las especies capturadas se consideran especies objetivos (Instruction Manual MEDITS, v.5, 2007 en <http://archimer.ifremer.fr>). De éstas, se determinó el sexo y el estado de madurez sexual; en algunas de las mismas se extrajeron los otolitos para la realización de los estudios de crecimiento.

La caracterización de los grupos taxonómicos se ha hecho en base a Nelson (1994), mientras que para la nomenclatura de las especies se han seguido diversas fuentes, como las de Whitehead *et al.*, (1984 – 1986), Lloris *et al.*, (2003) y Froese y Pauly (2008).

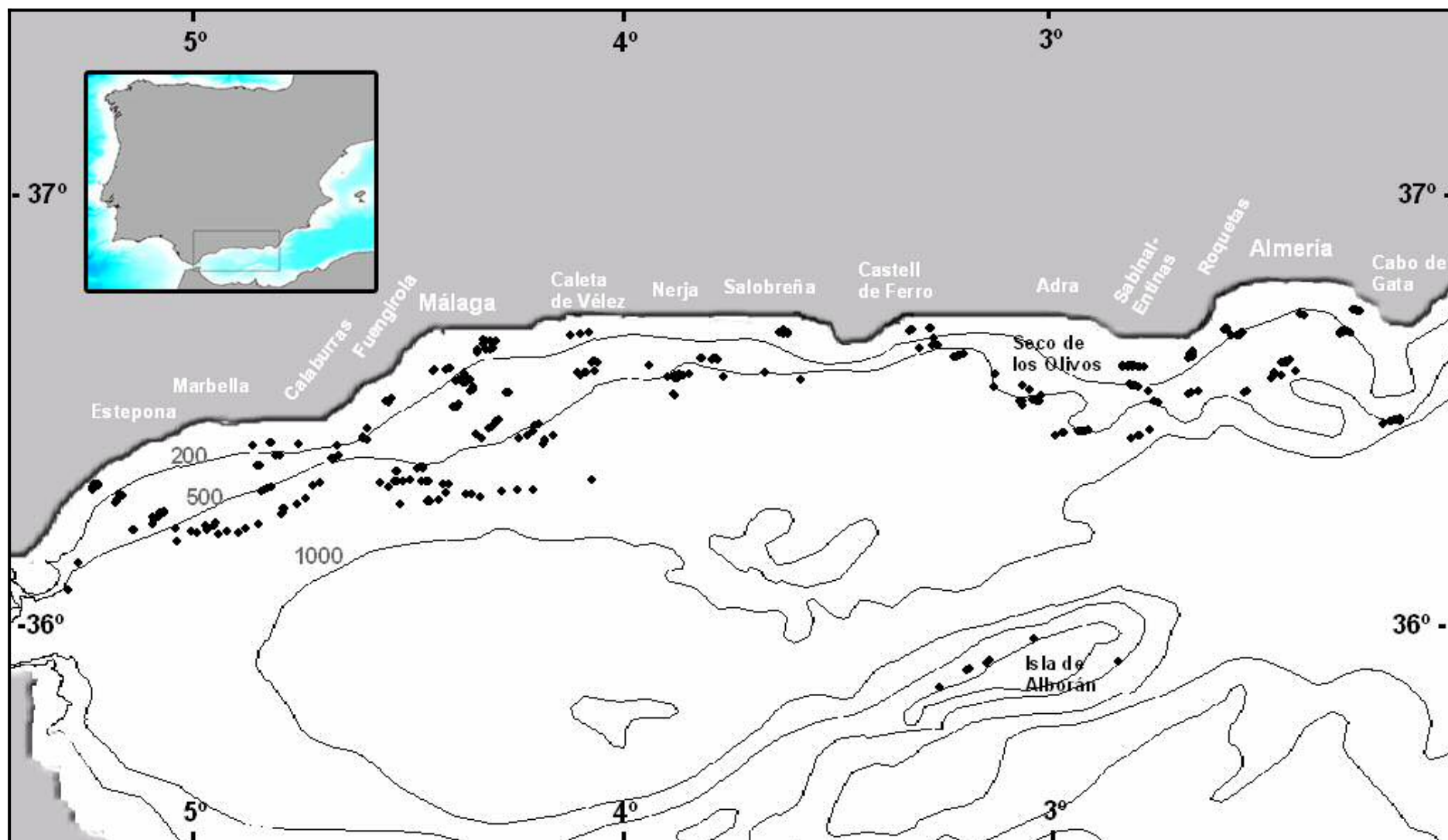


Figura 3.1. Situación de los muestreos correspondientes a la serie de campañas oceanográficas MEDITS_ES, durante el período de tiempo comprendido entre 1994 y 2005

Los patrones de distribución se han analizado a nivel batimétrico y geográfico. Para el análisis batimétrico se ha dividido el área de estudio en 9 intervalos de profundidad. El primero abarca de los 30 a los 50 m.; el segundo de los 51 a los 100, siendo el resto de 100 m., respectivamente. El análisis geográfico, se ha realizado dividiendo, adicionalmente, el área de estudio en sectores de acuerdo a su localización geográfica; dichos sectores, de oeste a este, son (Figura 3.1): Estepona (EST), Marbella (MAR), Calaburras (CAL), Fuengirola (FUE), Málaga (MAL), Caleta de Vélez (CALE), Nerja (NERJA), Salobreña (SALO), Castell de Ferro (FER), Adra (ADRA), Sabinal-Punta Entinas (ENTI), Roquetas (ROQ), Almería (ALM), Cabo de Gata (GAT). Asimismo, se han realizado muestreos en la Isla de Alborán (ISLA) y en el Seco de los Olivos (Almería) (OLI).

Los índices de abundancia (nº ejemplares/h) y biomasa (g/h) de las especies ícticas obtenidas durante los 12 años de estudio han sido incorporados a dos matrices, de abundancia y biomasa respectivamente, en función del muestreo correspondiente.

A partir de cada una de las mismas se ha generado una matriz de similitud mediante la aplicación del coeficiente de similaridad de Bray-Curtis (1957):

$$S=100\left(1-\frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p |y_{ij} + y_{ik}|}\right)$$

Donde, y_{ij} es el valor de abundancia o biomasa, respectivamente, de la i -ésima especie en el muestreo j . Igualmente, y_{ik} es el valor de la i -ésima especie en el muestreo k . ($i=1,2,\dots,p$) ($j=1,2,\dots,n$).

El valor del coeficiente de Bray-Curtis oscila entre 0 (si dos muestreos no tienen ninguna especie en común) y 100 (cuando dos muestreos son idénticos).

Previamente los datos han sido transformados logarítmicamente mediante la aplicación de $\log(1+x)$. (Clarke & Warwick, 2001), con el fin de minimizar los valores de abundancia o biomasa extremos de determinadas especies.

Con dichas matrices de similaridad se ha realizado un Análisis de grupos ("cluster analysis") con el objetivo de identificar las posibles agrupaciones espaciales o temporales de los muestreos realizados. El resultado del mismo se representa en un dendrograma donde el eje de las **X** representa el conjunto de los muestreos realizados y el eje de las **Y** define el nivel de similaridad entre dos muestreos de menor a mayor.

En conjunción con el análisis de grupos se aplican diversos métodos de ordenación, basados, igualmente en una matriz de similitud.

Un método de ordenación es el MDS (*Multidimensional scaling*) no métrico, introducido por Shepard (1962) y Kruskal (1964). El propósito del mismo consiste en construir un mapa o configuración de los muestreos realizado en un número de dimensiones especificado (en el presente trabajo se han utilizado dos dimensiones). En éste se refleja el rango de similaridad (disimilaridad) obtenido en la matriz correspondiente. Así, si el muestreo número 1 es más similar al muestreo número 2 que, al muestreo número 3, dicho muestreo 1 estará situado más cerca, en el mapa, del muestreo 2 que del 3 (Clarke & Warwick, 2001).

La bondad de los resultados de este método se mide a través de los valores del denominado “*stress*” que aparece reflejado en cada representación gráfica del MDS. Un valor de “*stress*” inferior a 0.05 se considera una excelente representación de los resultados. Si es inferior a 0.1 se considera buena; un valor inferior a 0.2 significa que el método es potencialmente utilizable pero para establecer conclusiones precisas será necesario combinarlo con otras técnicas alternativas (como el análisis de grupos).

Otro método de ordenación aplicado en el presente estudio, es el Análisis de coordenadas principales (PCO); se trata de una variación del Análisis de componentes principales introducido por Gower (1966), y que, a diferencia de éste, se basa en una matriz de similitud.

Con la finalidad del estudio de la existencia de diferencias significativas entre agrupaciones se ha llevado a cabo un análisis de similaridades (ANOSIM). Éste es un procedimiento no paramétrico, análogo al análisis de varianza, que se basa en el re-muestreo multifactorial utilizando permutaciones. La prueba estadística implica el cálculo de un estadístico global (R), el cual contrasta la varianza de la similitud dentro y entre los grupos. Cuando los grupos de muestras son distintos unos de otros, la composición de la similitud dentro de los grupos son más grandes que las similitudes que pueda existir entre las muestras de diferentes grupos. El estadístico R , de ANOSIM, usualmente se encuentra entre 0 y 1, alcanzando su valor máximo cuando todas las similitudes dentro de los grupos son mayores que las similitudes entre los grupos; cuando R alcanza el valor de 0 indica que no hay separación en la estructura entre los grupos. El valor de R se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$R = \frac{(\bar{r}_B - \bar{r}_W)}{\frac{1}{2}M}$$

Donde r_B es la medida de las similitudes entre muestreos de distintos grupos (“*between sites*”) y r_W dentro del grupo (“*whithin sites*”). $M = n(n-1)/2$, donde n es el número total de muestreos considerados.

La significación de la prueba estadística se determina comparando el estadístico R de la muestra con aquellos que resultan del procedimiento de asignar muestras aleatorias a los grupos a través del re-muestreo utilizando permutaciones. La proporción del arreglo aleatorio con valores de R mayores que el valor R de la muestra es el nivel de significación de la prueba (Clarke & Warwick 2001).

Un análisis SIMPER (“*Similarity breakdown*”) o análisis del porcentaje de similitud se ha realizado para identificar qué especies son las que contribuyen a las diferencias entre cada una de las agrupaciones caracterizadas y cuales son las representativas dentro de las mismas.

Dicho análisis se basa, en primer lugar, en calcular la disimilaridad/similaridad media entre los pares de grupos a partir del coeficiente de Bray-Curtis.

La contribución a la disimilaridad entre pares de grupos de cada especie (i) se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\delta_{jk}(i) = 100|y_{ij} - y_{ik}| / \sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})$$

donde, $\delta_{jk}(i)$ es la contribución de la especie i a la disimilaridad entre los muestreos j en el primer grupo y k en el segundo.

$\delta(i)$ medio, es la contribución media de la especie i a la disimilaridad entre los grupos 1 y 2. Como existen muchos pares de muestreos (j, k) a la delta media le corresponde una desviación estándar (SD). Si esta media es grande y SD pequeña (y por lo tanto el ratio delta media/ SD grande) entonces la especie i tiene una elevada contribución a la disimilaridad entre grupos y, por lo tanto, es una buena especie discriminadora.

Del mismo modo, se puede examinar la contribución de cada especie a la similitud dentro de un grupo utilizando, en este caso, la ecuación de similitud (S) de Bray-Curtis, que ha sido expuesta previamente. La contribución media de las especies se calcularía a partir de la contribución en cada uno de los pares de muestreos dentro de cada grupo (Clarke & Warwick 2001).

Para el estudio comparativo de las diversas variables estudiadas (abundancia, biomasa, peso medio, riqueza específica e índices de diversidad) entre intervalos batimétricos, lugares geográficos, años y agrupaciones se ha aplicado el test paramétrico Análisis de la varianza (“*one-way analysis of variance*” (ANOVA)). En los casos en los que existen diferencias significativas se realiza un análisis “post-hoc” de Tukey a fin de establecer en donde se producen dichas diferencias. Para las variables que no cumplen los requisitos de normalidad (probado mediante el test de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (probado mediante el test de Levene (1960)) se ha aplicado el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (1952).

El coeficiente de correlación utilizado para establecer la relación existente entre el peso medio de las especies y el gradiente batimétrico ha sido el de Spearman (1904).

La distribución batimétrica de las especies que han sido capturadas en más de un 5% de los muestreos realizados ha sido representada gráficamente, en términos cuantitativos, mediante el valor del “Centro de gravedad” (**cdg**) (Daget, 1976). El **cdg** permite calcular y localizar el centro de la distribución de las especies respecto a un descriptor que en este caso ha sido la profundidad, resumiendo en un único valor la información relativa a la misma.

Dicho valor se calcula según la siguiente ecuación (Stefanescu, 1991):

$$cdg = (x_1 + 2x_2 + 3x_3 + 4x_4 + \dots + nx_n) / \sum x_i$$

donde x_i es el número de ejemplares de la especie en cuestión presente en el sector i .

Los intervalos batimétricos utilizados para su cálculo en el presente trabajo son los nueve que han sido definidos previamente.

Para el estudio de la diversidad/biodiversidad se ha realizado el cálculo de los valores de la riqueza específica y de diversos índices de diversidad. Asimismo, se han confeccionado curvas de acumulación de especies y curvas de k-dominancia. Todo ello mediante el paquete informático PRIMER v.6. a excepción de las curvas de acumulación de especies que se han elaborado mediante el paquete estadístico EstimateS (*Statistical Estimatic of Species Richness and Shared Species form Samples*) (Colwell, 2000).

Los mapas de distribución de abundancia de las especies se han realizado mediante la utilización de la herramienta ArcGIS (ESRI); dichos mapas han sido confeccionados a través del GEBCO (2003).

A continuación se hace una síntesis de las medidas relativas a la biodiversidad/diversidad de especies referidas en el apartado correspondiente a la misma.

Riqueza específica

El término riqueza de especies fue creado por McIntosh (1967) y representa la más antigua e intuitiva medida de diversidad biológica (Magurran, 1991). Se trata del atributo más frecuentemente utilizado a la hora de describir una comunidad ya que se obtiene una idea rápida y sencilla de la misma (Whittaker, 1972; Magurran, 1988).

La riqueza de especies aumenta con el tamaño de la muestra. Tradicionalmente se ha considerado que, para hacer comparaciones entre valores de riqueza específica, se deben emplear tamaños muestrales idénticos (Magurran, 1988). Como en muchas ocasiones es imposible contar con este requisito, se recurre a las curvas de acumulación de especies, las cuales relacionan la riqueza específica acumulada con el número de muestreos realizados. Se trata de una importante herramienta que permite: **1)** Dar fiabilidad a la comparación de la riqueza específica en diferentes muestreos. **2)** Una mejor planificación del trabajo de muestreo, tras estimar el esfuerzo requerido para conseguir un inventario completo y **3)** Extrapolar el número de especies observado en un inventario para estimar el total de especies que estarían presentes en la zona (Soberón y Llorente, 1993).

La curva de acumulación de especies se construye representando el incremento en el número de especies añadidas al inventario según aumenta el esfuerzo de muestreo realizado. Un conjunto de datos puede dar lugar a toda una familia de curvas según el orden en que se dispongan las muestras. Por ello, es necesario un proceso previo de “suavizado” de la curva, en el que el orden de entrada de las unidades de esfuerzo de muestreo es aleatorizado y el número medio de especies calculado para los valores comprendidos entre 1 y el número total de unidades de esfuerzo. De esta manera, obtenemos la curva ideal o el promedio estadístico de adición de especies con el aumento del esfuerzo. El programa EstimateS (Colwell, 2000) ha sido desarrollado para este propósito. Una vez obtenida la curva de acumulación de especies, ésta es ajustada a la ecuación de Clench (Soberón *et al.*, 1993). La ecuación de Clench es el modelo más utilizado y ha demostrado un buen ajuste en la mayoría de las situaciones reales y para con la mayoría de los taxones (Jiménez Valverde *et al.*, 2003). La expresión matemática de

dicha ecuación es: $S = a \cdot n / (1 + b \cdot n)$, donde **S** es el número de especies y **n** el número de muestreos realizados. La asíntota de la curva, es decir, el número máximo de especies predecibles por ella se calcula como a/b y la pendiente de la misma: $a/(1+b \cdot n)^2$.

Índices de diversidad

El concepto de diversidad no es simplemente el número total de especies que, por otra parte, va aumentando a medida que se prosigue cualquier estudio, sino que tiene que ver con las abundancias relativas de las distintas especies. Número de especies y abundancias relativas encuentran su expresión en la diversidad (Margalef, 1981).

Según Margalef (1981, 1993), la manera más sencilla de representar la diversidad es por medio de una tabla o gráfico con la importancia cuantitativa (densidad de individuos o biomasa) de las diferentes especies, empezando por las más abundantes y terminando por las que tienen una representación mínima. Esta ordenación arbitraria introduce una regularidad artificiosa y psicológicamente muy efectiva. Lo que interesa es si los valores cuantitativos bajan más (menor diversidad) o menos rápidamente (mayor diversidad). En los ecosistemas de baja diversidad hay unas pocas especies que se pueden llamar dominantes y la abundancia de las que siguen decae muy rápidamente. En los sistemas de diversidad más alta hay bastantes especies que no difieren mucho en abundancia unas de otras (ninguna de ellas se puede calificar de dominante) y una larga serie de especies cuyas abundancias van decreciendo de manera lenta.

En la actualidad se prefieren unas medidas de diversidad más complejas. Se han propuesto varias, basadas en la Teoría de la información y en la Teoría de la probabilidad. Son los índices de diversidad, fundamentados en la distribución proporcional de los individuos entre las diferentes especies.

Revisiones muy completas de los diversos índices aparecen detalladas en Whittaker (1972), Magurran (1988) y Gray (2000).

En el presente trabajo se presentan los valores de los siguientes índices de diversidad: Índice de Shannon-Weaver (1949) e Índice de diversidad taxonómica, Δ^* (Warwick and Clarke, 1995). Previamente a la aplicación de los mismos y, siguiendo la metodología de Mérigot (2007), se ha realizado un análisis con varios de los mismos de forma que, finalmente, se han seleccionado ambos como representantes del elevado número de índices.

Para realizar dicha comparación se ha efectuado un Análisis de componentes principales. En este análisis se han incluido, además de los índices de diversidad, varias medidas de riqueza específica. Entre los primeros se encuentran los índices de Shannon-Weaver (1949), Pielou (1969), Simpson (1949), Brillouin (1951) y los índices de diversidad filogenética PD y sPD (Faith, 1992) y de diversidad taxonómica Δ^* , Δ^+ , Δ (Warwick and Clarke, 1995; Clarke and Warwick, 1998), calculados con datos de abundancia de especies (excepto Δ^+ que se calcula con datos de presencia-ausencia). Entre los segundos, el número de especies y el índice de Margalef (1958).

El índice de Shannon-Weaver, deriva de la teoría de la información (1949). Es una medida de la uniformidad de las abundancias de las distintas especies de una muestra. Considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población indefinidamente grande, esto es, una población efectivamente infinita (Pielou, 1975).

Se calcula a partir de la fórmula utilizada en teoría de la información:

$$H' = -\sum p_i \log(p_i)$$

donde, p_i es la proporción de individuos hallados en la especie i -ésima ($\sum p_i = 1$) (Margalef, 1986).

En el presente trabajo se utiliza el logaritmo en base dos. No hay razón teórica especial para utilizar el **log** en base dos o en cualquier otra base. La utilización del **log₂** nos da unidades de información en “bits” (dígitos binarios).

Dicho índice se ha calculado con datos de abundancia y de biomasa de especies.

El índice de diversidad Δ^* se encuentra incluido dentro del grupo de índices de diversidad taxonómica; dichos índices no sólo miden la distribución de abundancia entre especies sino también la relación taxonómica de las mismas en un muestreo. Concretamente Δ^* denominado por los autores (Warwick and Clarke, 1995) “*average taxonomic distinctness*” se define como la media de la distancia entre todos los pares de especies, definiéndose dicha distancia como la longitud a través del árbol filogenético de Linneo; en el presente trabajo se incluye desde el taxón superior clase hasta especie.

El índice Δ^* se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$\Delta^* = [\sum \sum_{i < j} W_{ij} X_i X_j] / [\sum \sum_{i < j} X_i X_j],$$

donde x es la abundancia de la i -especie y w es la distancia taxonómica entre dos especies elegidas al azar.

Curvas de k-dominancia.

Las curvas de k-dominancia son aquéllas en las que se representa la abundancia acumulada de una especie en función del logaritmo del rango de especies.

Constituyen una forma gráfica de comparar las diversidades entre varias comunidades (Lambshead *et al.*, 1983). Únicamente, en el caso de que las curvas de dominancia estudiadas no se solapen, se puede afirmar que existen diferencias claras entre sus respectivas diversidades. Cuando esto ocurre, la curva inferior es la que corresponde a la comunidad más diversa o, dicho de otro modo, es aquélla en que la dominancia es menos acusada.

Beta-diversidad

El término beta diversidad fue acuñado por Whittaker (1960, 1972). Según el autor la beta diversidad es el grado de cambio en la composición específica de las comunidades a lo largo de un gradiente.

De acuerdo con lo anterior, la diversidad beta mide las diferencias entre las especies de varios puntos. Estas diferencias podrán ocurrir en el espacio, cuando las mediciones se hacen en sitios distintos o en el tiempo cuando las mediciones se realizan en tiempos distintos (Halffter *et al.*, 2005).

Cuanto menor es el número de especies compartidas entre dos muestras o hábitats, es decir, cuanto mayor es el relevo faunístico, mayor es la beta-diversidad.

Existen muchas medidas posibles de la beta-diversidad. La más simple es el índice de Whittaker (Whittaker, 1972):

$$\beta = \gamma/\alpha$$

Donde γ es el número de especies en la totalidad del área considerada y α el número medio de especies por muestreo en dicha área. Así, si dos muestreos son totalmente iguales, $\beta = 1$; si dos muestreos son totalmente diferentes en composición de especies $\beta=2$ (Whittaker, 1972).

Varios autores (Westoby, 1993; Caswell *et al.*, 1993; Rosenzweig, 1995) establecen como medida de beta-diversidad el valor de la pendiente (z) en un punto determinado de las curvas de acumulación de especies. Un mayor valor de z

corresponde a una mayor acumulación de especies a medida que aumenta el área muestreada, indicando una mayor tasa de reemplazo de especies entre sitios que componen una región (Arita *et al*, 2002).

Previamente, en el apartado correspondiente a la riqueza específica, se describe el cálculo de dicha pendiente en un punto de la curva de acumulación.

En este trabajo se ha comparado el valor del índice de Whittaker (β) y el de la pendiente (z) de la curva de acumulación en un punto (n) a lo largo del gradiente batimétrico en los nueve intervalos de profundidad. Mediante el coeficiente de correlación de Pearson se comprueba la relación existente entre ambos valores.

Junto a estas medidas de beta-diversidad denominadas de reemplazo, existen otras basadas en la similitud relativa entre lugares (o períodos) de muestreo. Una de las mismas, es, según Whittaker (1972), el Porcentaje de Similitud de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), cuya formulación ha sido mostrada anteriormente. Dicho coeficiente se ha aplicado para estimar las similitudes dentro de cada intervalo y entre intervalos de profundidad.

Moreno (2001) establece que también se pueden utilizar métodos de ordenación para el análisis de la beta-diversidad. En el presente trabajo se ha utilizado el análisis MDS (definido anteriormente) basado en el coeficiente de similitud de Bray-Curtis, a fin de valorar las diferencias entre intervalos de profundidad y entre años de muestreo.

Para realizar los cálculos del coeficiente de Bray-Curtis se ha utilizado una matriz de las especies en cada intervalo de profundidad (o año de muestreo) con datos de presencia-ausencia.

4. RESULTADOS

4.1. COMPOSICIÓN ICTIOFAUNÍSTICA

A lo largo de los doce años de muestreos realizados en el mar de Alborán se han capturado 186 especies ícticas, de las cuales 166 pertenecen a la clase Osteictios, 19 a Condrictios y 1 a la clase Myxini. A su vez, estas especies se incluyen en 24 órdenes (18 Osteictios, 5 Condrictios y 1 Myxini) y en 69 familias (59 Osteictios, 9 Condrictios y 1 Myxini) (Tabla I, Anexo).

4.1.1 ÓRDENES

4.1.1.1. Frecuencia de aparición

De los 24 órdenes registrados, los Gadiformes son los más frecuentes (95% de los muestreos realizados). Por el contrario, los Myxiniformes y los Mugiliformes, solamente se han capturado en una ocasión; los Hexanchiformes en dos (Figura 4.1).

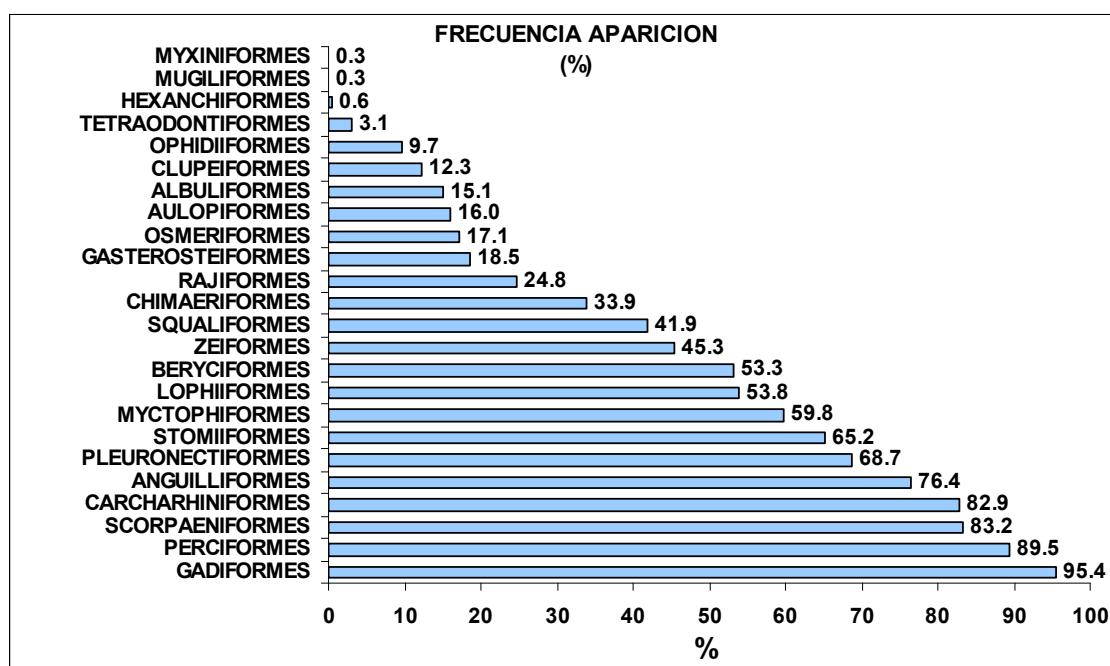


Figura 4.1. Representación gráfica del % de frecuencia de ocurrencia de los órdenes correspondientes a las especies capturadas durante la totalidad de los muestreos realizados.

4.1.1.2. Número de especies

En relación al número de especies comprendidas en cada uno de ellos, el orden más diverso es el de los Perciformes (58 especies), seguido de los Pleuronectiformes (19 especies). Del resto, 7 órdenes se encuentran representados únicamente por una especie (Figura 4.2).

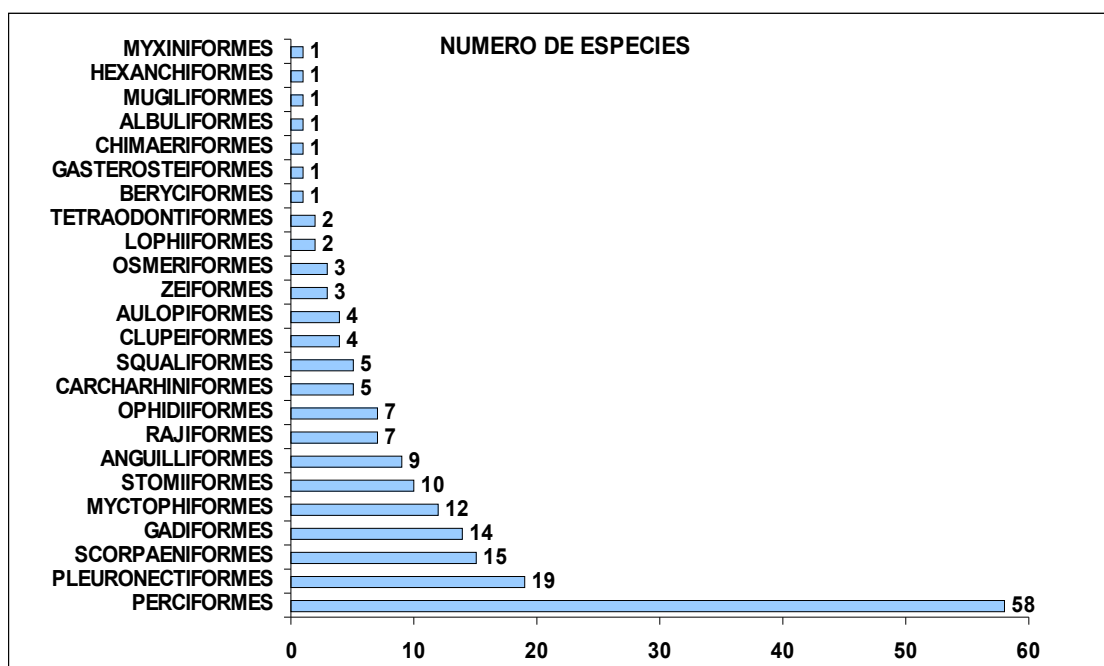


Figura 4.2. Representación gráfica del número de especies correspondiente a cada uno de los órdenes identificados durante las campañas MEDITS 1994-2005.

4.1.1.3. Abundancia

Los órdenes mejor representados, en número de ejemplares (abundancia), son los Zeiformes (25%) y Clupeiformes (23%) (Figura 4.3), debido a la elevada captura de las especies *Capros aper* y *Sardina pilchardus sardina* que, respectivamente, los representan. El orden Gadiformes, cuya abundancia supone un 18%, ocupa el tercer lugar. Este orden cuenta con 14 especies. Una de ellas, *Micromesistius poutassou*, constituye la tercera especie más abundante (10.16% de abundancia total)

4.1.1.4. Biomasa

En función de la biomasa aportada, el orden mejor representado (Figura 4.4), es el de los Perciformes (31%), seguido de los Carcharhiniformes (23%) con *Scyliorhinus canicula* y *Galeus melastomus*, especies relativamente grandes, abundantes y frecuentes (155 y 177 muestreos, respectivamente) y otras, como *Galeorhinus galeus* y *Mustelus mustelus*, que no siendo tan abundantes, ni frecuentes (6 y 2 muestreos, respectivamente) son de mayor tamaño que el resto.

Los Gadiformes ocupan el tercer lugar en el rango de biomasa (19%).

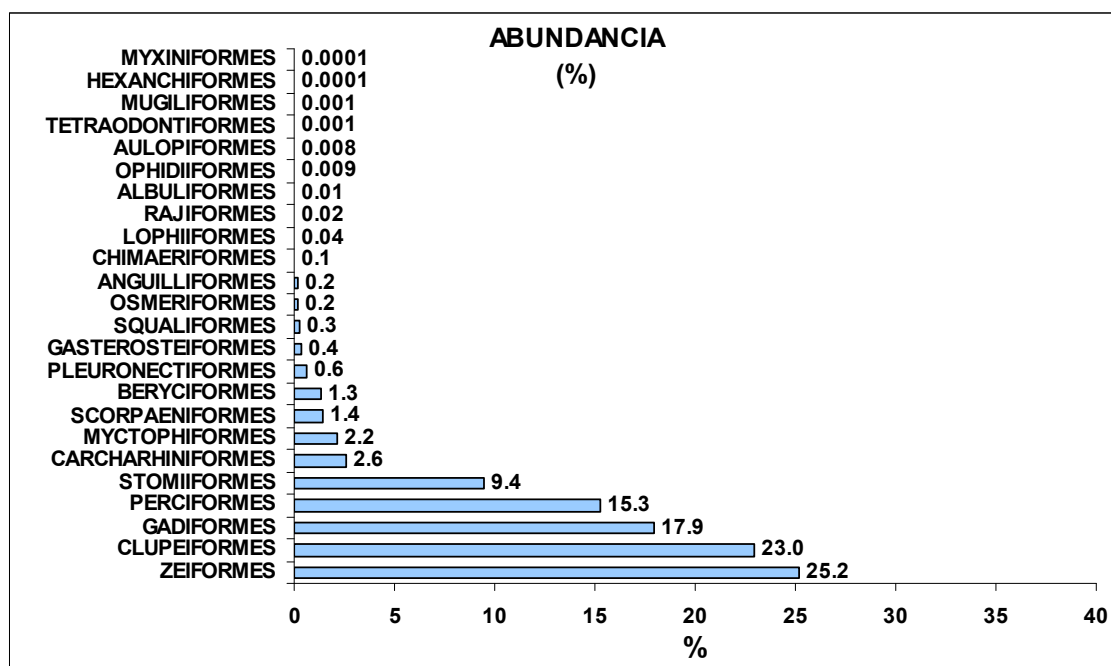


Figura 4.3. Representación gráfica del % de abundancia en relación a la captura total correspondiente a cada uno de los órdenes identificados durante las campañas MEDITS 1994-2005.

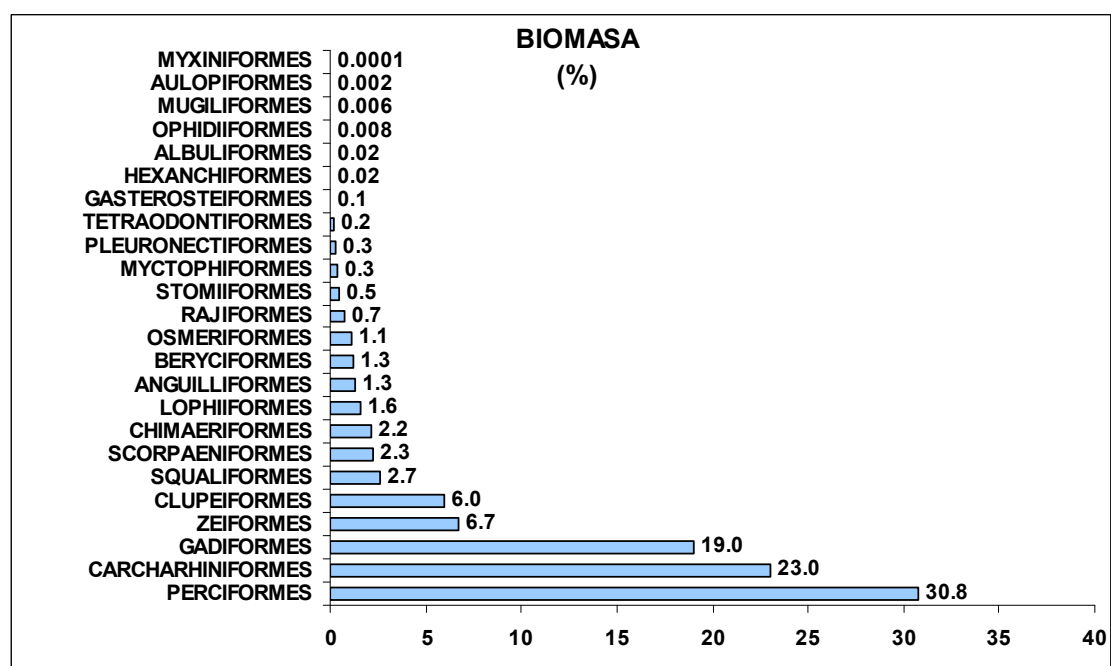


Figura 4.4. Representación gráfica del % de biomasa, en relación a la captura total, correspondiente a cada uno de los órdenes identificados durante las campañas MEDITS 1994-2005.

4.1.2. FAMILIAS

4.1.2.1. Frecuencia de aparición

El número de familias es de 69 siendo la más frecuente Scyliorhinidae, que aparece en el 83% de los muestreos (Figura 4.5). Cuatro familias se encuentran únicamente en un muestreo, Labridae, Mugilidae, Myxinidae y Squalidae. Tres familias se encuentran en dos de los mismos, Bythitidae, Anguillidae y Hexanchidae.

4.1.2.2. Número de especies

Las más diversificadas en cuanto a número de especies son Gobiidae (13 especies), Myctophidae (12) y Sparidae (12), mientras que 26 familias están representadas por una sola especie (Figura 4.6).

4.1.2.3. Abundancia

Caproidae y Clupeidae en cuanto a número de ejemplares suponen el 25% y el 19% del total, respectivamente (Figura 4.7).

4.1.2.4. Biomasa

Scyliorhinidae y Sparidae, son las que más biomasa aportan, 23 y 22% del total, respectivamente, caracterizándose ambas por una elevada frecuencia de aparición (Figura 4.8).

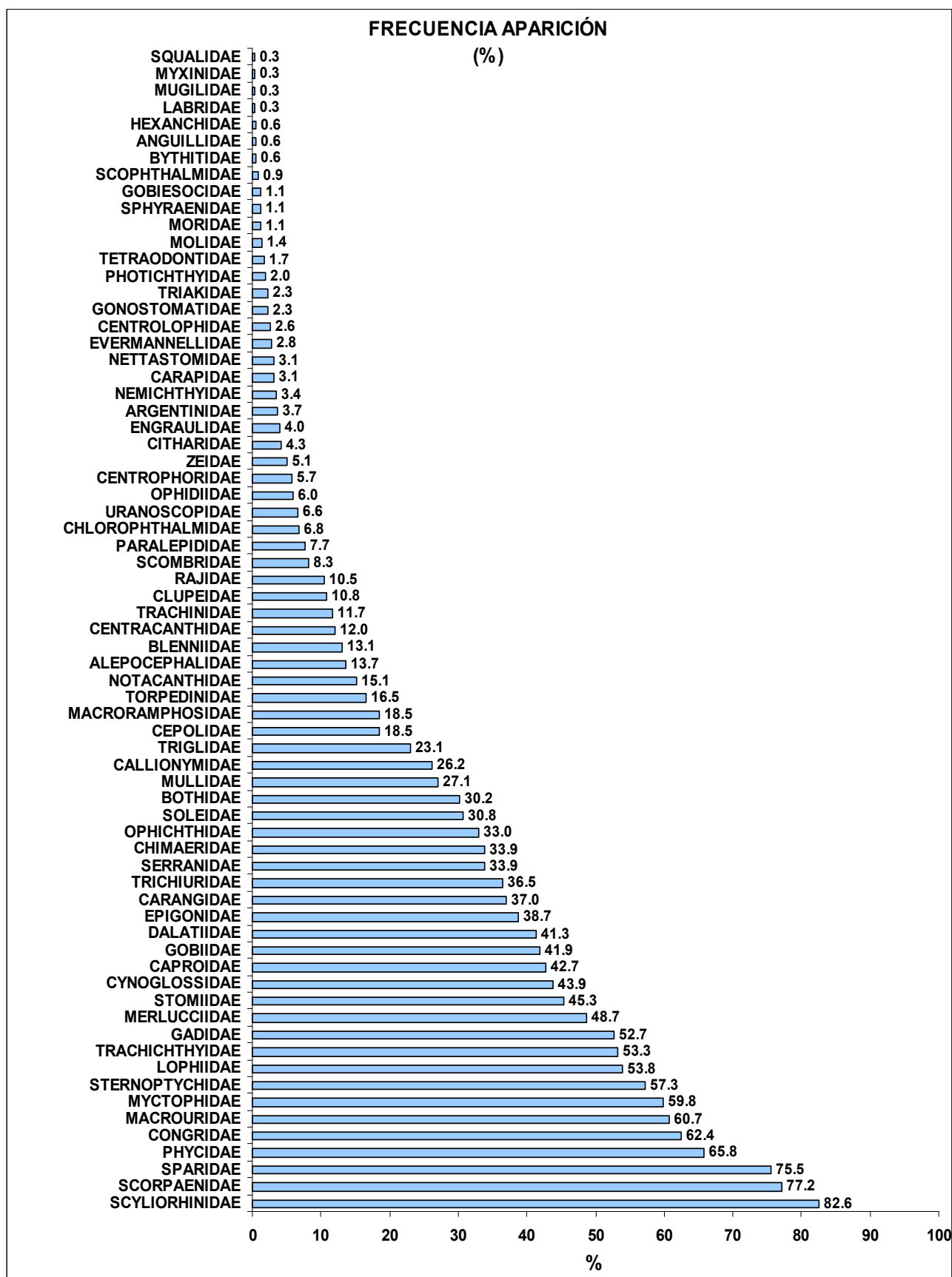


Figura 4.5. Representación gráfica del % de frecuencia de ocurrencia de las familias correspondientes a las especies capturadas durante la totalidad de los muestreos realizados.

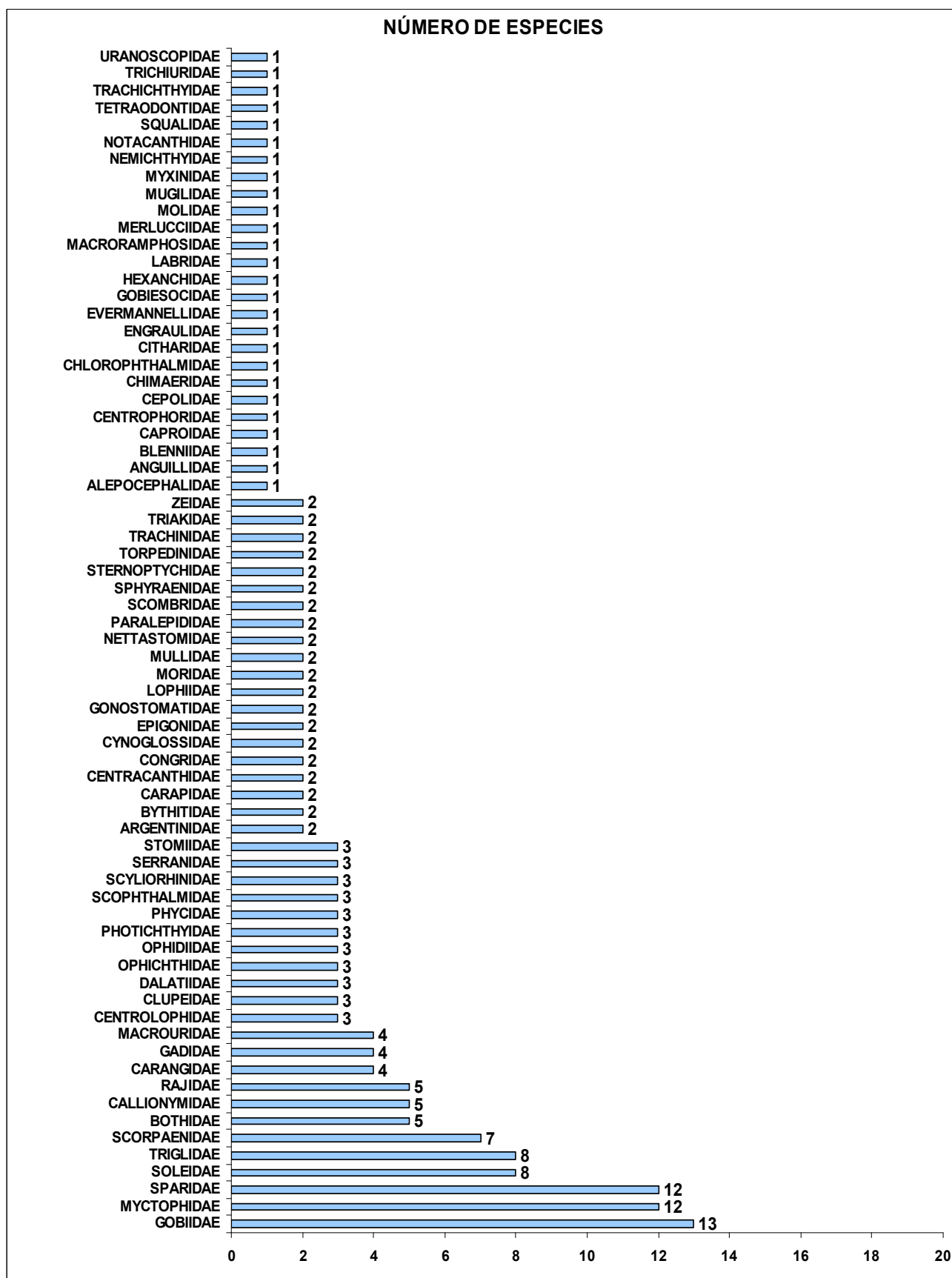


Figura 4.6. Representación gráfica del número de especies correspondiente a cada una de las familias identificadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

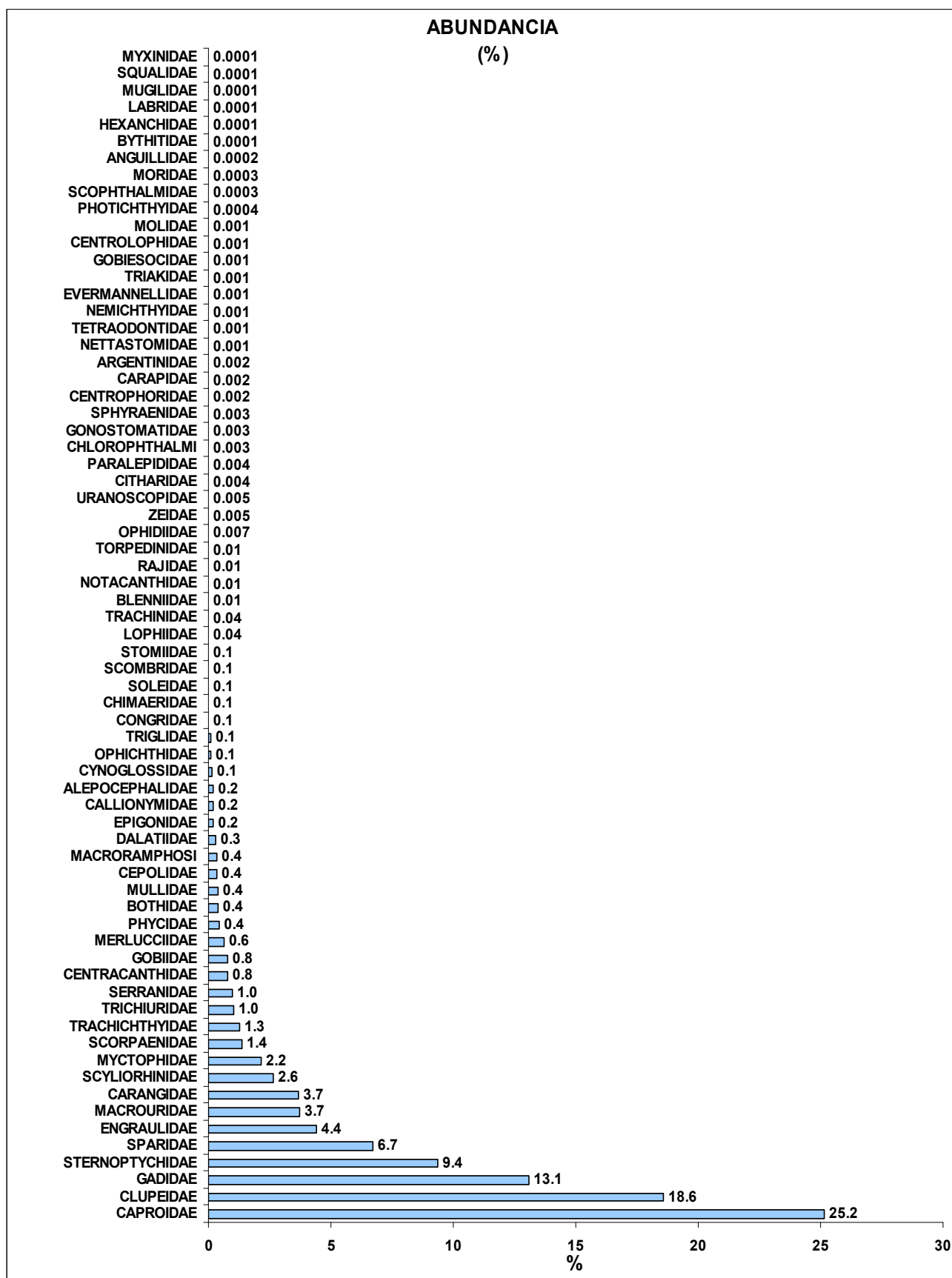


Figura 4.7. Representación gráfica del % de abundancia en relación a la captura total correspondiente a cada una de las familias identificadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

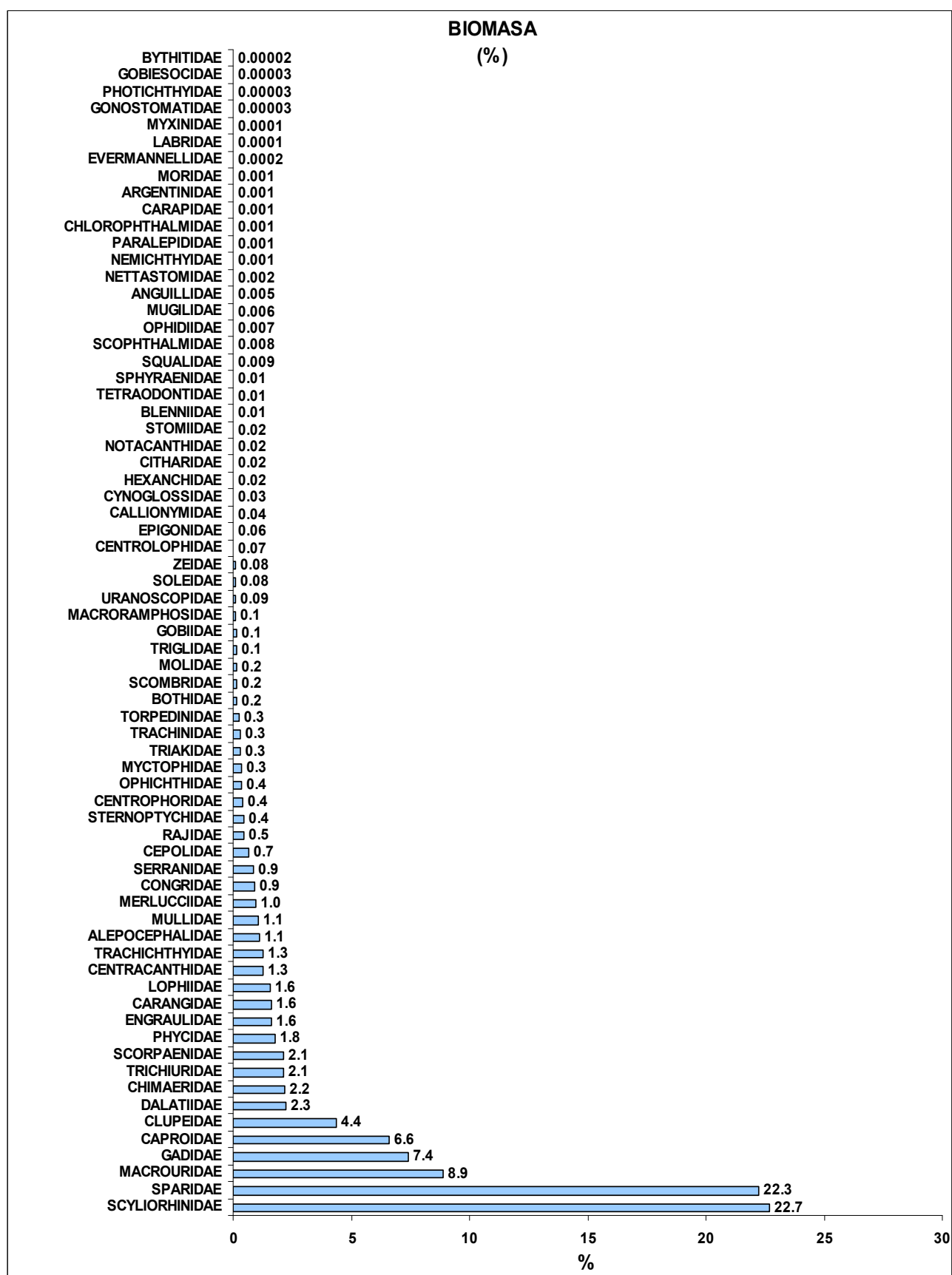


Figura 4.8. Representación gráfica del % de biomasa en relación a la captura total correspondiente a cada una de las familias identificadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

4.1.3. ESPECIES

De las 186 especies y subespecies capturadas (Tabla II, Anexo), un 80% (149) pertenecen al dominio demersal mientras que un 20% (37) son propias del dominio pelágico.

La agrupación de las especies demersales según los tipos de fondo en los que se localizan (Figura 4.9) se ha realizado clasificando dichos fondos en dos modalidades: duros (9 especies) y blandos (99 especies); algunas especies (41) se pueden encontrar en ambos tipos. (Tabla II, Anexo).

Las especies pelágicas habitan en la columna de agua.

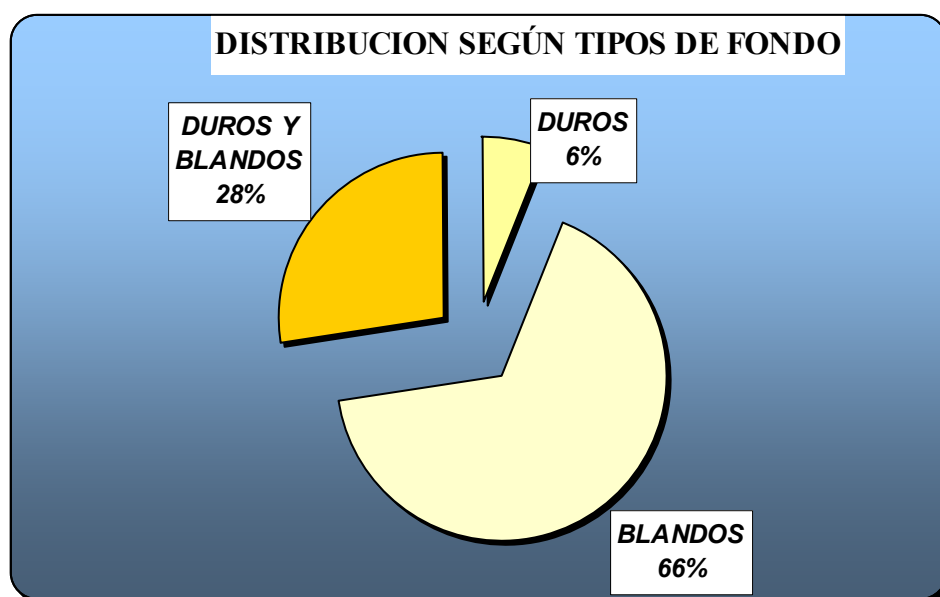


Figura 4.9.- Distribución de las especies demersales relacionadas a lo largo del presente trabajo en cada uno de los tipos de fondo del área de estudio.

En cuanto a las especies de fondos blandos, 11 se localizan exclusivamente en fondos arenosos y 37 habitan únicamente en sustratos fangosos. 21 especies habitan sobre praderas de fanerógamas.

La distribución geográfica de las 186 especies es heterogénea apareciendo de forma mayoritaria aquellas que se consideran atlántico-africanas (74) y atlántico europeas (44); 22 son anfiatlánticas, 19 endémicas del Mediterráneo, 13 circunglobales y 14 cosmopolitas (Figura 4.10).

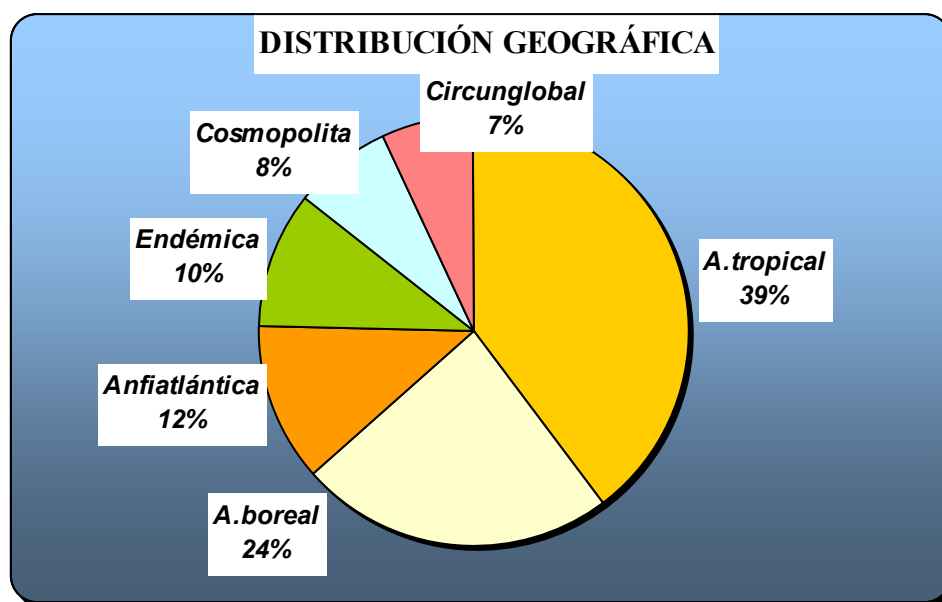


Figura 4.10.- Distribución geográfica de las especies capturadas en el presente trabajo.

Dentro de las especies propias del dominio demersal, existe un número mayoritario de las mismas de carácter tropical: en primer lugar aparecen aquellas de distribución atlántico-africana (69). En segundo lugar, se encuentran las que presentan distribución atlántico-europea (36).

Entre las propias del dominio pelágico aparecen en mayor número las de distribución anfiatlántica (10), atlántico-europea (8) y circunglobal (7) (Figura 4.11).

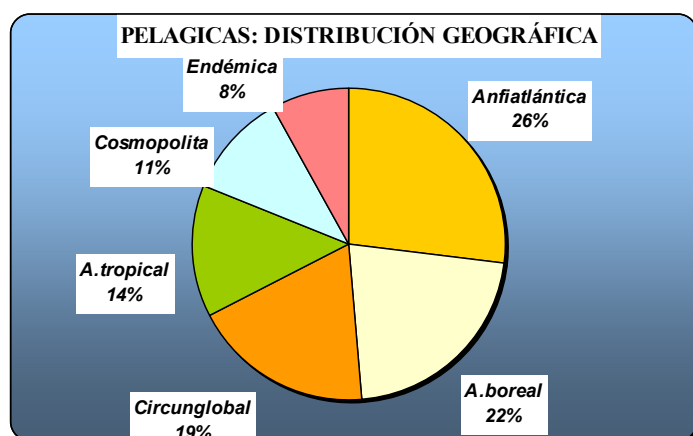
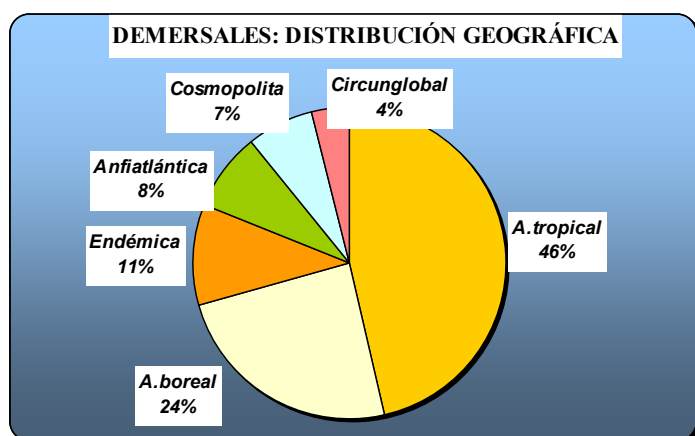


Figura 4.11.- Distribución geográfica de las especies capturadas en el presente trabajo correspondiente a las propias del dominio demersal (izquierda) y a las del dominio pelágico (derecha).

4.1.3.1. Frecuencia de aparición

En cuanto a frecuencia de aparición (Figura 4.12), es únicamente superior al 50% para 6 especies, siendo la más frecuente *Helicolenus dactylopterus*, que aparece en 233 de los 351 muestreos totales realizados.

El 25% (46) son consideradas especies ocasionales, definiéndose como tales aquéllas que se encuentran exclusivamente en 1 o 2 muestreos.

4.1.3.2. Abundancia

En cuanto a número de ejemplares (Figura 4.13), existen dos especies muy dominantes, *C.aper* (25.15%) y *S.p.sardina* (18.58%), que, junto con *M.poutassou* (10.16%), conforman más del 50% de la captura total (54%).

4.1.3.3. Biomasa

Tratándose de biomasa (Figura 4.14), la dominancia es ligeramente inferior, si bien especies como *G.melastomus*, *Pagellus acarne* y *M.poutassou*, aportan el 42% de la captura total.

El análisis, a nivel de especies, pone de manifiesto que, tanto en relación con la abundancia como con la biomasa, existen pocas especies muy dominantes y que la dominancia del resto decae rápidamente.

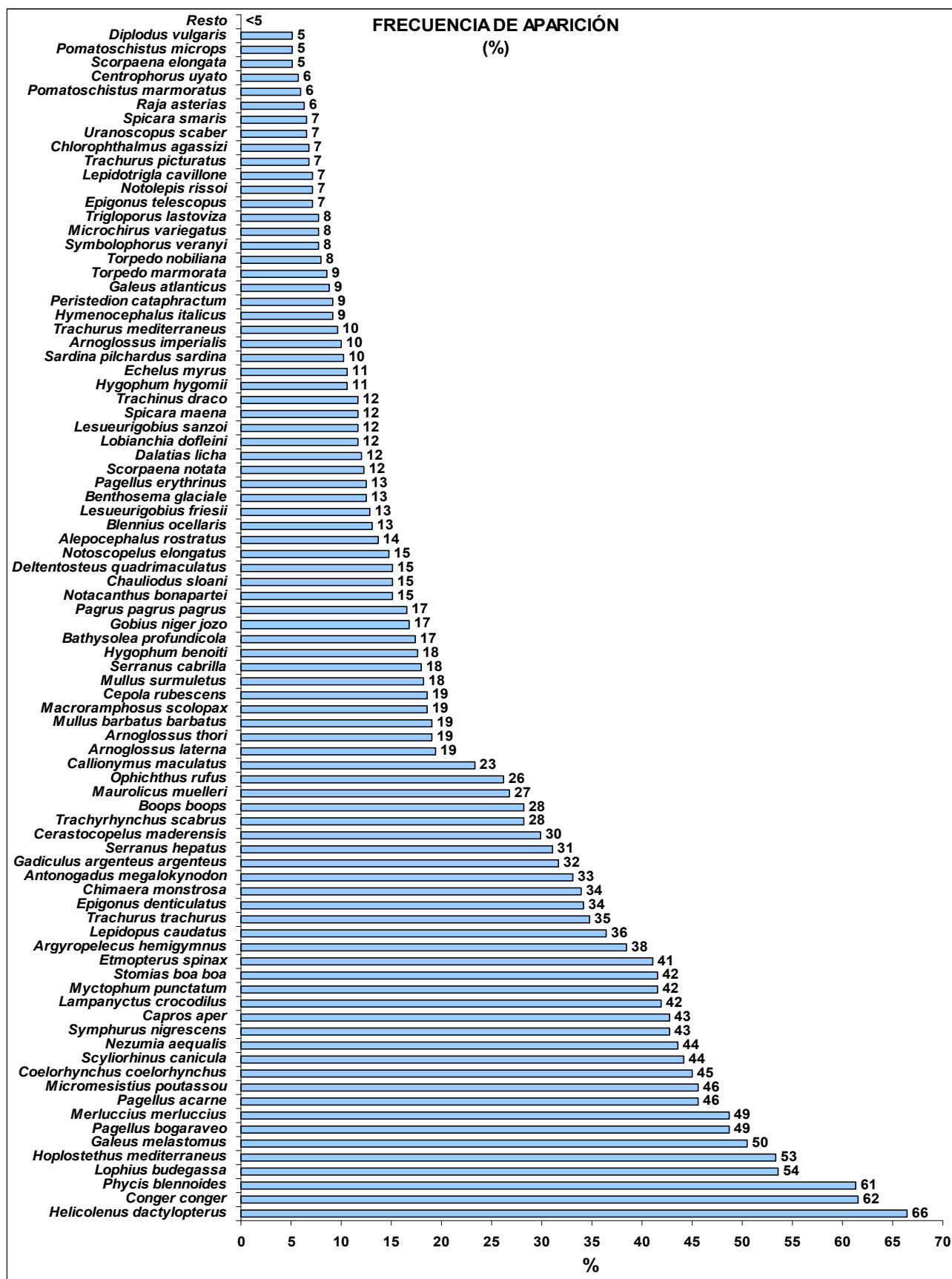


Figura 4.12. Representación gráfica del % de frecuencia de ocurrencia de las especies capturadas durante la totalidad de los muestreos realizados.

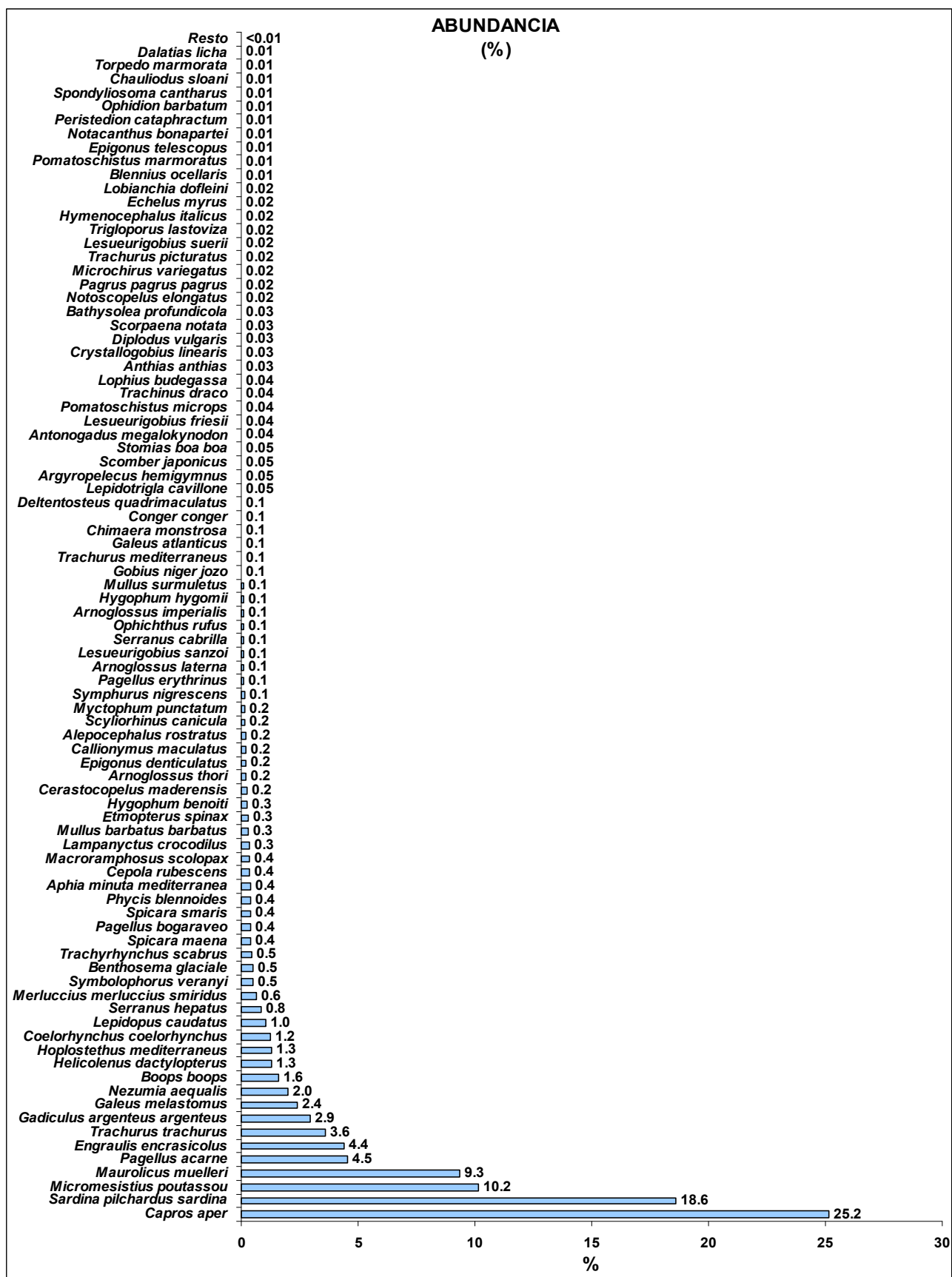


Figura 4.13. Representación gráfica del % de abundancia en relación a la captura total correspondiente a cada una de las especies capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

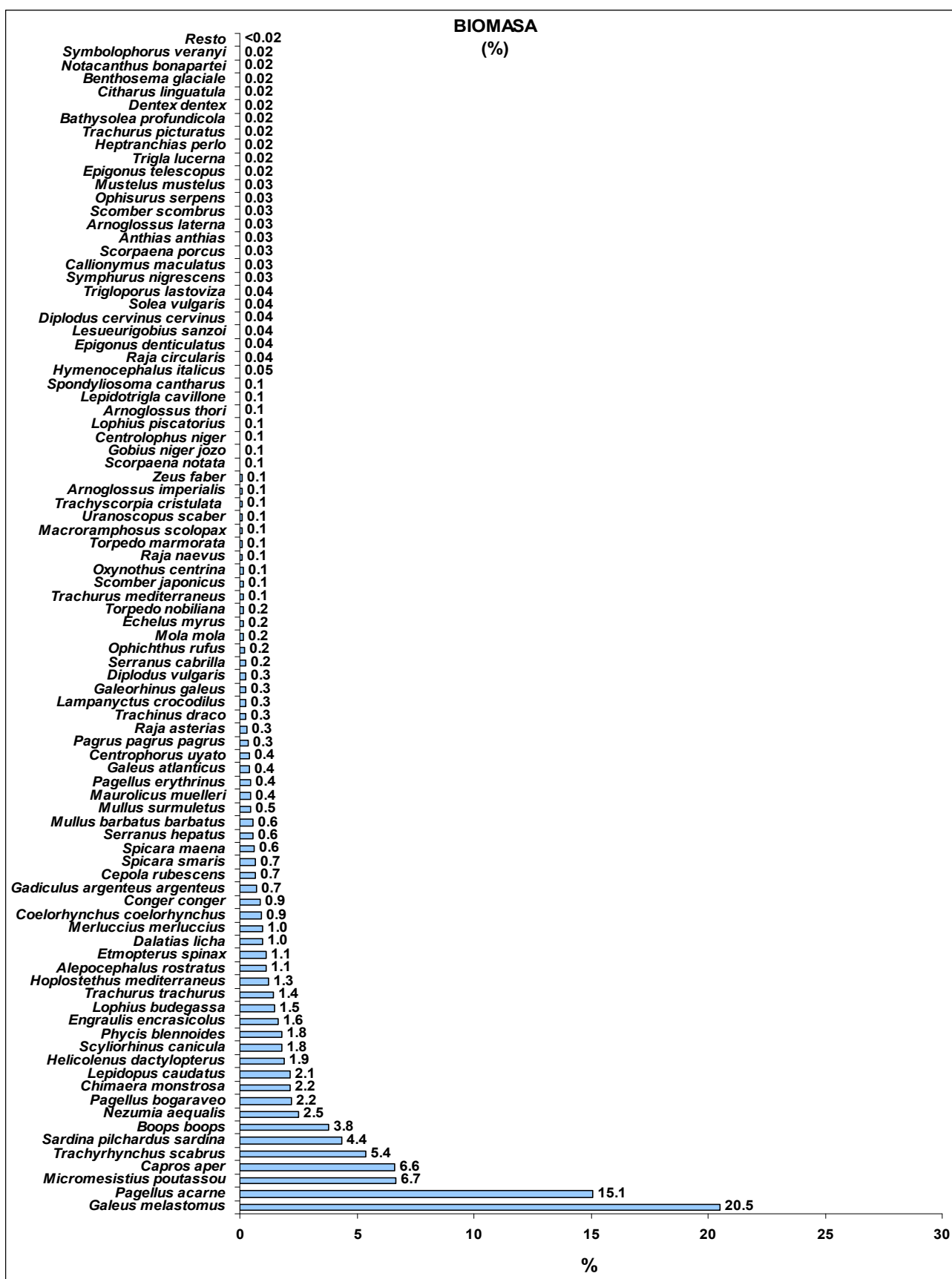


Figura 4.14. Representación gráfica del % de biomasa en relación a la captura total correspondiente a cada una de las especies capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

4.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL

4.2.1. DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA

4.2.1.1. ÓRDENES

La distribución de los órdenes en los que se encuentran encuadradas las especies ícticas a lo largo del gradiente de profundidad presenta, en la mayor parte de los casos, la forma típica de una campana de Gauss en la que cada uno de los mismos muestra un máximo de abundancia en un intervalo concreto de los nueve en los que se ha dividido el rango batimétrico, disminuyendo la misma paulatinamente a ambos lados de dicho máximo (Tabla 4.I).

Clupeiformes, Perciformes y Zeiformes son los más abundantes en los primeros intervalos de profundidad; posteriormente aparecen con mayor valor de abundancia los órdenes correspondientes a los Stomiiformes y Gadiformes. Según se sigue progresando, estos disminuyen sucediéndoles los Scorpaeniformes, Beryciformes y Carcarhiniformes, hasta encontrar aquellos órdenes cuyos óptimos de distribución se encuentran más profundos, los Chimaeriformes y Osmeriformes.

En el orden de los Zeiformes se producen dos picos de abundancia máxima en intervalos diferentes. Dicho orden está representado, entre otras especies, por *C.aper*. El primero de los máximos de abundancia, el de menor profundidad, está relacionado con una captura puntual muy elevada de dicha especie en el año 1994. Sin embargo, durante el resto de los periodos muestreados, apenas se captura en este mismo intervalo de profundidad siendo el comprendido entre los 101-200 m. el que constituye, realmente el óptimo a lo largo del periodo de estudio.

De los 24 órdenes, nueve concurren a lo largo de todo el gradiente batimétrico. Por el contrario, Clupeiformes, Myxiniformes, Mugiliformes y Hexachiformes, se restringen únicamente a uno o dos intervalos. De estos, los Myxiniformes están representados por una sola especie, *Myxine glutinosa*, que se captura en un único muestreo, Hexanchiformes por *Hepttranchias perlo*, con la misma frecuencia de aparición y, asimismo, Mugiliformes que encuadra a *Chelon labrosus*, presente en un muestreo. Sin embargo, los Clupeiformes, representados por las especies *Alosa fallax fallax*, *Sardinella aurita*, *S.p.sardina* y *Engraulis encrasicolus*, son muy abundantes, especialmente estas dos últimas especies en determinados muestreos.

La mayoría de los órdenes se distribuyen a lo largo de la plataforma y el talud continental. No obstante, se aprecia, una brusca caída de los valores de las

capturas, en general, a partir de los 200 m. de profundidad, fundamentalmente en los Clupeiformes, Zeiformes, Stomiiformes y Gadiformes. Otros como los Carcharhiniformes, Squaliformes, Chimaeriformes y Osmeriformes aumentan con el rango batimétrico, pero sin llegar a alcanzarse en ningún caso valores tan elevados de capturas en los intervalos más profundos como en los de la plataforma continental.

Tabla 4.I. Abundancia media ($n^{\circ} h^{-1}$) por intervalo de profundidad de los órdenes correspondientes a las especies capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

ORDEN	30-50	50-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800
ALBULIFORMES					<1	<1	1	2	2
ANGUILLIFORMES	4	19	13	15	7	4	1	1	1
AULOPIFORMES			<1	1	1	1	<1	<1	<1
BERYCIFORMES				7	224	150	72	56	24
CARCHARHINIFORMES	3	4	34	18	46	186	249	306	227
CHIMAERIFORMES			<1		<1	2	2	10	12
CLUPEIFORMES	20	5396			<1				
GADIFORMES	28	412	3374	1381	616	338	335	374	340
GASTEROSTEIFORMES	2	35	77	1	<1	<1			
HEXANCHIFORMES						<1	<1		
LOPHIIFORMES	1	2	2	3	3	1	1	<1	<1
MUGILIFORMES	<1								
MYCTOPHIFORMES		<1	161	180	127	360	68	58	51
MYXINIFORMES							<1		
OPHIDIIFORMES	1	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
OSMERIFORMES			<1	<1	<1	<1	1	6	96
PERCIFORMES	3032	1899	505	133	81	75	9	16	1
PLEURONECTIFORMES	86	63	42	3	13	11	4	1	<1
RAJIFORMES	2	1	3	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SCORPAENIFORMES	17	18	222	354	8	9	14	32	5
SQUALIFORMES		<1	<1		6	30	26	30	30
STOMIIFORMES		276	2932	150	48	16	10	7	5
TETRAODONTIFORMES		<1	<1		<1				
ZEIFORMES	3835	1361	4725	123	2	<1	<1	<1	

4.2.1.2. FAMILIAS

En general, la distribución batimétrica de las familias obedece al mismo patrón que los órdenes, con máximos de abundancia en un intervalo determinado, disminuyendo a ambos lados del mismo (Tabla 4.II).

Diez son las familias que se encuentran a lo largo de la totalidad del rango de profundidad: Sparidae, Merlucciidae, Torpedinidae, Trichiuridae, Cynoglossidae, Lophiidae, Scorpaenidae, Congridae, Phycidae, y Scyliorhinidae.

Doce familias se encuentran restringidas a la plataforma continental. De éstas, la más abundante es Engraulidae. En cuanto al talud continental, las exclusivas son catorce, de las cuales las que presentan mayores capturas son Trachichthyidae, Alepocephalidae y Epigonidae, respectivamente.

Entre las que se localizan en ambos lugares, hay que destacar que las que presentan sus máximos de capturas en la plataforma continental son más abundantes que las del talud. Dentro de las primeras con mayor número de ejemplares están Sparidae (cuyo valor máximo de abundancia se encuentra entre 30-50 m.), Caproidae (50-100 m.) y Gadidae (100-200 m.). En el talud, las familias más abundantes son Macrouridae (500-600 m.), Scyliorhinidae (500-600 m.) y Myctophidae (300-400 m.), sin alcanzar ninguna niveles tan elevados como las anteriores.

La familia que presenta un máximo de distribución más profundo es Alepocephalidae, cuyo centro de gravedad es el único que se localiza entre los 700-800 m. de profundidad.

Una representación gráfica de la distribución batimétrica de las familias que aparecen en más del 5% de los muestreos realizados (45 familias) se presenta en la figura 4.15.

Tabla 4.II. Abundancia media ($n^{\circ} h^{-1}$) por intervalo de profundidad de las familias correspondientes a las especies capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005.

FAMILIA	30-50	51-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800
ALEPOCEPHALIDAE							1	6	96
ANGUILLIDAE	<1					<1			
ARGENTINIDAE			<1	<1	<1	<1	<1		
BLENNIIDAE	1	2	2	<1					
BOTHIDAE	77	41	37	<1		<1		<1	
BYTHITIDAE							<1		<1
CALLIONYMIDAE	10	36	7	1	<1				
CAPROIDAE	3834	1361	4725	123	2	<1	<1	<1	
CARANGIDAE	763	551	10	2	1	<1		<1	<1
CARAPIDAE		<1	<1			<1			
CENTRACANTHIDAE	216	103							
CENTROLOPHIDAE					<1	<1	<1	<1	<1
CENTROPHORIDAE					<1	<1	<1	<1	<1
CEPOLIDAE	<1	79	11	<1	<1				
CHIMAERIDAE			<1		<1	2	2	10	12
CHLOROPHTHALMIDAE			<1	1	1	<1	<1		
CITHARIDAE	<1	1							
CLUPEIDAE	18	4363			<1				
CONGRIDAE	2	3	2	9	5	4	1	1	1
CYNOGLOSSIDAE	2	17	5	1	4	10	4	1	<1
DALATIIDAE			<1		6	30	26	30	29
ENGRAULIDAE	3	1033							
EPIGONIDAE				22	36	29	4	4	<1
EVERMANELLIDAE							<1	<1	<1
GADIDAE		373	3226	1225	329	44	6	2	<1
GOBIESOCIDAE	<1	<1							
GOBIIDAE	150	103	4	17	12	<1			
GONOSTOMATIDAE						<1	<1	<1	
HEXANCHIDAE						<1	<1		
LABRIDAE		<1							
LOPHIIDAE	1	2	2	3	3	1	1	<1	<1
MACRORAMPHOSIDAE	2	35	77	1	<1	<1			
MACROURIDAE			<1	92	242	239	299	356	331
MERLUCCIIDAE	28	38	145	27	2	<1	<1	<1	<1
MOLIDAE		<1			<1				
MORIDAE							<1	<1	
MUGILIDAE	<1								
MULLIDAE	26	76	10	<1	<1				
MYCTOPHIDAE		<1	161	180	127	360	68	58	51
MYXINIDAE							<1		
NEMICHTHYIDAE						<1	<1	<1	<1
NETTASTOMIDAE			<1		<1	<1	<1	<1	
NOTACANTHIDAE					<1	<1	1	2	2
OPHICHTHIDAE	1	16	11	6	1	1	<1	<1	

FAMILIA	30-50	51-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800
OPHIDIIDAE	1	1	<1	<1	<1	<1		<1	
PARALEPIDIDAE			<1	<1	<1	1	<1	<1	<1
PHOTICHTHYIDAE					<1	<1	<1	<1	<1
PHYCIDAE	<1	1	4	37	43	55	30	16	9
RAJIDAE	1	1	2		<1			<1	<1
SCOMBRIDAE	19	4	3		<1				
SCOPHTHALMIDAE	<1	<1			<1				
SCORPAENIDAE	9	4	220	351	8	9	14	32	5
SCYLIORHINIDAE	3	3	34	18	46	186	249	306	227
SERRANIDAE	128	136	68	<1	<1				
SOLEIDAE	7	4	<1	1	8	1	<1	<1	
SPARIDAE	1706	790	123	15	9	4	2	12	1
SPHYRAENIDAE	1	<1							
SQUALIDAE		<1							
STERNOPTYCHIDAE		276	2932	150	44	8	5	4	2
STOMIIDAE			<1	<1	5	8	5	3	3
TETRAODONTIDAE			<1						
TORPEDINIDAE	1	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
TRACHICHTHYIDAE				7	224	150	72	56	24
TRACHINIDAE	10	4	<1						
TRIAKIDAE	<1	<1		<1	<1	<1	<1		
TRICHIURIDAE	<1	15	267	75	23	41	3	<1	<1
TRIGLIDAE	8	14	3	3	<1	<1			
URANOSCOPIDAE	1	1							
ZEIDAE	1	<1	<1						

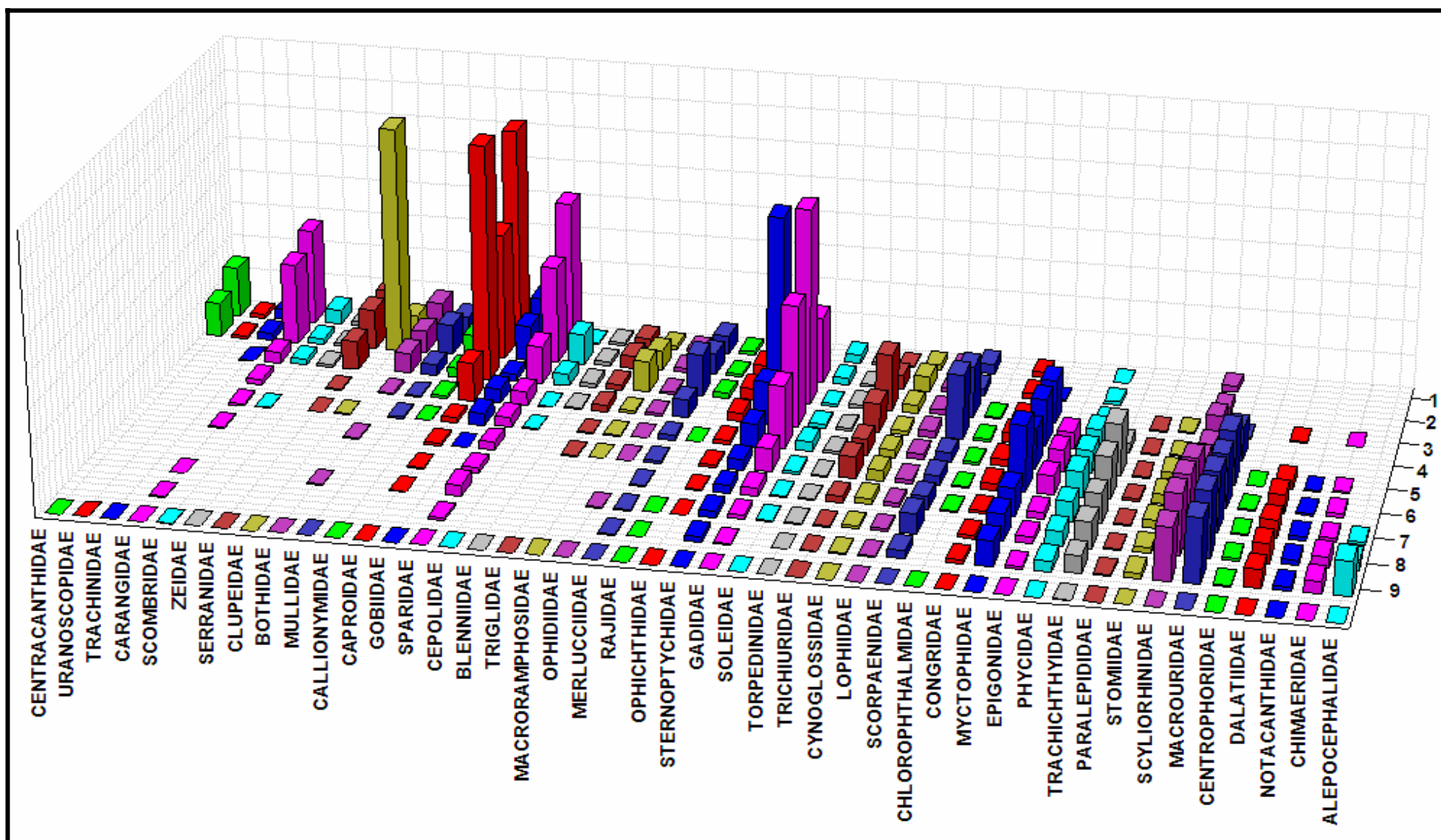


Figura 4.15. Abundancia media ($n^{\circ} h^{-1}$), por intervalo de profundidad, de las familias que aparecen en más del 5% de los muestreos totales. La primera fila corresponde a la leyenda de las familias. 1: 30-50 A 9: 701-800 m. Los datos han sido transformados mediante $\ln(x+1)$.

4.2.1.3. ESPECIES

Una característica que se pone de manifiesto al analizar la distribución batimétrica de las especies es como, a medida que aumenta la profundidad, se va produciendo la sustitución paulatina de las mismas por otras que, a su vez, serán reemplazadas y así sucesivamente (Tabla 4.III). Las especies *P.acarne*, *Trachurus trachurus* o *Serranus hepatus* que aparecen prácticamente en todos los muestreos de los primeros intervalos de profundidad van siendo sustituidos por *C.aper*, *H.dactylopterus* y *Gadiculus argenteus argenteus* que van desapareciendo a medida que van aumentando *Coelorhynchus coelorhynchus*, *Hoplostethus mediterraneus* y *M.poutassou*, que asimismo serán reemplazadas por *G.melastomus* y *Nezumia aequalis* cuyas capturas decrecen en el último intervalo, a la vez que van siendo sustituidas por *Trachyrhynchus scabrus*, *Chimaera monstrosa* y *Alepocephalus rostratus*.

La distribución batimétrica de las especies en el presente trabajo se muestra mediante la representación gráfica del valor del centro de gravedad y del rango de profundidad en el que han sido capturadas (Figura 4.16).

Tabla 4.III.-Relación de las especies más abundantes (10) en cada intervalo de profundidad, especificando su % de frecuencia de ocurrencia (f), abundancia media en cada intervalo en los años de muestreo (\pm error estándar) y % de abundancia en cada uno de los mismos.

	f (%) INTERV.	ABUNDANCIA (Nº/h)	% ABUND.
30-50 m.			
<i>Pagellus acarne</i>	100	1151 \pm 1362	16
<i>Trachurus trachurus</i>	100	744 \pm 2324	11
<i>Serranus hepatus</i>	100	120 \pm 143	2
<i>Boops boops</i>	96	433 \pm 870	6
<i>Arnoglossus thori</i>	74	57 \pm 72	1
<i>Capros aper</i>	44	3834 \pm 19832	55
<i>Spicara maena</i>	30	162 \pm 375	2
<i>Pagellus bogaraveo</i>	30	73 \pm 220	1
<i>Spicara smaris</i>	30	54 \pm 181	1
<i>Aphia minuta mediterranea</i>	26	85 \pm 402	1
51 – 100 m-			
<i>Serranus hepatus</i>	97	115 \pm 142	1
<i>Pagellus acarne</i>	85	552 \pm 1000	6
<i>Trachurus trachurus</i>	85	537 \pm 1911	6
<i>Boops boops</i>	78	187 \pm 418	2
<i>Cepola rubescens</i>	73	79 \pm 128	1
<i>Capros aper</i>	66	1360 \pm 5587	14
<i>Sardina pilchardus sardina</i>	34	4362 \pm 30884	46
<i>Spicara maena</i>	25	71 \pm 292	1
<i>Engraulis encrasicolus</i>	13	1033 \pm 6560	11
<i>Maurolicus muelleri</i>	12	276 \pm 1555	3
<i>Micromesistius poutassou</i>	3	372 \pm 3048	4
101-200 m.			
<i>Capros aper</i>	100	4724 \pm 11292	39
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	86	216 \pm 737	2
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	79	144 \pm 338	1
<i>Macroramphosus scolopax</i>	76	77 \pm 253	1
<i>Pagellus acarne</i>	67	79 \pm 155	1
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	60	597 \pm 1176	5
<i>Maurolicus muelleri</i>	57	2932 \pm 12792	24
<i>Lepidopus caudatus</i>	45	266 \pm 704	2
<i>Micromesistius poutassou</i>	43	2627 \pm 12377	22
<i>Benthoosema glaciale</i>	2	140 \pm 907	1
201-300 m.			
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	100	472 \pm 804	20
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	100	350 \pm 883	15
<i>Maurolicus muelleri</i>	92	149 \pm 414	6
<i>Lepidopus caudatus</i>	92	74 \pm 155	3
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	84	88 \pm 120	4
<i>Micromesistius poutassou</i>	76	752 \pm 1992	32
<i>Myctophum punctatum</i>	36	62 \pm 273	3
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	28	52 \pm 219	2
<i>Capros aper</i>	8	123 \pm 250	5
<i>Symbolophorus veranyi</i>	4	51 \pm 258	2

	f (%)	ABUNDANCIA	%
301-400 m.	INTERV.	(N°/h)	ABUND.
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	100	240±327	20
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	88	224±540	19
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	86	217±496	18
<i>Micromesistius poutassou</i>	86	111±467	9
<i>Hygophum benoiti</i>	36	43±186	4
<i>Mauroliscus muelleri</i>	50	39±213	3
<i>Galeus melastomus</i>	74	39±81	3
<i>Phycis blennoides</i>	98	36±33	3
<i>Epigonus denticulatus</i>	95	34±35	3
<i>Cerastocopelus maderensis</i>	69	30±96	3
401-500 m.			
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	100	170±228	14
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	100	150±206	13
<i>Micromesistius poutassou</i>	100	35±36	3
<i>Galeus melastomus</i>	96	175±341	15
<i>Phycis blennoides</i>	96	51±61	4
<i>Nezumia aequalis</i>	89	68±105	6
<i>Etmopterus spinax</i>	75	30±76	2
<i>Lepidopus caudatus</i>	68	41±147	3
<i>Hygophum benoiti</i>	29	68±204	6
<i>Symbolophorus veranyi</i>	21	227±1172	19
501-600 m.			
<i>Galeus melastomus</i>	100	230±187	29
<i>Nezumia aequalis</i>	100	223±164	28
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	100	72±47	9
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	100	49±40	6
<i>Phycis blennoides</i>	100	29±32	4
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	93	46±88	6
<i>Etmopterus spinax</i>	91	25±38	3
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	85	14±13	2
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	63	25±90	3
<i>Galeus atlanticus</i>	35	18±34	2
601-700 m.			
<i>Galeus melastomus</i>	98	305±215	34
<i>Nezumia aequalis</i>	98	285±192	31
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	98	56±57	6
<i>Etmopterus spinax</i>	98	29±23	3
<i>Phycis blennoides</i>	98	16±13	2
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	96	34±38	4
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	91	32±24	4
<i>Chimaera monstrosa</i>	91	10±10	1
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	87	69±91	8
<i>Pagellus bogaraveo</i>	43	11±57	1
701-800 m.			
<i>Galeus melastomus</i>	100	227±177	29
<i>Nezumia aequalis</i>	100	213±149	27
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	100	24±17	3
<i>Chimaera monstrosa</i>	100	12±12	2
<i>Phycis blennoides</i>	100	9±5	1
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	96	111±98	13
<i>Etmopterus spinax</i>	96	28±46	4
<i>Alepocephalus rostratus</i>	93	96±201	12
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	93	37±48	5
<i>Hymenocephalus italicus</i>	15	8±28	1

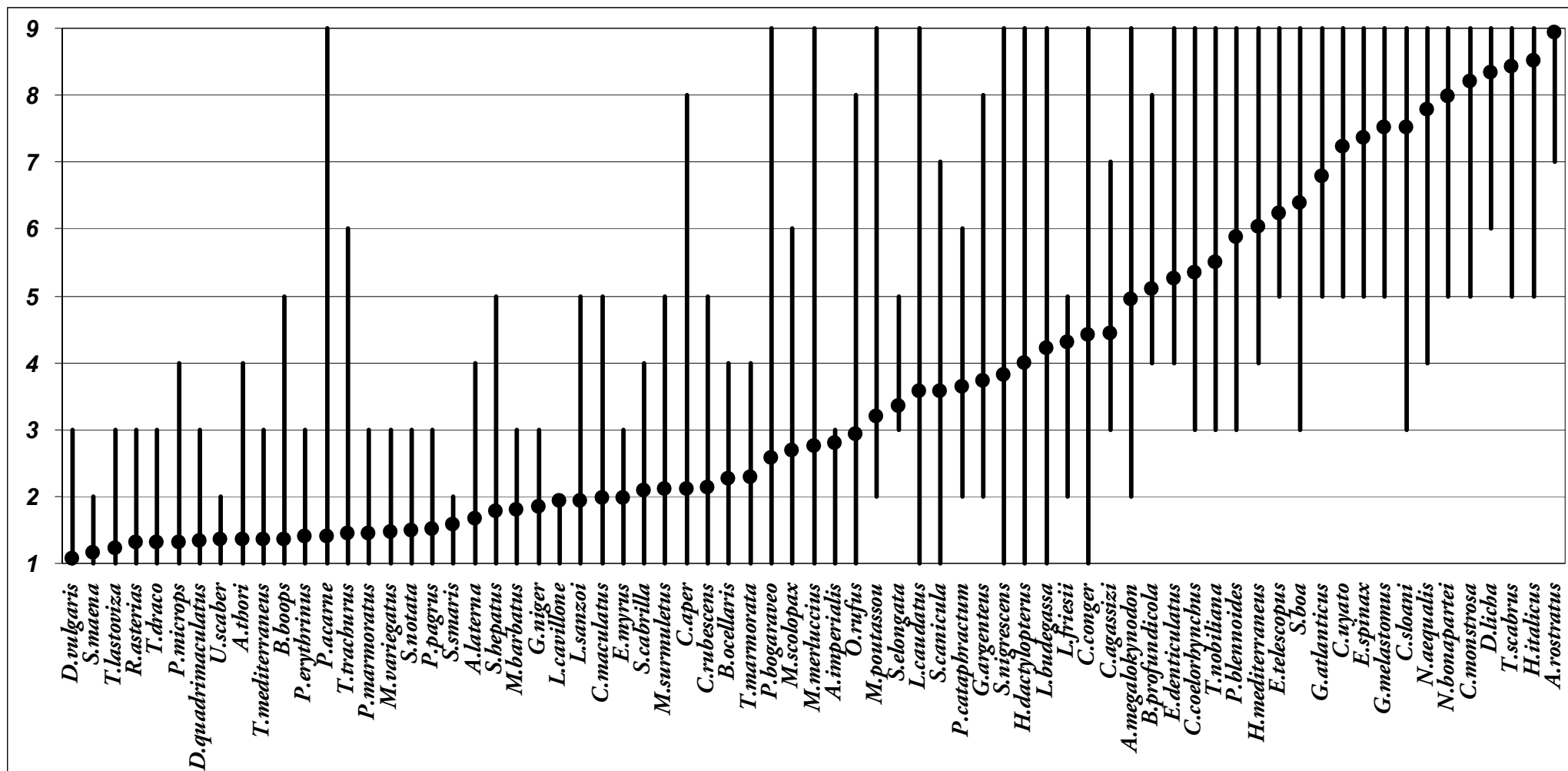


Figura 4.16. Representación gráfica de la distribución batimétrica de las especies demersales que han sido capturadas en más del 5% de los muestreos. Cada línea representa el rango de distribución batimétrica de las especies; los puntos el valor correspondiente al cdg. Dicho rango y cdg son los correspondientes al presente estudio. Los intervalos de profundidad van desde el 1 (30-50 m.) hasta el 9 (700-800 m.).

Mediante un análisis de coordenadas principales (PCO) (Figura 4.17) realizado con los datos de abundancia de los 12 años de muestreos se aprecia como se producen cambios graduales a lo largo del gradiente de profundidad.

El primero de los ejes explica el 41.9% de la variación entre muestreos y el segundo el 15% (Figura 4.17).

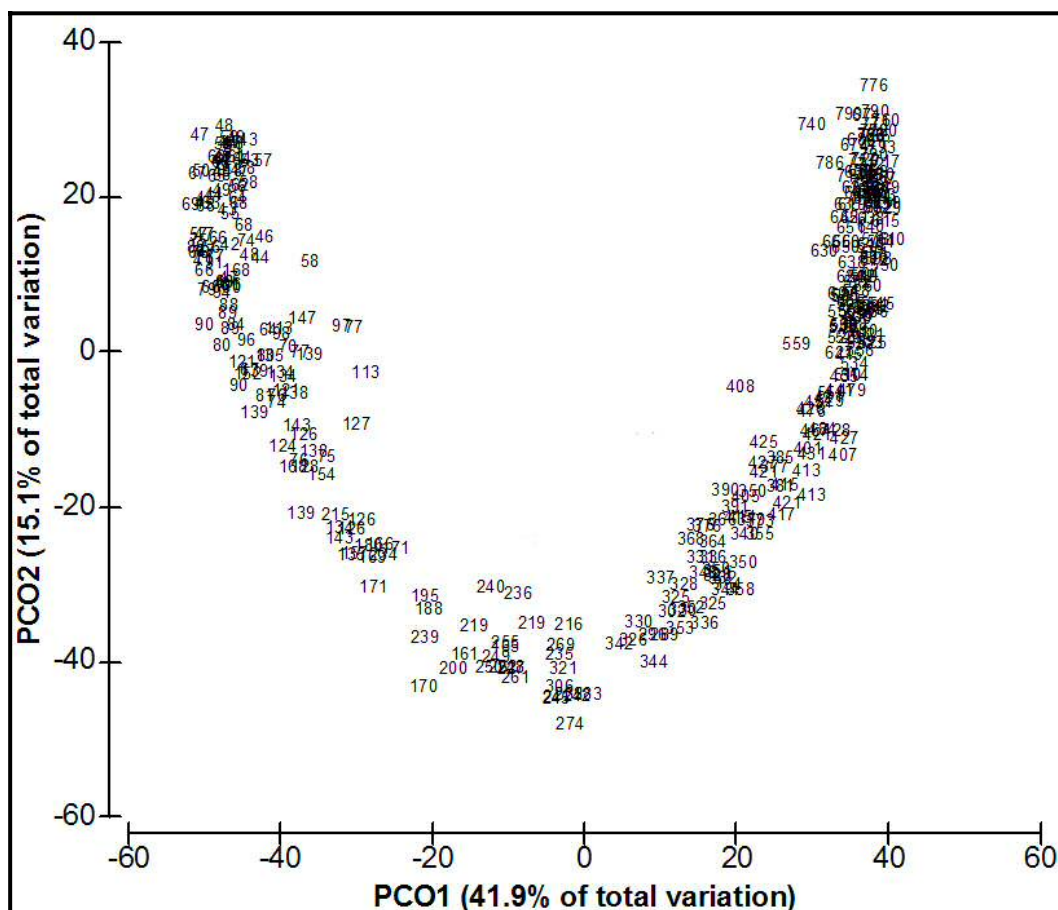


Figura 4.17. Representación gráfica de los dos primeros ejes del Análisis de coordenadas principales (PCO) basado en datos de abundancia. En la gráfica aparece la profundidad media correspondiente a cada uno de los muestreos de MEDITS 1994-2005.

El estudio de la correlación existente entre el primer eje de dicho análisis de coordenadas principales y los tres factores, profundidad, longitud y año pone de manifiesto una elevada correlación con la profundidad (coeficiente de Spearman r). (Tabla 4.IV).

Tabla 4.IV. Valores del coeficiente de correlación de Spearman (r) entre los dos ejes principales del PCO y las variables profundidad, longitud y año de muestreo.

	PC1		PC2	
	r	p	r	P
Profundidad	0.939	<0.01	-0.12	>0.01
Longitud	0.06	>0.01	-0.02	>0.01
AÑO	-0.01	>0.01	-0.07	>0.01

Tendencias batimétricas de la abundancia, biomasa y peso medio totales.

Las tendencias batimétricas de cada una de dichas variables es diferente (Figura 4.18).

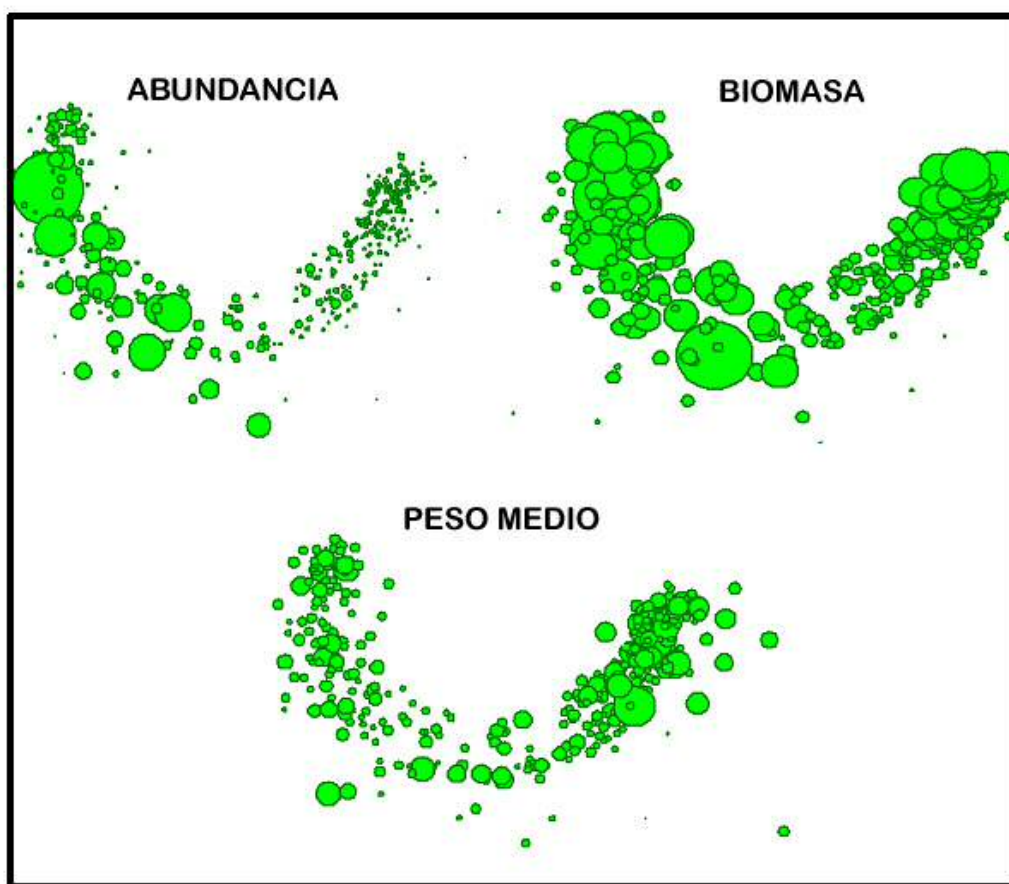


Figura 4.18. Gráfico de burbujas del análisis MDS; cada burbuja representa el valor de las variables abundancia, biomasa y peso medio totales, respectivamente, en cada uno de los muestreos de MEDITS 1994-2005.

En las tres variables analizadas se han detectado diferencias significativas entre los intervalos de profundidad en los que se ha dividido el área de estudio (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$).

En relación a la abundancia media (Figura 4.19) muestra un máximo entre los 101-200 m. A partir de esta profundidad, dichos valores disminuyen bruscamente; en el talud continental continúan descendiendo ligeramente hasta alcanzar el mínimo entre los 701-800 m. La abundancia muestra una elevada variabilidad en sus valores en la plataforma continental, disminuyendo ésta a medida que aumenta la profundidad.

La biomasa media disminuye, asimismo, a partir de los 200 m. para incrementarse nuevamente a partir de los 400-500 m., alcanzándose valores similares a los de la plataforma continental (Figura 4.19).

El peso medio mantiene unos valores muy estables hasta los 500 m.; a partir de esta profundidad. aumenta hasta un máximo entre los 701-800 m. Los valores inferiores corresponden a los intervalos comprendidos entre los 200-500 m. (Figura 4.19).

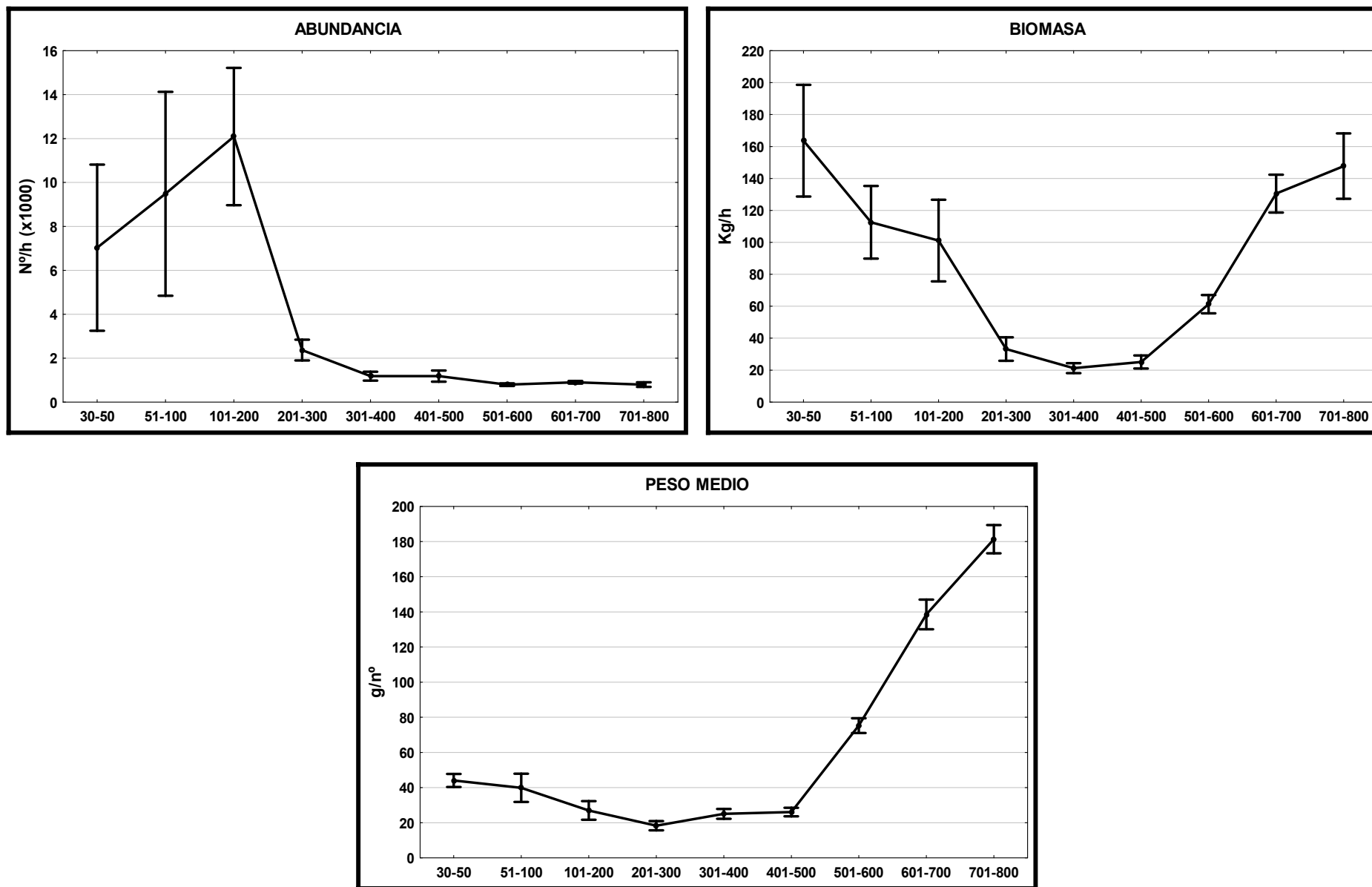
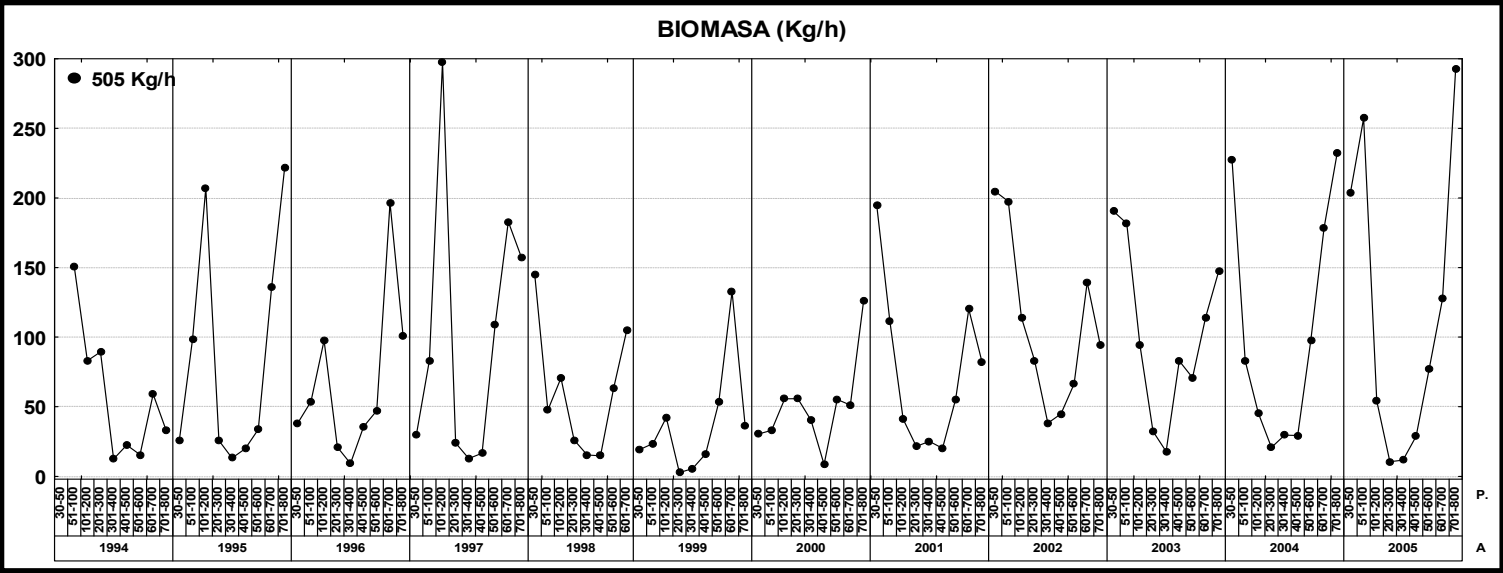
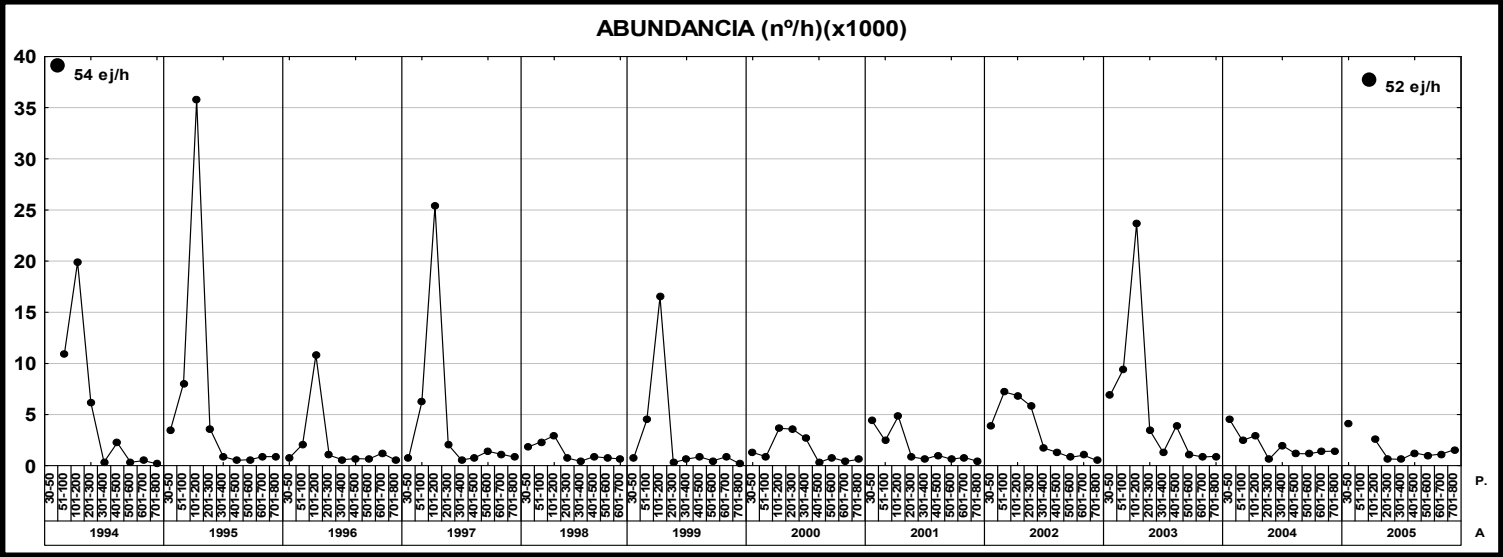


Figura 4.19. Representación gráfica de los valores medios de abundancia ($n^\circ h^{-1}$), biomasa ($Kg h^{-1}$) y peso medio (g/n°) (\pm error estándar) de las especies capturadas en las campañas MEDITS 1994-2005 en cada intervalo de profundidad.

Con el objetivo de evaluar la persistencia en el tiempo de las tendencias expuestas en las gráficas de la figura anterior, se ha realizado el análisis de las mismas durante cada año de muestreo. Se aprecia que, a lo largo de la serie temporal (Figura 4.20), predominan los años en los que la abundancia es superior entre los 101-200 m. Durante todo el periodo de estudio decae a partir de dicha profundidad manteniéndose dichos niveles hasta los 800 m.

Anualmente, las tendencias en la biomasa son variables, fundamentalmente en la plataforma continental. Igual que la abundancia, todos los años se produce una fuerte disminución de la misma a partir de los 200 m. para incrementarse nuevamente a partir de los 400 ó 500 m. hasta el máximo que se alcanza entre los 601-700 m. o entre los 701-800 m. en función del año correspondiente.

En general, el peso medio disminuye hasta un mínimo entre los 201-400 m., profundidad a partir de la cual se incrementa bruscamente para llegar al máximo entre los 701-800 m.



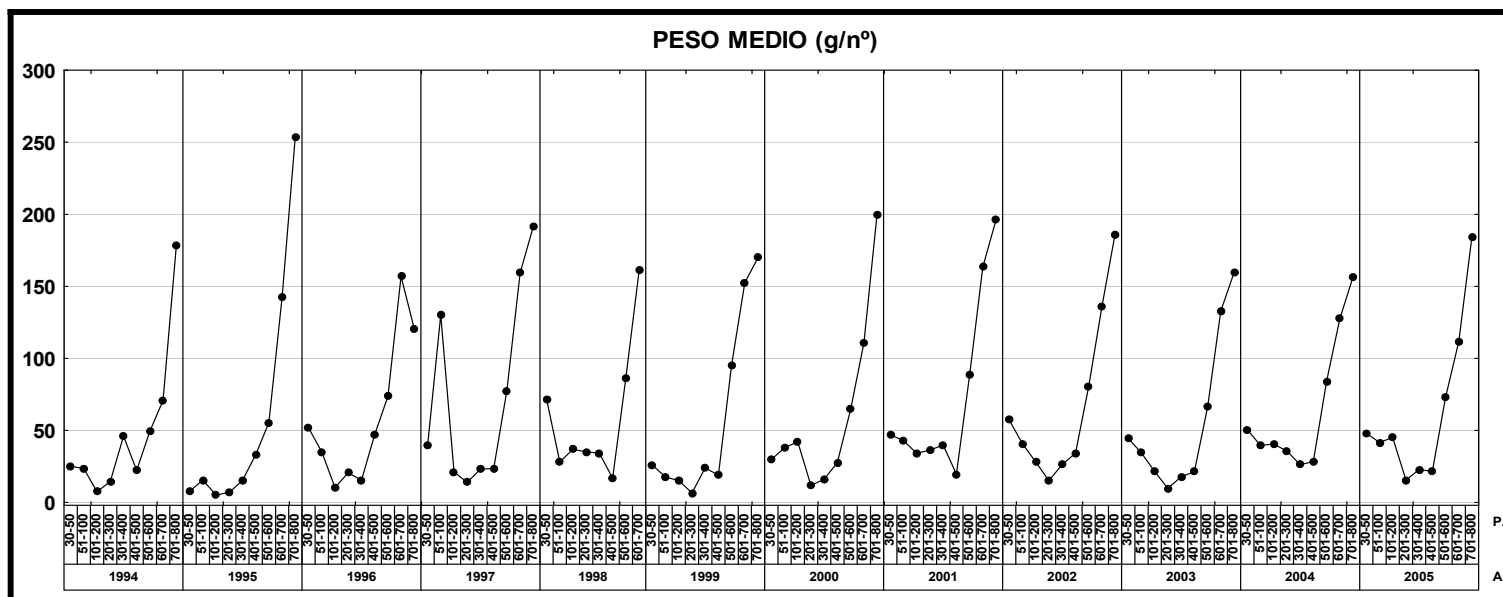


Figura 4.20. Valores medios de abundancia ($n^\circ \text{ h}^{-1}$) ($\times 1000$), biomasa (Kg h^{-1}) y peso medio (g/n°) de las especies capturadas durante los 12 años objeto de estudio. Los puntos de mayor grosor de las gráficas de abundancia y biomasa corresponden a cantidades superiores a los valores máximos del eje de ordenadas.

4.2.2. DISTRIBUCIÓN LONGITUDINAL DE LAS ESPECIES

El análisis de la distribución longitudinal ha sido realizado en cada uno de los nueve intervalos batimétricos, a fin de reducir el efecto de la profundidad. Asimismo, cada intervalo ha sido dividido, a su vez, en áreas geográficas que abarcan desde Estepona hasta Cabo de Gata. Según los valores de similitud entre muestreos y su ordenación mediante MDS en cada intervalo de profundidad (Figura 4.21), se distinguen determinadas agrupaciones de los mismos en función del área geográfica en la que han sido realizados. Dichas agrupaciones aparecen fundamentalmente en los intervalos correspondientes a la plataforma continental (30-50, 51-100, 101-200) y en el talud medio, entre los 501-600 m. y entre los 601-700 m. de profundidad. Los análisis han sido realizados con datos de abundancia de las especies.

Entre los 30-50 m. de profundidad, existen muestreos únicamente en tres lugares del área de estudio, Estepona Málaga y Punta Entinas, apareciendo agrupaciones correspondientes a cada uno de dichos lugares; en este intervalo, además de la localización geográfica, tiene influencia en la distribución de los mismos el año en que han sido realizados. Así, se encuentran agrupados, por un lado, los muestreos realizados en Estepona desde 1994 a 2001, mientras que los realizados en dicho lugar entre los años 2002 y 2005 tienen mayor semejanza con los de Málaga y Punta Entinas.

En el intervalo que comprende los 51-100 m., Punta Entinas y Cabo de Gata se presentan agrupados respecto al resto de las localidades, las cuales están más heterogéneamente distribuidas; a su vez, dentro de dicho grupo presentan mayor similitud entre sí los muestreos realizados en Cabo de Gata por un lado y los de Punta Entinas, por otro, tal y como se aprecia en el dendrograma correspondiente.

Entre los 101-200 m. los muestreos que muestran mayor similitud entre sí son aquellos realizados en el área de Almería y Roquetas de Mar.

En los intervalos comprendidos entre los 200 y los 500 m. de profundidad prácticamente no se aprecian grupos relacionados con alguna localidad de muestreo.

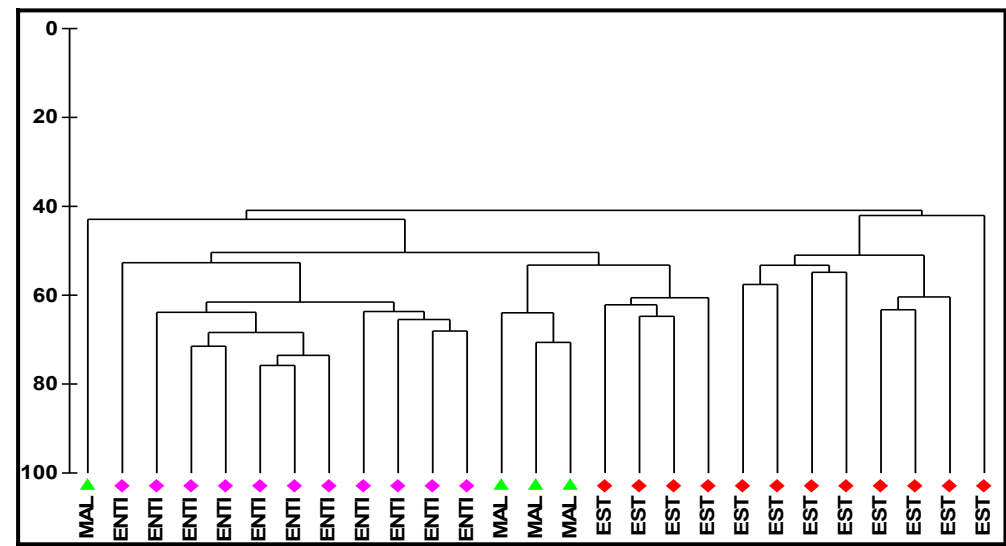
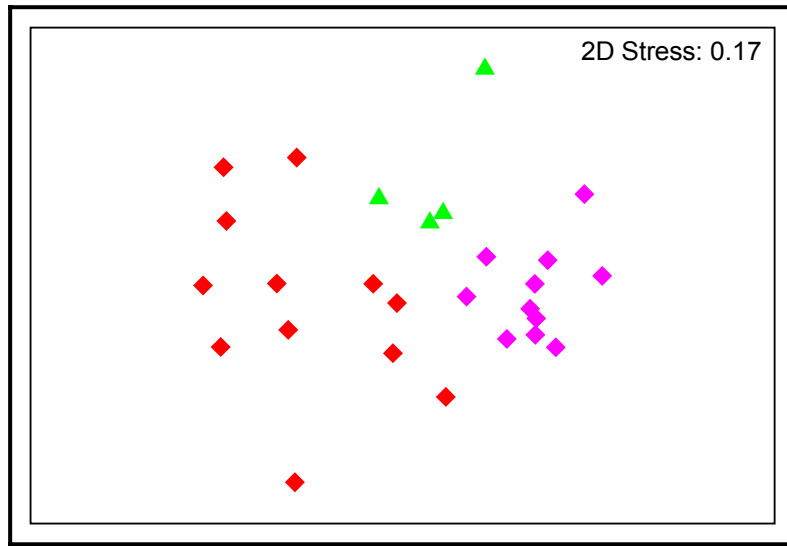
Entre los 501-600 m. las semejanzas se ponen de manifiesto entre aquellos realizados en el área de Cabo de Gata. Asimismo, en el gráfico del MDS se puede observar como el correspondiente a la Isla de Alborán (E) se encuentra segregado respecto al resto.

En el intervalo 601-700 se realizó únicamente un muestreo en Cabo de Gata que está separado del conjunto total junto con los realizados en la Isla de Alborán. Asimismo, en dicho intervalo se pone de manifiesto el agrupamiento de los muestreos realizados en el área de Punta Entinas.

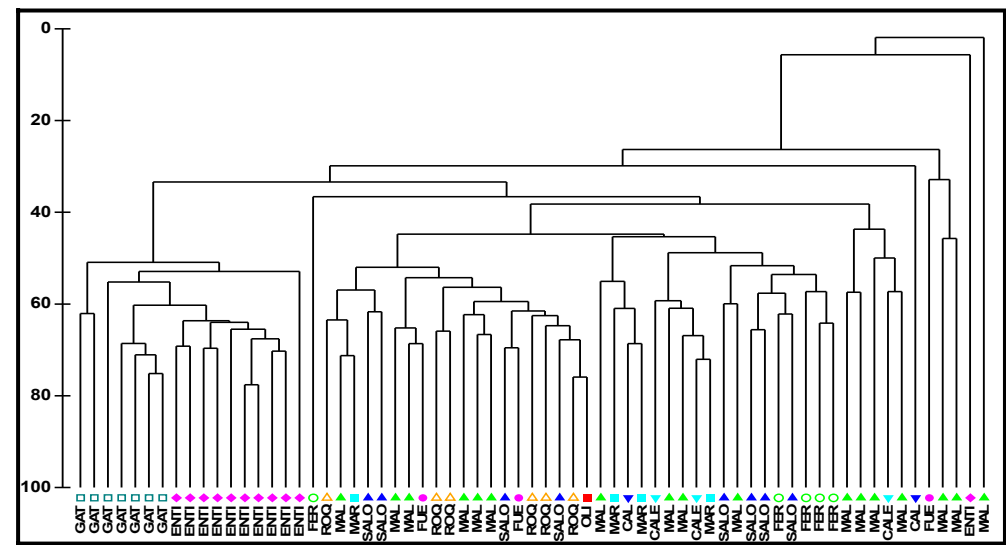
Entre los 700-800 m. no se realizan muestreos en el Cabo de Gata y en la Isla de Alborán. En cuanto a los lugares que han sido objeto de muestreo en este intervalo (Marbella, Málaga, Punta Entinas y Seco de los Olivos), no se aprecian asociaciones de los mismos en virtud de la localidad en que fueron realizados

A medida que aumenta la profundidad se aprecia como el porcentaje de similitud entre los muestreos va aumentando.

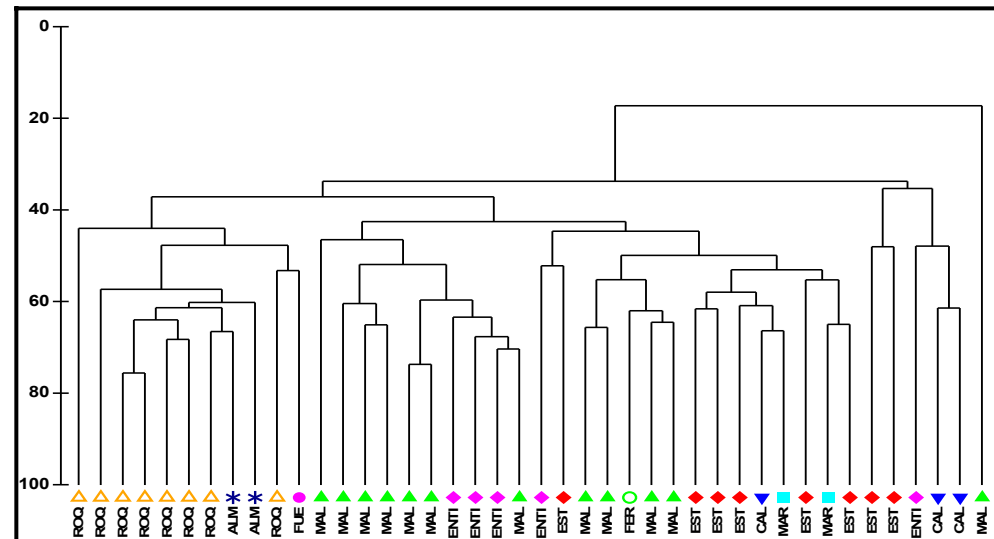
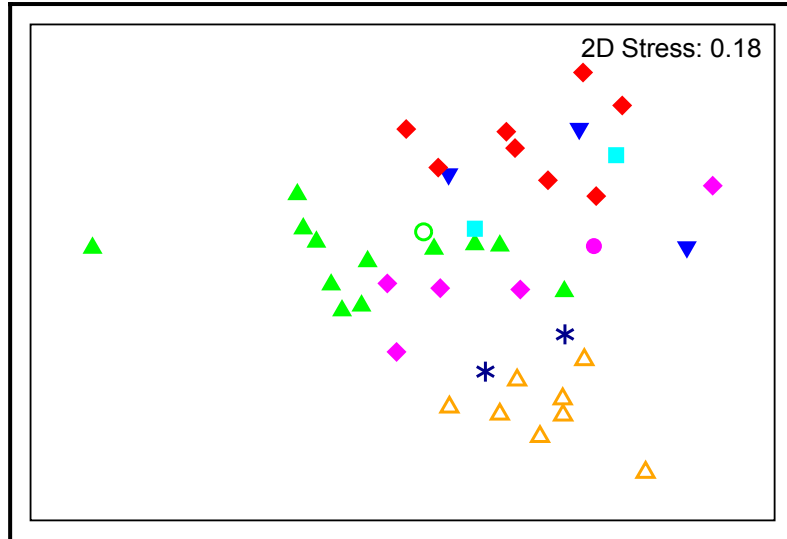
30 – 50 m.



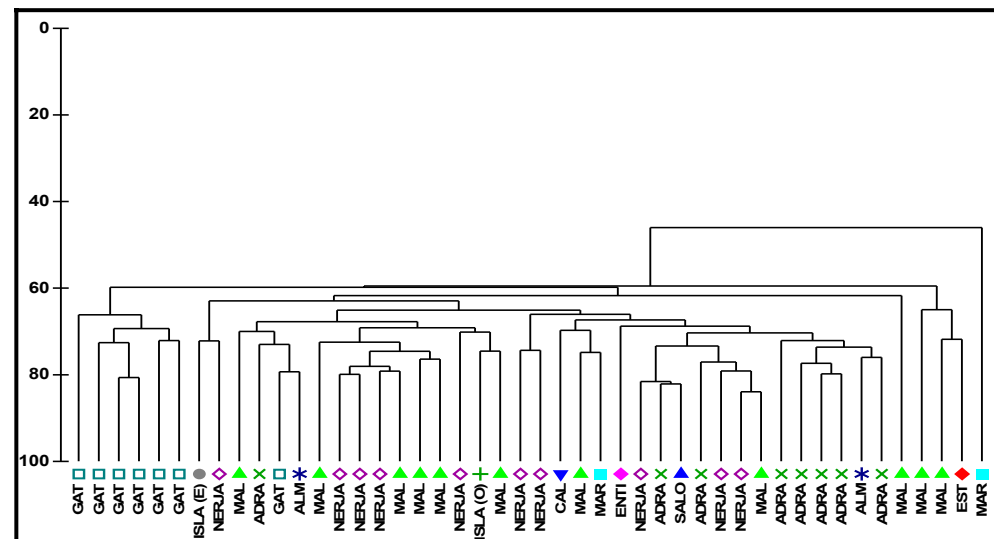
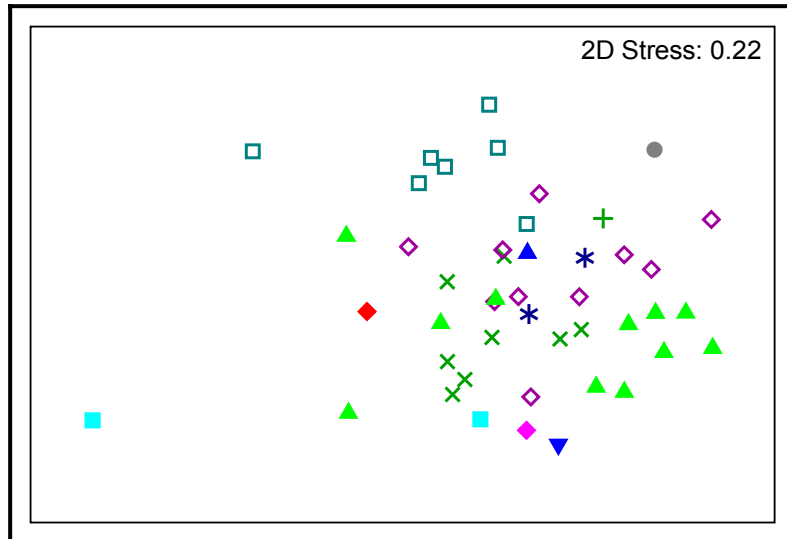
51 – 100 m.



101 – 200 m.



501 – 600 m.



601 – 700 m.

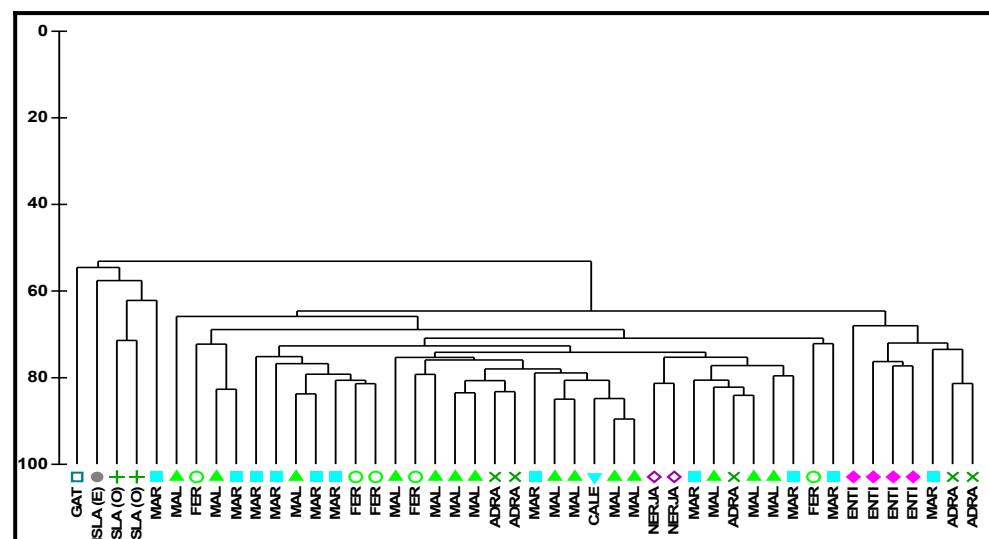
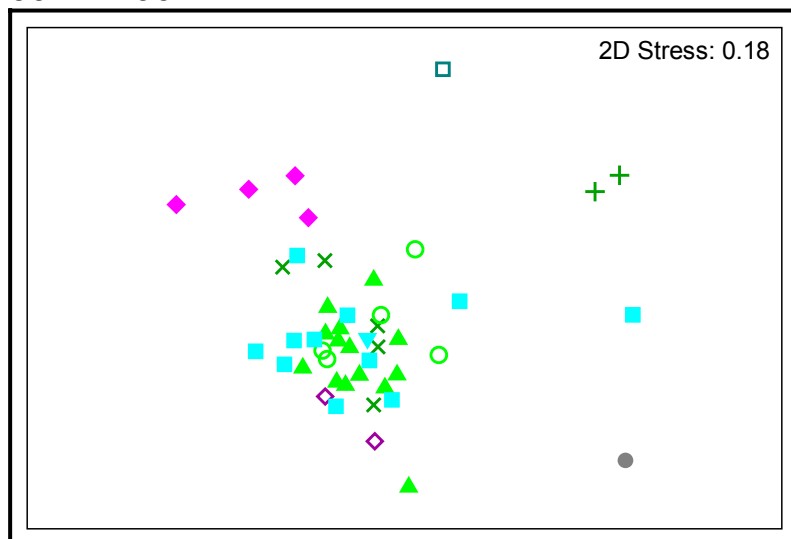


Figura 4.21. Representación gráfica de los resultados del análisis MDS (izquierda) y de cluster (derecha) realizados por intervalos de profundidad. Los muestreos se representan mediante símbolos correspondientes a cada localidad en que ha sido realizado. En el MDS dicho símbolo corresponde a la localidad indicada en el dendrograma correspondiente.

En la tabla 4.V. se muestran los valores correspondientes a la abundancia media, en cada lugar muestreado, de aquellas especies que presentan diferencias significativas en las capturas en alguno de dichos lugares (Kruskal Wallis, $p < 0.01$) y que contribuyen a las diferencias expuestas anteriormente.

En el primer intervalo de profundidad (Tabla 4.V.a)), el comprendido entre los 30-50 m., pueden diferenciarse dos grupos de especies, en relación a los datos de abundancia media de las mismas en las localidades objeto de estudio.

Por un lado, se encuentran las especies más abundantes en Estepona y poco abundantes o ausentes en Punta Entinas y en, algunos casos, en Málaga. Así, están: *C.aper*, *Callionymus maculatus*, *Gobius niger* jozo, *Microchirus variegatus*, *Symphurus nigrescens* y *T.trachurus*

Por otro lado, las que son más abundantes en Punta Entinas y, en algunos casos en Málaga, que se encuentran en menor número o ausentes en Estepona: *Boops boops*, *Mullus surmuletus*, *Spicara maena*, *Spicara smaris*, *Trachinus draco* y *Trachurus mediterraneus*.

Asimismo *Arnoglossus thori* se localiza en Punta Entinas y Estepona, sin ningún ejemplar en los muestreos correspondientes al área de Málaga.

En relación a la especie *C.aper*, en dicha profundidad está presente únicamente en Estepona; sin embargo, no alcanza valores de abundancia elevados en dicho lugar salvo en el año 1994 (103072 ejemplares/hora, que suponen el 95% de la captura total). Esta elevada captura de dicha especie es anómala en este intervalo de profundidad respecto al resto de los años. Las diferencias temporales que apuntábamos anteriormente en dicho intervalo se deben a la misma que, durante el periodo comprendido entre 1994 y 2001 se captura entre los 30-50 m. en mayor o menor medida prácticamente sólo en Estepona. Sin embargo, a partir del año 2002 no se captura apenas ningún ejemplar, en dicho intervalo en esta localidad lo que provoca que aumenten las semejanzas entre los muestreos de Estepona con los de Málaga y Punta Entinas.

Tabla 4.V.a). Valores medios de abundancia ($n^{\circ} h^{-1}$) y frecuencia de ocurrencia (f) de las especies que presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) en relación a dichos valores entre lugares muestreados en el intervalo de profundidad comprendido entre 30-50 m.

30 – 50 m.																	
LOCALIDAD MUESTREOS		GAT. (0)	ISLA E O (0)(0)	ALM. (0)	ROQ. (0)	ENTI (11)	ADR (0)	OLI (0)	CAST. (0)	SAL. (0)	NER (0)	CALE. (0)	MAL. (4)	FUE. (0)	CAL. (0)	MAR. (0)	EST. (12)
<i>A. thori</i>	N ^o	--	--	--	--	97	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	40
	f	--	--	--	--	11	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	9
<i>B. boops</i>	N ^o	--	--	--	--	723	--	--	--	--	--	--	747	--	--	--	64
	f	--	--	--	--	11	--	--	--	--	--	--	4	--	--	--	11
<i>C. aper</i>	N ^o	--	--	--	--	1	--	--	--	--	--	--	4	--	--	--	8624
	f	--	--	--	--	3	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	8
<i>C. maculatus</i>	N ^o	--	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	21
	f	--	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	9
<i>G. niger</i>	N ^o	--	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	8	--	--	--	7
	f	--	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	3	--	--	--	8
<i>M. surmuletus</i>	N ^o	--	--	--	--	13	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	2
	f	--	--	--	--	8	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	4
<i>M. variegatus</i>	N ^o	--	--	--	--	1	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	10
	f	--	--	--	--	3	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	8
<i>S. maena</i>	N ^o	--	--	--	--	395	--	--	--	--	--	--	6	--	--	--	0
	f	--	--	--	--	11	--	--	--	--	--	--	2	--	--	--	0
<i>S. smarís</i>	N ^o	--	--	--	--	132	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	0
	f	--	--	--	--	8	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	0
<i>S. nigrescens</i>	N ^o	--	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	4
	f	--	--	--	--	0	--	--	--	--	--	--	0	--	--	--	7
<i>T. draco</i>	N ^o	--	--	--	--	20	--	--	--	--	--	--	13	--	--	--	0
	f	--	--	--	--	10	--	--	--	--	--	--	3	--	--	--	0
<i>T. mediterr.</i>	N ^o	--	--	--	--	32	--	--	--	--	--	--	18	--	--	--	4
	f	--	--	--	--	10	--	--	--	--	--	--	1	--	--	--	2
<i>T. trachurus</i>	N ^o	--	--	--	--	96	--	--	--	--	--	--	140	--	--	--	1541
	f	--	--	--	--	11	--	--	--	--	--	--	4	--	--	--	12

Entre los 51-100 m. (Tabla 4.V.b)), los lugares muestreados son más numerosos que en el intervalo anterior. Las diferencias apuntadas en éste, se mantienen respecto a Punta Entinas y también se producen en Cabo de Gata (en el anterior intervalo no existen muestreos en dicho lugar). *C.aper*, *C.maculatus*, *G.n.jozo*, y *S.nigrescens*, además de *Cepola rubescens*, *Lesueurigobius sanzoi*, *Macroramphosus scolopax* y *Ophichthus rufus* son capturadas prácticamente en todos los lugares objeto de muestreo a excepción de estas dos áreas. Por el contrario, las especies que se encuentran principalmente en Punta Entinas y en Cabo de Gata, siendo proporcionalmente menos abundantes en el resto de los lugares, son: *B.boops*, *Mullus barbatus*, *M.surmuletus*, *Pagellus erythrinus*, *P.acarne*, *S.maena*, *S.smaris*, *Deltentosteus quadrimaculatus*, *Lepidotrigla cavillone* y *T.draco*.

Existen, asimismo, determinadas especies que muestran diferencias significativas entre los diferentes lugares pero no se ajustan a ninguno de los dos patrones de abundancia anteriores. Así, *Merluccius merluccius smiridus*, que destaca por la elevada abundancia en el muestreo del Seco de los Olivos. *E. encrasicolus*, *S.p.sardina* destacan por capturas muy elevadas en Caleta de Vélez. No obstante, en ambas especies, se trata de una captura puntual en un único muestreo realizado en dicho lugar el año 2005. *M.poutassou*, también se encuentra de forma especialmente abundante en un muestreo de Salobreña.

Tabla 4.V.b). Valores medios de abundancia ($n^{\circ} h^{-1}$) y frecuencia de ocurrencia (f) de las especies que presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) en relación a dichos valores entre lugares muestreados en el intervalo de profundidad comprendido entre 51-100 m.

51 – 100 m.																	
LOCALIDAD MUESTREOS		GAT. (7)	ISLA E O (0)(0)	ALM. (0)	ROQ. (6)	ENTI (11)	ADR (0)	OLI (1)	CAST. (5)	SAL. (8)	NER (0)	CALE. (3)	MAL. (17)	FUE. (3)	CAL. (2)	MAR (4)	EST. (0)
<i>B. boops</i>	Nº	103	--	--	--	36	680	--	42	184	135	--	77	83	1	9	117
	f	7	--	--	--	4	10	--	1	4	8	--	2	9	1	2	4
<i>C. aper</i>	Nº	1	--	--	--	469	0	--	40	48	131	--	161	1167	183	27052	3010
	f	3	--	--	--	6	0	--	1	2	7	--	2	14	3	2	4
<i>C. maculatus</i>	Nº	1	--	--	--	30	0	--	166	1	46	--	9	47	177	27	72
	f	2	--	--	--	6	0	--	1	2	7	--	3	12	3	2	4
<i>C. rubescens</i>	Nº	1	--	--	--	119	0	--	160	65	150	--	193	108	154	3	7
	f	2	--	--	--	6	0	--	1	5	8	--	3	16	3	1	4
<i>D. quadrim.</i>	Nº	20	--	--	--	1	15	--	0	4	0	--	3	0	1	7	5
	f	6	--	--	--	3	7	--	0	2	0	--	1	3	1	2	2
<i>E. encrasic.</i>	Nº	0	--	--	--	4	0	--	0	0	1	--	17157	1042	0	0	4
	f	0	--	--	--	2	0	--	0	0	1	--	3	2	0	0	1
<i>G. niger</i>	Nº	0	--	--	--	16	0	--	30	3	33	--	15	25	14	0	17
	f	1	--	--	--	6	0	--	1	4	8	--	3	13	2	0	2
<i>L. cavillone</i>	Nº	67	--	--	--	1	5	--	2	34	12	--	0	0	0	0	0
	f	6	--	--	--	2	4	--	1	2	3	--	0	1	0	0	0
<i>L. sanzoi</i>	Nº	0	--	--	--	20	0	--	8	3	22	--	35	42	1	0	0
	f	0	--	--	--	6	0	--	1	1	5	--	3	13	1	0	0
<i>M. merluccius</i>	Nº	14	--	--	--	76	32	--	158	6	26	--	29	50	41	30	31
	f	7	--	--	--	6	8	--	1	4	7	--	3	16	2	1	3
<i>M. poutassou</i>	Nº	0	--	--	--	0	0	--	0	0	3119	--	0	0	0	1	0
	f	0	--	--	--	0	0	--	0	0	1	--	0	0	0	1	0
<i>M. scolopax</i>	Nº	0	--	--	--	10	0	--	0	1	1	--	1	4	9	987	43
	f	0	--	--	--	4	0	--	0	1	2	--	1	7	2	2	3
<i>M. barbatus</i>	Nº	286	--	--	--	9	173	--	0	51	2	--	3	5	1	0	2
	f	7	--	--	--	3	10	--	0	4	2	--	2	6	1	0	1
<i>M. surmuletus</i>	Nº	3	--	--	--	1	63	--	0	2	4	--	0	1	1	7	1
	f	4	--	--	--	2	8	--	0	2	4	--	0	2	1	1	1
<i>O. rufus</i>	Nº	5	--	--	--	83	0	--	26	18	9	--	7	2	14	0	1
	f	3	--	--	--	6	2	--	1	5	5	--	1	5	2	0	1
<i>P. acarne</i>	Nº	987	--	--	--	10	1813	--	26	218	136	--	1047	175	3	109	389
	f	7	--	--	--	5	10	--	1	5	8	--	3	12	1	1	4
<i>P. erythrinus</i>	Nº	32	--	--	--	0	80	--	0	0	1	--	7	2	0	0	0
	f	5	--	--	--	1	9	--	0	0	3	--	2	6	0	0	0
<i>S. maena</i>	Nº	52	--	--	--	16	138	--	0	6	0	--	1	3	0	0	0
	f	6	--	--	--	3	10	--	0	3	0	--	1	2	0	0	0
<i>S. smarís</i>	Nº	300	--	--	--	0	247	--	0	0	0	--	0	0	0	0	0
	f	7	--	--	--	0	7	--	0	1	0	--	0	0	0	0	0
<i>S. nigrescens</i>	Nº	0	--	--	--	8	0	--	0	1	18	--	2	43	9	1	49
	f	1	--	--	--	3	0	--	0	2	6	--	2	9	1	1	3
<i>S. pilchardus</i>	Nº	0	--	--	--	30	7	--	0	9	3	--	87072	280	0	0	6492
	f	0	--	--	--	1	2	--	0	4	4	--	3	7	0	0	2
<i>T. draco</i>	Nº	1	--	--	--	2	18	--	0	3	1	--	1	2	0	0	2
	f	3	--	--	--	2	9	--	0	3	2	--	1	5	0	0	1

Entre los 101 y los 200 m. de profundidad (Tabla 4.V (c)) no se producen las diferencias anteriormente apuntadas relativas a las especies *C.aper*, *C.maculatus*, *L.sanzo*, *M.scolopax*, *O.rufus* y *S.nigrescens*; dichas especies, que anteriormente se mostraban ausentes en Punta Entinas, se capturan en dicho lugar en este rango de profundidad. *C.rubescens*, no obstante, mantiene las diferencias. En relación a las especies *G.n.jozo*, *M.variegatus* y *T.draco* prácticamente, no se encuentran a partir de los 100 m. de profundidad. *S.maena* y *S.smaris* desaparecen totalmente.

Las diferencias entre la zona de Roquetas-Almería y el resto de los lugares estudiados, son causadas por determinadas especies cuyas capturas muestran diferencias significativas en el área de estudio en este intervalo. Así, en ambos lugares se capturan mayor número de ejemplares de las especies *S.hepatus* y *M.m.smiridus* que en el resto. Contrariamente *P.acarne* presenta valores de abundancia menores. *C.rubescens* se captura, en este intervalo de profundidad, únicamente en Almería y Roquetas y en Fuengirola. La especie *Maurolicus muelleri*, presenta capturas masivas en la zona de Málaga, Calaburras y Marbella, pero únicamente en años determinados.

Tabla 4.V.c). Valores medios de abundancia ($n^{\circ} h^{-1}$) y frecuencia de ocurrencia (f) de las especies que presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) en relación a dichos valores entre lugares muestreados en el intervalo de profundidad comprendido entre 101-200 m.

101 – 200 m.																		
LOCALIDAD MUESTREOS		GAT. (0)	ISLA E O (0)(0)	ALM. (2)	ROQ. (8)	ENTI (5)	ADR (0)	OLI (0)	CAST. (1)	SAL. (0)	NER (0)	CALE. (0)	MAL. (12)	FUE. (1)	CAL. (3)	MAR. (2)	EST. (8)	
<i>C. rubescens</i>	Nº	--	-- --	9	55	0	--	--	0	--	--	--	0	6	0	0	0	
	f	--	-- --	2	8	0	--	--	0	--	--	--	0	1	0	0	0	
<i>M. merluccius</i>	Nº	--	-- --	204	351	517	--	--	8	--	--	--	19	10	1	4	3	
	f	--	-- --	2	8	5	--	--	1	--	--	--	8	1	1	1	6	
<i>M. muelleri</i>	Nº	--	-- --	0	25	7	--	--	386	--	--	--	3478	0	26372	680	39	
	f	--	-- --	0	2	2	--	--	1	--	--	--	12	0	2	1	4	
<i>M. surmuletus</i>	Nº	--	-- --	0	2	10	--	--	12	--	--	--	1	38	26	11	12	
	f	--	-- --	0	3	3	--	--	1	--	--	--	3	1	3	1	6	
<i>P. acarne</i>	Nº	--	-- --	20	1	127	--	--	8	--	--	--	3	120	129	29	256	
	f	--	-- --	2	2	4	--	--	1	--	--	--	6	1	2	2	8	
<i>S. hepatus</i>	Nº	--	-- --	155	247	7	--	--	0	--	--	--	1	30	0	0	0	
	f	--	-- --	2	8	1	--	--	0	--	--	--	2	1	0	0	0	

En cuanto a los intervalos de mayor profundidad, entre los 501 y los 700 m. (Tabla 4.V.d) y Tabla 4.V.e)) el área correspondiente a Cabo de Gata difiere del resto por la disminución en las capturas de unas especies y por el aumento de otras.

Entre aquéllas cuyas capturas descienden se encuentran *G.melastomus* y *N.aequalis* cuya abundancia respecto al resto de los lugares es menor y, fundamentalmente *T.scabrus* y *C.monstrosa*, que no aparecen en ninguno de los muestreo realizados en dicho lugar. Entre las que incrementan su abundancia se encuentra, fundamentalmente, *Phycis blennoides*.

Los muestreos de la Isla de Alborán también presentan diferencias con el resto, fundamentalmente los de la parte oriental (Isla de Alborán (E)), caracterizándose por la captura de menor número de ejemplares de las especies *G.melastomus* y *N.aequalis* y por la ausencia de *C.monstrosa*. A diferencia de lo que ocurre en Cabo de Gata sí se registran ejemplares de *T.scabrus* pero en número muy bajo. También se diferencia de Cabo de Gata en que no presenta capturas tan elevadas de la especie *P.blennoides* como dicho lugar.

Galeus atlanticus muestra, asimismo, diferencias en cuanto a la distribución en el área de estudio. Dicha especie se encuentra fundamentalmente en la parte central de la cuenca, en Málaga y Nerja, disminuyendo hacia el oeste y hacia el este, respectivamente, no registrándose ejemplares a partir del Cabo de Gata. A diferencia de las anteriores especies que tienen tendencias similares en Cabo de Gata y en la Isla de Alborán (excepto *P.blennoides*), *G.atlanticus* está ausente en el primer lugar y es muy abundante en la Isla de Alborán. No obstante, presenta una distribución batimétrica más somera que las expuestas anteriormente.

Respecto a la zona de Punta Entinas, se caracteriza por la captura de mayor número de ejemplares de la especie *H.mediterraneus* que en el resto de los lugares objeto de estudio.

Como se ha expuesto previamente, entre los 700-800 m. no se realizan muestreos en el Cabo de Gata y en la Isla de Alborán. En cuanto a los lugares que han sido objeto de muestreo en este intervalo (Marbella, Málaga, Punta Entinas y Seco de los Olivos), no se aprecian asociaciones de los mismos en virtud de la localidad en que fueron realizados.

Tabla 4.V.d). Valores medios de abundancia ($n^{\circ} h^{-1}$) y frecuencia de ocurrencia (f) de las especies que presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) en relación a dichos valores entre lugares muestreados en el intervalo de profundidad comprendido entre 501-600 m.

501 – 600 m.																	
LOCALIDAD MUESTREOS		GAT. (7)	ISLA E O (1)(1)	ALM (2)	ROQ (0)	ENT (1)	ADR (8)	OL (0)	CAS (0)	SAL. (1)	NER (10)	CALE (0)	MAL (11)	FUE (0)	CAL (1)	MAR (2)	EST (1)
<i>A.rostratus</i>	N ^o	0	0	0	0	--	43	0	--	0	0	--	0	--	0	0	0
	f	1	0	0	0	--	1	0	--	0	0	--	0	--	0	0	0
<i>C.monstrosa</i>	N ^o	0	0	2	1	--	4	3	--	3	6	--	5	--	3	0	2
	f	0	0	1	1	--	1	6	--	1	6	--	7	--	3	0	1
<i>G. atlanticus</i>	N ^o	0	28	44	1	--	0	3	--	0	41	--	28	--	0	0	0
	f	1	1	1	1	--	0	2	--	0	4	--	6	--	0	0	0
<i>G. melastom.</i>	N ^o	95	13	158	168	--	303	205	--	307	354	--	277	--	129	198	54
	f	7	1	1	2	--	1	8	--	1	10	--	11	--	1	2	1
<i>H.mediterran.</i>	N ^o	44	102	80	59	--	193	76	--	47	89	--	74	--	31	48	
	f	7	1	1	2	--	1	8	--	1	10	--	11	--	1	1	1
<i>N. aequalis</i>	N ^o	80	63	508	337	--	129	304	--	230	308	--	216	--	111	33	37
	f	7	1	1	2	--	1	8	--	1	10	--	11	--	1	2	1
<i>P. blennoides</i>	N ^o	70	7	16	48	--	16	14	--	8	37	--	16	--	11	12	23
	f	7	1	1	2	--	1	8	--	1	10	--	11	--	1	2	1
<i>T. scabrus</i>	N ^o	0	4	0	17	--	13	4	--	0	13	--	85	--	19	3	1
	f	0	1	0	2	--	1	6	--	0	8	--	8	--	1	1	1

Tabla 4.V.e). Valores medios de abundancia ($n^{\circ} h^{-1}$) y frecuencia de ocurrencia (f) de las especies que presentan diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) en relación a dichos valores entre lugares muestreados en el intervalo de profundidad comprendido entre 601-700 m.

601 – 700 m.																	
LOCALIDAD MUESTREOS		GAT (1)	ISLA E O (1)(2)	ALM (0)	ROQ (0)	ENT (4)	ADR (5)	OLI (0)	CAS (5)	SAL. (0)	NER (2)	CALE (1)	MAL (14)	FUE (1)	CAL (0)	MAR (11)	EST (0)
<i>C. monstrosa</i>	N ^o	0	0	2	--	4	6	--	6	--	26	16	18	0	0	7	--
	f	0	0	2	--	4	5	--	5	--	2	1	14	0	0	10	--
<i>G. melastom.</i>	N ^o	22	12	51	--	351	385	--	257	--	224	484	378	0	3	308	--
	f	1	1	2	--	4	5	--	5	--	2	1	14	0	3	11	--
<i>H.mediterran.</i>	N ^o	81	36	36	--	168	112	--	44	--	41	38	44	0	0	25	--
	f	1	1	2	--	4	5	--	5	--	2	1	14	0	0	11	--
<i>N. aequalis</i>	N ^o	92	72	86	--	274	576	--	374	--	343	414	278	0	129	202	--
	f	1	1	2	--	4	5	--	5	--	2	1	14	0	1	11	--
<i>P. blennoides</i>	N ^o	71	2	3	--	35	15	--	19	--	4	13	12	0	31	15	--
	f	1	1	2	--	4	5	--	5	--	2	1	14	0	1	11	--
<i>S. veranyi</i>	N ^o	0	0	0	--	0	0	--	0	--	0	0	0	276	111	1	--
	f	0	0	0	--	0	0	--	0	--	0	0	1	1	1	1	--
<i>T. scabrus</i>	N ^o	0	4	0	--	9	94	--	22	--	349	279	98	0	11	23	--
	f	0	1	0	--	3	5	--	5	--	2	1	14	0	1	10	--

Evolución longitudinal de abundancia, biomasa y peso medio totales.

Con carácter general, no se aprecian tendencias de incremento o descenso de dichas variables de oeste a este o viceversa, dentro del área de estudio.

El análisis realizado por intervalos de profundidad pone de manifiesto diferencias significativas de dichas variables entre determinadas localidades en el intervalo correspondiente a los 51-100 m. y en el correspondiente a los 601-700 m. de profundidad (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$).

Entre los 51-100 m. (Figura 4.22) los valores superiores de abundancia y biomasa se registran en la parte occidental, concretamente en Marbella, Calaburras y Caleta de Vélez como consecuencia de las elevadas capturas, en dichos lugares, de las especies *C. aper*, *M. scolopax*, *E. encrasicolus* y *S. p. sardina*. En cuanto al peso medio en los mismos es inferior que en el resto a causa del pequeño tamaño alcanzado por los ejemplares de dichas especies en relación al resto.

Entre los 601-700 m. de profundidad (Figura 4.23), existen diferencias significativas, con valores inferiores de las tres variables analizadas, en la zona de Cabo de Gata y de la Isla de Alborán (tanto en el sector este como oeste de la misma) y hay que apuntar que éstas son más acusadas en relación a la biomasa y al peso medio (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) que en cuanto a la abundancia (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Entre los 501-600 m. de profundidad se aprecia, asimismo, el descenso de los valores de las tres variables en Cabo de Gata e Isla de Alborán (E), sin que éste llegue a ser significativo.

Dichas diferencias son debidas tanto al descenso del número de ejemplares de las especies indicadas anteriormente como al menor peso medio alcanzado por algunas de las mismas en dichos lugares (Figura 4.24).

En Cabo de Gata disminuye significativamente el peso medio de las especies *G.melastomus*, *N.aequalis* y *P.blennoides*. (No hay capturas de *T.scabrus* ni de *C.monstrosa*).

En cuanto a la Isla de Alborán, oeste, la disminución del peso medio se produce en *C.monstrosa*, *G.melastomus* y *N.aequalis* (no hay capturas de *T.scabrus*). En la misma, en el este, disminuye el peso medio de *G.melastomus*, *N.aequalis*, *P.blennoides* y *T.scabrus* (no hay capturas de *C.monstrosa*).

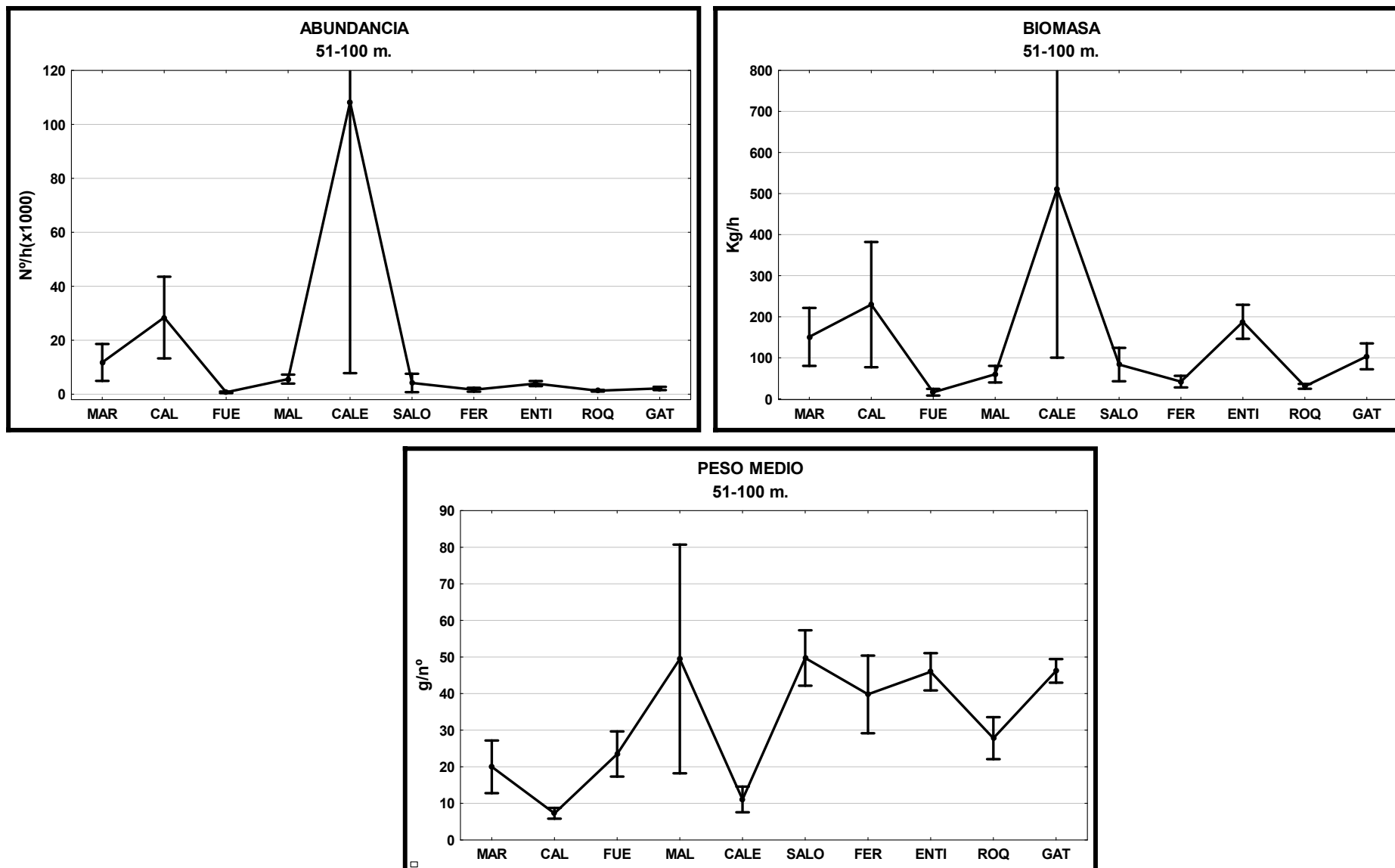


Figura 4.22. Representación gráfica de los valores medios de abundancia ($\text{n}^\circ \text{h}^{-1}$), biomasa (Kg h^{-1}) y peso medio (g/n°) (\pm error estándar) de las especies capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005 en el intervalo comprendido entre los 51-100 m. de profundidad.

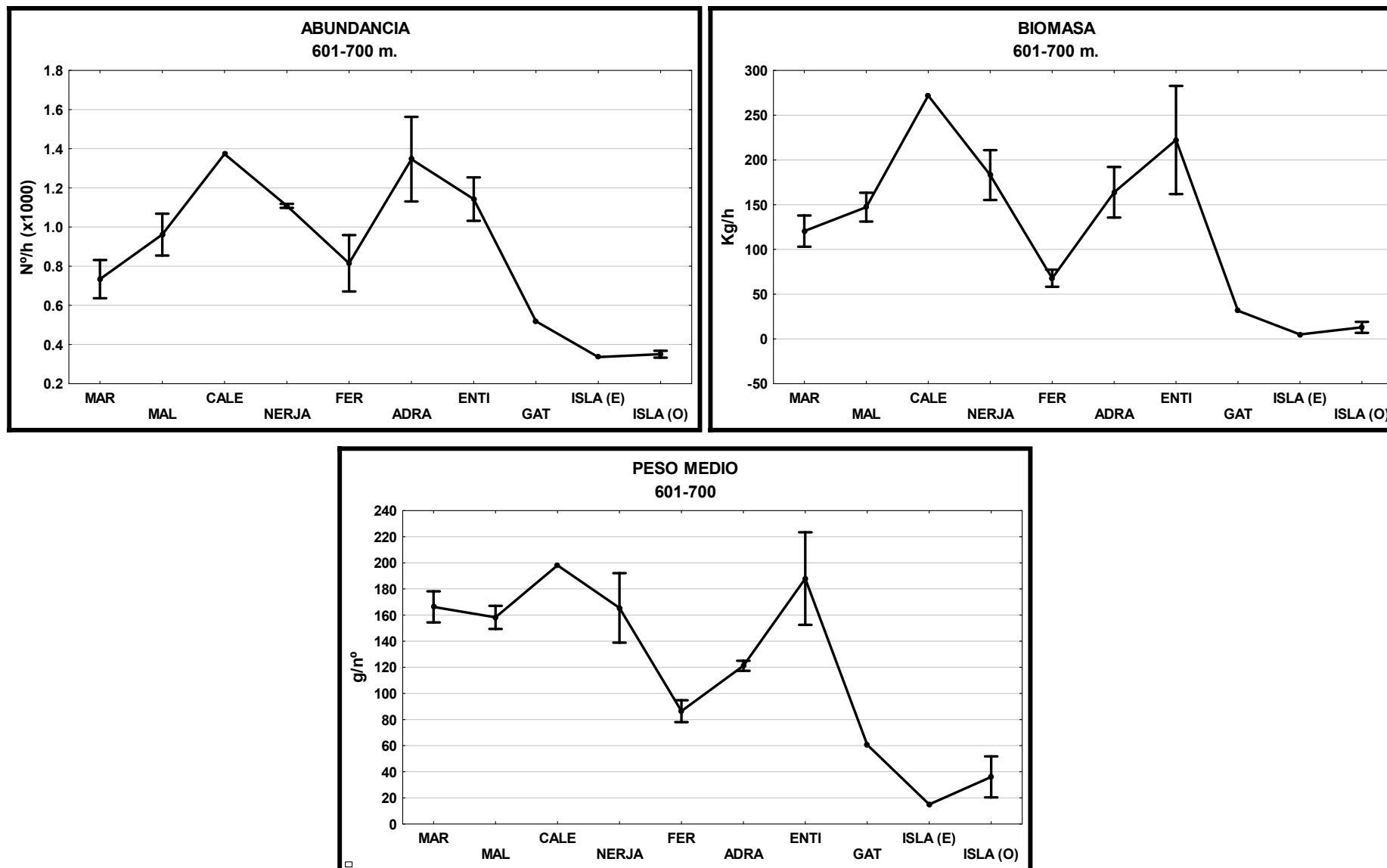


Figura 4.23. Representación gráfica de los valores medios de abundancia ($\text{n}^\circ \text{h}^{-1}$), biomasa (Kg h^{-1}) y peso medio (g/n°) (\pm error estándar) de las especies capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005 en el intervalo comprendido entre los 601-700 m. de profundidad.

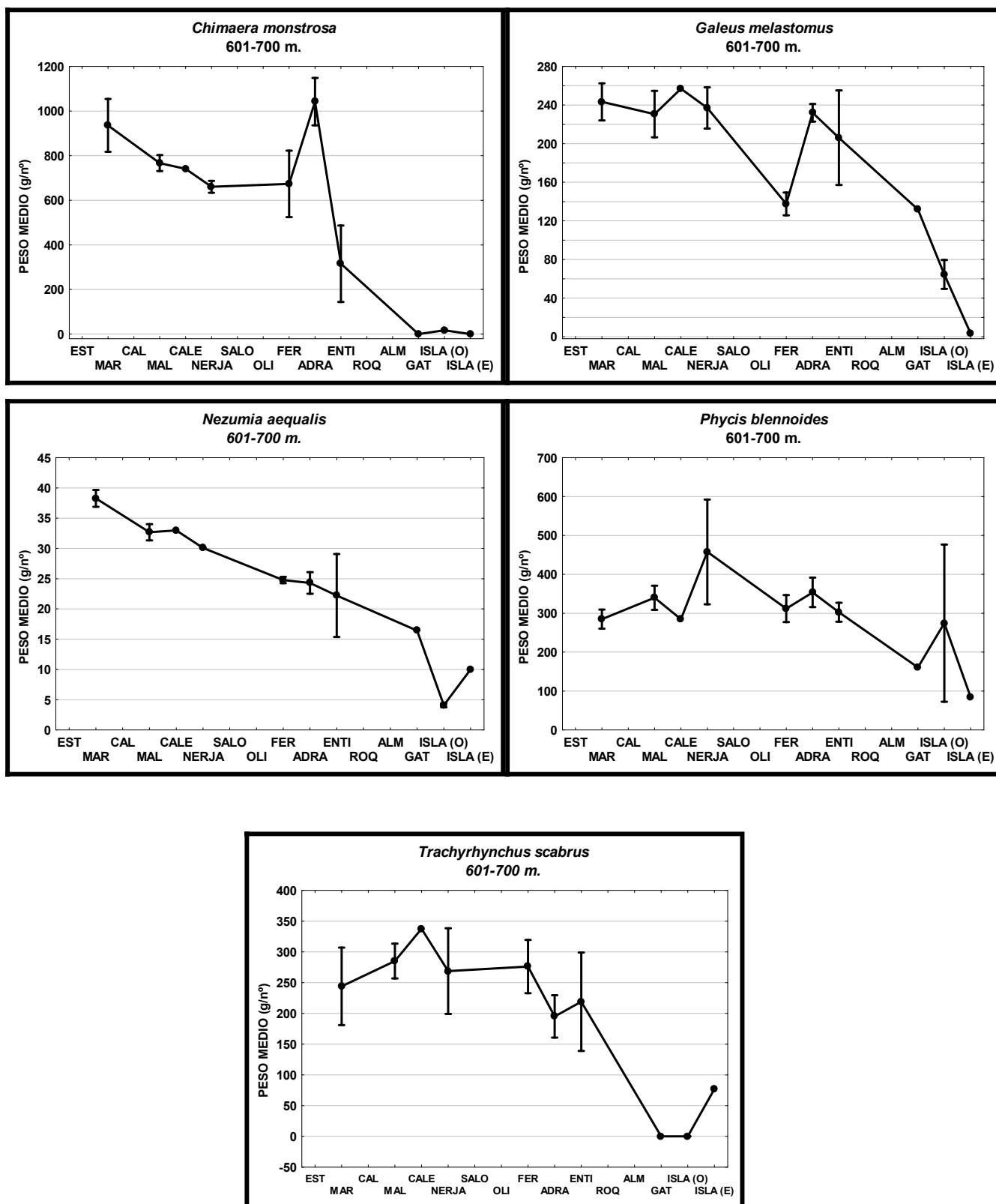


Figura 4.24. Representación gráfica del peso medio de las especies (g/n²) (\pm error estándar) en el intervalo de profundidad comprendido entre los 601-700 m.

4.2.3. EVOLUCIÓN ANUAL

Abundancia, biomasa y peso medio totales.

En relación a las tendencias anuales de abundancia, biomasa y peso medio de las especies, no se aprecia, en general, aumento ni descenso de los valores medios de las mismas lo largo de los 12 años de muestreo.

No obstante, mediante el test de Kruskal-Wallis se pone de manifiesto que existen diferencias significativas entre el año 1999 y el resto, en términos de biomasa ($p < 0.01$) (Figura 4.25).

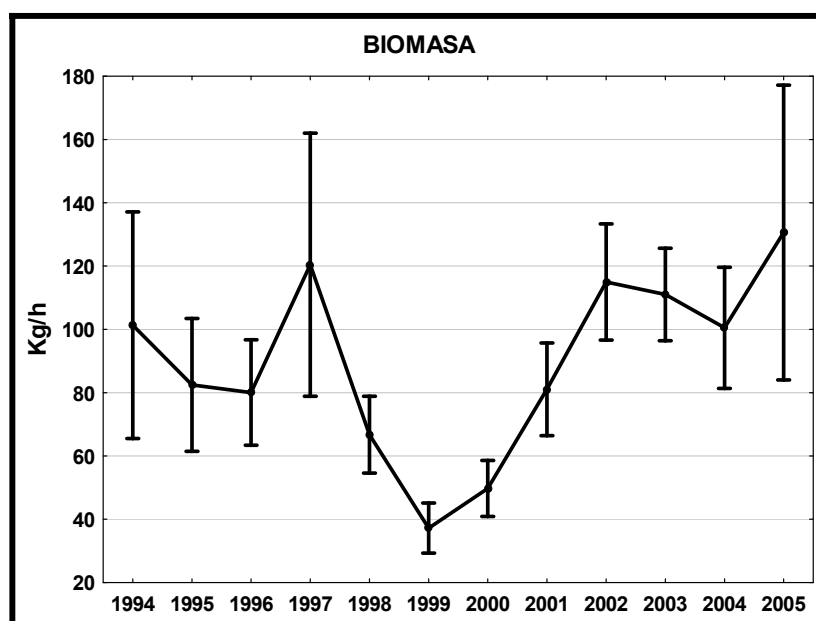


Figura 4.25. Evolución interanual de los valores de biomasa total (Kg h^{-1}) durante las campañas MEDITS 1994-2005.

El análisis por intervalos de profundidad muestra que el descenso de los valores medios de biomasa total en el año 1999 no se produce a lo largo de todo el gradiente batimétrico, sino hasta el intervalo 301-400 m. así como entre los 701-800 m. de profundidad (Figura 4.26).

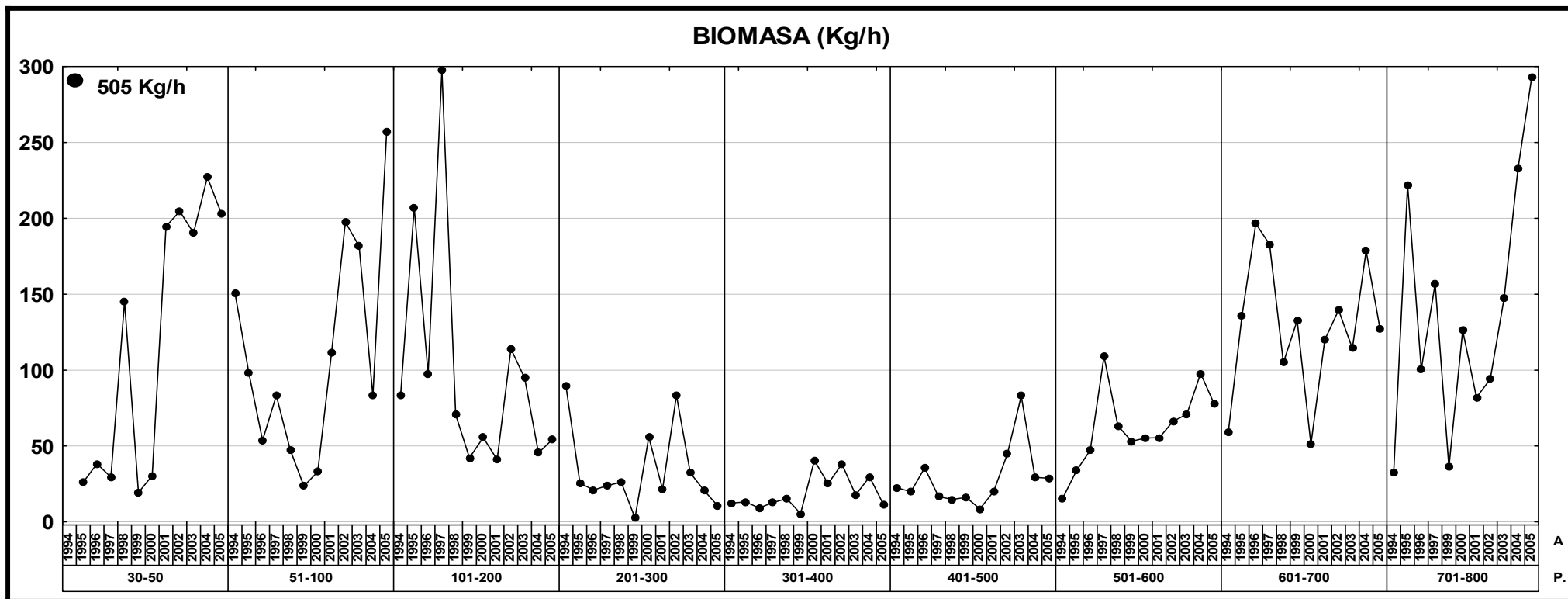


Figura 4.26. Evolución temporal de los valores medios de biomasa total (Kg/h) de las especies capturadas durante MEDITS 1994-2005 en los nueve intervalos de profundidad en que se ha dividido en área de estudio. El punto de mayor grosor corresponde a un valor superior externo del eje de valores del año 1994.

Varias son las especies que experimentan capturas mínimas durante el año 1999 aumentando significativamente a partir del mismo. Se trata de *B. boops*, *P. acarne* y *S. smarís* (Tabla 4.VI).

Contrariamente a lo que ocurre con las anteriores, existen otras cuyas capturas experimentan una tendencia temporal opuesta. Dichas especies presentan un aumento significativo durante 1999, disminuyendo a partir del mismo. Se trata de *C. aper* y *M. scolopax*.

Son especies muy abundantes con carácter general, fundamentalmente *B. boops*, *C. aper* y *P. acarne*; esto implica que sus variaciones interanuales se reflejan, en gran medida, en las capturas totales.

Tabla 4.VI. Valores de abundancia media anual (\pm error estándar) de las especies que muestran diferencias significativas en los valores de abundancia durante el año 1999.

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>B.boops</i>	28 \pm 18	26 \pm 26	2 \pm 2 13	15 \pm 10	19 \pm 10	3 \pm 2	14 \pm 6	75 \pm 38	190 \pm 122	163 \pm 59	190 \pm 109	31 \pm 16
<i>C.aper</i>	7984 \pm 4618	4134 \pm 2624	1005 \pm 725	711 \pm 540	210 \pm 180	964 \pm 567	59 \pm 42	147 \pm 93	156 \pm 93	205 \pm 117	87 \pm 52	72 \pm 38
<i>M.scolopax</i>	75 \pm 64	5 \pm 3	9 \pm 6	7 \pm 6	4 \pm 2	78 \pm 66	1 \pm 0.4	0.2 \pm 0.2	2 \pm 1	4 \pm 2	0.3 \pm 0.1	16 \pm 14
<i>P.acarne</i>	205 \pm 122	202 \pm 140	54 \pm 22	29 \pm 13	96 \pm 48	12 \pm 7	36 \pm 17	437 \pm 251	405 \pm 182	450 \pm 127	167 \pm 79	260 \pm 129
<i>S.smaris</i>	0 \pm 0	0.09 \pm 0.09	8 \pm 6	0 \pm 0	1 \pm 1	0.1 \pm 0.09	0.2 \pm 0.2	10 \pm 53	67 \pm 62	36 \pm 26	36 \pm 28	33 \pm 31

Dos especies muestran, asimismo, un aumento de las capturas durante el año 1999; son *Benthosema glaciale* y *M.muelleri* (tabla 4.VII).

Tabla 4.VII. Valores de abundancia media anual (\pm error estándar) de las especies *B.glaciale* y *M.muelleri* a lo largo de la serie temporal

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>B.glaciale</i>	0 \pm 0	0 \pm 0	9 \pm 3	14 \pm 10	3 \pm 2	230 \pm 196	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0	0 \pm 0
<i>M.muelleri</i>	93 \pm 63	4 \pm 3	24 \pm 17	115 \pm 83	298 \pm 178	1313 \pm 962	44 \pm 41	356 \pm 341	16 \pm 10	2191 \pm 2136	7 \pm 6	19 \pm 14

B.glaciale, aumenta bruscamente durante dicho año para desaparecer totalmente a partir del mismo. *M.muelleri* también aumenta bruscamente, pero el comportamiento posterior difiere, con capturas muy elevadas, asimismo, durante el año 2003.

4.2.4. AGRUPACIONES CARACTERIZADAS

4.2.4.1. ABUNDANCIA DE ESPECIES

Los resultados del análisis MDS basados en la abundancia de los 12 años de muestreos pone de manifiesto una ordenación en la cual los 351 lances se pueden estructurar en 4 grupos, básicamente, en función del incremento de la profundidad. Dichas agrupaciones corresponden a los muestreos realizados entre los 30 y los 100 m. de profundidad (Plataforma superior, PS); aquella que engloba los muestreos entre los 100-200 m. (Plataforma inferior, P.I.), la correspondiente a aquellos comprendidos entre 200-500 m (Talud superior, T.S.) y aquella con los realizados entre los 500-800 m. (Talud medio, TM) (Figura 4.27).

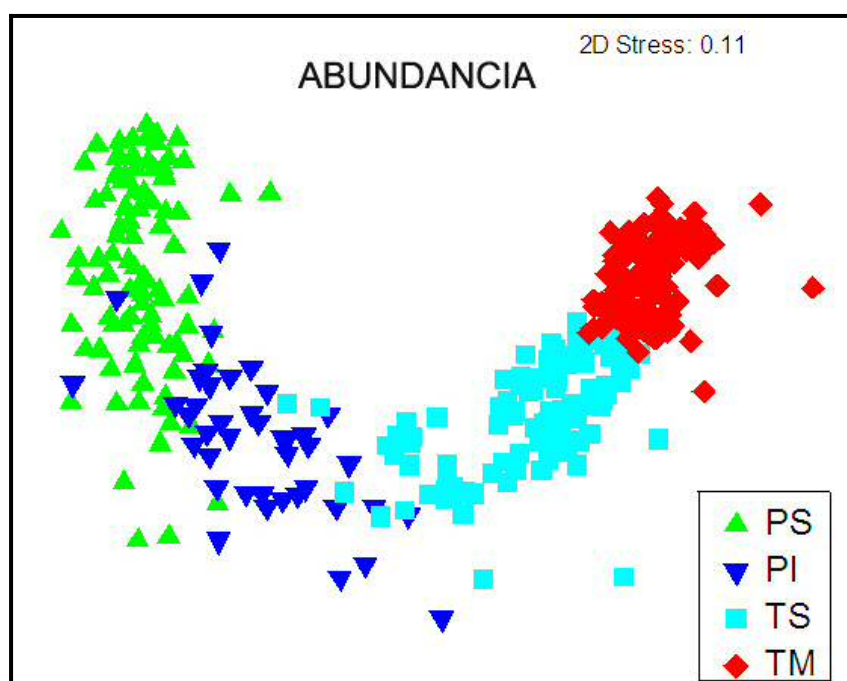


Figura 4.27. Representación gráfica del resultado del análisis MDS con las agrupaciones caracterizadas con datos de abundancia. (PS: Plataforma superior (30-100 m.), PI: Plataforma inferior (101-200 m.), TS: Talud superior (201-500 m.), TM: Talud medio (501-800 m.))

El análisis de similitud (ANOSIM) realizado entre dichas agrupaciones, muestra la existencia de diferencias significativas entre las mismas. ($R = 0.84$, $p = 0.1\%$). (Tabla 4.VIII)

Tabla 4.VIII. Resultado del Análisis de similitud (ANOSIM) (abundancia) realizado entre los grupos caracterizados. Valor global del estadístico (R Global): 0.839. Nivel de significación: 0.1%.

Grupos	R	Nivel de significación (%)
PS - PI	0.54	0.1
PS - TS	0.95	0.1
PS - TM	0.99	0.1
PI - TS	0.80	0.1
PI - TM	0.99	0.1
TS - TM	0.71	0.1

La comparación entre pares de agrupaciones ha sido realizada mediante el análisis SIMPER poniéndose de manifiesto el porcentaje de disimilaridad existente entre las mismas así como cuales son las especies que contribuyen a dicha disimilaridad.

Las dos agrupaciones sucesivas que presentan mayores diferencias entre sí son la plataforma inferior y el talud superior (95.45%), seguidas de plataforma superior e inferior (92.28). Por último, el talud superior y el talud medio, son los grupos que presentan mayor similitud entre sí, en relación a los valores de abundancia de las especies (Disim.media=85.04). Entre los dos grupos más distantes (PS y TM) el porcentaje de disimilaridad es del 99.80%. (Tabla 4.IXa).

Tabla 4.IXa. Resultados del Análisis SIMPER en el que se muestran los valores de la disimilitud media entre grupos y la contribución de cada especie a dicha disimilitud, con datos de abundancia ($n^{\circ} h^{-1}$). Se muestran las especies que contribuyen hasta el 50% de la disimilitud acumulada.

Grupos PS & PI						
Disim. media = 92.28	Grupo PS	Grupo PI				
Especies	Abund.Med.	Abund.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	2071	4724	27.41	0.89	29.7	29.7
<i>Maurolicus muelleri</i>	196	2932	9.59	0.44	10.39	40.1
<i>Pagellus acarne</i>	724	79	8.29	0.65	8.98	49.08
Grupos PS & TS						
Disim. media = 98.82	Grupo PS	Grupo TS				
Especies	Abund.Med.	Abund.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Pagellus acarne</i>	724	1.31	13.05	0.76	13.21	13.21
<i>Capros aper</i>	2071	33	9.78	0.46	9.9	23.1
<i>Trachurus trachurus</i>	596	0.88	6.25	0.46	6.33	29.43
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	0	179	5.65	0.74	5.72	35.15
<i>Boops boops</i>	258	0.4	5.07	0.6	5.14	40.29
<i>Micromesistius poutassou</i>	265	257	4.82	0.33	4.87	45.16
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	0.11	222	4.54	0.45	4.59	49.75
Grupos PS & TM						
Disim. media = 99.80	Grupo PS	Grupo TM				
Especies	Abund.Med.	Abund.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Pagellus acarne</i>	724	0.18	14.13	0.79	14.16	14.16
<i>Capros aper</i>	2071	0.03	10.05	0.46	10.07	24.23
<i>Galeus melastomus</i>	0	259	9.75	1.01	9.77	34
<i>Nezumia aequalis</i>	0	244	9.27	1.06	9.29	43.29
<i>Trachurus trachurus</i>	596	0.02	6.7	0.47	6.71	50
Grupos PI & TS						
Disim. media = 95.45	Grupo PI	Grupo TS				
Especies	Abund.Med.	Abund.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	4724	33	28.81	0.9	30.18	30.18
<i>Micromesistius poutassou</i>	2627	257	10.63	0.46	11.14	41.32
Grupos PI & TM						
Disim. media = 99.31	Group PI	Group TM				
Especies	Av.Abund	Av.Abund	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	4724	0.03	30.63	0.94	30.85	30.85
<i>Maurolicus muelleri</i>	2932	0.22	10.07	0.43	10.14	40.99
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	597	0.06	8.87	0.54	8.93	49.91
Grupos TS & TM						
Disim. media = 85.04	Group TS	Group TM				
Especies	Abund.Med.	Abund.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	68	259	13.17	1.24	15.49	15.49
<i>Nezumia aequalis</i>	21	244	12.31	1.36	14.47	29.96
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	179	19	8.09	0.93	9.51	39.48
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	222	0.06	6.51	0.52	7.65	47.13

La similaridad media dentro de cada agrupación se pone de manifiesto asimismo con dicho análisis; éste nos muestra cuales son las especies que contribuyen a la misma (Tabla 4.IXb).

En cuanto a valores de abundancia, en la plataforma superior (30-100 m.) *P. acarne*, *S. hepatus* y *B. boops* contribuyen al 60% de la similaridad dentro de ésta.

En la plataforma inferior (100-200 m.), se captura, fundamentalmente, *C. aper* contribuyendo dicha especie al 60% del total de la similaridad entre muestreos.

En el talud superior (200-500 m.) *C. coelorhynchus*, *H. mediterraneus* y *P. blennoides* son las especies que más contribuyen (56%).

En el talud medio (500-800 m.) *N. aequalis* y *G. melastomus* contribuyen de igual forma a la similitud dentro del grupo (36 y 35% respectivamente) siendo ambas las más características del mismo.

Dicho talud medio se caracteriza por presentar el mayor grado de similaridad media entre muestreos: 47.21 frente a 15.31 en la Plataforma superior, 15.26 en la inferior y 21.73 en la media.

En la figura 1 del Anexo aparecen representadas sobre el mapa de Alborán las abundancias por lance de las especies más representativas de cada una de las agrupaciones caracterizadas.

Tabla 4.IXb. Resultados del análisis SIMPER (abundancia (nº h⁻¹)) aplicado a los grupos caracterizados. (PS: Plataforma superior (30-100 m.), PI: Plataforma inferior (101-200 m.), TS: Talud superior (201-500 m.), TM: Talud medio (501-800 m.)). El punto de corte de la contribución acumulada se ha establecido en el 90%.

Grupo PS					
Similaridad media: 15.31					
Especies	Ab.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Pagellus acarne</i>	724	5.11	0.54	33	33
<i>Serranus hepatus</i>	117	2.34	0.74	15	49
<i>Boops boops</i>	258	1.74	0.49	11	60
<i>Capros aper</i>	2071	1.28	0.25	8	68
<i>Trachurus trachurus</i>	597	1.22	0.33	8	76
<i>Cepola rubescens</i>	56	0.58	0.28	4	80
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	35	0.58	0.42	4	84
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	52	0.34	0.29	2	86
<i>Arnoglossus thori</i>	33	0.28	0.36	2	88
<i>Spicara maena</i>	68	0.25	0.21	2	90
<i>Callionymus maculatus</i>	29	0.19	0.23	1	91
Grupo PI					
Similaridad media: 15.26					
Especies	Ab.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	4724	9.16	0.63	60	60
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	597	1.66	0.29	11	71
<i>Maurolicus muelleri</i>	2932	0.89	0.25	6	77
<i>Pagellus acarne</i>	80	0.55	0.25	4	80
<i>Micromesistius poutassou</i>	2627	0.50	0.14	3	84
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	145	0.47	0.27	3	87
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	216	0.45	0.41	3	90
<i>Scyllorhinus canícula</i>	34	0.30	0.25	2	92
Grupo TS					
Similaridad media: 21.73					
Especies	Ab.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	179	6.66	0.88	31	31
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	145	3.52	0.62	16	47
<i>Phycis blennoides</i>	40	1.90	0.75	9	56
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	222	1.85	0.41	9	64
<i>Micromesistius poutassou</i>	257	1.47	0.42	7	71
<i>Epigonus denticulatus</i>	28	1.23	0.75	6	77
<i>Galeus melastomus</i>	68	0.83	0.33	4	80
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	98	0.65	0.38	3	83
<i>Lepidopus caudatus</i>	42	0.61	0.31	3	86
<i>Nezumia aequalis</i>	21	0.25	0.18	1	87
<i>Maurolicus muelleri</i>	57	0.25	0.18	1	88
<i>Myctophum punctatum</i>	22	0.23	0.49	1	90
Grupo TM					
Similaridad media: 47.21					
Especies	Ab.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	259	16.87	1.63	36	36
<i>Nezumia aequalis</i>	244	16.71	1.77	35	71
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	55	3.78	1.38	8	79
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	61	1.87	0.57	4	83
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	40	1.85	0.74	4	87
<i>Etmopterus spinax</i>	27	1.68	1.25	4	91

4.2.4.2. BIOMASA DE ESPECIES

Con los datos de biomasa los resultados del análisis multivariante, MDS son similares a los anteriores (Figura 4.28), caracterizándose dichos grupos, igual que en el caso de la abundancia, por la existencia de diferencias significativas entre los mismos, según el ANOSIM ($R=0.84$, $p=0.1\%$) (Tabla 4.X).

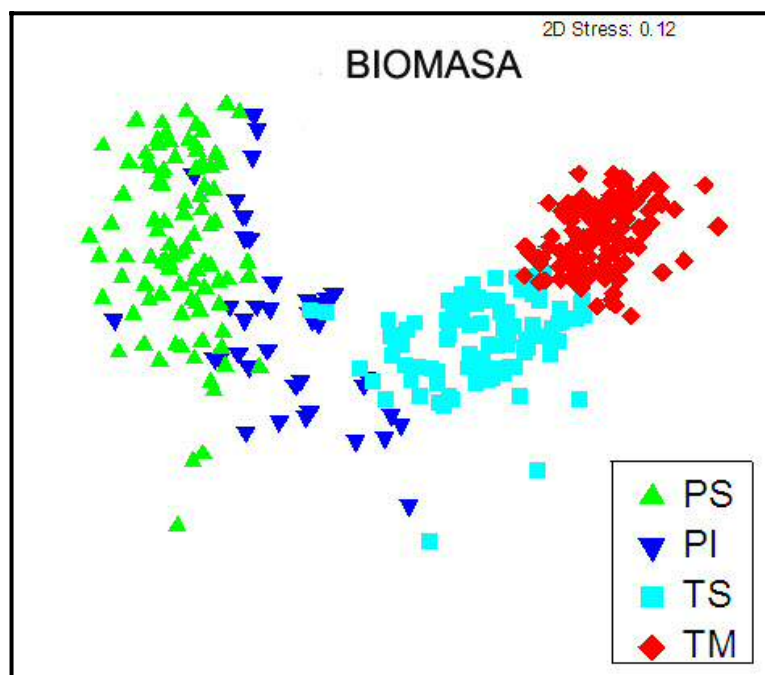


Figura 4.28. Representación gráfica del resultado del análisis MDS con las agrupaciones caracterizadas con datos de biomasa. (PS: Plataforma superior (30-100 m.), PI: Plataforma inferior (101-200 m.), TS: Talud superior (201-500 m.), TM: Talud medio (501-800 m.)).

Tabla 4.X. Resultado del Análisis de similitud (ANOSIM) (biomasa) realizado entre los grupos caracterizados. Valor global del estadístico (R Global): 0.836. Nivel de significación: 0.1%.

Grupos	R	Nivel de significación (%)
PS - PI	0.51	0.1
PS - TS	0.94	0.1
PS - TM	0.98	0.1
PI - TS	0.78	0.1
PI - TM	0.98	0.1
TS - TM	0.74	0.1

La comparación entre pares de agrupaciones ha sido realizada mediante el análisis SIMPER poniéndose de manifiesto cuales son las especies que contribuyen a la disimilaridad. Las dos agrupaciones sucesivas que presentan menores diferencias entre muestreos son la plataforma superior e inferior (87.76%) seguidas del talud superior y el talud medio (89.28%), y de la plataforma inferior y talud superior (91.25%). Entre los dos intervalos más distantes (PS y TM) el porcentaje de disimilaridad es del 99.23%. (Tabla 4.XIa)

Tabla 4.XIa. Resultados del Análisis SIMPER en el que se muestran los valores de la disimilitud media entre grupos y la contribución de cada especie a dicha disimilitud, con datos de biomasa (kg h⁻¹). Se muestran las especies que contribuyen hasta el 50% a la similaridad acumulada.

Grupos PS & PI						
Disim. media = 87.76	Grupo PS	Grupo PI				
Especies	Biom.Med.	Biom.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Pagellus acarne</i>	44756	12726	19.51	0.99	22.23	22.23
<i>Capros aper</i>	13797	18047	10.89	0.57	12.41	34.63
<i>Micromesistius poutassou</i>	2654	28436	6.56	0.37	7.47	42.1
<i>Boops boops</i>	11822	2059	6.25	0.75	7.13	49.23
Grupos PS & TS						
Disim. media = 96.12	Grupo PS	Grupo TS				
Especies	Biom.Med.	Biom.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Pagellus acarne</i>	44756	167	22.47	0.98	23.37	23.37
<i>Boops boops</i>	11822	46	7.66	0.76	7.97	31.34
<i>Micromesistius poutassou</i>	2654	6606	6.41	0.5	6.67	38.01
<i>Capros aper</i>	13797	297	4.2	0.3	4.37	42.38
<i>Cepola rubescens</i>	2133	0.44	3.28	0.51	3.41	45.79
<i>Scyliorhinus canicula</i>	1010	2304	3.18	0.58	3.31	49.1
Grupos PS & TM						
Disim. media = 99.23	Grupo PS	Grupo TM				
Especies	Biom.Med.	Biom.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	0	52048	25.83	1.53	26.03	26.03
<i>Pagellus acarne</i>	44756	17	15.86	0.84	15.98	42.01
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	0	14163	5.89	0.69	5.93	47.94
Grupos PI & TS						
Disim. media = 91.25	Grupo PI	Grupo TS				
Especies	Biom.Med.	Biom.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	18047	297	12.54	0.64	13.74	13.74
<i>Micromesistius poutassou</i>	28436	6606	12.19	0.6	13.36	27.1
<i>Pagellus acarne</i>	12726	167	9.49	0.6	10.4	37.49
<i>Scyliorhinus canicula</i>	5877	2304	6.96	0.67	7.63	45.12
Grupos PI & TM						
Disim. media = 98.11	Grupo PI	Grupo TM				
Especies	Biom.Med.	Biom.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	0	52048	26.5	1.67	27.01	27.01
<i>Capros aper</i>	18047	0.23	8.11	0.53	8.26	35.28
<i>Pagellus acarne</i>	12726	17.	6.17	0.54	6.28	41.56
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	0	14163	6.08	0.72	6.2	47.76
Grupos TS & TM						
Disim. media = 89.28	Grupo TS	Grupo TM				
Especies	Biom.Med.	Biom.Med.	Dis.Med.	Dis/DS	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	2370	52048	34.43	2.04	38.57	38.57
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	5.6	14163	7.77	0.77	8.71	47.27

En cuanto a las especies de cada grupo analizado, los resultados del análisis SIMPER (tabla 4.XIb) muestran que, en la plataforma superior, las dos que contribuyen en más de un 50% a la similaridad en dicha agrupación son *P. acarne*, *B. boops* y *M. m. smiridus*.

En la plataforma inferior son *C. aper*, *P. acarne* y *S. canícula* (53%).

En el talud superior, *M. poutassou*, *C. coelorhynchus*, *P. blennoides* y *S. canícula* (51%).

En el talud medio *G. melastomus* contribuye, por si mismo, a la similaridad dentro del grupo en un 60%.

Tabla 4.XIb. Resultados del análisis SIMPER (biomasa) aplicado a los grupos caracterizados. (PS: Plataforma superior (30-100 m.), PI: Plataforma inferior (101-200 m.), TS: Talud superior (201-500 m.), TM: Talud medio (501-800 m.)). El punto de corte de la contribución acumulada se ha establecido en el 90%.

Grupo PS					
Similaridad media: 19.15					
Especies	Biom.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Pagellus acarne</i>	44756	8.58	0.67	45	45
<i>Boops boops</i>	11822	2.81	0.6	15	59
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	1505	1.11	0.54	6	65
<i>Cepola rubescens</i>	2133	1.04	0.31	5	71
<i>Serranus hepatus</i>	1521	1	0.65	5	76
<i>Lophius budegassa</i>	2195	0.72	0.32	4	80
<i>Trachurus trachurus</i>	4333	0.62	0.33	3	83
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	1879	0.33	0.33	2	85
<i>Capros aper</i>	13797	0.31	0.17	2	86
<i>Scyliorhinus canícula</i>	1010	0.29	0.37	2	88
<i>Pagrus pagrus pagrus</i>	998	0.27	0.34	1	89
<i>Spicara maena</i>	2121	0.25	0.2	1	91
Grupo PI					
Similaridad media: 15.94					
Especies	Biom.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	18047	3.82	0.51	24	24
<i>Pagellus acarne</i>	12726	2.44	0.39	15	39
<i>Scyliorhinus canícula</i>	5877	2.19	0.5	14	53
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	2375	1.4	0.51	9	62
<i>Lepidopus caudatus</i>	11214	0.82	0.25	5	67
<i>Boops boops</i>	2059	0.81	0.23	5	72
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	2694	0.7	0.25	4	77
<i>Lophius budegassa</i>	1249	0.61	0.45	4	80
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	1657	0.53	0.4	3	84
<i>Micromesistius poutassou</i>	28436	0.5	0.14	3	87
<i>Mullus surmuletus</i>	1653	0.42	0.35	3	89
<i>Trachurus trachurus</i>	1024	0.27	0.27	2	91
Grupo TS					
Similaridad media: 23.53					
Especies	Biom.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Micromesistius poutassou</i>	6606	4.45	0.63	19	19
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	1543	2.69	0.78	11	30
<i>Phycis blennoides</i>	1006	2.51	0.73	11	41
<i>Scyliorhinus canícula</i>	2305	2.4	0.46	10	51
<i>Lophius budegassa</i>	1107	2.09	0.62	9	60
<i>Conger coger</i>	1007	1.92	0.65	8	68
<i>Lepidopus caudatus</i>	1646	1.43	0.45	6	74
<i>Galeus melastomus</i>	2370	1.03	0.27	4	79
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	937	0.98	0.53	4	83
<i>Pagellus bogaraveo</i>	1011	0.97	0.48	4	87
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	855	0.88	0.54	4	91
Grupo TM					
Similaridad media: 41.05					
Especies	Biom.Media	Sim.Media	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	52048	24.79	1.59	60	60
<i>Nezumia aequalis</i>	6520	3.65	1.41	9	69
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	14163	2.6	0.51	6	76
<i>Phycis blennoides</i>	3875	2.47	1.14	6	82
<i>Chimaera monstrosa</i>	5702	1.55	0.69	4	85
<i>Etmopterus spinax</i>	2793	1.4	0.99	3	89

4.2.4.3. PRESENCIA-AUSENCIA DE ESPECIES

Los resultados obtenidos mediante la aplicación de datos de presencia-ausencia de especies son similares a los expuestos anteriormente, pudiéndose agrupar los muestreos en cuatro grupos en función de la profundidad (Figura 4.29), con diferencias significativas entre los mismos puestos de manifiesto mediante ANOSIM ($R=0.814$) (Tabla 4.XII).

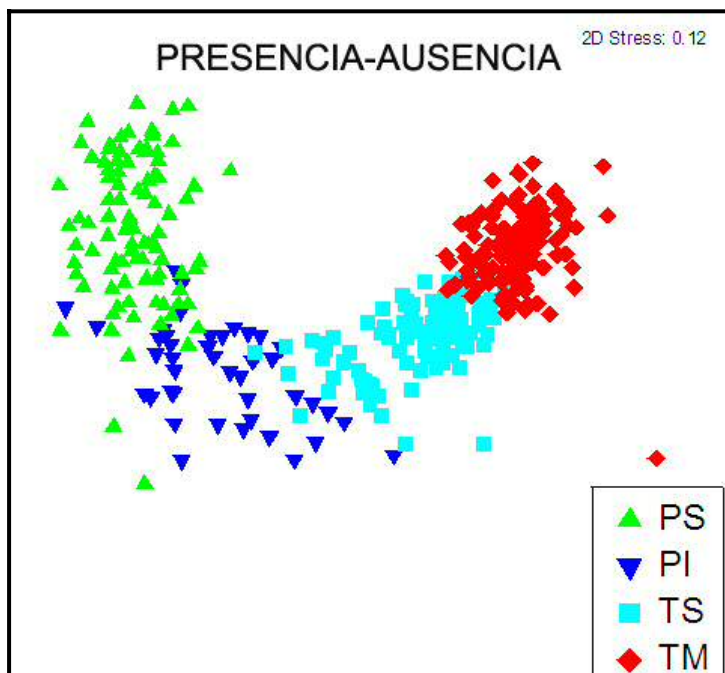


Figura 4.29. Representación gráfica del resultado del análisis MDS con las agrupaciones caracterizadas con datos de presencia-ausencia de especies. (PS: Plataforma superior (30-100 m.), PI: Plataforma inferior (101-200 m.), TS: Talud superior (201-500 m.), TM: Talud medio (501-800 m.)).

Tabla 4.XII Resultado del Análisis de similitud (ANOSIM) (presencia-ausencia) realizado entre los grupos caracterizados. Valor global del estadístico (R Global): 0.814. Nivel de significación: 0.1%.

Grupos	R	Nivel de significación (%)
PS - PI	0.51	0.1
PS - TS	0.94	0.1
PS - TM	0.99	0.1
PI - TS	0.82	0.1
PI - TM	0.99	0.1
TS - TM	0.64	0.1

La comparación entre pares de grupos realizada mediante el análisis SIMPER pone de manifiesto que las dos agrupaciones sucesivas que presentan menores diferencias entre muestreos son talud superior y talud medio (57.02%), seguidas de plataforma superior e inferior (66.93%) y, por último, de plataforma inferior y talud superior (69.55%). Entre las agrupaciones más distantes existe un 94.26% de disimilaridad (Tabla 4.XIIIa).

Tabla 4.XIIIa. Resultados del Análisis SIMPER en el que se muestran los valores de la disimilaridad media entre grupos y la contribución de cada especie a dicha disimilaridad, con datos de presencia-ausencia. Se muestran las especies que contribuyen hasta el 25% a la disimilaridad acumulada.

Grupos PS & PI						
Disim. media = 66.93	Grupo PS	Grupo PI				
Especies	f	F	Dis.Med.	Dis/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0.14	0.86	1.89	1.6	2.82	2.82
<i>Serranus hepatus</i>	0.98	0.36	1.61	1.23	2.41	5.23
<i>Macroramphosus scolopax</i>	0.28	0.76	1.52	1.19	2.28	7.51
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	0.02	0.6	1.48	1.12	2.21	9.72
<i>Maurolicus muelleri</i>	0.09	0.57	1.44	1.05	2.14	11.86
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	0.63	0.19	1.4	1.13	2.09	13.96
<i>Boops boops</i>	0.83	0.4	1.4	1.07	2.09	16.05
<i>Arnoglossus thori</i>	0.61	0.17	1.39	1.1	2.08	18.13
<i>Gobius niger jozo</i>	0.55	0.17	1.3	1.03	1.95	20.07
<i>Cepola rubescens</i>	0.53	0.31	1.29	0.97	1.93	22.01
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0.52	0.81	1.29	0.91	1.92	23.93
<i>Pagrus pagrus pagrus</i>	0.53	0.19	1.28	0.98	1.91	25.84
Grupos PS & TS						
Disim. media = 84.71	Grupo PS	Grupo TS				
Especies	F	F	Dis.Med.	Dis/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	0	0.96	2.2	3.36	2.59	2.59
<i>Phycis blennoides</i>	0	0.96	2.19	3.37	2.58	5.18
<i>Serranus hepatus</i>	0.98	0.02	2.18	3.54	2.58	7.76
<i>Epigonus denticulatus</i>	0	0.88	2.01	2.37	2.38	10.13
<i>Micromesistius poutassou</i>	0.02	0.87	1.95	2.19	2.31	12.44
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	0.02	0.81	1.83	1.8	2.16	14.6
<i>Trachurus trachurus</i>	0.89	0.11	1.82	1.93	2.15	16.75
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0.14	0.89	1.79	1.77	2.11	18.86
<i>Boops boops</i>	0.83	0.04	1.77	1.89	2.09	20.95
<i>Lepidopus caudatus</i>	0.13	0.79	1.63	1.49	1.93	22.88
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	0.72	1.63	1.48	1.92	24.8
Grupos PS & TM						
Disim. media = 94.26	Grupo PS	Grupo TM				
Especies	F	F	Dis.Med.	Dis/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	0	0.99	2.47	4.11	2.62	2.62
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	0.99	2.47	4.11	2.62	5.24
<i>Nezumia aequalis</i>	0	0.99	2.47	4.11	2.62	7.86
<i>Phycis blennoides</i>	0	0.99	2.47	4.11	2.62	10.48
<i>Serranus hepatus</i>	0.98	0	2.42	3.94	2.57	13.05
<i>Etmopterus spinax</i>	0	0.95	2.36	3.08	2.51	15.55
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	0.01	0.94	2.32	2.81	2.46	18.01
<i>Trachurus trachurus</i>	0.89	0.02	2.13	2.42	2.26	20.27
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	0.88	0.08	2	1.96	2.12	22.39
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	0	0.8	1.99	1.79	2.11	24.51

Grupos PI & TS						
Disim. media = 69.55	Grupo TS	Grupo PI				
Especies	f	f	Dis.Med.	Dis/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	0.96	0.05	2.25	2.84	3.23	3.23
<i>Epigonus denticulatus</i>	0.88	0	2.16	2.49	3.1	6.33
<i>Phycis blennoides</i>	0.96	0.12	2.07	2.18	2.98	9.32
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0.72	0	1.74	1.51	2.51	11.82
<i>Macroramphosus scolopax</i>	0.07	0.76	1.71	1.56	2.46	14.28
<i>Antonogadus megalokynodon</i>	0.74	0.12	1.66	1.41	2.38	16.66
<i>Myctophum punctatum</i>	0.68	0.05	1.6	1.37	2.29	18.96
<i>Galeus melastomus</i>	0.61	0	1.46	1.21	2.1	21.06
<i>Trachurus trachurus</i>	0.11	0.62	1.43	1.17	2.05	23.11
<i>Ceratoscopelus maderensis</i>	0.59	0.07	1.38	1.14	1.98	25.09
Grupos PI & TM						
Disim. media = 86.96	Grupo PI	Grupo TM				
Especies	f	f	Dis.Med.	Dis/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	0	0.99	2.66	5.03	3.06	3.06
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0	0.99	2.66	5.03	3.06	6.12
<i>Nezumia aequalis</i>	0	0.99	2.66	5.03	3.06	9.18
<i>Capros aper</i>	1	0.03	2.63	4.13	3.02	12.2
<i>Etmopterus spinax</i>	0	0.95	2.54	3.43	2.93	15.13
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	0.02	0.94	2.47	2.9	2.84	17.97
<i>Phycis blennoides</i>	0.12	0.99	2.34	2.36	2.69	20.66
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	0	0.8	2.15	1.86	2.47	23.12
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0.81	0.05	2.08	1.75	2.39	25.52
Grupos TS & TM						
Disim. media = 57.02	Grupo TS	Grupo TM				
Especies	f	f	Dis.Med.	Dis/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Trachyrhynchus scabrus</i>	0.03	0.8	1.9	1.8	3.33	3.33
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	0.81	0.06	1.89	1.77	3.32	6.65
<i>Lepidopus caudatus</i>	0.79	0.18	1.67	1.43	2.93	9.58
<i>Etmopterus spinax</i>	0.32	0.95	1.64	1.37	2.87	12.45
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0.69	0.05	1.63	1.4	2.86	15.31
<i>Epigonus denticulatus</i>	0.88	0.3	1.62	1.33	2.83	18.14
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	0.34	0.94	1.59	1.3	2.79	20.94
<i>Chimaera monstrosa</i>	0.24	0.79	1.59	1.32	2.79	23.72

Tratándose de datos de presencia-ausencia de especies, en la tabla 4.XIIIb aparece la frecuencia relativa de cada una de las mismas así como su contribución a la similaridad dentro de cada grupo, según los resultados obtenidos en el análisis SIMPER.

En la plataforma superior no existe ninguna especie que aparezca en todos los muestreos realizados, siendo la más frecuente de todas *S. hepatus* que se registra en 92 de los 94 muestreos (98%), seguida de *T. trachurus* y de *P. acarne*, que aparecen en el 89% de los mismos.

En la plataforma inferior *C. aper* se captura en el 100% de los lances realizados, *H. dactylopterus* en el 86% y *S. canicula* en el 81%.

En el talud superior las especies más frecuentes son *C. coelorhynchus* y *P. blennoides*, con un porcentaje de aparición del 96% y, asimismo, *H. dactylopterus* (89%).

Por último, el talud medio se caracteriza por la presencia de cuatro especies en el 99% de los lances: *G. melastomus*, *H. mediterraneus*, *N. aequalis* y *P. blennoides*.

Asimismo, se aprecia que, a medida que aumenta la profundidad, aumenta la similaridad media entre muestreos a lo largo del área de estudio.

Tabla 4.XIIIb Resultados del análisis SIMPER (presencia-ausencia) aplicado a los grupos caracterizados. La tabla muestra la frecuencia de aparición (f), el porcentaje de contribución a la similaridad. El punto de corte de la contribución acumulada se ha establecido en el 50%.

Grupo PS					
Similaridad media: 45.53					
Especies	f	Sim.Media	Sim/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Serranus hepatus</i>	0.98	4.41	3.17	9.68	9.68
<i>Trachurus trachurus</i>	0.89	3.54	1.84	7.78	17.46
<i>Pagellus acarne</i>	0.89	3.5	1.86	7.7	25.16
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	0.88	3.46	1.75	7.59	32.75
<i>Boops boops</i>	0.83	2.98	1.42	6.55	39.3
<i>Capros aper</i>	0.6	1.66	0.71	3.65	42.95
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	0.63	1.64	0.79	3.6	46.55
<i>Arnoglossus thori</i>	0.61	1.56	0.74	3.43	49.98
Grupo PI					
Similaridad media: 44.80					
Especies	f	Sim.Media	Sim/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Capros aper</i>	1	5.44	5.11	12.14	12.14
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0.86	3.86	1.56	8.61	20.75
<i>Scyliorhinus canicula</i>	0.81	3.48	1.3	7.76	28.51
<i>Merluccius merluccius smiridus</i>	0.79	3.26	1.2	7.27	35.78
<i>Macroramphosus scolopax</i>	0.76	2.83	1.14	6.33	42.11
<i>Pagellus acarne</i>	0.67	2.16	0.87	4.82	46.93
Grupo TS					
Similaridad media: 57.87					
Especies	f	Sim.Media	Sim/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i>	0.96	4.12	3	7.11	7.11
<i>Phycis blennoides</i>	0.96	4.09	3.01	7.07	14.18
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0.89	3.53	1.94	6.09	20.27
<i>Epigonus denticulatus</i>	0.88	3.46	1.82	5.97	26.25
<i>Micromesistius poutassou</i>	0.87	3.37	1.74	5.82	32.07
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i>	0.81	2.94	1.34	5.08	37.14
<i>Conger coger</i>	0.81	2.89	1.34	5	42.15
<i>Lepidopus caudatus</i>	0.79	2.76	1.26	4.77	46.91
Grupo TI					
Similaridad media: 61.26					
Especies	f	Sim.Media	Sim/SD	Contrib.%	Cum.%
<i>Galeus melastomus</i>	0.99	5.2	4.99	8.49	8.49
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0.99	5.2	4.99	8.49	16.98
<i>Nezumia aequalis</i>	0.99	5.2	4.99	8.49	25.47
<i>Phycis blennoides</i>	0.99	5.2	4.99	8.49	33.96
<i>Etmopterus spinax</i>	0.95	4.76	2.73	7.77	41.73
<i>Lampanyctus crocodilus</i>	0.94	4.65	2.55	7.6	49.33

Evolución de las variables abundancia, biomasa y peso medio en las agrupaciones caracterizadas.

Las tres variables presentan diferencias significativas entre agrupaciones, según el test de Kruskal-Wallis ($p < 0.01$). En la gráfica de la figura 4.30 se representa como varía cada una de las mismas en función del grupo analizado.

La abundancia media de las especies disminuye bruscamente en el talud superior para continuar descendiendo de forma moderada hasta alcanzar los niveles mínimos en el talud inferior.

La biomasa media disminuye, asimismo, bruscamente en el talud superior para incrementarse de nuevo en el talud medio.

El peso medio de las especies es cuantiosamente superior en el talud medio que en el resto de las agrupaciones analizadas. El aumento del mismo en dicho lugar, se debe, fundamentalmente, a que las especies más abundantes a partir de dicha profundidad son de tamaño superior que las propias de un rango batimétrico inferior. Asimismo, en el talud continental medio existen determinadas especies que presentan una tendencia de aumento de tamaño a medida que aumenta la profundidad incrementándose el peso medio significativamente hasta alcanzar los 800 m. (límite del presente trabajo). En la tabla 4.XIV aparecen aquellas especies cuyo peso medio presentan un valor de correlación positiva con la profundidad superior al 0.5, según el coeficiente de Spearman ($p < 0.01$); en la misma se indica cuales tienen el centro de gravedad localizado en el talud medio.

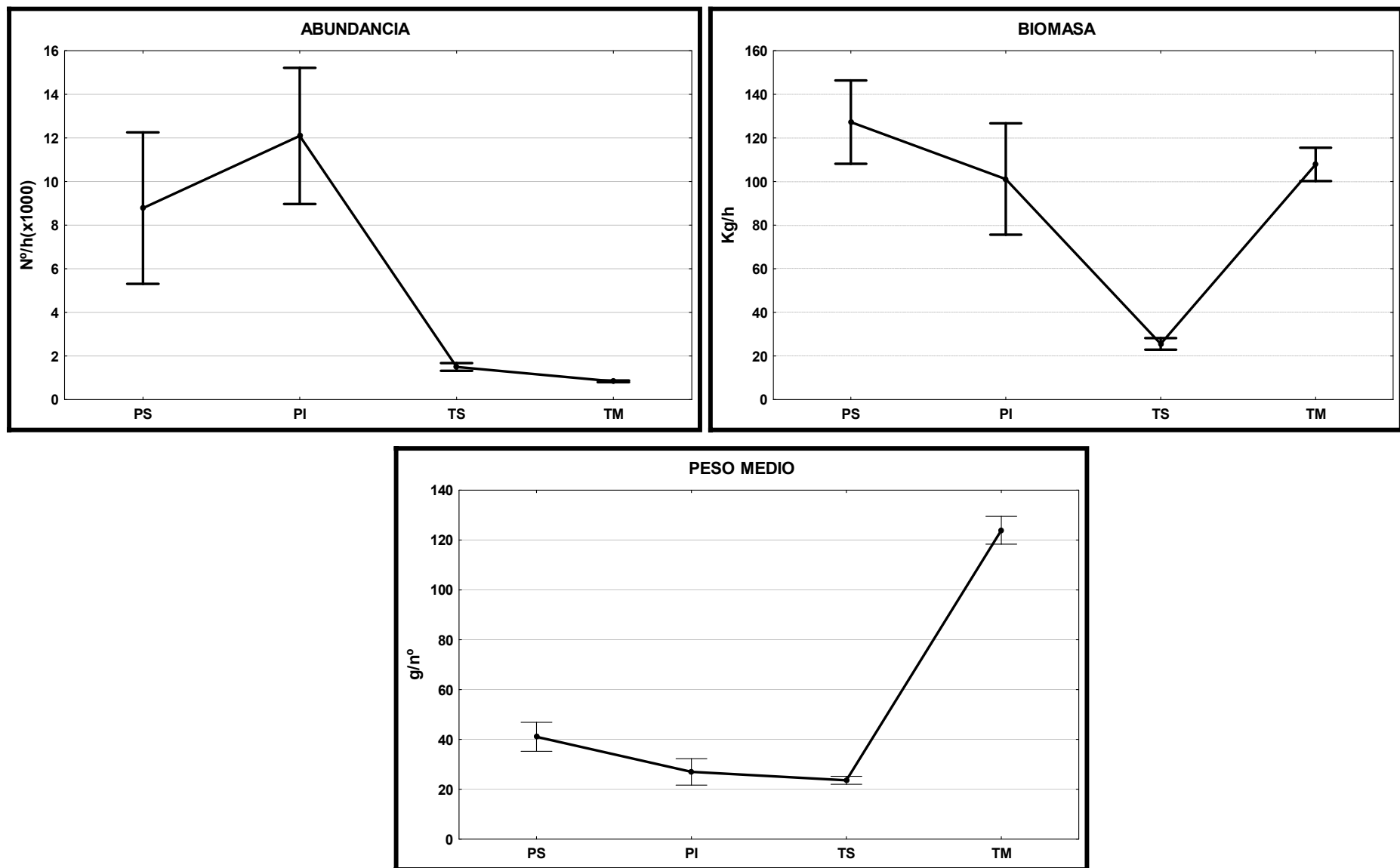


Figura 4.30. Evolución de los valores medios de las variables abundancia ($n^\circ h^{-1}$), biomasa ($Kg h^{-1}$) y peso medio (g/n°) (\pm error estándar) en cada agrupación analizada.

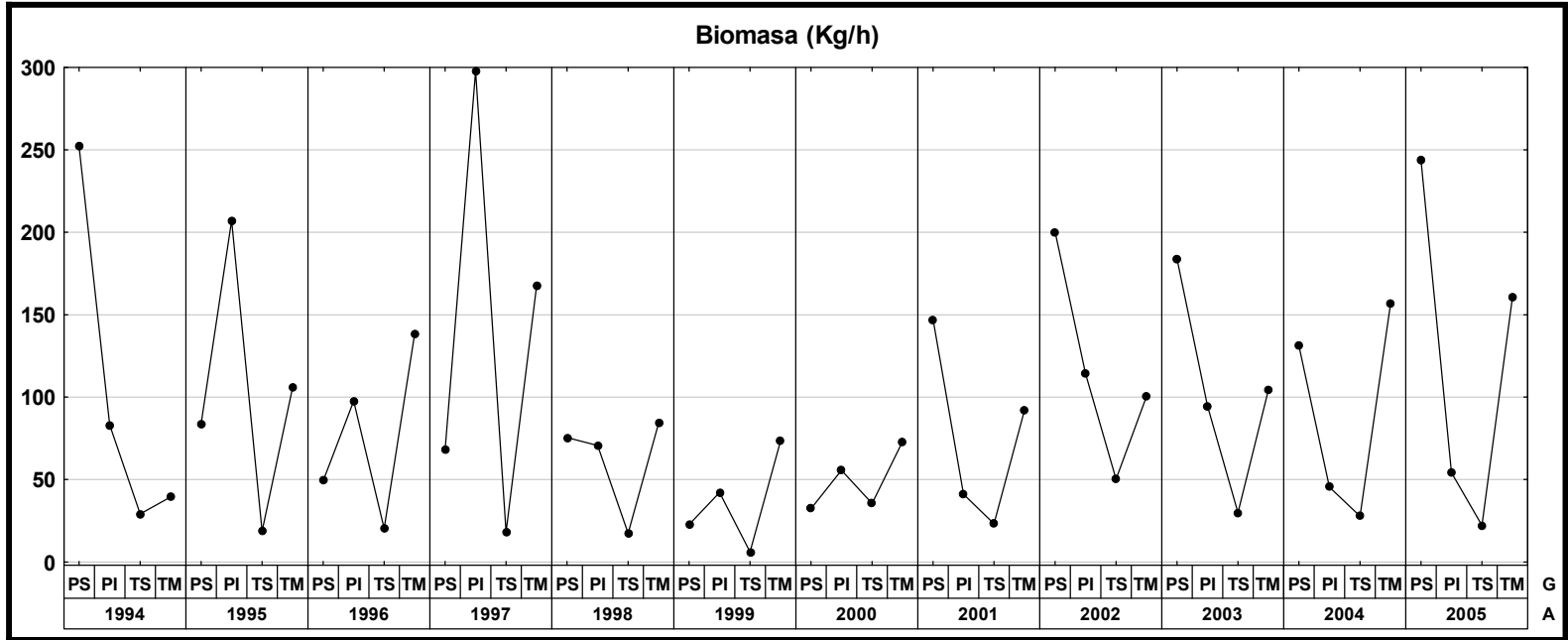
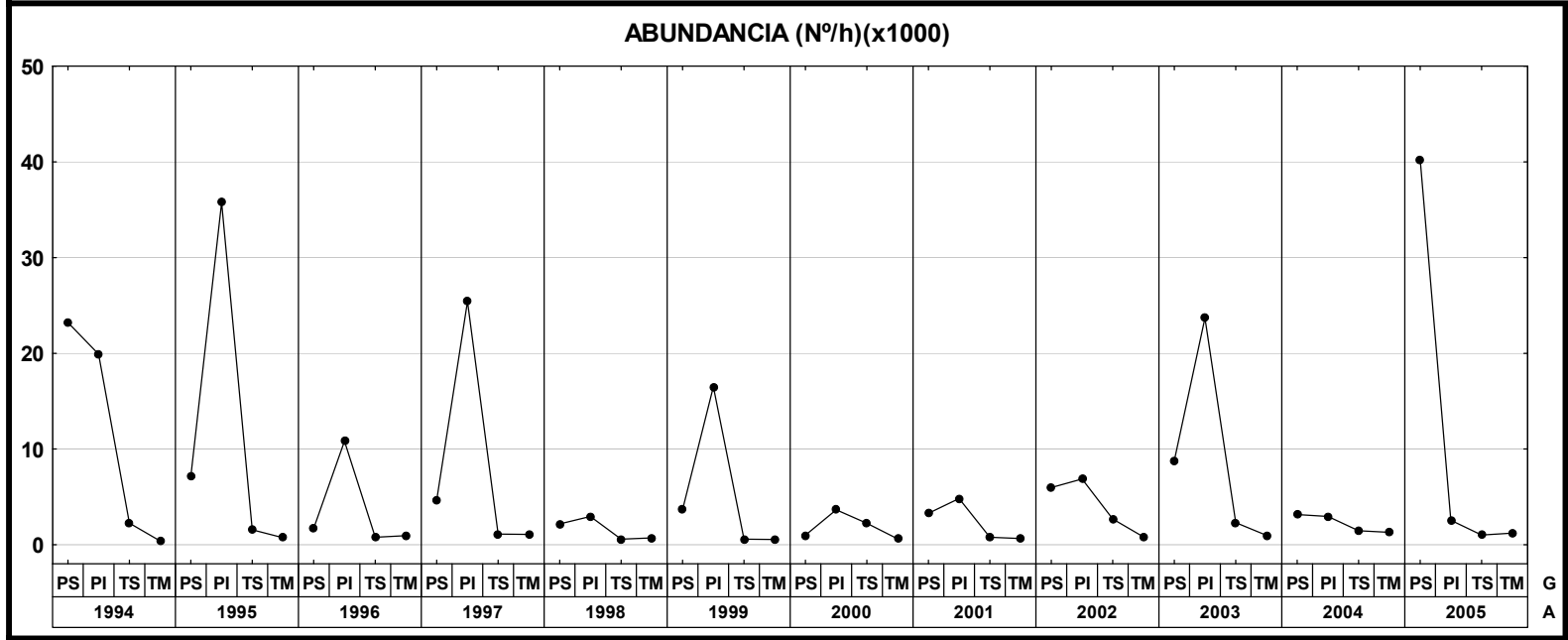
Tabla 4.XIV. Relación de las especies ícticas capturadas durante las campañas MEDITS 1994-2005 que presentan un coeficiente de correlación de Spearman entre peso medio y profundidad, superior al 0.5 ($p < 0.01$). Se indican mediante * aquellas especies cuyo cdg se encuentra localizado en el talud medio (500-800 m.).

ESPECIE	CORRELACION (SPEARMAN)
<i>Alepocephalus rostratus</i> *	0.56
<i>Argyroteleus hemigymnus</i> *	0.60
<i>Chimaera monstrosa</i> *	0.76
<i>Etmopterus spinax</i> *	0.85
<i>Galeus melastomus</i> *	0.90
<i>Helicolenus dactylopterus</i>	0.71
<i>Hoplostethus mediterraneus</i>	0.88
<i>Lampanyctus crocodilus</i> *	0.82
<i>Nezumia aequalis</i> *	0.87
<i>Phycis blennoides</i>	0.92
<i>Stomias boa</i> *	0.63
<i>Trachyrhynchus scabrus</i> *	0.74

El análisis de las tendencias durante cada año de la serie temporal, (Figura 4.31) pone de manifiesto que la mayoría de los mismos se caracterizan por un máximo de abundancia en la plataforma inferior con grandes picos en determinados años (1995, 1996, 1999 y 2003). Talud superior y talud medio son los que presentan valores más bajos de abundancia.

En cuanto a biomasa los máximos se alternan, a lo largo de los años, entre plataforma superior y plataforma inferior. El mínimo valor corresponde al talud superior incrementándose nuevamente en el talud medio.

El peso medio sigue una pauta general prácticamente idéntica durante todo el periodo analizado, disminuyendo hasta el talud superior para incrementarse de manera muy brusca en el talud medio. Los valores inferiores del mismo se registran, generalmente, en la plataforma inferior y en el talud superior.



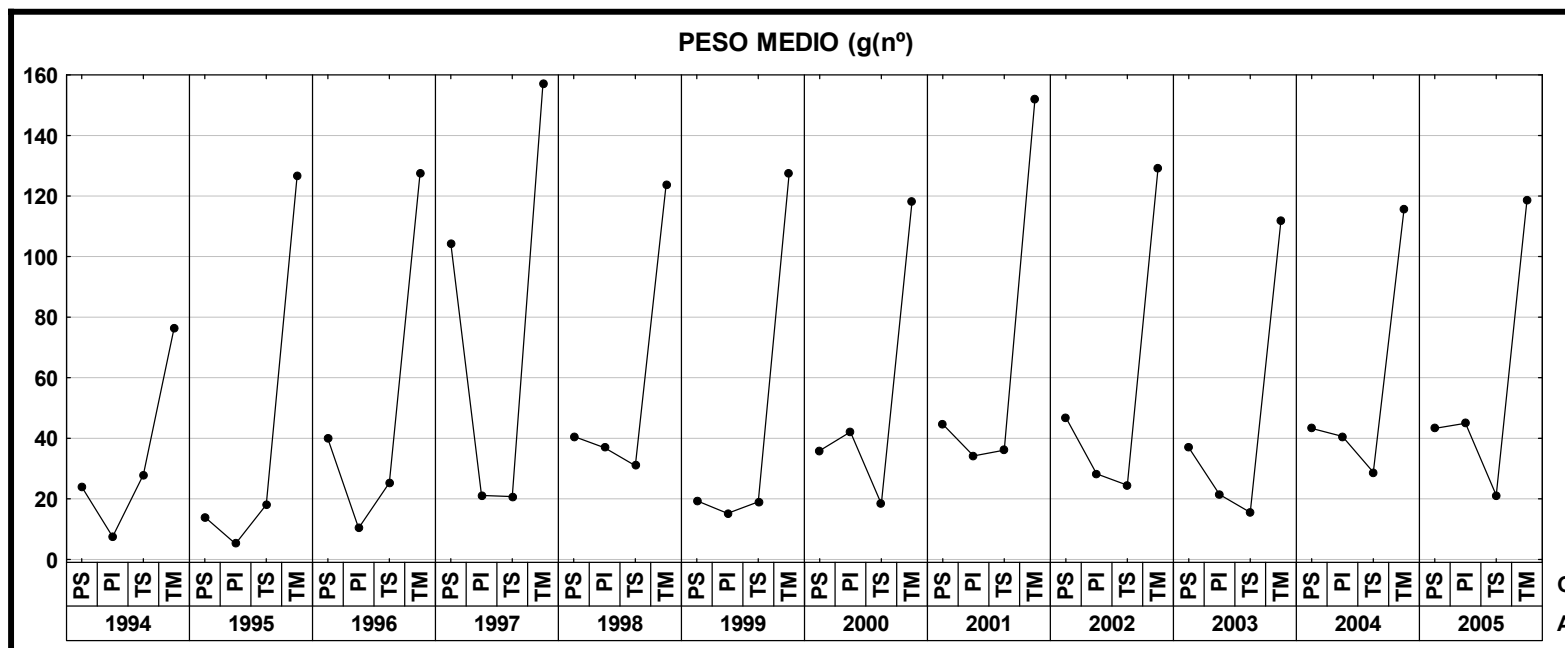


Figura 4.31. Valores medios de abundancia ($n^\circ h^{-1}$), biomasa ($Kg h^{-1}$) y peso medio (g/n°) en cada grupo analizado en todos los años de la serie temporal 1994-2005. (PS: Plataforma superior (30-100 m.), PI: Plataforma inferior (101-200 m.), TS: Talud superior (201-500 m.), TM: Talud medio (501-800 m.))

4.3. BIODIVERSIDAD-DIVERSIDAD ICTIOFAUNÍSTICA

4.3.1. LAS MEDIDAS UTILIZADAS

Con la finalidad de reducir el amplio número de posibles medidas empleadas en *biodiversidad/diversidad*, se han seleccionado aquéllas que más frecuentemente se han visto reflejadas en la bibliografía, para, posteriormente, analizar el grado de similitud de la información aportada por cada una de ellas.

Entre las medidas de *biodiversidad*, se ha seleccionado el número de especies, **S** y el índice de Margalef, **d** (1958).

Entre las medidas de *diversidad*, la selección ha recaído en el índice de Shannon-Weaver, **H'** (1949); el índice de Pielou, **J'** (1969); el índice de Simpson, **λ** (1949); el inverso del índice de Simpson (**$1 - \lambda$**) y el índice de Brillouin, **HB** (1951).

Entre las medidas de *diversidad taxonómica* y *diversidad filogenética* se han tenido en cuenta: Δ^* , Δ^+ , Δ de Clarke *et al.* (1995 y 1998) y **PD**, **sPD** (Faith, 1992).

Para establecer las relaciones entre todas estas medidas se han seguido los criterios de Merigot (2007), aplicando un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en una matriz de correlación obtenida mediante los valores del coeficiente de correlación de Spearman. La proyección de dichas medidas en la representación de los ejes factoriales del ACP (Figura 4.32), proporciona una percepción gráfica de las relaciones existentes entre los valores de dichos índices. Véase también la matriz de correlación (Tabla 4.XV).

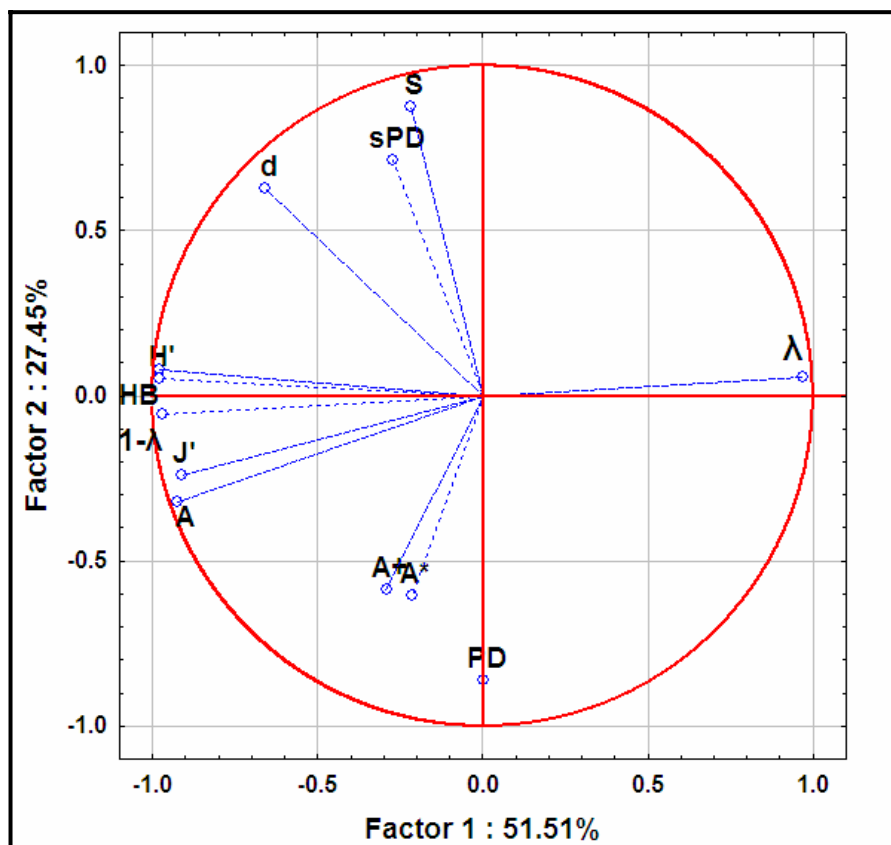


Figura 4.32. Representación gráfica (ACP), donde se muestra el grado de relación existente entre los distintos índices de diversidad seleccionados.

Tabla 4.XV. Matriz de valores de correlación de Spearman, entre las medidas de diversidad utilizadas en el ACP. Los valores subrayados son aquellos que no presentan correlación significativa ($p < 0.05$)

	S	d	J'	HB	H'	λ	$1 - \lambda$	A	A*	A ⁺	PD	sPD
S	1.00											
d	0.80	1.00										
J'	<u>-0.12</u>	0.39	1.00									
HB	0.22	0.65	0.91	1.00								
H'	<u>0.19</u>	0.64	0.93	1.00	1.00							
λ	<u>-0.10</u>	-0.52	-0.93	-0.96	-0.96	1.00						
$1 - \lambda$	<u>0.10</u>	0.52	0.93	0.96	0.96	-1.00	1.00					
A	<u>-0.03</u>	0.42	0.88	0.86	0.86	-0.91	0.91	1.00				
A*	-0.24	<u>-0.05</u>	<u>0.16</u>	<u>0.08</u>	<u>0.09</u>	<u>-0.11</u>	<u>0.11</u>	0.51	1.00			
A ⁺	<u>-0.17</u>	<u>0.03</u>	0.23	<u>0.14</u>	<u>0.15</u>	-0.21	0.21	0.49	0.71	1.00		
PD	-0.62	-0.43	<u>0.14</u>	<u>-0.11</u>	<u>-0.09</u>	<u>0.01</u>	<u>-0.01</u>	0.27	0.59	0.71	1.00	
sPD	0.95	0.80	<u>-0.10</u>	0.24	0.21	<u>-0.13</u>	<u>0.13</u>	<u>0.08</u>	<u>-0.03</u>	<u>0.07</u>	-0.36	1.00

Como puede observarse, los dos componentes principales contribuyen en un 78.96% a la variabilidad total. El primer componente principal (51.51%), presenta una elevada correlación positiva con los valores de los índices de diversidad de Shannon (H'), Brillouin (HB), Pielou (J'), el inverso del índice de Simpson ($1-\lambda$) y el índice taxonómico Δ . La correlación es negativa con el índice λ de Simpson. El segundo componente (27.45%), presenta correlación positiva con los valores del número de especies, el índice filogenético sPD y el índice d de Margalef. La correlación es negativa con el índice filogenético PD. Por último, aparecen los dos índices taxonómicos Δ^+ y Δ^* , de carácter más heterogéneo, con menor relación con estos factores que los anteriores. Estos dos últimos presentan mayor correlación positiva con el tercer eje factorial (14%).

A la vista de los resultados obtenidos, las 12 medidas se pueden reunir en 3 grupos:

El primer grupo, constituido por aquellos índices más relacionados con el primer factor del ACP. Son aquellas medidas que proporcionan información relacionada con la abundancia relativa de las especies. Dentro de este grupo se encuentran los índices de diversidad de Shannon, Brillouin, Pielou, Simpson y el inverso de Simpson. Asimismo, se incluye el índice Δ , que, a pesar de ser un índice de diversidad taxonómica no aporta información adicional a la del resto de los índices relacionados anteriormente.

El segundo grupo, incluye a aquellos índices que están vinculados con la riqueza específica tales como el número de especies y el índice de Margalef. En este segundo grupo aparecen, asimismo, los índices sPD y PD (índices filogenéticos), que no aportan información adicional al número de especies.

Finalmente, el tercer grupo, conformado por los índices Δ^* y Δ^+ de diversidad taxonómica, proporciona una información complementaria al número de especies y a la abundancia relativa de las mismas.

Dentro de cada uno de los tres grupos el valor de correlación entre los índices es elevado (Tabla 4.XV). Esto implica que se considera suficiente para llevar a cabo los objetivos del presente estudio el uso de uno solo de los mismos; dicho índice representará la información correspondiente a cada uno de los grupos, respectivamente.

Entre los relacionados con la *biodiversidad*, se ha seleccionado el *número de especies*. Esta medida es la más sencilla de utilizar a pesar de que depende del

esfuerzo de muestreo, por lo que se han realizado las curvas de acumulación que representan el número de las mismas según aumenta dicho esfuerzo.

En cuanto a las medidas de *diversidad*, se ha seleccionado el índice de Shannon cuyo uso se encuentra muy difundido, es fácil de calcular y es muy intuitivo, complementándose, gráficamente, con las curvas de k-dominancia.

Respecto a los índices de diversidad taxonómica, hasta el momento, el uso de los mismos no está muy difundido en los estudios de diversidad de especies ícticas; la diferencia entre el índice Δ^* y el Δ^+ es que el primero se basa en la utilización de datos de abundancia mientras que el segundo se basa en los de presencia-ausencia. En el presente estudio, dado que se dispone de datos de abundancia de especies, se ha aplicado el primero Sin embargo, hay que resaltar que, a la vista de los resultados, parece que los valores de ambos son muy similares.

4.3.2. BIODIVERSIDAD

En los 351 muestreos llevados a cabo durante la serie de doce años, se han capturado un total de 186 especies, con un valor medio de 21 ± 5 especies por muestreo. El número máximo de especies capturadas en un muestreo asciende a 36.

El patrón de distribución de la riqueza específica (Figura 4.33), muestra que ninguna especie aparece en todos los muestreos realizados. Únicamente, 5 de ellas (2.7%), se encuentran en más del 50% y muchas quedan restringidas a 1 o 2 lugares (31 y 15 especies, respectivamente)

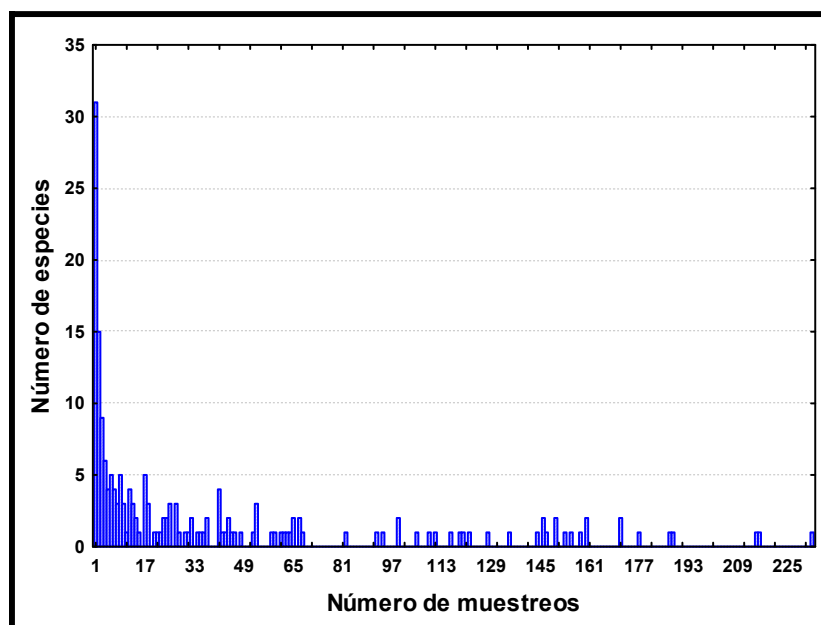


Figura 4.33. Patrón de distribución de la riqueza específica en función de los 351 muestreos realizados.

4.3.2.1. Variabilidad espacial

4.3.2.1.1. Gradiente batimétrico

Muchos son los autores que ponen de manifiesto la elevada relación entre el número de especies en un lugar determinado con el esfuerzo de muestreo realizado. De hecho, esta relación parece ser una de las pautas aceptadas en los estudios de la biodiversidad. Si el esfuerzo de muestreo no es el mismo, la comparación entre distintos valores de riqueza específica no será válida a no ser que se estandarice el tamaño de muestra mediante métodos como la *rarefacción*, *funciones de acumulación de especies* o métodos *no paramétricos*. En este sentido, las curvas de acumulación, constituyen una herramienta útil y su uso está muy extendido a fin de llevar a cabo comparaciones espaciales o temporales de la riqueza específica en

estudios donde existen diferentes niveles de esfuerzo de muestreo. La comparación a lo largo del gradiente batimétrico mediante dichas curvas se ha realizado a diferentes escalas espaciales (Figuras 4.34a, b, c)

a) *Curvas de acumulación de especies*

En primer lugar, se compara la plataforma y el talud continental (Figura 4.34a), poniéndose de manifiesto la elevada riqueza específica de la plataforma respecto al talud. En la plataforma continental el número de especies asciende a 139 en los 136 muestreos allí realizados. En el talud continental han sido capturadas 120 especies en 215 muestreos. Los valores asintóticos son 145 y 123, respectivamente.

En cuanto a las especies exclusivas de cada uno de estos dos lugares, 66 aparecen únicamente en la plataforma y 47 en el talud (Tabla 4.XVI); comparten, entre ambos lugares, un total de 73 especies.

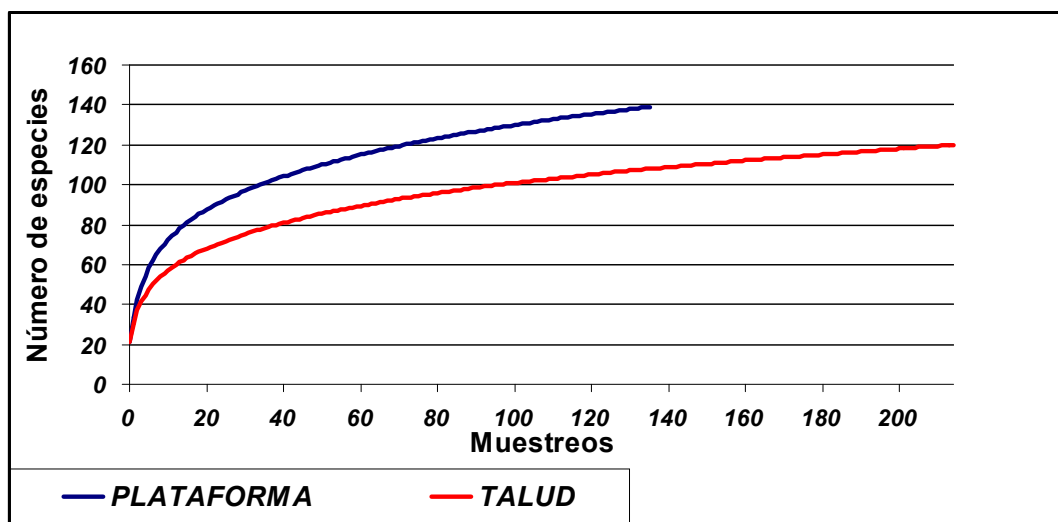


Figura 4.34a. Representación gráfica de las curvas de acumulación de especies en la plataforma y talud continentales

Si la comparación se realiza entre agrupaciones, se aprecia que la correspondiente al talud medio (Figura 4.34b), (501-800 m.) es la más pobre en cuanto a riqueza específica seguida del talud superior (201-500 m.). En la plataforma superior (30-100 m.), con 94 muestreos, se capturaron 112 especies. En la plataforma inferior (101-200 m.), donde se han realizado 42 muestreos, 91 especies. En el talud superior, (201-500 m.) con 95 muestreos, se capturaron 102 especies y en el talud medio, con 120 muestreos, 83.

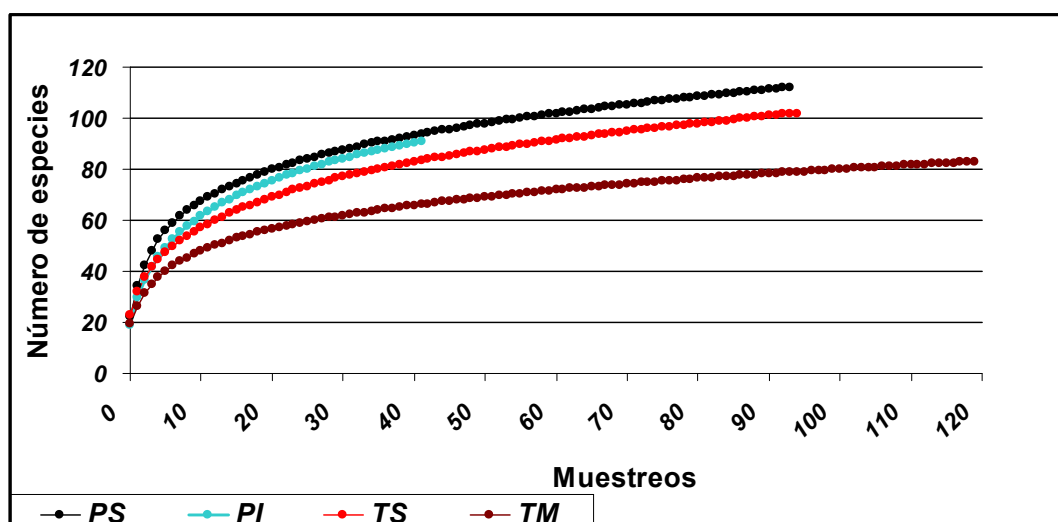


Figura 4.34b. Representación gráfica de las curvas de acumulación de especies en las cuatro agrupaciones caracterizadas (PS: 30-100; PI: 101-200; TS: 201-500; TM: 501-800).

Asimismo, con la finalidad de comparar el valor de riqueza específica a un nivel espacial más detallado se han realizado las curvas de acumulación en función de los siguientes intervalos de profundidad: 30-50, 51-100, 101-200, 201-300, 301-400, 401-500, 501-600, 601-700 y 701-800 m. (Figura 4.34c). En este caso, aparecen dichas curvas formando tres grupos: 1) el correspondiente a los intervalos con mayor número de especies (entre los 30 y 200 m. de profundidad), 2) el de aquéllas curvas que corresponden a los intervalos entre los 200 y los 600 m. y 3) el de la curva correspondiente al intervalo comprendido entre 700 -800 m., con menor número de especies capturadas.

Los valores asintóticos de la riqueza específica (Tabla 4.XVI), son muy similares en todos los intervalos correspondientes a la plataforma continental (de 98 a 101 especies). A partir de la misma (entre los 200 y los 700 m.) se produce un descenso acusado de dichos valores asintóticos (de 83 a 70 especies), que vuelve a descender bruscamente a partir de los 700 m. (55 especies).

En cuanto a las especies exclusivas de cada intervalo (Tabla 4.XVI), existe un claro contraste entre el número de las correspondientes a los 30-50 m., con 14 especies y, entre los 701-800 m., con 2 especies. El número de las mismas es superior en los intervalos de plataforma (14, 7 y 6 de menor a mayor profundidad, respectivamente) que en los del talud donde, entre los 201-300 m. no aparece ninguna, encontrándose el número máximo entre los 401-500 y los 501-600 m. con 4 especies en ambos.

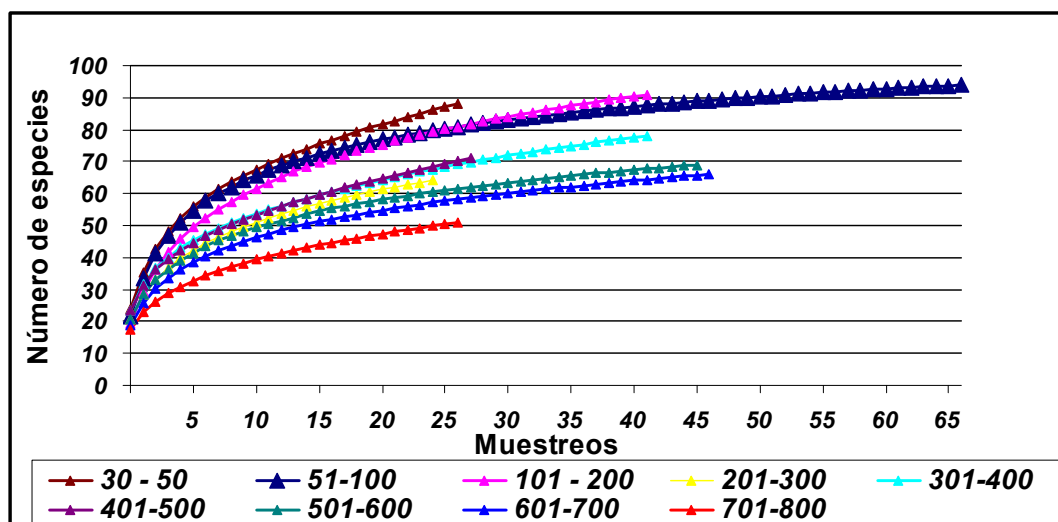


Figura 4.34c. Curvas de acumulación de especies en todos los intervalos de profundidad.

Tabla 4.XVI. Valores del número de muestreos, órdenes, familias y especies correspondientes a las diversas escalas espaciales. Se muestran, asimismo, los valores medios (\pm SD) y teóricos de la riqueza específica y las especies exclusivas de cada uno de los lugares analizados.

Prof. (m.)	Nº	Nº	Nº	Nº Especies			
	Muestras	Ordenes	Familias	Total	Excl.	Media	Asint.
30 – 50	27	13	39	88	14	24 \pm 5.5	98
51 – 100	67	17	44	94	7	22 \pm 6.5	98
101 – 200	42	18	41	91	6	19 \pm 4.8	101
Superior	94	17	46	112	24	22 \pm 6.3	116
Inferior	42	18	41	91	6	19 \pm 4.8	101
PLAT.	136	20	55	139	66	21 \pm 6.0	145
201 – 300	25	16	35	64	0	21 \pm 3.0	71
301 – 400	42	21	45	78	2	23 \pm 4.0	83
401 – 500	28	20	42	71	4	23 \pm 3.9	76
501 – 600	46	20	39	69	4	21 \pm 3.7	73
601 – 700	47	18	37	66	1	19 \pm 3.9	70
701 – 800	27	17	30	51	2	17 \pm 3.7	55
Superior	95	22	52	102	7	23 \pm 3.9	107
Medio	120	20	43	83	13	19 \pm 3.9	84
TALUD	215	23	57	120	47	21 \pm 4.2	123
TOTAL	351	24	69	186		21 \pm 5.0	187

b) Riqueza específica media

En cuanto al número de especies medio, un análisis de la varianza muestra que existen diferencias significativas entre determinados intervalos de profundidad,

siendo, más elevados que en el resto, los valores correspondientes a los 30-50 m. y los comprendidos entre 301 y los 500 m. El valor medio inferior corresponde al intervalo más profundo (701-800 m.). Respecto a dichos valores medios, se aprecia que la variabilidad de los mismos disminuye en el talud respecto a la plataforma continental.

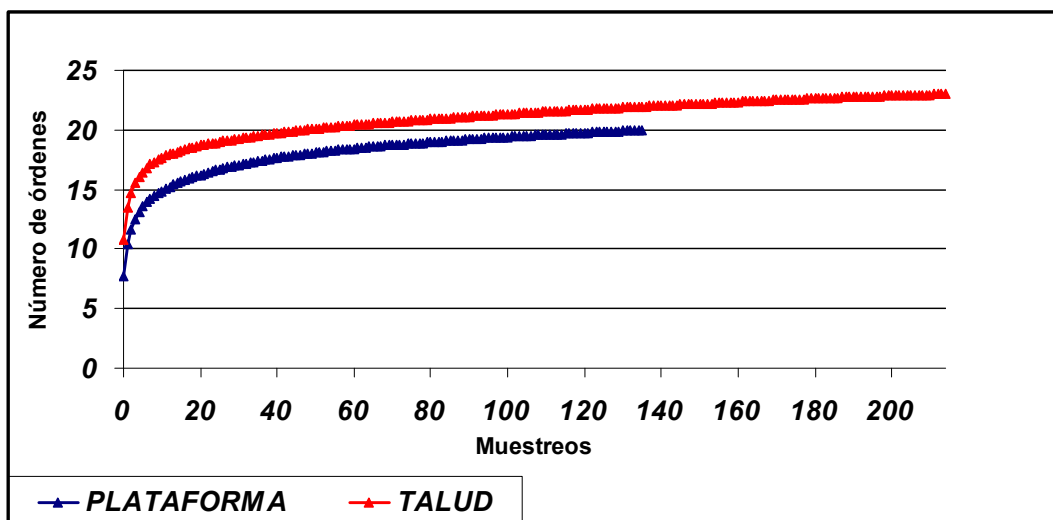
c) Curvas de acumulación con órdenes

Si el estudio se realiza con taxones correspondientes a niveles superiores a especie, los resultados difieren de los anteriores.

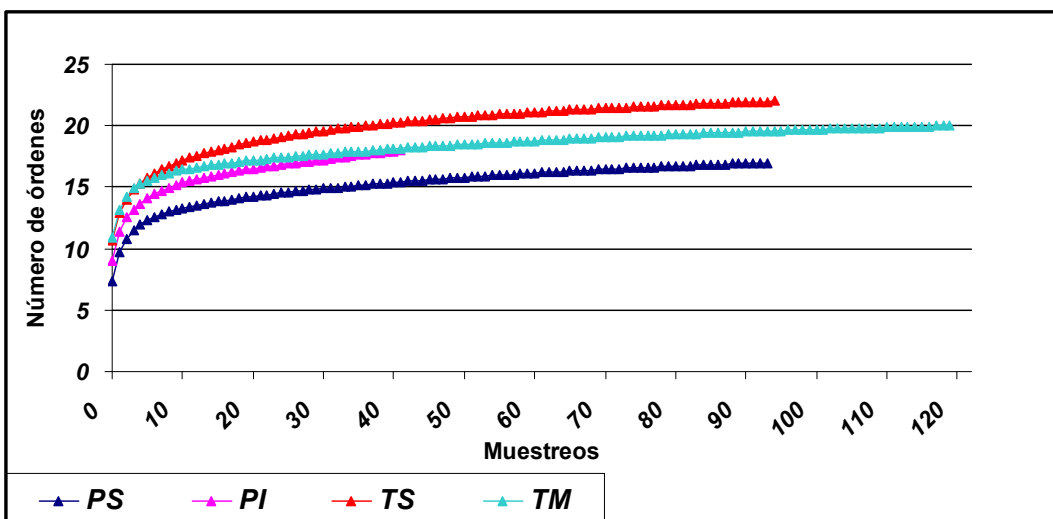
En relación al número de órdenes (Figura 4.35a, b, c), si la comparación se realiza entre plataforma y talud continental (Figura 4.35a), los resultados son inversos a los obtenidos con el número de especies. La plataforma presenta menor número de órdenes que el talud continental.

Dentro de la plataforma, la parte superior es la que presenta menor número de órdenes; a continuación aparece la plataforma inferior y el talud medio; por último el talud superior, con mayor número de órdenes que el resto (Figura 4.35b).

a)



b)



c)

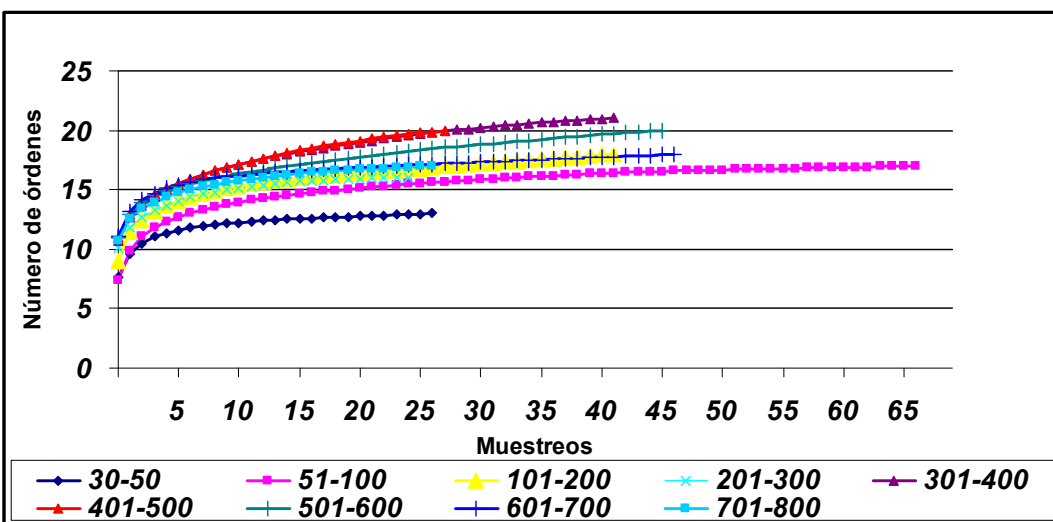


Figura 4.35. Representación gráfica de las curvas de acumulación de órdenes en **a)** la plataforma y talud continental **b)** en la plataforma superior, plataforma inferior, talud superior y talud medio y **c)** en todos los intervalos de profundidad.

Comparando las curvas de acumulación de los distintos intervalos de profundidad (Figuras 4.34c y 4.35c) se aprecia que los intervalos comprendidos entre los 30-50 y entre los 51-100 m., son los más ricos en número de especies y más pobres en número de órdenes; es decir, pocos órdenes engloban a gran cantidad de especies. Los intervalos que mayor número de órdenes presentan, son los comprendidos entre 301 y los 500 m. de profundidad

Hay que destacar el contraste entre número de especies y número de órdenes que se produce entre el intervalo de menor (30-50 m.) y el de mayor profundidad (701-800 m.). Siendo idéntico el esfuerzo de muestreo en ambos, a lo largo de los 12 años de estudio (27), en el primer intervalo han sido capturadas 88 especies correspondientes a 13 órdenes distintos, mientras que, entre los 701-800 m., las especies son 51 pertenecientes a 17 órdenes (Tabla 4.XVI).

Una síntesis gráfica del número de especies correspondientes a cada orden en ambos intervalos (Figura 4.36), pone de manifiesto el desigual reparto de especies entre los órdenes en cada uno de los mismos. En el intervalo comprendido entre 30-50 m., sólo dos órdenes incluyen una especie. Un orden incluye 13 especies y otro 45. En el intervalo comprendido entre los 701-800 m., siete órdenes incluyen una especie y cinco incluyen dos. Ningún orden engloba más de 10 especies diferentes.

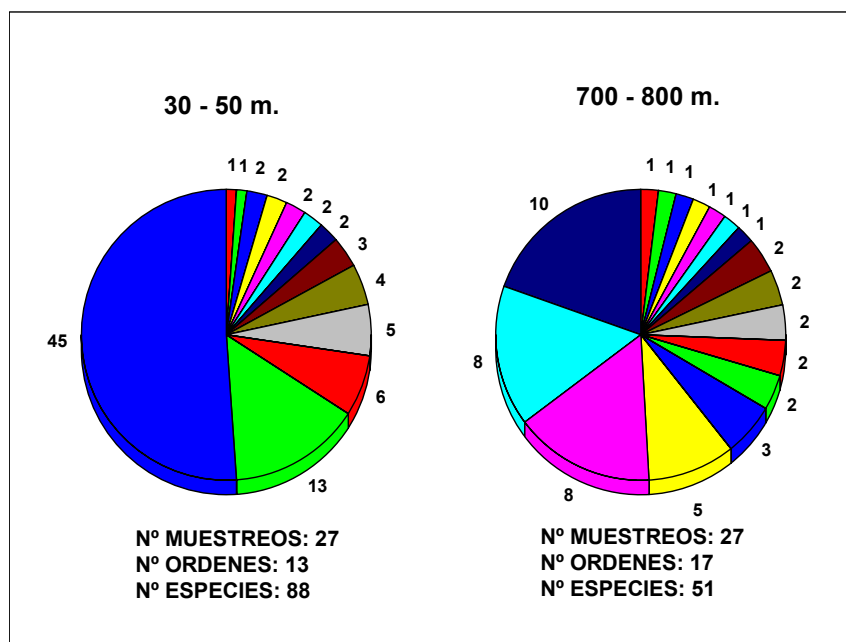


Figura 4.36. Número de especies correspondientes a cada orden en el intervalo de menor y mayor profundidad, respectivamente. Cada color del gráfico corresponde a un orden diferente. Cada cifra, indica el número de especies correspondientes a un orden.

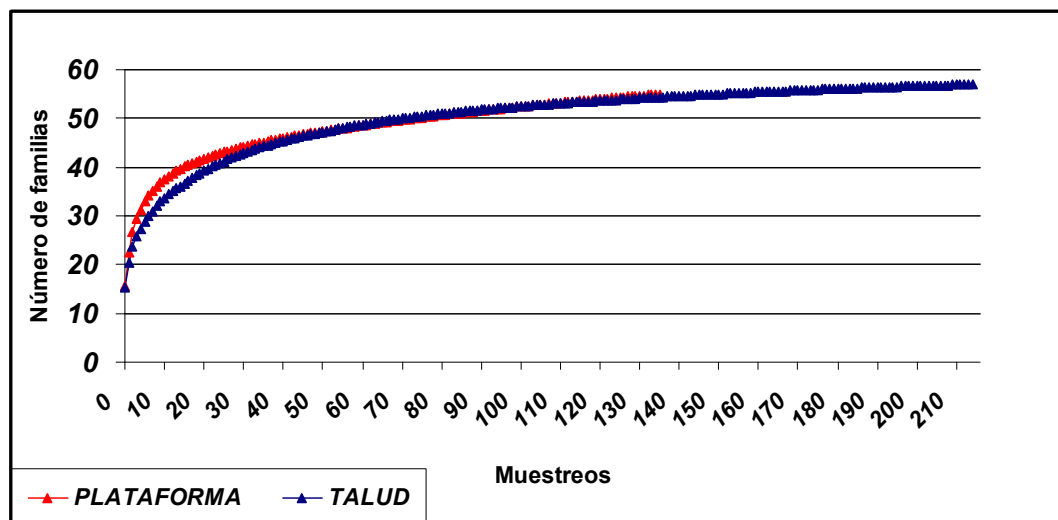
d) Curvas de acumulación con familias

En cuanto a número de familias (Figura 4.37), plataforma y talud continental presentan un valor similar del mismo.

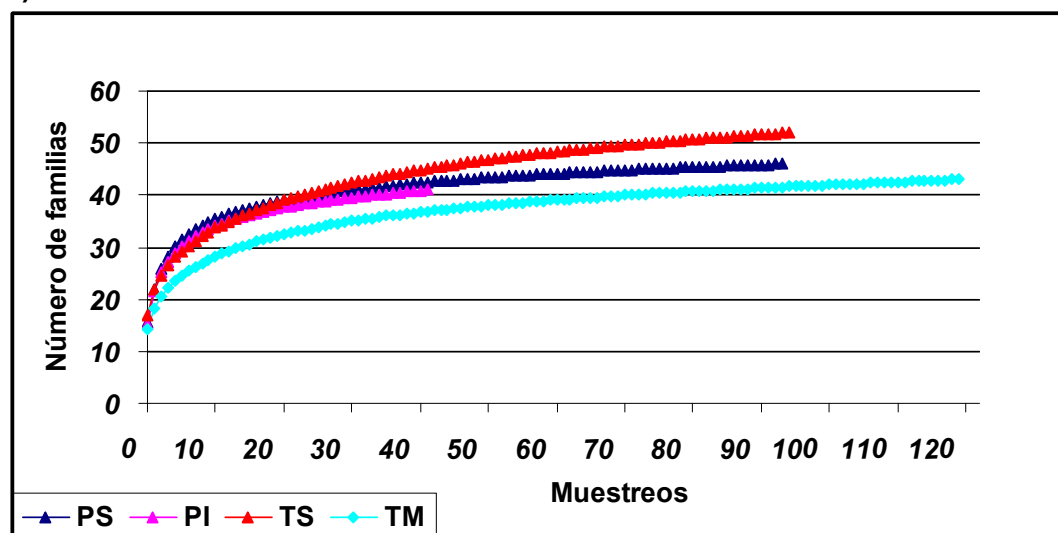
El talud medio es el que presenta menor número de familias frente al talud superior que es el que mayor número de las mismas ostenta. Entre ambos grupos se encuentra la plataforma superior y la plataforma inferior, con curvas prácticamente similares.

En los distintos intervalos de profundidad, las curvas aparecen con pendientes más homogéneas entre sí que en el caso de las especies. Igual que ocurre con éstas, el intervalo que presenta menor número de familias es el más profundo; contrariamente, los intervalos comprendidos entre los 300 y los 500 m., presentan un valor de riqueza de familias similar al de los intervalos de la plataforma continental.

a)



b)



c)

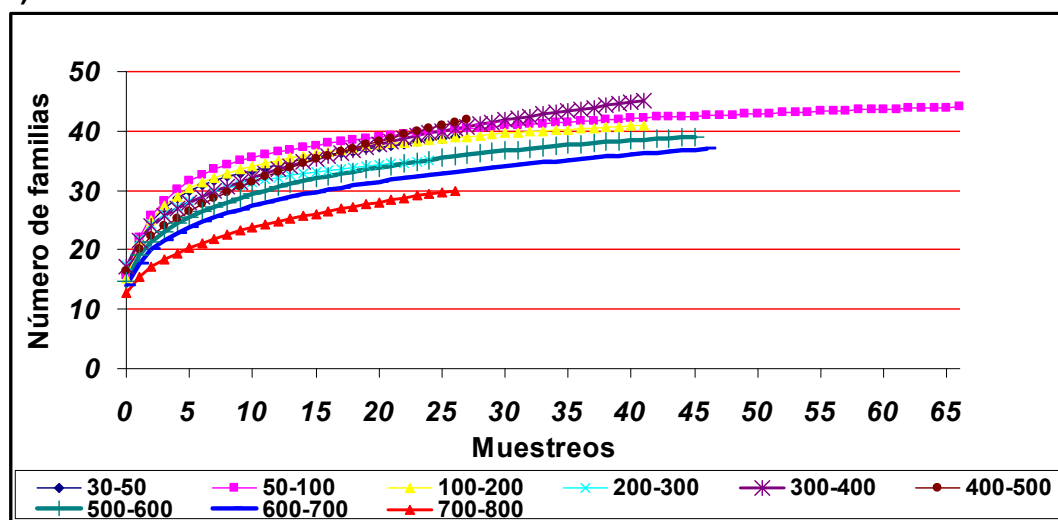


Figura 4.37. Gráfica de las curvas de acumulación de familias en diversas escalas espaciales: a) plataforma-talud. b) agrupaciones. c) intervalos de profundidad.

e) Relación de abundancia y biomasa media por especie con la profundidad

Ambas variables presentan diferentes tendencias relativas al aumento de la profundidad (Figura 4.38).

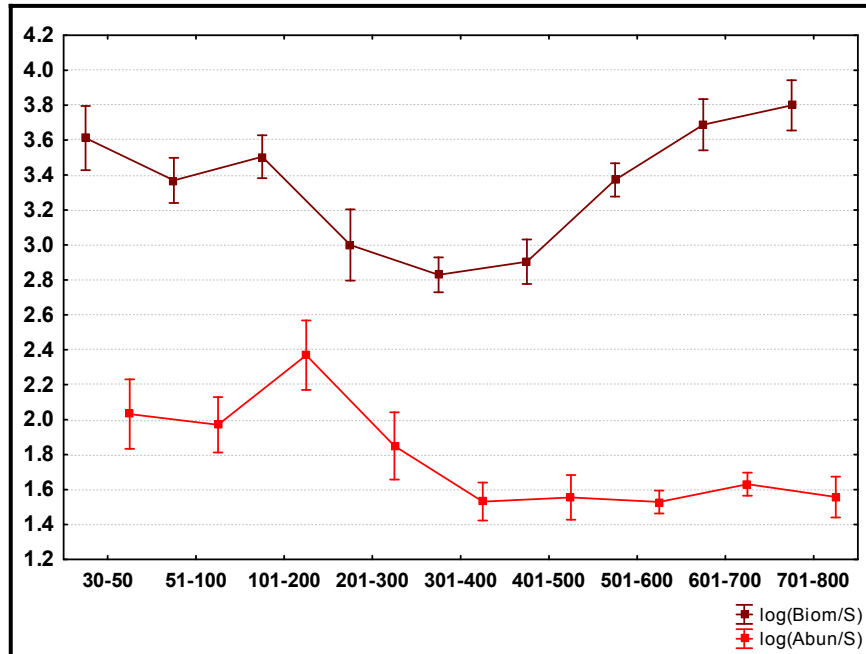


Figura 4.38. Evolución de los valores de abundancia y biomasa por especie (log) a lo largo del gradiente de profundidad.

El número medio de individuos por especie en la plataforma continental es prácticamente semejante en los dos primeros intervalos y más elevado entre los 101-200 m. A partir dicha profundidad disminuye bruscamente hasta estabilizarse a partir de los 300 m. El análisis mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis, pone de manifiesto diferencias significativas entre los intervalos de profundidad ($p < 0.01$).

La biomasa media por especie disminuye en el talud superior respecto a la plataforma continental para incrementarse nuevamente en el talud medio, hasta alcanzar niveles incluso superiores a los de la plataforma continental. Las diferencias entre los valores medios, son significativamente diferentes entre estratos de profundidad, según el análisis de Kruskal-Wallis ($p < 0.01$).

4.3.2.1.2. Gradiente geográfico longitudinal

En cuanto a la variación del número de especies con la longitud geográfica del área de estudio, no parece apreciarse ningún gradiente, positivo o negativo, en relación al mismo en ninguno de los intervalos de profundidad analizados ($p < 0.01$) (Tabla 4.XVII).

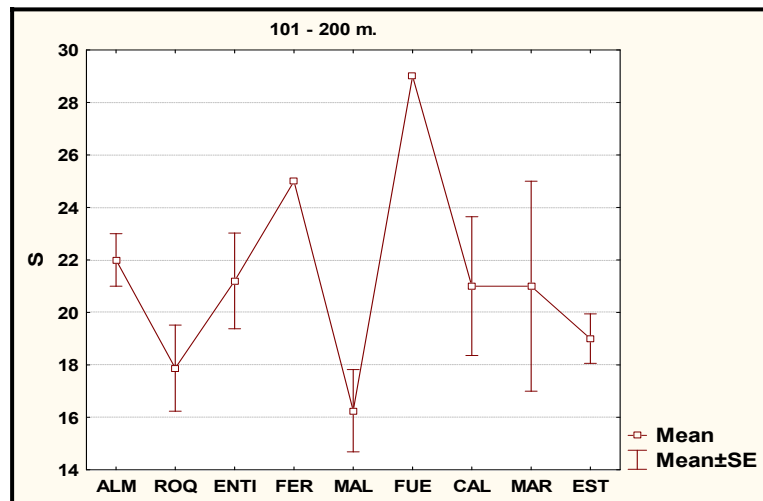
Tabla 4.XVII. Valores del coeficiente de correlación de Pearson entre número de especies y longitud en cada intervalo de profundidad analizado.

	30-50	51-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800
R^2	0.14	0.05	0.01	0.14	0.07	0.01	0.01	0.14	0.02
p	0.05	0.06	0.7	0.05	0.08	0.65	0.63	0.01	0.43

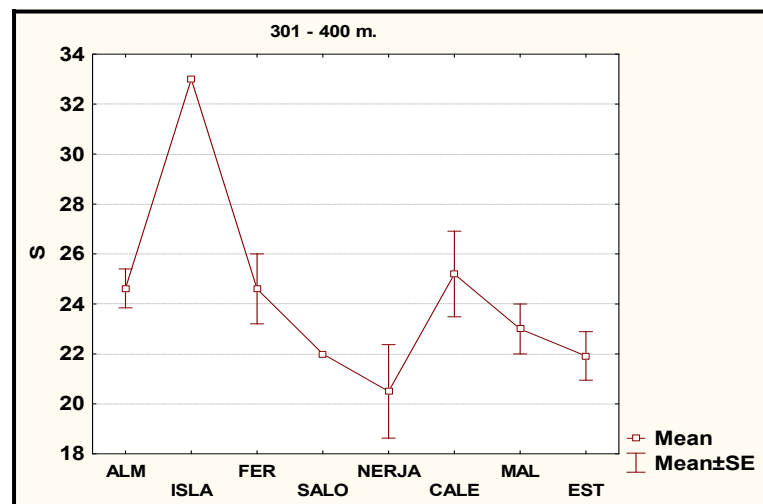
No obstante, si se aprecian diferencias geográficas, según el análisis de la varianza, en tres intervalos de profundidad: 101-200, 301-400 y 601-700 m.

El test de Tukey, realizado con la finalidad de constatar qué localidades son las que presentan dichas diferencias significativas, revela que en el intervalo entre los 101-200 m. Málaga presenta menor número de especies que el resto (Figura 4.39a). Entre los 301-400 m., el área que presenta diferencias respecto a las demás es la Isla de Alborán con valores superiores de riqueza específica (Figura 4.39b). Entre los 601-700 m. Fuengirola presenta un valor de la misma inferior. (Figura 4.39c).

a)



b)



c)

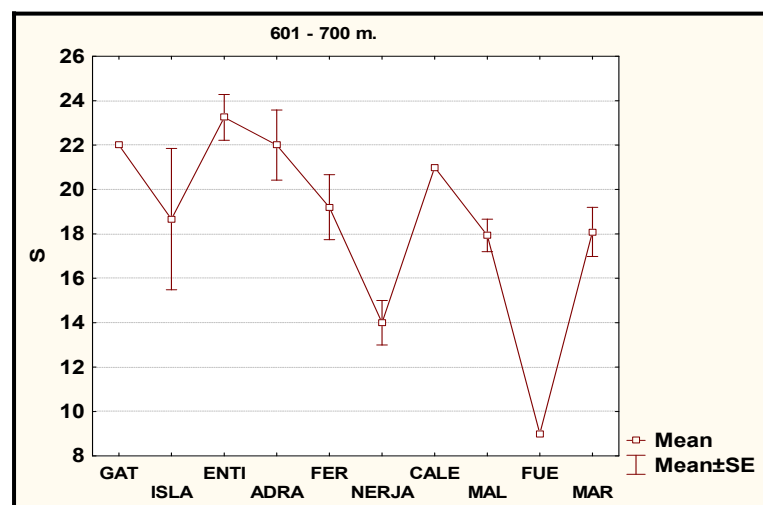
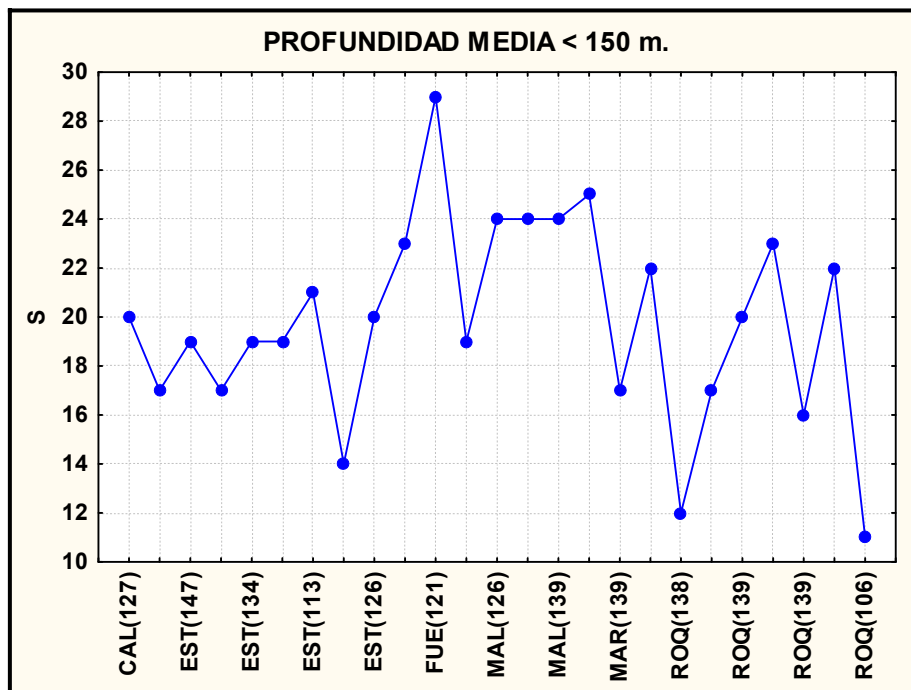


Figura 4.39. Representación gráfica de los valores medios del número de especies por área geográfica entre a) 101-200 m. b) 301-400 m. c) 601-700 m., de profundidad.

Entre los 101-200 m. un estudio más detallado de los valores de riqueza específica revela que el descenso de la misma en el área de Málaga respecto al resto se produce en un rango de profundidad restringido únicamente a los 151-200 m. de profundidad aproximadamente. La figura 4.40 muestra dicho estudio entre los 101-150 m. y los 151-200 m. de profundidad y pone de manifiesto la disminución de la riqueza específica en la zona de Málaga en el segundo rango de profundidad.

a)



b)

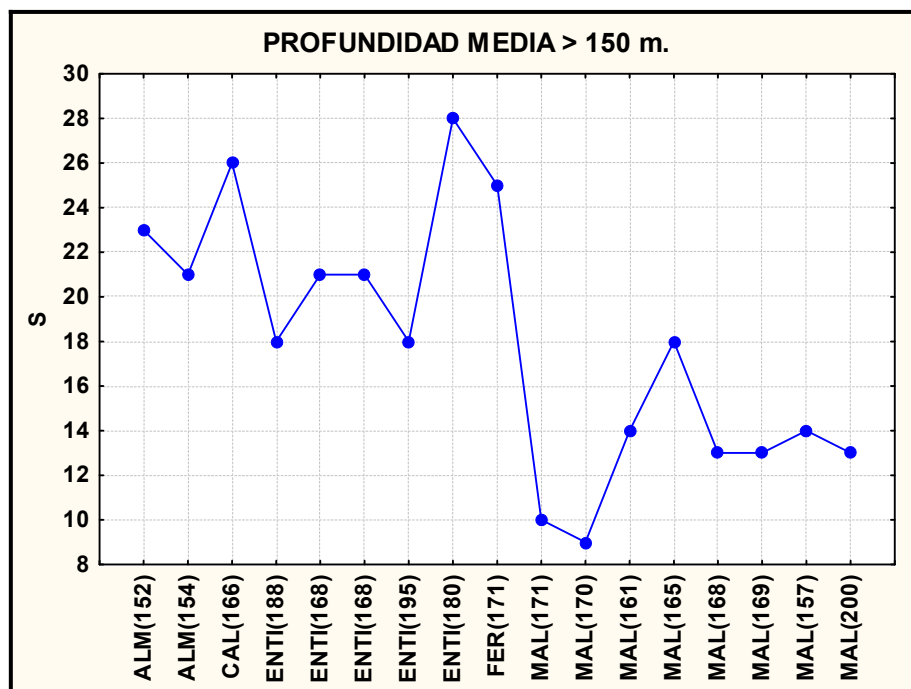


Figura 4.40. Representación gráfica del número de especies presentes en cada uno de los muestreos realizados en el intervalo comprendido entre los 101-200 m. (a) profundidad media inferior a los 150 m y b) profundidad media superior a los 150 m). En el eje de abscisas aparece la localidad correspondiente a dicho muestreo y entre paréntesis aparece el valor de la profundidad media del mismo.

En el intervalo 601-700 m., las causas de las diferencias significativas puestas de manifiesto en Fuengirola son debidas a que, en dicho lugar, en esta profundidad, sólo se realizó un muestreo cuyas capturas resultaron anómalas en cuanto a la escasez en abundancia y en número de especies. Únicamente se capturan 9 especies y 294 ejemplares. De estos, 276 correspondieron al mictófido *Symbolophorus veranyi*.

Por el contrario, sí parece poder afirmarse que el área correspondiente a la Isla de Alborán entre los 301-400 m. de profundidad presenta mayor valor de riqueza específica que el resto.

4.3.2.2. Variabilidad temporal

4.3.2.2.1. Curvas de acumulación de especies

Las curvas de acumulación presentan valores de pendiente y valores asintóticos similares (Figura. 4.41), siendo el año 1999 el que manifiesta valores inferiores de riqueza específica.

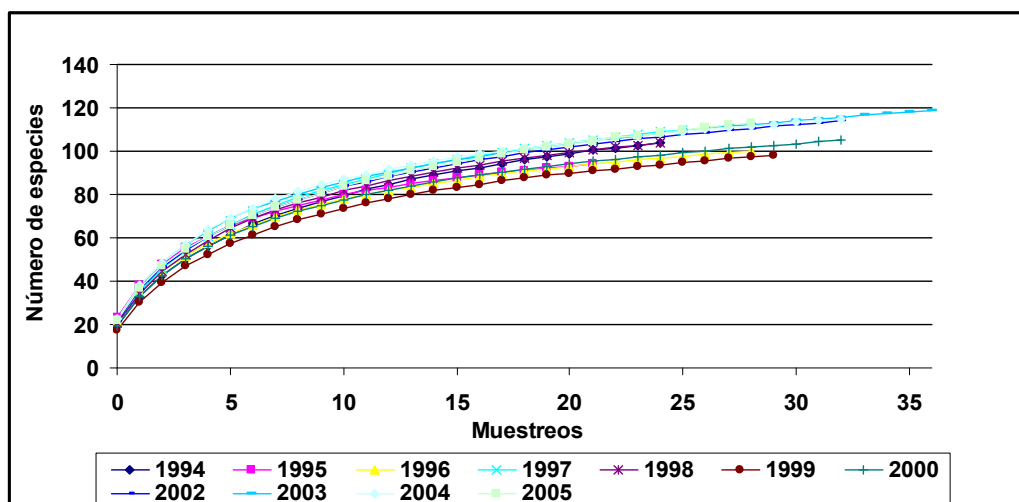


Figura 4.41.- Representación gráfica de las curvas de acumulación de especies en cada uno de los años analizados.

4.3.2.2.2. Valores medios anuales

Asimismo, los valores medios anuales son semejantes interanualmente, a excepción del año 1999, que, como ponen de manifiesto el análisis de la variancia y el test de Tukey, muestra diferencias significativas ($p < 0.01$) con el resto de los periodos de muestreo, presentando un valor de riqueza específica media inferior que aquellos (Tabla 4.XVIII).

Tabla 4.XVIII. Valores totales y medios del número de especies correspondientes al periodo de tiempo objeto del presente estudio.

CAMPAÑA	Número de Muestreos	Nº especies total (S)	Nº especies Medio (S_{med})
1994	25	104	20±5.3
1995	22	94	23±3.8
1996	29	100	21±4.2
1997	26	110	21±6.5
1998	25	104	21±5.3
1999	30	98	18±5.4
2000	33	105	20±5.0
2001	29	98	20±4.3
2002	33	114	21±5.6
2003	37	119	22±4.6
2004	33	115	23±4.7
2005	29	113	22±3.8

4.3.3. DIVERSIDAD

4.3.3.1. Variabilidad espacial

4.3.3.1.1. Gradiente batimétrico

A) Resultados obtenidos con abundancia de especies

Curvas de k-dominancia

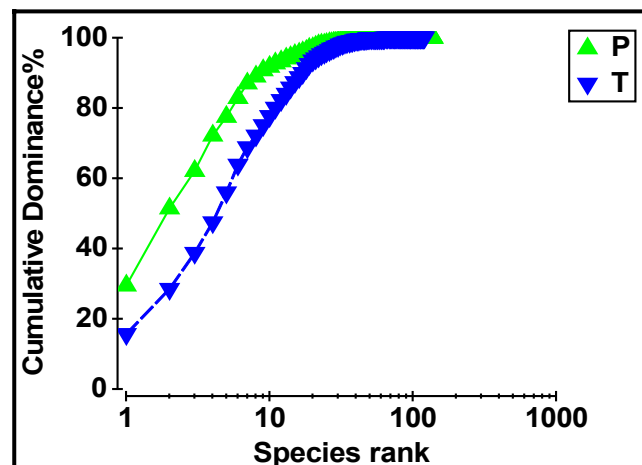
La comparación batimétrica de los valores de diversidad en el área de estudio se ha realizado en primer lugar mediante las curvas de *k-dominancia* representadas a diferentes escalas espaciales: entre plataforma y talud continental, entre las agrupaciones caracterizadas (plataforma superior (30-100), plataforma inferior (101-200), talud superior (201-500 m.) y talud medio (501-800 m.)) y, por último, entre intervalos de profundidad (Figura 4.42).

En el primer caso se aprecia la mayor dominancia de especies que se produce en la plataforma en relación al talud continental.

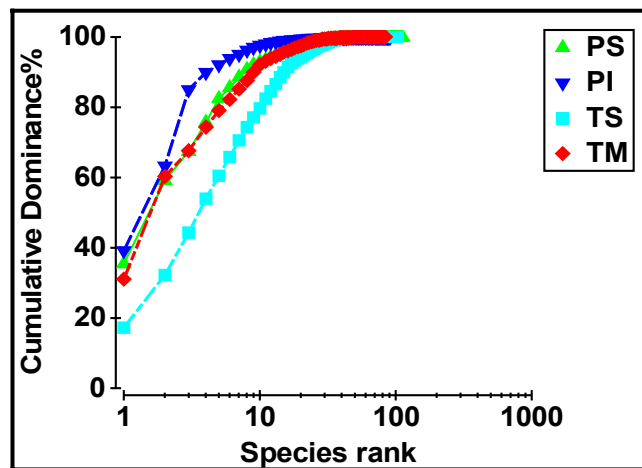
En el segundo caso se aprecia mayor diversidad en el talud superior mientras que los niveles más bajos de la misma corresponden a la plataforma inferior. Plataforma superior y talud medio quedan entre ambas curvas sin que se puedan realizar comparaciones entre ellas.

En relación a los intervalos de profundidad, las curvas correspondientes a los mismos se entrecruzan entre sí no pudiéndose establecer comparaciones. No obstante, destacan los comprendidos entre los 301-400 y 401-500 m. de profundidad que presentan menor dominancia de especies que el resto.

a)



b)



c)

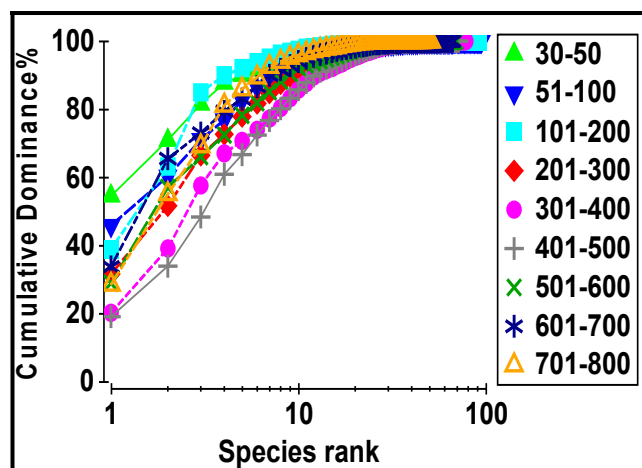


Figura 4.42. Representación gráfica de las curvas de k-dominancia (abundancia), en base a diferentes escalas espaciales: **a)** plataforma-talud continental; **b)** plataforma superior-plataforma inferior-talud superior-talud medio y **c)** intervalos de profundidad analizados.

Índice de diversidad de Shannon-Weaver

Con la finalidad de analizar las tendencias del mismo en cada intervalo de profundidad, así como su persistencia temporal, se ha calculado el índice durante todo el período de estudio a largo del gradiente batimétrico (Tabla III Anexo).

Entre los 30 y los 100 m. las tendencias son muy variables. En general los valores inferiores se alcanzan entre los 101 y los 200 m. A partir de los 200 m. se produce un aumento de la diversidad durante todos los años (excepto en el 2002 que se produce en los 300 m.) manteniéndose relativamente constante para disminuir ligeramente a partir de los 401-500 m. de profundidad (Figura 4.43).

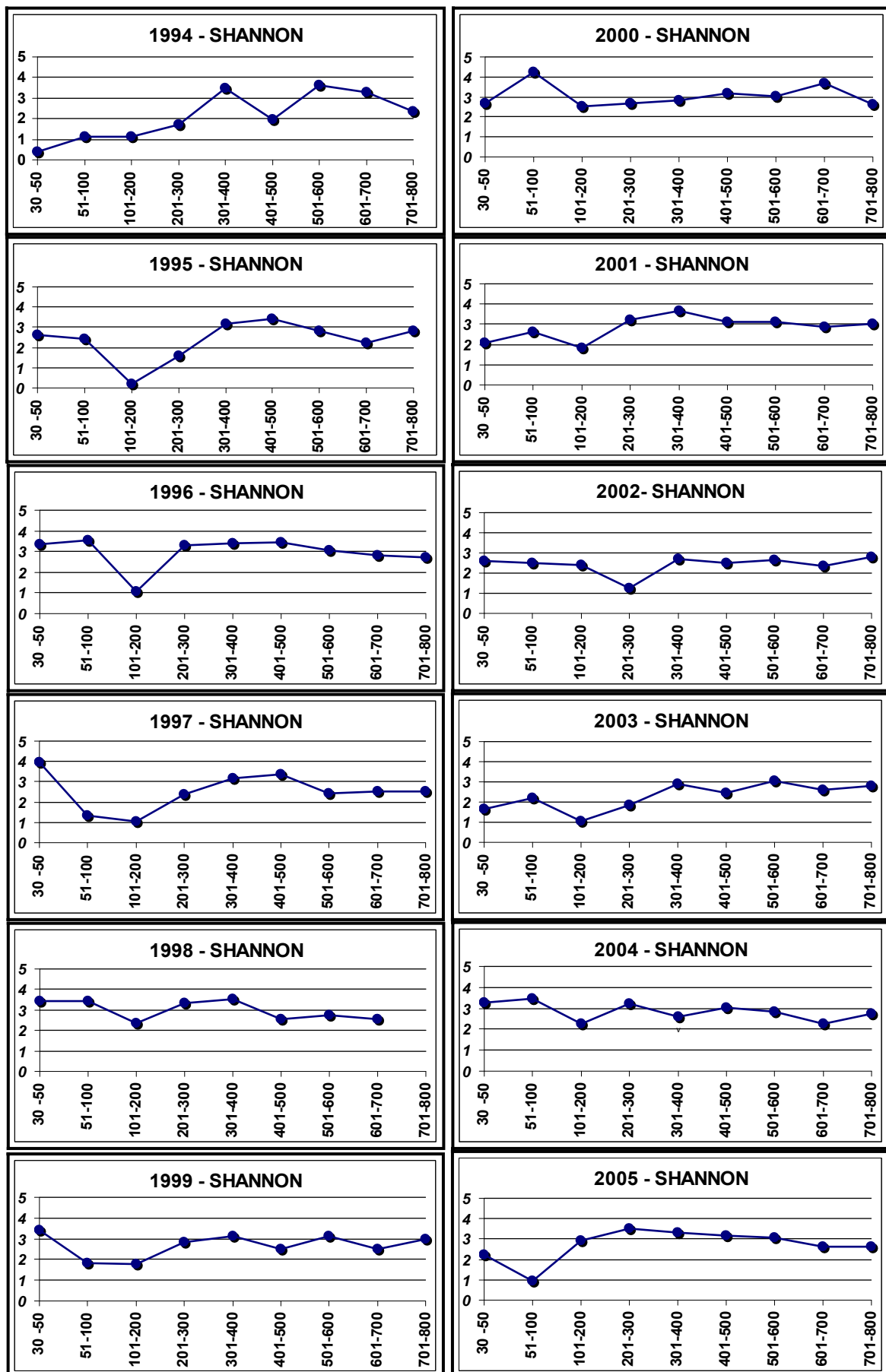


Figura 4.43. Evolución de los valores del Índice de diversidad de Shannon (abundancia) con la profundidad, en cada uno de los años de muestreo.

En cuanto a los valores medios del índice de Shannon (Tabla 4.XIX), el menor corresponde al intervalo comprendido entre los 101-200 m. y es significativamente diferente (Kruskal-Wallis, $p < 0.01$) al de los intervalos comprendidos entre 301 y 600 m. de profundidad, que son los que presentan dicho valor medio más elevado (Figura 4.44). La mayor variabilidad en dichos valores se produce en los intervalos de la plataforma continental, donde oscilan entre 0.20 bits en los 101-200 m y 4.25 bits en los 50-100 m. de profundidad. De todos los intervalos, el que posee valores más homogéneos es el comprendido entre los 700-800 m. En dicho intervalo, los valores del índice de Shannon se encuentran comprendidos entre 2 y 3 bits.

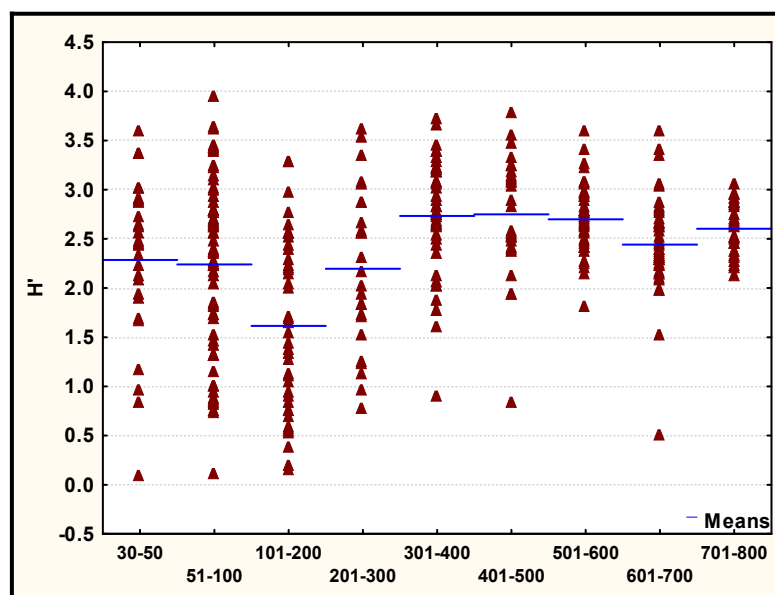


Figura 4.44. Representación gráfica del rango de valores obtenidos del índice de Shannon (abundancia) en cada uno de los muestreos realizados en el área de estudio en los intervalos de profundidad analizados. La línea azul corresponde al valor medio de dichos valores.

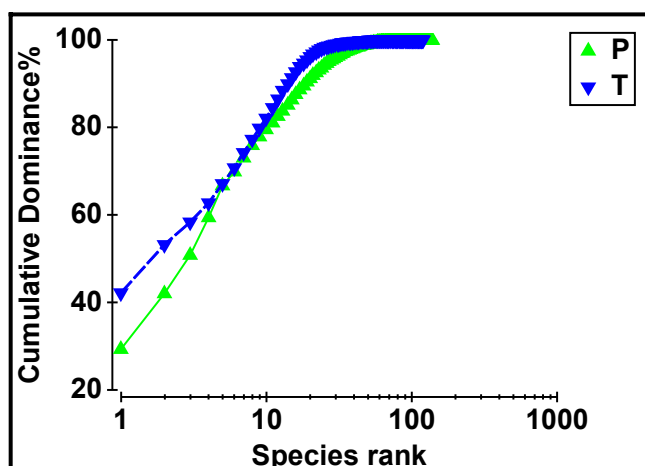
B) Biomasa de especies***Curvas de k-dominancia***

Con datos de biomasa, los resultados de la comparación de las curvas de k-dominancia entre plataforma y talud continental, respectivamente, se entrecruzan de forma que no existen tendencias que pongan de manifiesto diferencias entre ambos (Figura 4.45 a).

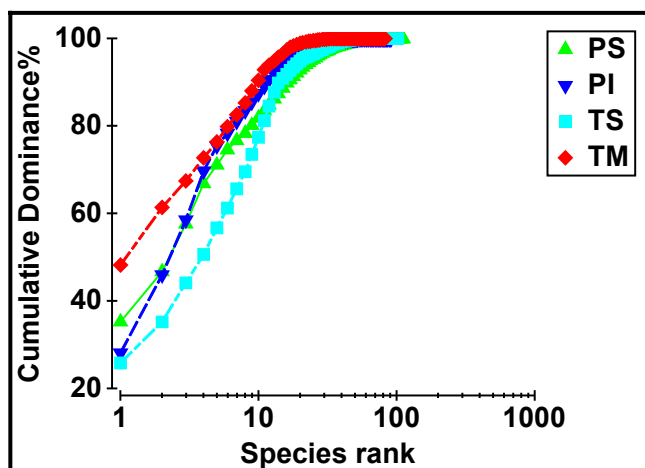
Entre agrupaciones, el talud superior presenta mayor diversidad; en el talud medio, por el contrario, se aprecia la mayor dominancia de especies. Las curvas de la plataforma superior e inferior se encuentran, sin que se puedan comparar entre sí. (Figura 4.45b).

Entre intervalos de profundidad, igualmente, aparecen entrecruzadas, apreciándose en las mismas, tal y como sucede con los datos de abundancia, que los intervalos 301- 400 y 401-500 m. son los que presentan mayor diversidad, mientras que el intervalo 701-800 m. es el menos diverso (Figura 4.45 c).

a)



b)



c)

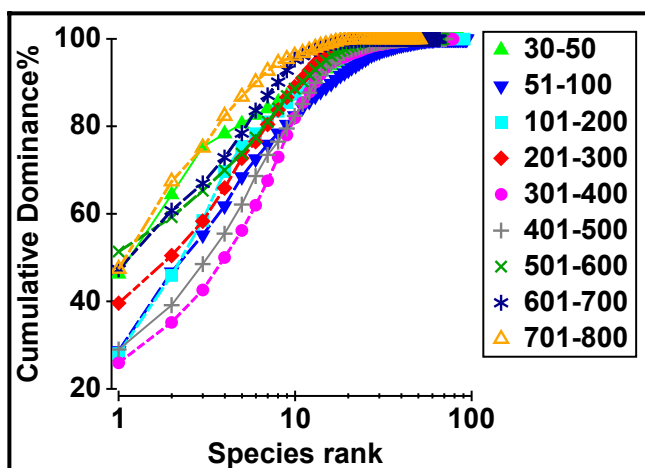


Figura 4.45. Curvas de k-dominancia (biomasa) correspondientes al área de estudio a diferentes escalas espaciales. a) plataforma-talud continental; b) plataforma superior-plataforma inferior-talud superior-talud medio y c) intervalos de profundidad analizados.

Índice de Shannon-Weaver

Durante todos los años, con datos de biomasa, en la plataforma no se han hallado tendencias que se repitan a lo largo de los años de muestreo. Los intervalos correspondientes al talud superior son los que presentan los valores más elevados del índice apreciándose, a partir de los 500 m. de profundidad, una disminución de la diversidad respecto a los intervalos anteriores alcanzándose, en general, a partir de dicho intervalo, menores valores a medida que aumenta la profundidad (Tabla III Anexo; Figura 4.45).

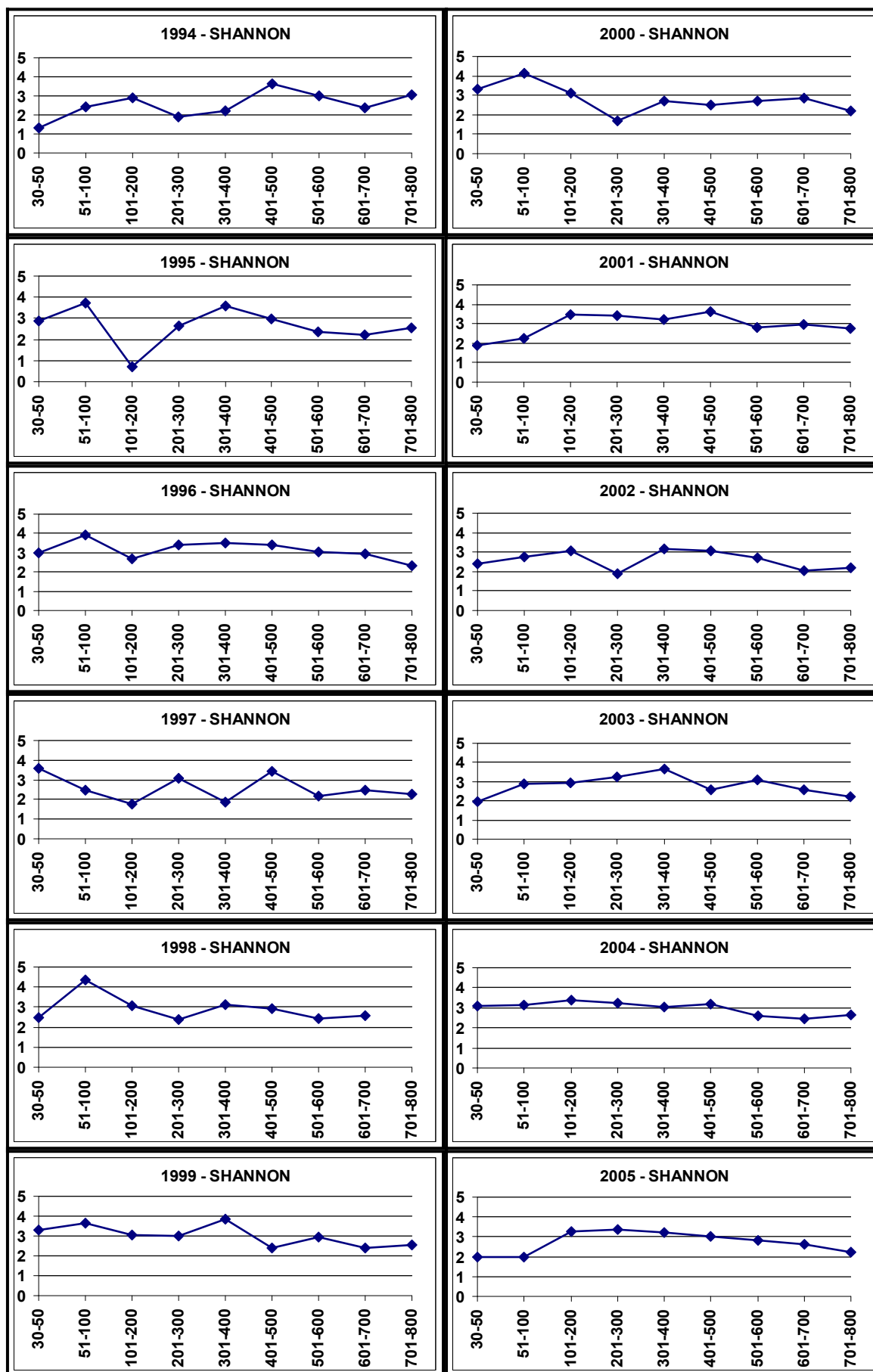


Figura 4.46. Evolución de los valores del Índice de diversidad de Shannon (biomasa) con la profundidad, en cada uno de los años de muestreo en el área de estudio.

En cuanto a los valores medios del índice, en la tabla 4.XIX se muestran los mismos en los nueve intervalos de profundidad.

Los resultados obtenidos mediante la aplicación del test no paramétrico de Kruskal-Wallis ($p < 0.01$) revelan que los intervalos comprendidos entre los 300 y los 500 m., presentan unos valores medios del índice de Shannon significativamente superiores al resto de los mismos.

En la gráfica de la figura 4.47 se muestran dichos valores medios así como el rango en que se encuentran comprendidos los mismos en los intervalos de profundidad analizados; los valores oscilan entre los 0.3 bits en los 30-50 m. y los 4 entre 51-100 m. La variabilidad de los valores disminuye a medida que aumenta la profundidad, siendo inferior entre los 701-800 m. de profundidad.

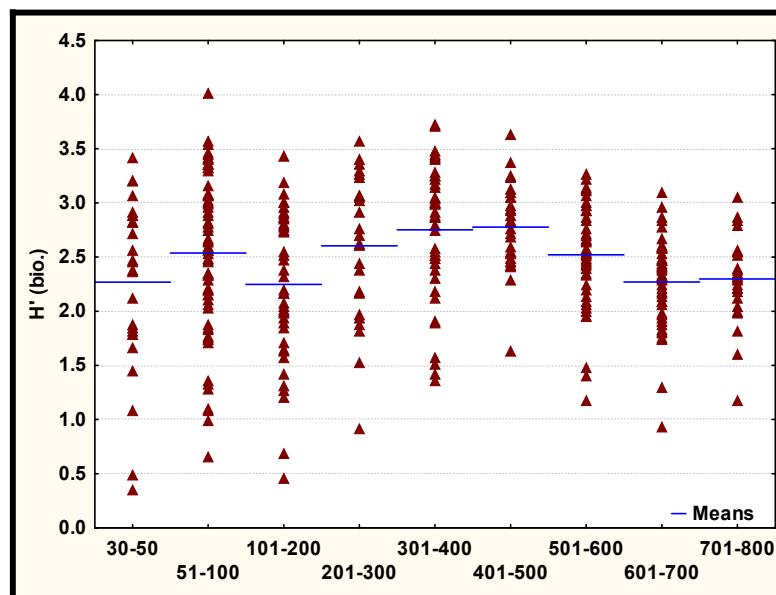


Figura 4.47. Representación gráfica del rango de valores obtenidos del índice de Shannon (biomasa) en cada uno de los muestreos realizados en el área de estudio en los intervalos de profundidad analizados. La línea azul corresponde al valor medio de dichos valores.

C) Diversidad taxonómica (Δ^*)

En relación al índice de diversidad taxonómica Δ^* , la tendencia batimétrica en general, a lo largo del periodo de estudio, consiste en el aumento del valor del mismo con la profundidad (Tabla III Anexo; Figura 4.48).

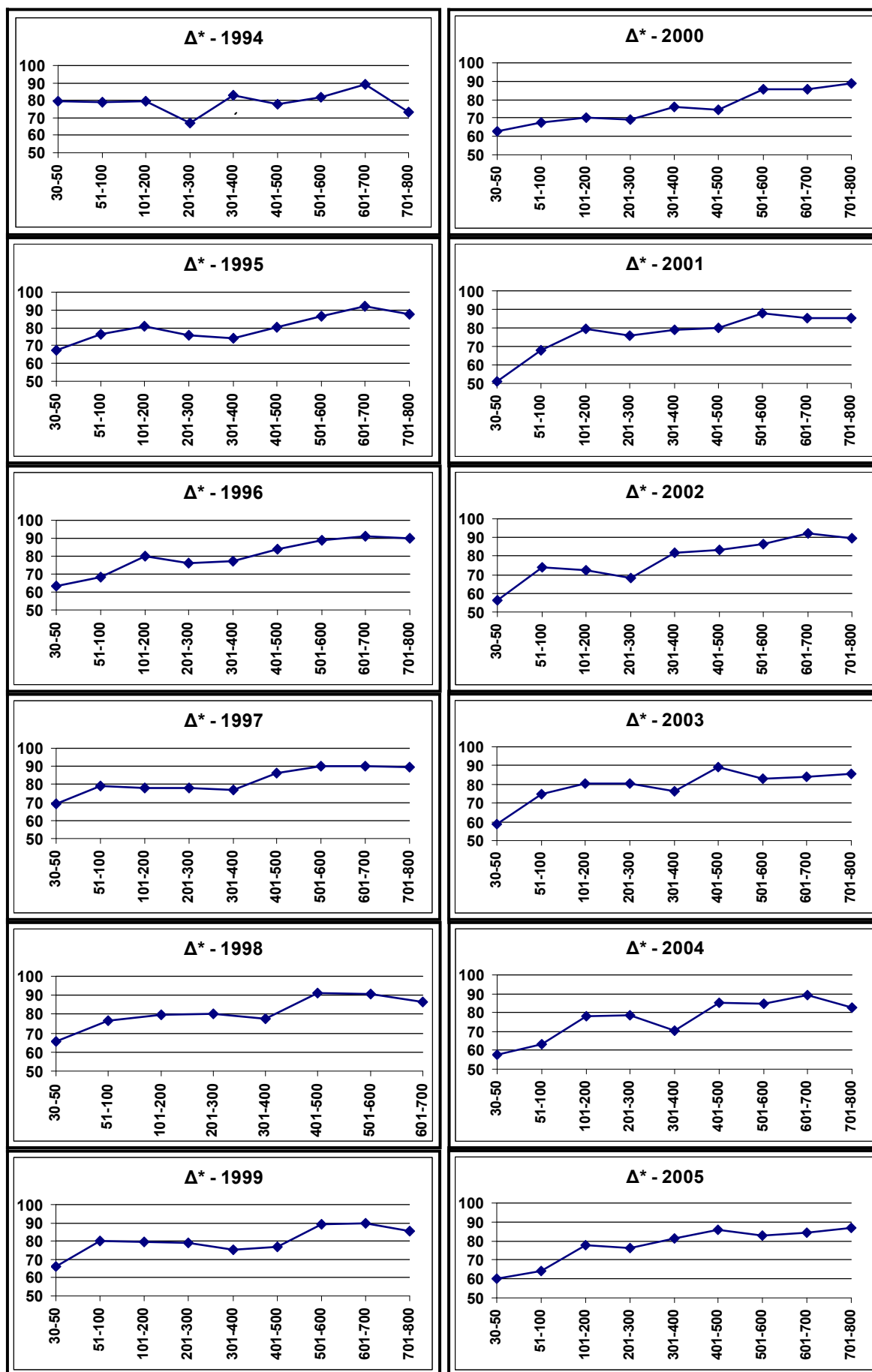


Figura 4.48. Variación del valor del índice de diversidad taxonómica, Δ^* , a lo largo de los intervalos de profundidad analizados en cada año de la serie.

En relación a los valores medios en la tabla 4.XIX aparecen dichos valores en cada intervalo de profundidad. El test de Kruskal-Wallis, pone de manifiesto que los intervalos comprendidos entre los 500 y los 800 m. presentan valores medios del índice significativamente superiores que el resto de los intervalos ($p < 0.01$)

Tabla 4.XIX. Valores medios del índice de Shannon (abundancia y biomasa) y del índice taxonómico Δ^* a lo largo de los intervalos de profundidad analizados.

INTERVALO	30- 50	51-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800
Muestreos	27	67	42	25	42	28	46	47	27
H' (AB.)	2.29± 0.16	2.24± 0.10	1.62± 0.14	2.20± 0.16	2.73± 0.09	2.75± 0.11	2.70± 0.05	2.44± 0.07	2.60± 0.05
H' (BIO.)*	2.27± 0.15	2.54± 0.09	2.25± 0.10	2.60± 0.13	2.75± 0.09	2.78± 0.07	2.52± 0.07	2.27± 0.05	2.30± 0.07
Δ^*	62.25± 1.3	69.44± 1.20	77.97± 0.94	74.26± 1.74	77.43± 0.83	80.62± 1.20	86.31± 0.60	87.85± 0.85	85.32± 1.28

El rango de valores del índice taxonómico se muestra en la figura 4.49 que incluye los mismos en cada uno de los muestreos realizados. Dicha figura muestra, asimismo, el aumento de la diversidad taxonómica con la profundidad.

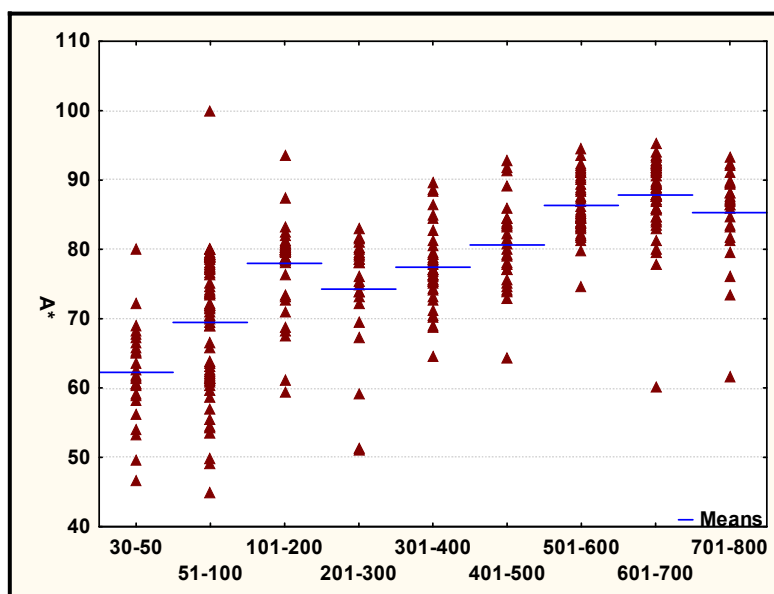


Figura 4.49. Representación gráfica del rango de valores obtenidos del índice de diversidad taxonómica (Δ^*) en cada uno de los muestreos en los intervalos de profundidad analizados. La línea azul corresponde al valor medio de dichos valores.

4.3.3.1.2. Gradiente geográfico longitudinal

A) Resultados obtenidos con datos de abundancia

Índice de Shannon-Weaver

En cuanto a las variaciones geográficas del índice, se pone de manifiesto que los valores mínimos del mismo se alcanzan en la zona más occidental del área de estudio en el intervalo de menor profundidad (Figura 4.50).

A medida que aumenta la profundidad se produce un aumento de la diversidad para volver a disminuir en el talud medio. Igualmente van desapareciendo las diferencias longitudinales, si bien en los intervalos más profundos se aprecia que el área oriental es más diversa.

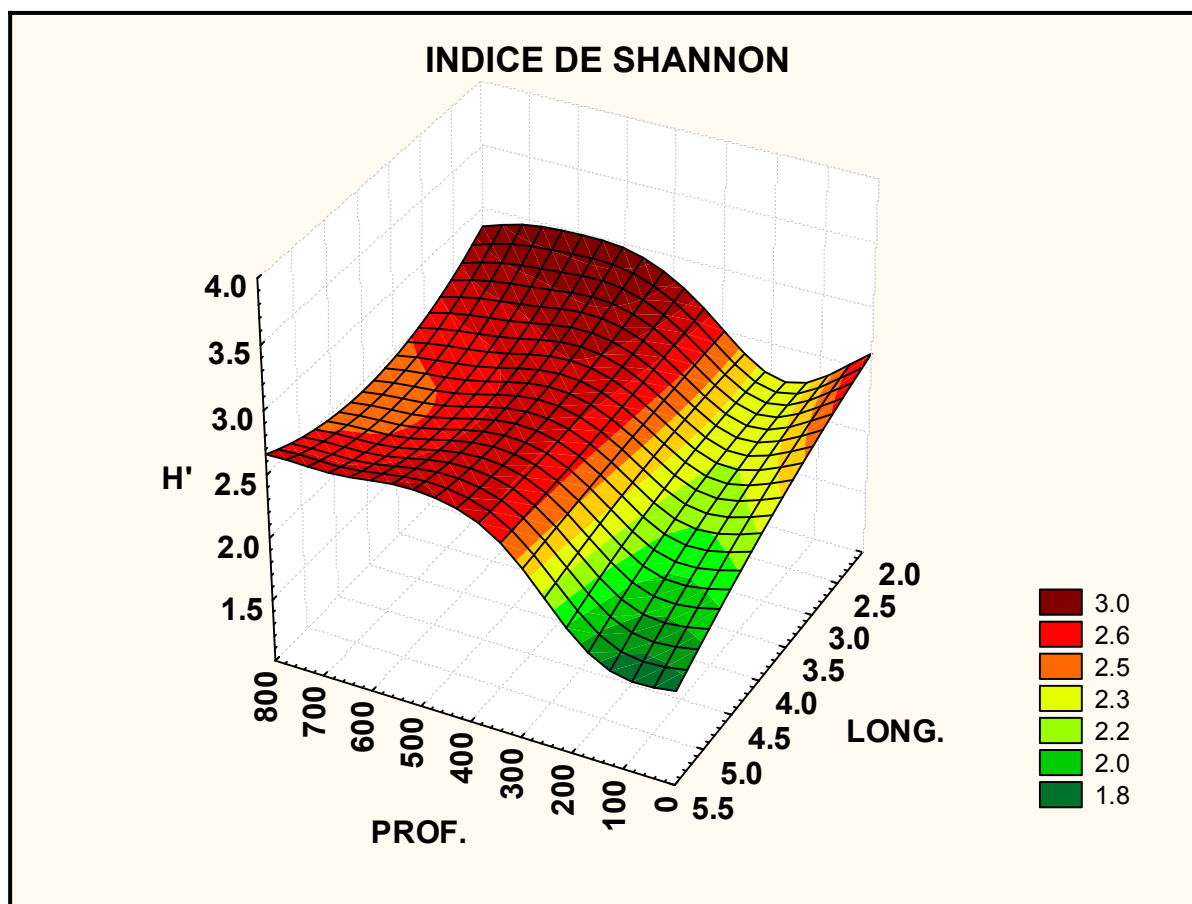


Figura 4.50. Evolución de los valores del índice de Shannon (abundancia) respecto a las dos variables, profundidad y longitud medias, correspondientes a cada uno de los muestreos realizados.

B) Resultados obtenidos con datos de biomasa

Índice de Shannon-Weaver

Con los datos de biomasa (Figura 4.51) se detectan, las mayores diferencias en los muestreos de menor profundidad, siendo el área de Estepona la que presenta menor índice de diversidad. También se aprecian diferencias en el intervalo más profundo siendo menores los valores de índice en la zona occidental que en la oriental.

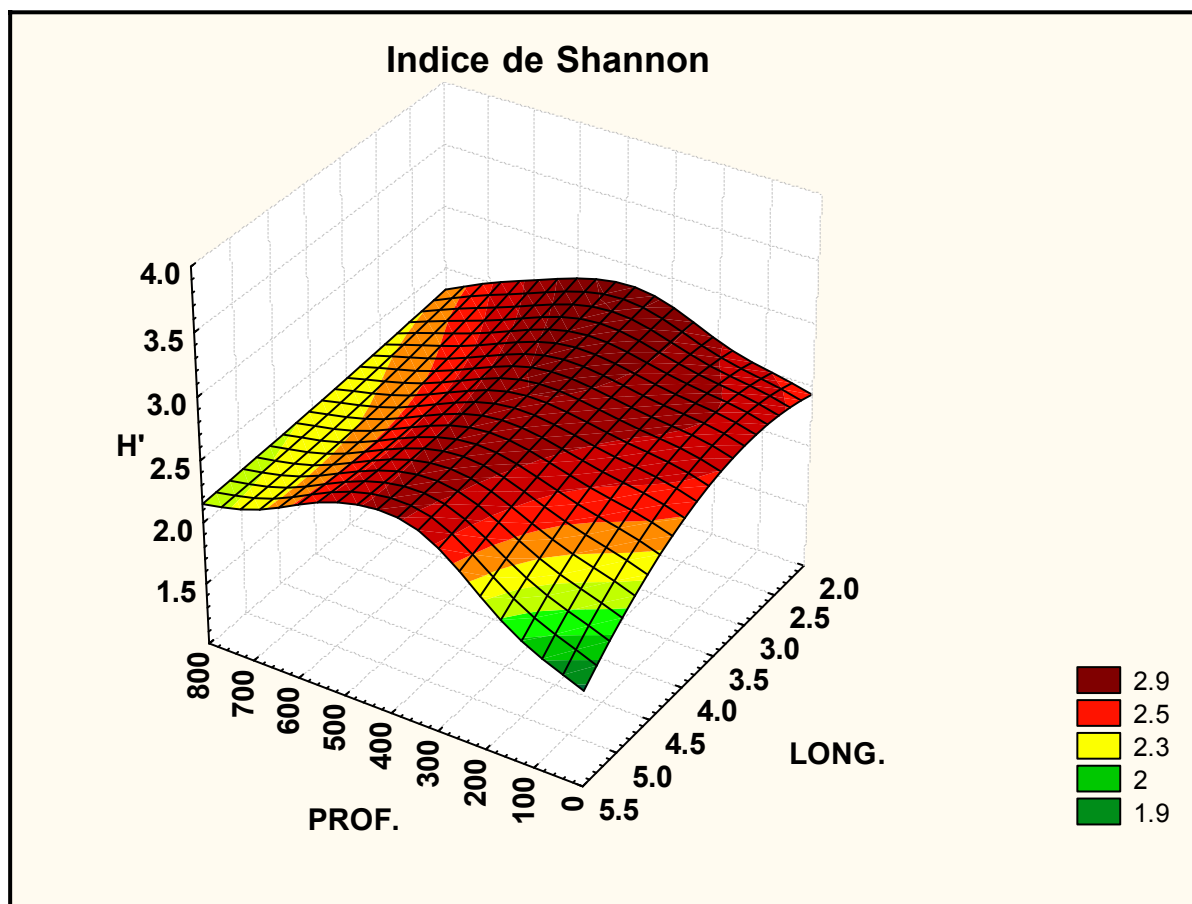


Figura 4.51. Evolución de los valores del índice de Shannon (biomasa) respecto a las dos variables, profundidad y longitud medias, correspondientes a cada uno de los muestreos realizados.

C) Diversidad taxonómica

No se aparecían grandes diferencias geográficas entre valores del índice taxonómico que, como se comentó anteriormente, aumenta a medida que se incrementa la profundidad (Figura 4.52)

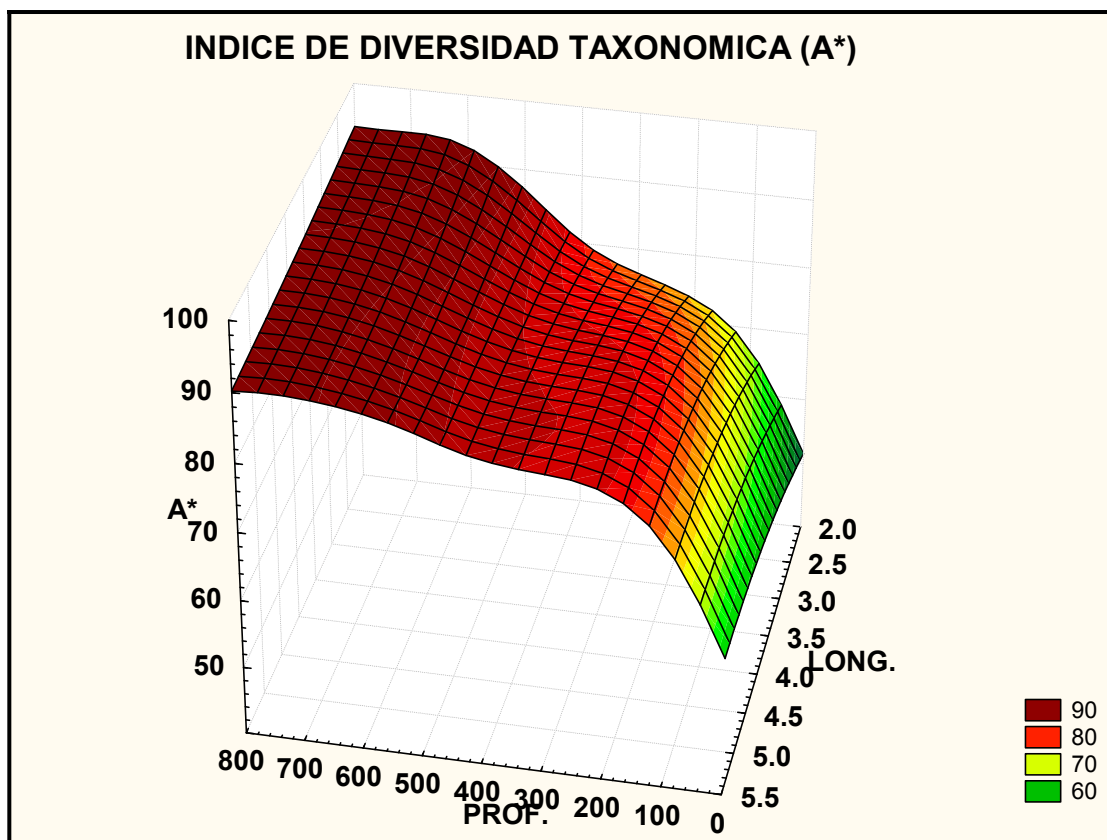


Figura 4.52. Representación gráfica de la evolución de los valores del índice de diversidad taxonómica (Δ^*) respecto a las dos variables, profundidad y longitud medias, correspondientes a cada uno de los muestreos realizados.

4.3.3.2. Variabilidad temporal

A) Resultados obtenidos con datos de abundancia

Curvas de k-dominancia

A diferencia de lo que se ha expuesto anteriormente para la riqueza específica, los valores de dominancia de especies sí manifiestan variaciones a lo largo de los años sucesivos. Diferencias éstas que, como se aprecia en las curvas de k-dominancia (Figura 4.53), se producen, fundamentalmente, a nivel de la plataforma continental. En dicho lugar, los valores de dominancia se mueven en un rango comprendido entre poco menos del 20 y algo más del 80%.

Aunque las curvas interanuales aparecen solapadas, el año 1994 es el que presenta un mayor valor de dominancia de especies, seguido de 1995. Los de menor valor corresponden al 2004, 2002 y 2000 respectivamente. Por el contrario, en el talud, los valores interanuales oscilan entre el 20 y el 40%.

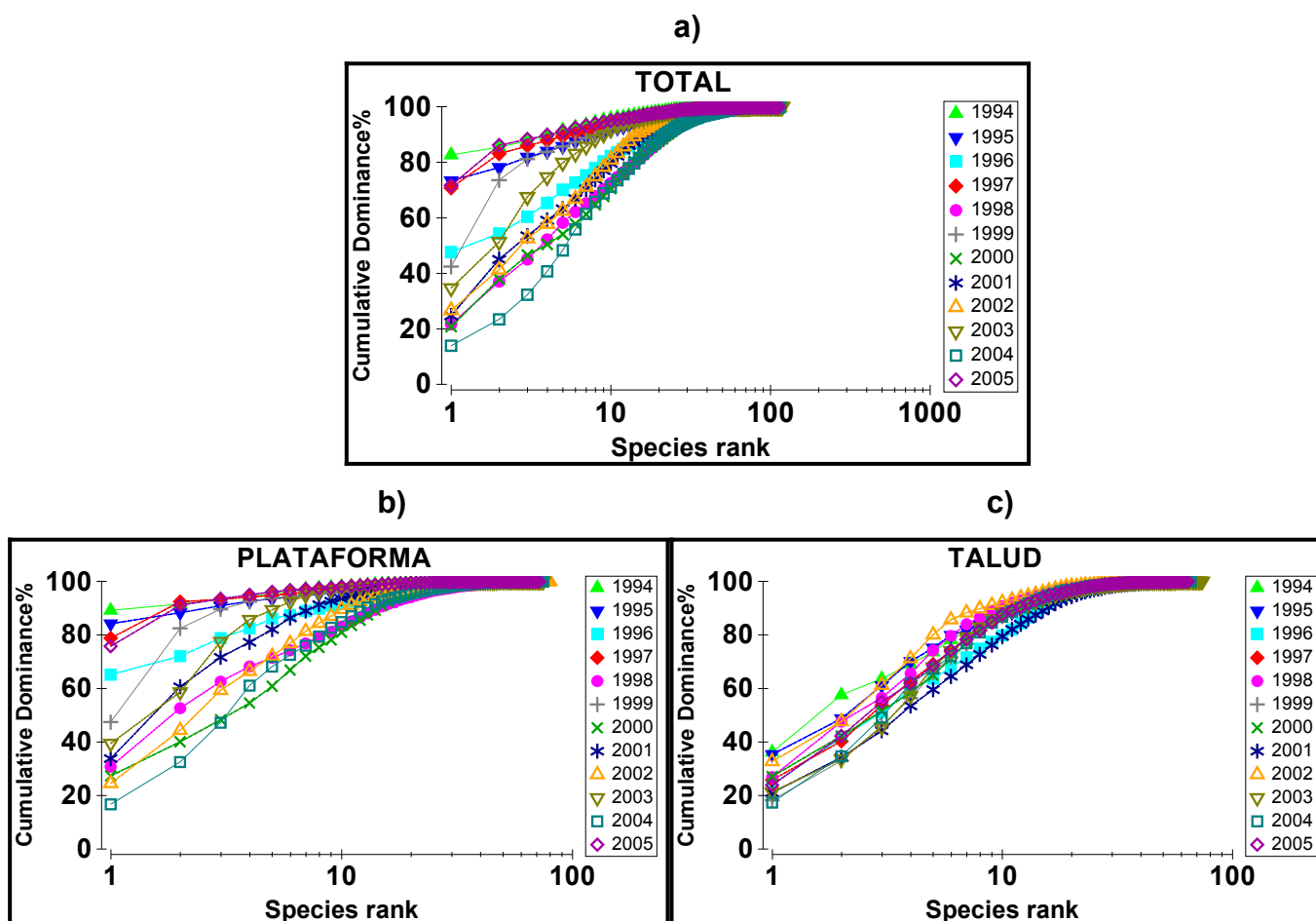


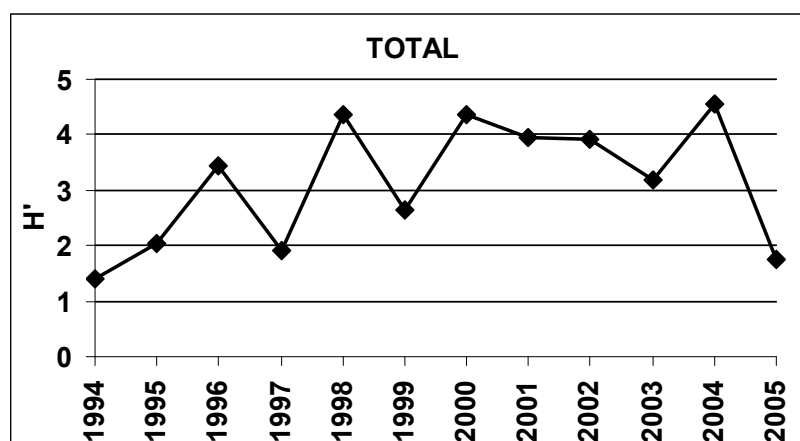
Figura 4.53. Curvas de acumulación de especies (abundancia), correspondientes a cada uno de los años analizados: **a)** En la totalidad del área de estudio; **b)** en la plataforma y **c)** en el talud continental.

Indice de Shannon-Waver

Las oscilaciones temporales de este índice son amplias, si bien, a la vista de los resultados, no se aprecian tendencias de incremento o descenso general del mismo, sino fluctuaciones anuales causadas, en mayor o menor medida, por variaciones en la abundancia de determinadas especies.

Asimismo, las oscilaciones producidas interanualmente son mayores en la plataforma que en el talud continental. El análisis de la evolución anual de los valores del índice se ha realizado a diferentes escalas espaciales (general, plataforma-talud y por intervalos de profundidad) a fin de mostrar los resultados en virtud de dicha escala espacial (Figura 4.54a, b y Figura 4.55, respectivamente).

a)



b)

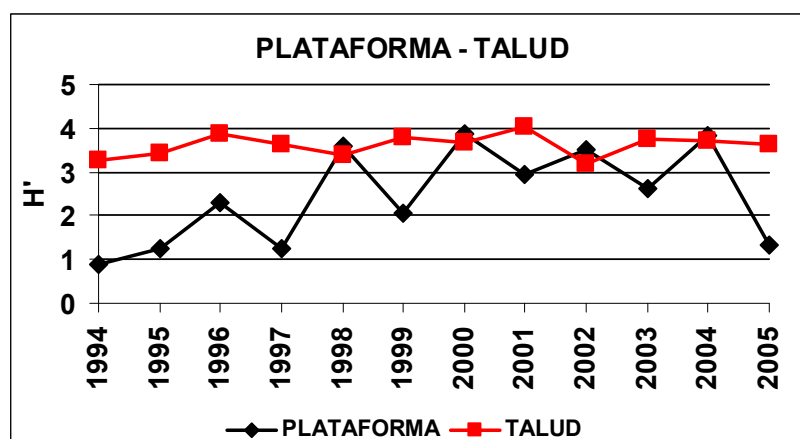


Figura 4.54. Representación gráfica de la evolución anual del valor del índice de Shannon-Weaver en a) totalidad del área de estudio y b) plataforma y talud continentales, respectivamente.

Si bien a nivel general se observan grandes oscilaciones del índice de Shannon-Weaver (entre 1.3 y 4.5 bits), al separar los valores entre la plataforma y el talud continental, se aprecia que dichas oscilaciones corresponden, fundamentalmente, a la primera. Mientras que en la plataforma continental los valores anuales fluctúan entre, prácticamente 0.8 y 3.8 bits en el talud, el rango de los mismos se encuentra comprendido entre 3.2 y 4.

Si la comparación interanual se realiza por intervalos de profundidad (Figura 4.55), se aprecia como las fluctuaciones entre los años de muestreo van disminuyendo a medida que aumenta dicha profundidad.

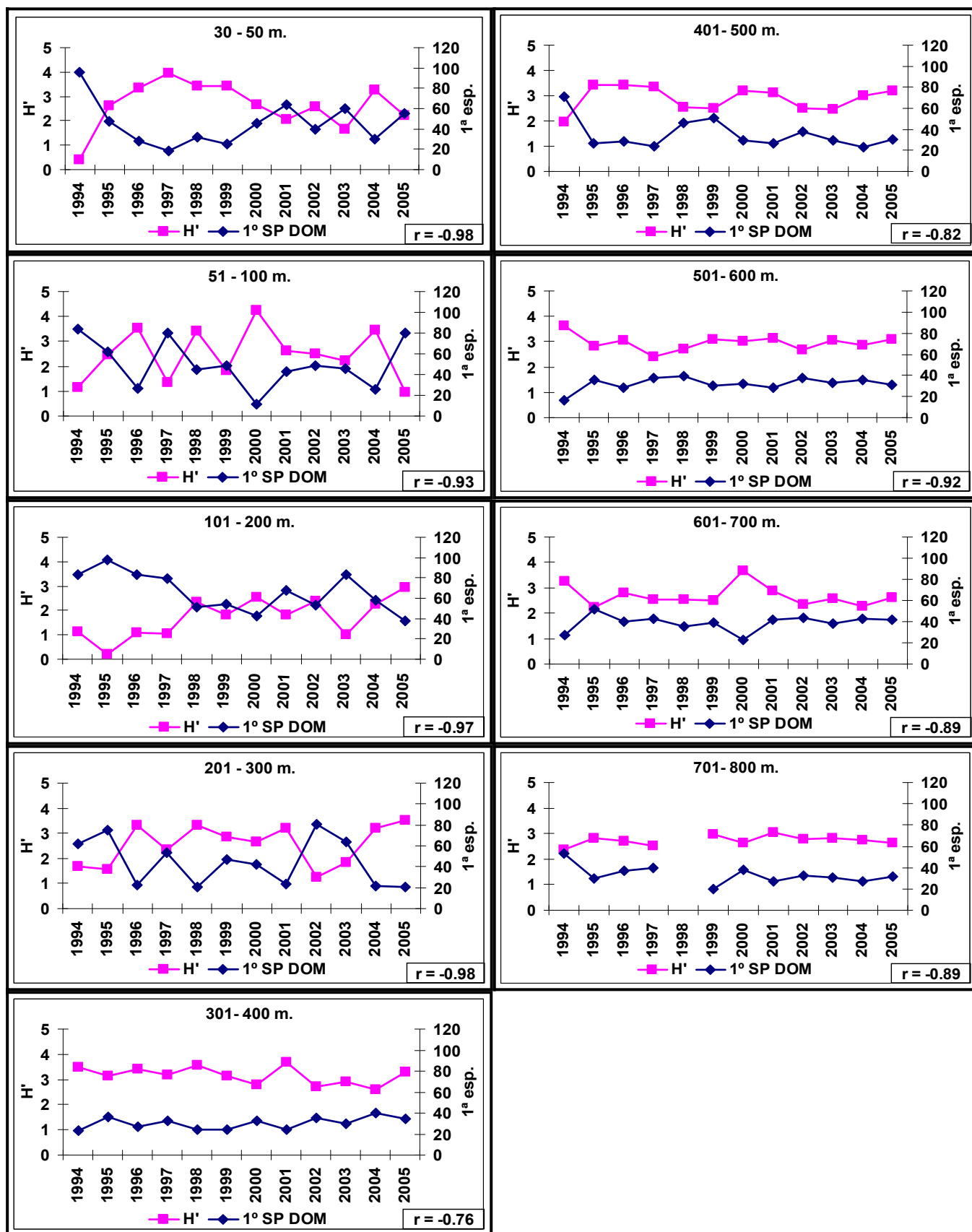


Figura 4.55. Representación gráfica de la evolución anual del valor del índice de Shannon (abundancia) y del % de abundancia de la primera especie dominante en cada uno de los intervalos de profundidad analizados. Se indica, también, el valor de r (coeficiente de correlación de Pearson) (Nótese que en 1998 no hay muestreos entre 701-800 m.)

El valor del índice de Shannon-Weaver, se encuentra, en gran medida, condicionado por la abundancia de la primera especie dominante. En la gráfica de la figura 4.55, se muestra la evolución de los valores de ambos a lo largo de la serie histórica y el elevado grado de correlación existente.

Comparando los valores de dicho índice en cada año e intervalo de profundidad (Tabla IV, Anexo), se aprecia cuales son las especies que ocasionan, fundamentalmente, los descensos/ascensos del mismo hasta alcanzar valores mínimos y máximos.

En el estrato de menor profundidad, 30–50 m., en el año 1994, se alcanza un valor del índice de Shannon-Weaver de 0.40 bits frente a 3.97 bits durante el año 1997. En el primer caso, se produce una captura de la especie *C.aper* que supone el 95.4% del total seguida de *P. acarne* con un 1.4%. En el caso opuesto, 1997, las capturas son más equitativas que en el resto de los años, produciendo valores superiores del índice: *M. m.smiridus* con un 18.5% seguida de *B. boops*, 9.9%. Si bien la especie *C.aper* alcanza índices de abundancia muy elevados en el resto de la plataforma, en este intervalo menos profundo sólo se aprecia una captura masiva de la misma durante el año 1994. Las especies *P.acarne* y *T.trachurus*, con elevadas capturas, son la causa del descenso de los índices en determinados años (2001, 2003, 2005)

En el estrato 51 – 100 m., se alternan años de elevados valores del índice de Shannon-Weaver con años en los que descienden bruscamente. Los más bajos se corresponden con capturas masivas de *C.aper* (1994, 1995), *M.poutassou* (1997) o *S.p.sardina* (2005). El mayor valor de diversidad se alcanza durante el año 2000 (4.25 bits) con capturas muy equitativas (*Pagellus bogaraveo*, 11.7%, *P.acarne*, 11.3%). Este es el mayor nivel de diversidad alcanzado durante todos los años en cada uno de los intervalos analizados, conjugándose dos factores: 1) elevado número de especies capturadas y 2) elevada equidad en las capturas registradas.

El intervalo 101–200 m., no presenta niveles tan extremos de los índices como en los anteriores, si bien, en general, se alcanzan valores inferiores de los mismos que en los anteriores intervalos. La dominancia de la primera especie supera, en la mayoría de los periodos de muestreo, el 50% de la captura total. La especie *C.aper* es, nuevamente, la causa de valores muy bajos de los índices de diversidad en los años 1994, 1995, 1996, *M. poutassou* en 1997 y *M. muelleri* en 2001 y 2003.

En el intervalo 201–300 m., los índices son generalmente mayores que en los anteriores si bien se producen valores inferiores a 2 bits en 1994, 1995 y 2002, causados, respectivamente por *M. poutassou*, *G. argenteus* y, nuevamente, *M. poutassou*.

A partir de los 301-400 m., las fluctuaciones interanuales disminuyen; los índices de diversidad aumentan, alcanzándose en pocas ocasiones el 50% de abundancia total de la primera especie dominante. La estructura de los intervalos anteriores en los que aparece una especie muy dominante frente al resto de especies poco abundantes cambia, no existiendo tanta diferencia en cuanto a abundancia entre la primera y el resto.

Entre los 401-500 m., se produce un nivel muy bajo de diversidad (1.98) únicamente, durante el año 1994, debido a la captura masiva de la especie *S. veranyi* (70.7%)

Los valores del índice de Shannon-Weaver disminuyen de nuevo a partir de los 500 m., si bien, las fluctuaciones interanuales no son tan extremas. En estos intervalos no se detecta un aumento de la primera especie dominante, sino que el receso del índice viene producido por el incremento de la dominancia de la segunda. Se produce una alteración, nuevamente, en la estructura del sistema existiendo, en este caso, co-dominancia de dos especies frente al resto de las mismas, es decir, la disminución de los índices de diversidad no se debe a que haya más dominancia de una única especie, como en la plataforma continental, sino a que existen dos especies más dominantes. En general, a partir de los 500 m., durante prácticamente todos los años y estratos de profundidad, las dos especies dominantes son *G. melastomus* y *N. aequalis*. Lo único que varía es el orden de dominancia entre ambas.

En cuanto a los valores medios del índice (Tabla 4.XX), dichos valores oscilan entre 2.10 bits en 2003 y 2.61 bits en 2001.

No se pone de manifiesto tendencia alguna de incremento o descenso del valor medio a lo largo del periodo objeto de estudio (Figura 4.56).

Tabla 4.XX. Valores medios del índice de Shannon (abundancia y biomasa, respectivamente) y del índice taxonómico Δ^* (\pm SE) a lo largo de los años del periodo objeto de estudio.

AÑO	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Muestreos	25	22	29	26	25	30	33	29	33	37	33	29
H' (AB.)	2.11 \pm 0.20	2.27 \pm 0.20	2.56 \pm 0.10	2.25 \pm 0.20	2.5 \pm 0.10	2.44 \pm 0.10	2.56 \pm 0.10	2.61 \pm 0.10	2.18 \pm 0.10	2.1 \pm 0.10	2.4 \pm 0.09	2.53 \pm 0.10
H' (BIO.)*	2.29 \pm 0.20	2.51 \pm 0.20	2.69 \pm 0.09	2.43 \pm 0.10	2.54 \pm 0.10	2.45 \pm 0.10	2.56 \pm 0.10	2.47 \pm 0.10	2.26 \pm 0.10	2.38 \pm 0.09	2.59 \pm 0.09	2.5 \pm 0.10
Δ^*	77.84 \pm 1.80	79.98 \pm 1.75	79.24 \pm 1.85	82.01 \pm 1.79	80.86 \pm 2.00	79.50 \pm 1.50	75.01 \pm 1.94	77.33 \pm 2.14	77.59 \pm 2.12	75.97 \pm 1.94	75.61 \pm 1.86	77.59 \pm 1.84

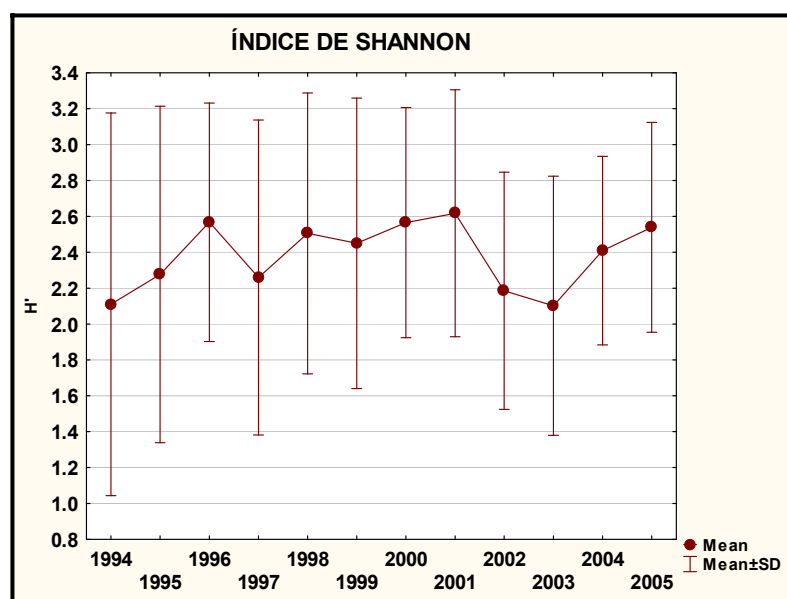


Figura 4.56. Evolución anual del valor medio del índice de Shannon (abundancia)

B) Resultados obtenidos con datos de biomasa

Curvas de *k*-dominancia

En cuanto a los resultados obtenidos a partir de datos de biomasa de especies, a nivel general, las fluctuaciones temporales son inferiores que con datos de abundancia (Figura 4.57a). Únicamente se alcanza un valor más elevado de dominancia en el caso del año 1994. Dicho periodo es el único que supera el 50% de la dominancia acumulativa

En la plataforma (Figura 4.57b) se producen mayores diferencias interanuales, sin llegar a alcanzarse, en ningún caso, los valores extremos de dominancia acumulativa que se obtienen con la abundancia de las especies. Los años con mayor dominancia son: 1994, 1997 y 2001. Los que presentan valores más bajos de la misma son 1999, 1996 y 2000.

En el talud (Figura 4.57c), los valores de dominancia son menores que en la plataforma continental. Dichos valores están comprendidos entre un intervalo de 35 y 50%. La curva que aparece con más dominancia es la correspondiente al 2005 y la de menor valor de es la correspondiente al año 1994. Sin embargo, aparecen solapadas y no se puede afirmar que se produzcan tendencias interanuales.

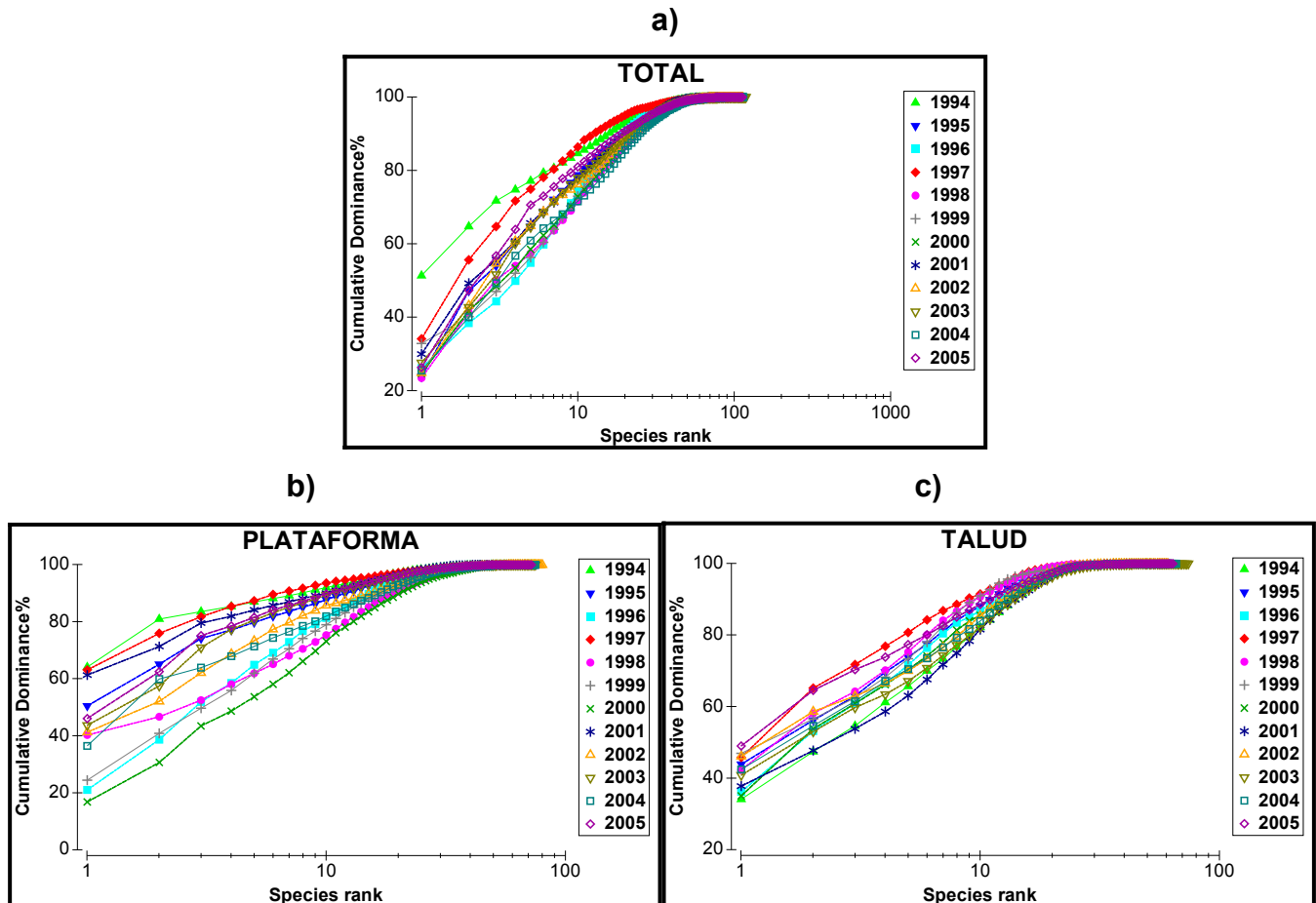


Figura 4.57. Curvas de acumulación de especies (biomasa) correspondientes a cada uno de los años analizados: **a)** En la totalidad del área de estudio; **b)** en la plataforma continental; **c)** en el talud continental.

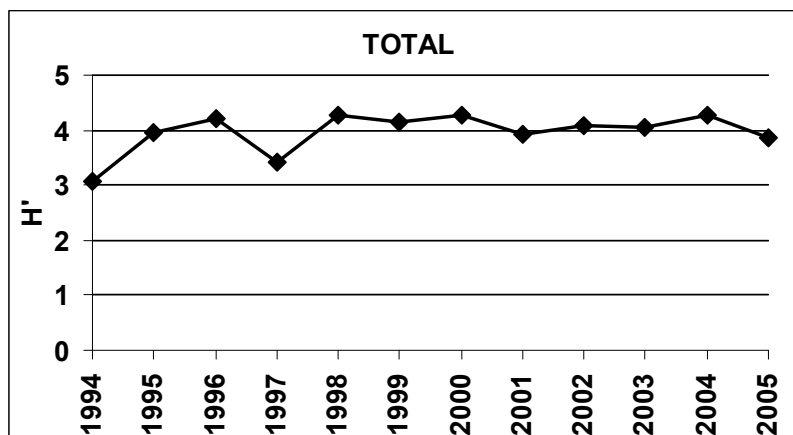
Índice de Shannon-Weaver

Los valores del índice (Figura 4.58), a nivel general, no presentan grandes variaciones alcanzando el valor inferior durante el año 1994 (3 bits) y el valor superior durante los años 1998 y 2004 (4.2 bits)

En la plataforma continental las fluctuaciones son más amplias (entre 2.1 y 4.3 bits), mientras que en el talud, el rango de valores se encuentra comprendido entre 2.9 y 3.5 bits.

En ningún caso en dichas fluctuaciones anuales se constatan tendencias de incremento o descenso a lo largo del periodo analizado.

a)



b)

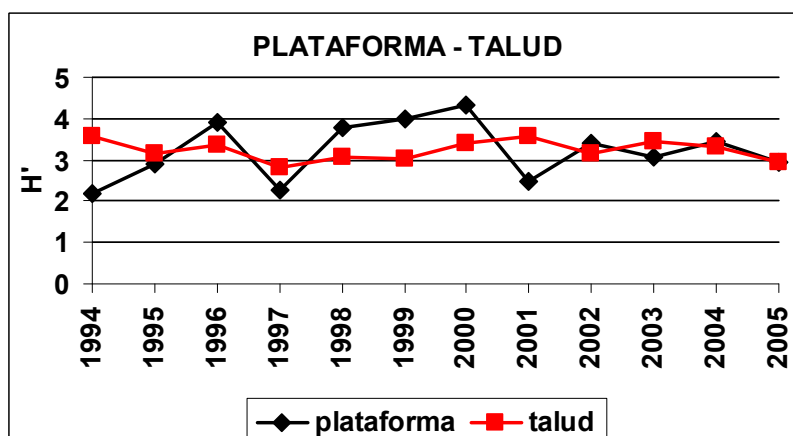


Figura 4.58. Evolución anual del valor del índice de Shannon (biomasa): **a)** En la totalidad del área de estudio y **b)** En la plataforma y talud continental.

Las fluctuaciones anuales van disminuyendo a medida que aumenta la profundidad, fundamentalmente a partir de los 500 m., donde oscilan en todos los años entre los 2 y 3 bits (Figura 4.59).

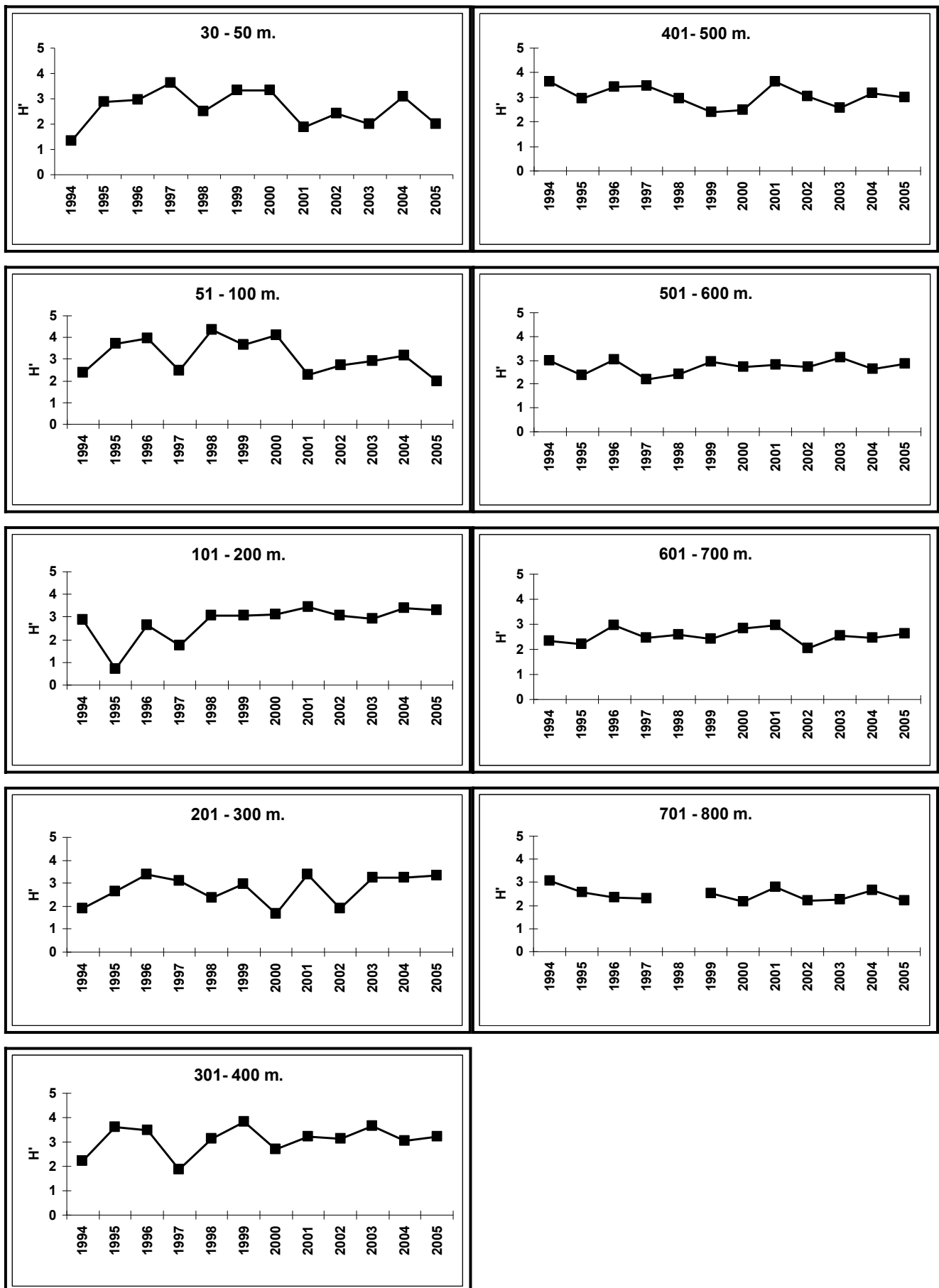


Figura 4.59. Evolución anual del valor del índice de Shannon (biomasa) en cada año por intervalos de profundidad.

Los valores medios anuales (Tabla 4.XX) oscilan entre un mínimo de 2.26 en el año 2002 y 2.69 para el 1996.

No se aprecian tendencias en dichos valores medios ni de aumento ni de descenso a lo largo del periodo de estudio (Figura 4.60).

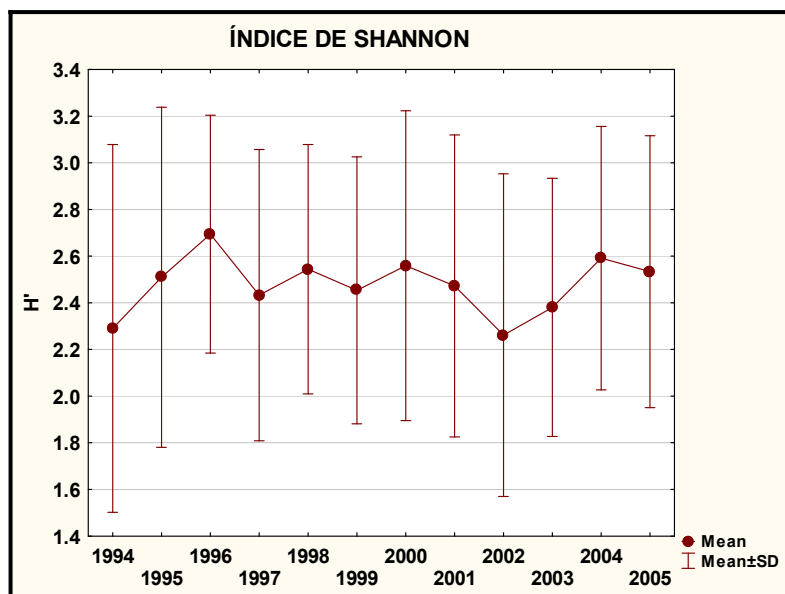


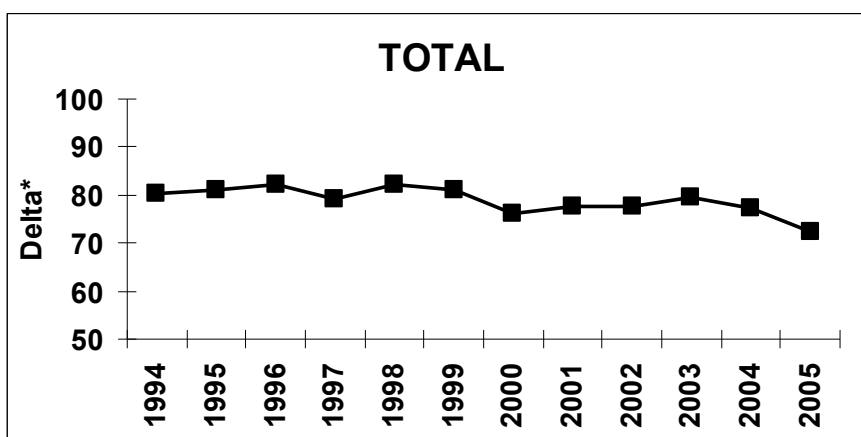
Figura 4.60. Evolución anual del valor medio del índice de Shannon (biomasa)

C) Diversidad taxonómica (Δ^*)

En la plataforma continental, en general, no se aprecian variaciones interanuales del índice de diversidad taxonómica salvo en los años 2004 y 2005 en que se produce un ligero descenso. En el talud continental dicho índice presenta valores constantes (Figura 4.61).

Respecto a los intervalos de profundidad, a excepción del comprendido entre los 30-50 m., en el que se produce un descenso de los índices a lo largo del tiempo, el resto, a pesar de presentar variaciones interanuales, no muestran tendencia alguna. A partir de los 500 m., igual que ocurre con el índice de Shannon, el valor de Δ^* presenta menor variabilidad (Figura 4.62).

a)



b)

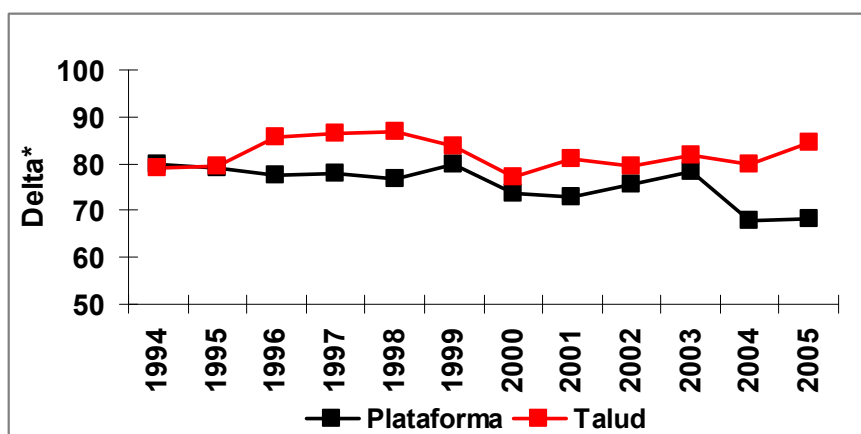


Figura 4.61. Evolución anual del valor del índice de diversidad taxonómica: a) En la totalidad del área de estudio y b) en la plataforma y talud continentales, respectivamente

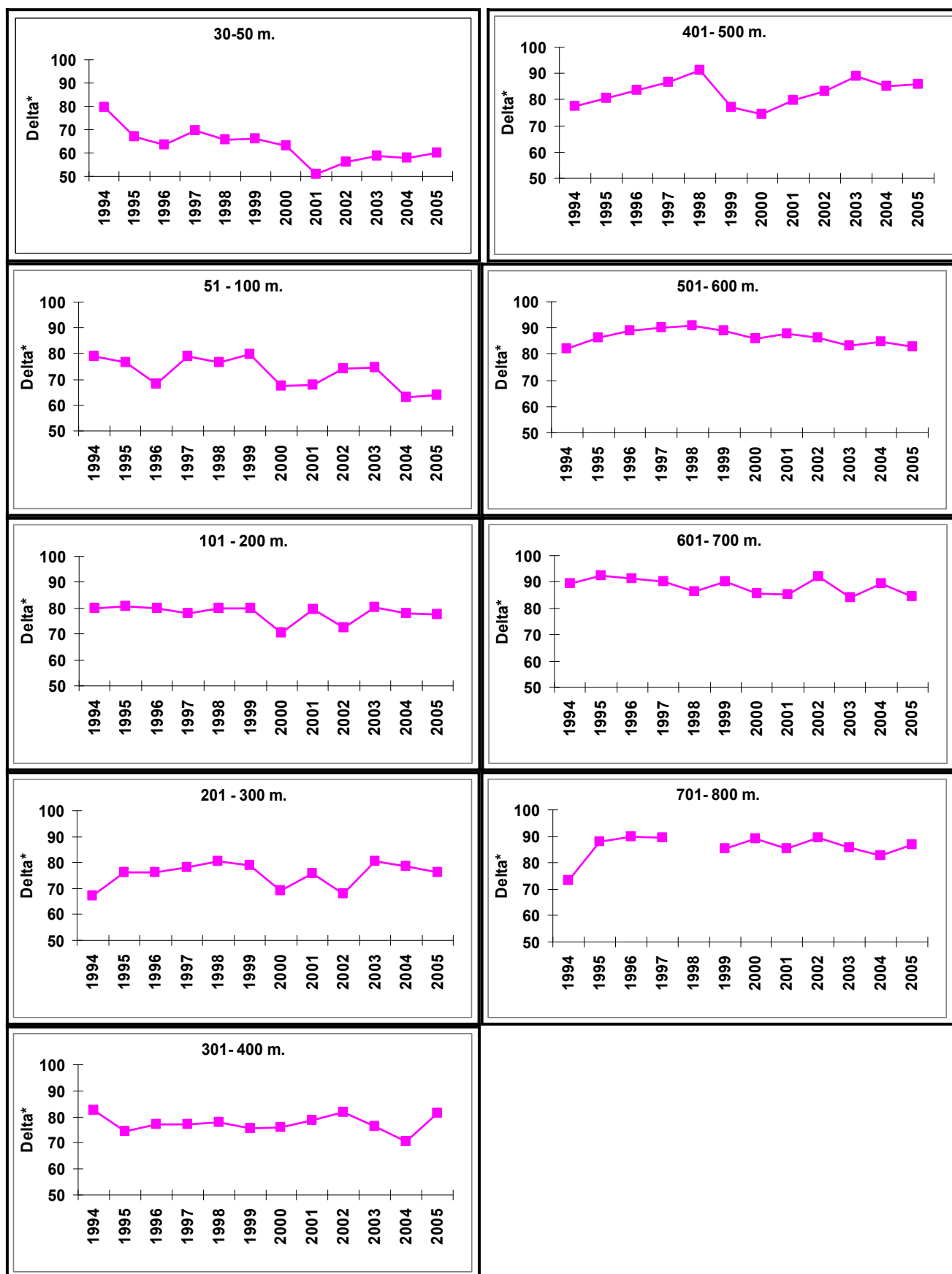


Figura 4.62. Evolución anual del valor del índice de diversidad taxonómica (Δ^*) en cada intervalo de profundidad.

Los valores medios anuales (Tabla 4.XX) presentan un descenso a partir del año 1998 para alcanzar el nivel mínimo durante el 2000 (Figura 4.63).

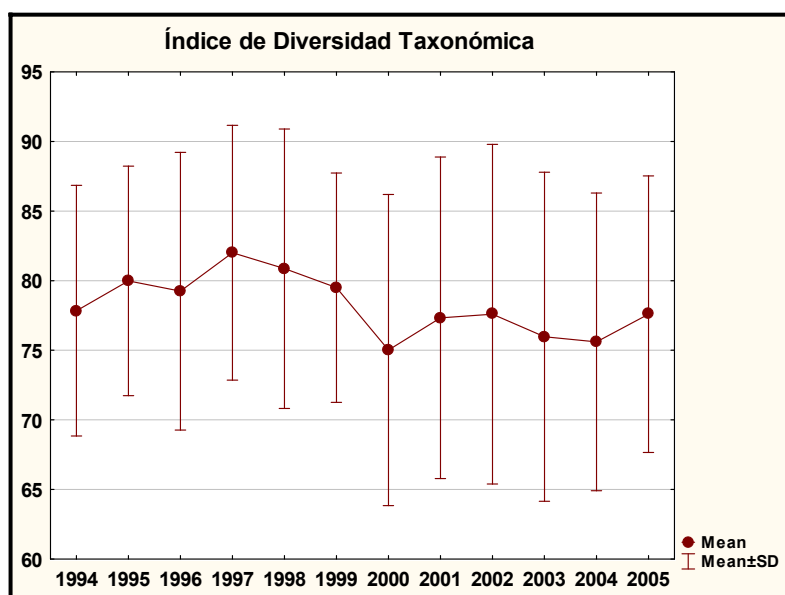


Figura 4.63. Evolución anual del valor medio del índice de diversidad taxonómica (Δ^*)

D) Comparación del índice de Shannon-Weaver obtenido con abundancia y con biomasa.

En cuanto a la comparación de los valores del índice de diversidad de Shannon-Weaver, calculado con datos de abundancia y con datos de biomasa, respectivamente, muestra que, entre ambos, existe correlación positiva significativa. El valor del coeficiente de correlación de Spearman es de 0.5 ($p < 0.01$) (Figura 4.64).

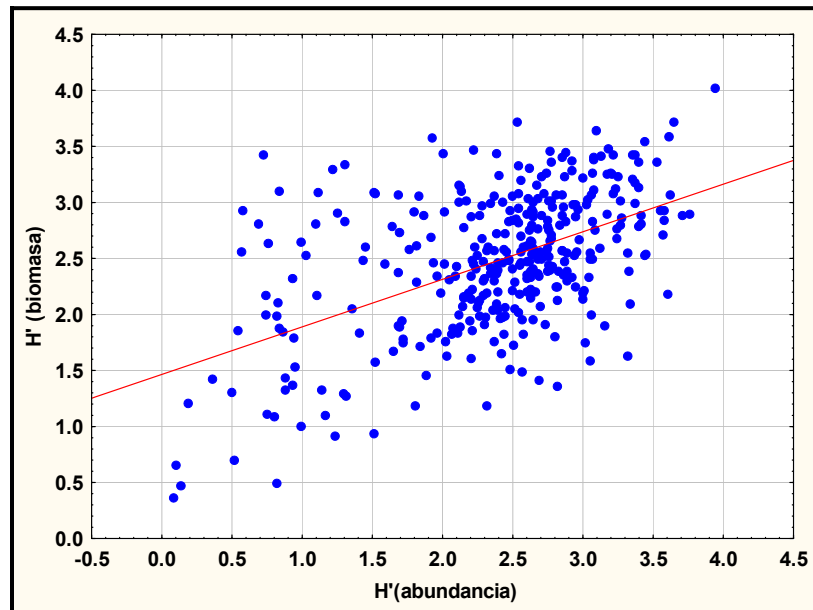


Figura 4.64. Relación entre el índice de diversidad de Shannon obtenido con datos de abundancia (eje de abscisas) y con datos de biomasa (eje de ordenadas).

La distribución de frecuencias de ambos valores del índice son diferentes. Si bien el valor modal es el mismo en ambos casos, se aprecia mayor frecuencia de los valores extremos del mismo en el caso de la abundancia que con la biomasa (Figura 4.65).

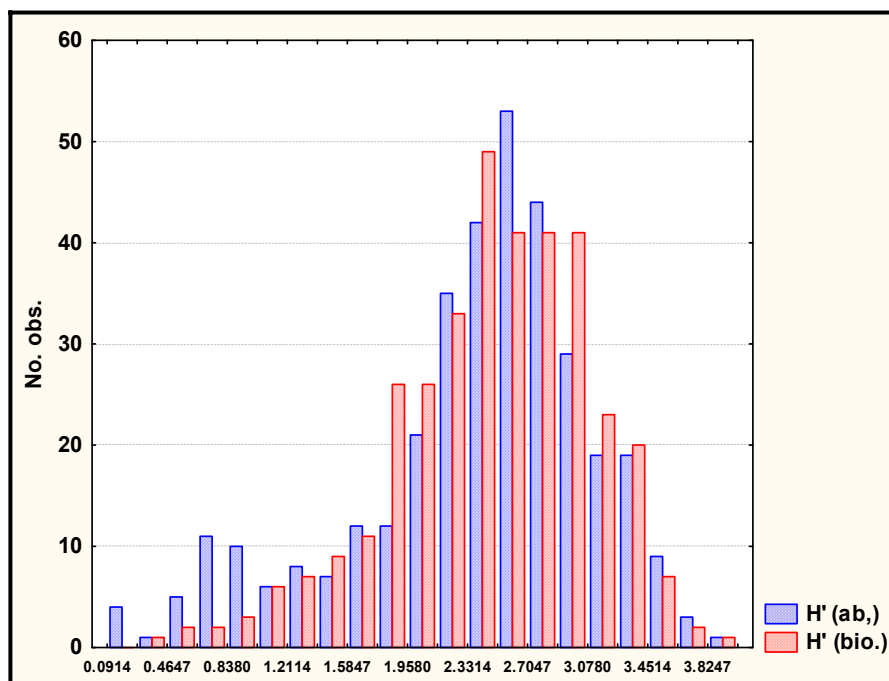


Figura 4.65. Representación gráfica comparativa de la distribución de frecuencias de los valores correspondientes al índice de Shannon obtenido con datos de abundancia (azul) y al obtenido con datos de biomasa (rojo).

4.3.4. BETA DIVERSIDAD

Whittaker (1975) definió la beta (between habitat) diversidad como “el grado de cambio en la composición específica de las comunidades a lo largo de un gradiente” o lo que es lo mismo, según el autor “una medida de cambio o grado de diferenciación en la composición faunística entre un conjunto de muestreos a lo largo de un gradiente.

4.3.4.1. Medidas de reemplazo de especies

En la tabla 4.XXI se exponen los valores del índice de beta diversidad de Whittaker, β (1972) en cada intervalo de profundidad.

El índice de Whittaker es uno de los más utilizados en la bibliografía (Ellingsen, 2002). La desventaja de este índice es que, mientras que el denominador presenta valores más constantes al tratarse de la riqueza específica media en el intervalo, el numerador se refiere al número de especies en total; dicho valor, como se ha expuesto anteriormente, depende del esfuerzo de muestreo realizado. En otras palabras, los valores del índice únicamente son comparables tratándose de idéntico número de muestreos. Semejante número de muestreos presentan, en el presente trabajo, los intervalos más y menos profundos, respectivamente. Esta semejanza posibilita comprobar el contraste existente en los valores del índice de Whittaker entre ambos intervalos batimétricos: 3.67 entre los 30-50 m y 3.00 entre los 701-800 m. (Tabla 4.XXI).

Asimismo, se ha utilizado, como índice de beta diversidad, el valor de la pendiente (z) en un punto determinado ($n = 25$) de la curva de acumulación de especies correspondiente a cada uno de los intervalos de profundidad (Tabla 4.XXI).

Tabla 4.XXI. Valores del índice de beta diversidad de Whittaker, de la pendiente de la curva de acumulación (z) de especies (para un número de muestreos igual a 25) y del porcentaje de similitud de Bray-Curtis correspondientes a cada intervalo de profundidad del área de estudio.

	30-50	51-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800
Muestreos	27	67	42	25	42	28	45	47	27
β	3.67	4.27	4.79	3.05	3.39	3.09	3.29	3.47	3.00
z (n=25)	0.53	0.58	0.69	0.32	0.46	0.34	0.38	0.39	0.24
Bray-Curtis	52	45	45	63	63	65	63	63	69

En cuanto a la tendencia batimétrica de la beta diversidad (Figura 4.66), se aprecia que dicha variable disminuye bruscamente en el talud respecto a la plataforma continental; dentro ésta asciende desde los 30-50 m hasta alcanzar su

valor máximo en los 101-200 m. de profundidad. A partir del talud continental los valores descienden bruscamente respecto a la plataforma presentando oscilaciones entre intervalos hasta alcanzar su valor mínimo entre los 701 y los 800 m.

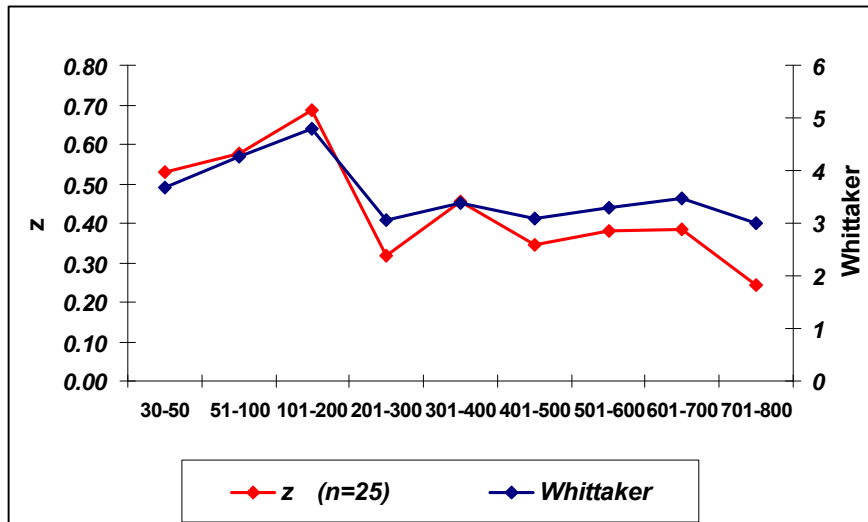


Figura 4.66. Representación gráfica comparativa de la beta diversidad en cada intervalo de profundidad. Se representan tanto el índice de Whittaker (β) como el valor de las pendientes de las curvas de acumulación en un punto determinado (z).

En relación a los valores de ambas medidas de beta diversidad (β) y (z), parece que las tendencias mostradas por los dos índices utilizados son similares, mostrando sus valores un elevado valor de correlación (coeficiente de correlación de Pearson, $r=0.95$).

4.3.4.2. Medidas de similitud

A) Por intervalos de profundidad

El porcentaje de similitud de Bray-Curtis, es otra de las medidas de beta-diversidad propuesta por Whittaker (1972). Los valores del mismo por intervalo de profundidad en relación a la presencia-ausencia de especies en cada uno de ellos aparecen, asimismo, en la tabla 4.XXI.

La evolución batimétrica es similar, apreciándose una acusada disminución en el grado de reemplazo de especies en el talud continental. A la vista de los resultados, esta medida presenta, asimismo, un elevado grado de correlación con las dos anteriores ($r=0.93$).

B) Entre intervalos de profundidad

Como se pone de manifiesto en la matriz de similitud obtenida mediante el cálculo del índice de de Bray-Curtis entre intervalos de profundidad con datos de presencia-ausencia de especies correspondientes a todos los años objeto del estudio (Tabla 4.XXII) las diferencias entre intervalos se van ampliando de forma sucesiva a medida que aumenta la distancia entre los mismos, siendo escaso el número de especies comunes entre el intervalo menos profundo, comprendido entre los 30-50 m. de profundidad y el más profundo (701-800 m.) (13% de semejanza)

Tabla 4.XXII. Matriz donde figuran los valores de similitud entre intervalos de profundidad, obtenidos mediante la aplicación del índice de Bray-Curtis.

	30-50	51-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700
30-50								
51-100	77							
101-200	56	67						
201-300	38	51	66					
301-400	33	48	60	76				
401-500	20	30	48	64	75			
501-600	18	26	43	57	69	81		
601-700	17	26	43	54	68	80	81	
701-800	13	19	35	50	65	70	72	82

Entre dos intervalos continuos, en general, la mayor semejanza la presentan los comprendidos entre los 601-700 y los 701-800 m. (82%), mientras que la menor corresponde a los comprendidos entre 51-100 y 101-200 (67%) y entre 101-200 y 201-300 m. (66%). A partir del talud continental, la afinidad entre intervalos sucesivos aumenta desde un 76% entre los 201-300 y 301-400 m. hasta alcanzar el 82% entre los de mayor profundidad.

La totalidad de los intervalos comprendidos dentro del rango batimétrico analizado presentan un valor de similitud del 32%. (Figura 4.67).

Entre dichos intervalos existen dos grupos más afines entre sí (56% de similitud): 30-100 m. por un lado y 101-800 m. por otro. Los comprendidos entre los 30 y los 100 m. de profundidad comparten un 75% de similitud. A partir de los 101 m. se distinguen varios grados de semejanzas entre intervalos, hasta un máximo del 80% de la misma entre los de mayor profundidad (401-500 y 501-600; 601-700 y 701-800 m., respectivamente)

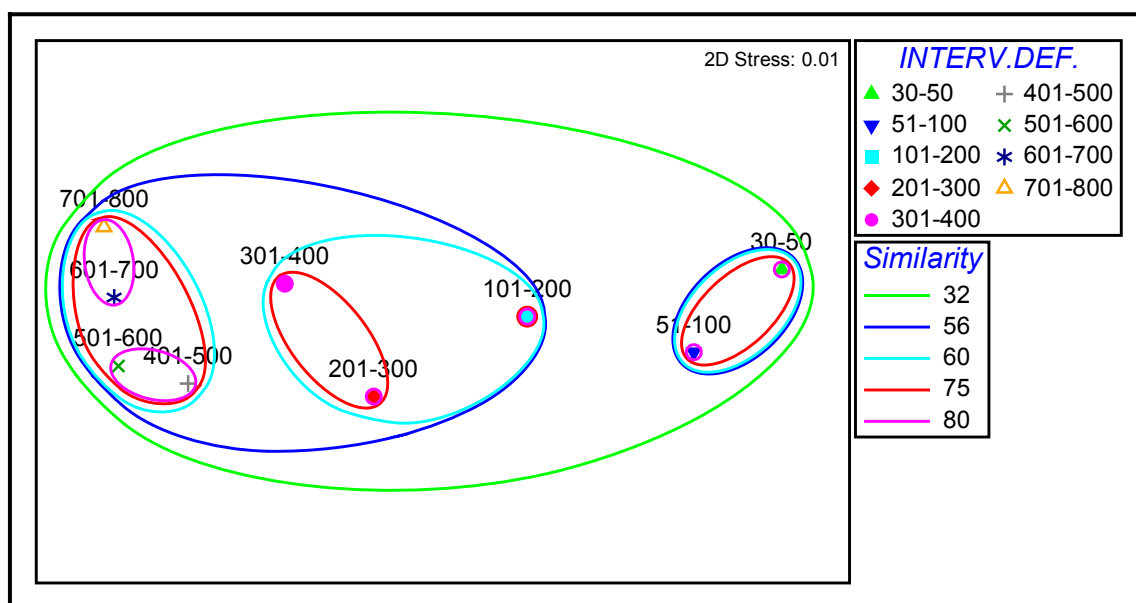


Figura 4.67. Representación gráfica del análisis MDS realizado entre intervalos de profundidad con datos de presencia-ausencia de especies.

C) Interanual

Un área de investigación que merece también atención es la relacionada con la diversidad beta temporal (Halffter *et al.*, 2005) o, con otras palabras, el estudio de la variación faunística a lo largo de los años del periodo de estudio.

La similitud entre la totalidad de los años del presente estudio (Figura 4.68), en relación a la presencia ausencia de especies, alcanza un valor del 75%.

En cuanto a dichos valores de similitud interanuales se aprecia que existen dos grupos que tienen entre sí un valor de 80%. Por un lado, el correspondiente a los años 1994 a 1998. Por otro, aquél que comprende desde 2000 a 2005. El correspondiente a 1999, queda excluido de ambos.

Entre diferentes años, no se produce, en ningún caso, un valor de semejanza entre los mismos superior al 85%. Las diferencias existentes entre los años de muestreo suponen, al menos, un 15% del total.

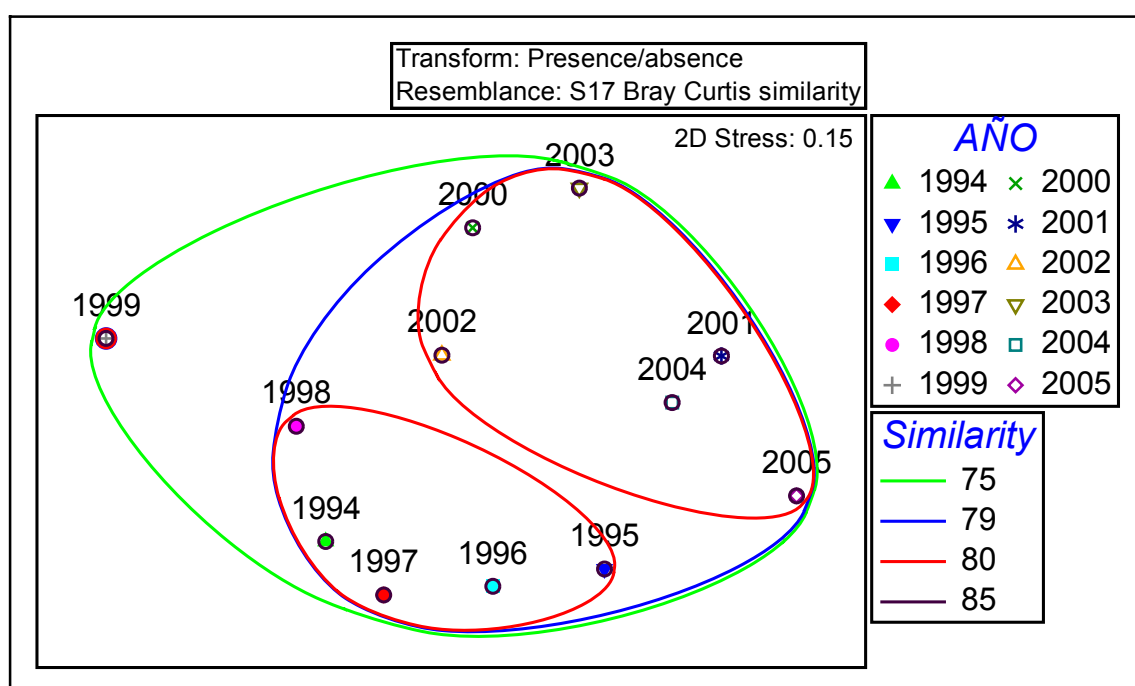


Figura 4.68. Representación gráfica del análisis MDS realizado entre años de muestreo con datos de presencia-ausencia de especies.

De las 186 especies presentes en el área de estudio durante los 12 años de muestreos realizados, 58 aparecen durante la totalidad de los mismos. Por el contrario, 36 aparecen únicamente en 1 año y 17 en dos de los mismos (Tabla 4.IV, Anexo).

5. DISCUSIÓN

5.1. COMPOSICIÓN ICTIOFAUNÍSTICA

El número de especies ícticas capturadas (186) (Tabla I, Anexo), representa un 27% del total de las 684 citadas en el Mediterráneo (Lloris, 2008).

De las cuatro clases descritas en la ictiofauna mediterránea, tres se registran en el presente estudio: Mixini, Chondrichthyes y Osteichthyes; de los 33 órdenes en los que se encuadran dichas especies, se han registrado 24.

La clase Mixini únicamente se encuentra representada por una especie, *M.glutinosa*, de la cual se ha capturado un único ejemplar.

Los Condrictios, están representados por 19 especies que aparecen repartidas en 5 órdenes y 9 familias. Conforman el 29% de la biomasa total y el 3% de la abundancia.

La frecuencia de aparición de los mismos (Tabla II, Anexo) varía desde 1 muestreo en especies como *Squalus acanthias* y *Raja oxyrinchus*, 2 en *H.perlo*, *M.mustelus* o *Raja montagui*, hasta 177 correspondientes a *G.melastomus*. Además de ésta, las más frecuentes son *S.canicula* (155 muestreos), *Etmopterus spinax* (144) y *C.monstrosa* (119). Así, el orden de los Condrictios mejor representado, en cuanto a frecuencia de aparición, es el de los Carcharhiniformes y, dentro del mismo, la familia Scyliorhinidae (82.6% de frecuencia respecto del total de los muestreos realizados); asimismo, dicho orden (y la familia citada) aporta el mayor porcentaje de biomasa dentro de esta clase; en el total de los órdenes de las especies ícticas se encuentra en segundo lugar, debido a *G.melastomus* que es la especie que constituye el mayor % de biomasa del total de las especies capturadas.

El orden Rajiformes es el que mayor número de especies presenta dentro de los Condrictios en el presente estudio (7) y, concretamente, la familia Rajidae (5). Sin embargo, su frecuencia de aparición es muy baja. *Raja asterias* en 22 de los 351 muestreos realizados; *Raja naevus* en 9; *Raja circularis* en 3; *R.montagui*; en 2 y *R.oxyrinchus* en 1 ocasión. De las dos más frecuentes, *R.naevus* tiene una localización geográfica muy concreta en los nueve muestreos en los que se captura, registrándose únicamente en Estepona, Marbella y Calaburras, en un rango de profundidad comprendido entre los 100-200 m.

En cuanto a número de ejemplares, los Carcharhiniformes constituyen el orden más abundante de los Condrictios, si bien la abundancia relativa respecto el

resto de osteictios no es tan alta como la biomasa. *G.melastomus* es la especie más abundante de esta clase, seguido de *E.spinax*, *S.canícula* y *C. monstrosa*.

Comparando los resultados del presente estudio con otros realizados en el Mediterráneo, *G. melastomus* es, asimismo, la especie más abundante de los elasmobranquios, según Massutí (2003), en las Islas Baleares en el área norte (entre 40-800 m. de profundidad) y en el área sur (entre 200-1800 m. de profundidad); en segundo lugar aparece, en ambos casos, *S.canícula*. También son abundantes *E. spinax* y *Squalus blannvillei* (ausente en el presente estudio). *G. melastomus* alcanza, según Massuti (op.cit.), los 1713 m. en el área sur de Baleares. *E. spinax* se captura, según el mismo, hasta los 1416.

En el estudio de Stefanescu (1991) en el mar Catalán entre 1000 y 2251 m. de profundidad, el autor afirma que en fondos de dicho mar superiores a los 1000 m. hay solamente tres especies bien representadas: *G. melastomus*, *E.spinax* y *Centroscymnus coelolepis*. *G. melastomus* se captura hasta una profundidad de 1739 m. y *E. spinax* hasta los 1488 m.

En el norte de Baleares se capturó mayor número de ejemplares, que en el presente estudio, de las especies correspondientes al orden de los Rajiformes: *Raja miraletus* y *Raja clavata* (ausentes en este trabajo), *R.naevus*, *R. asterias* y *R.oxyrinchus*.

Existen también diferencias entre los resultados de este trabajo en Alborán con el de Massuti en las Islas Baleares en relación a la especie *C. monstrosa*. En el mar de Alborán es relativamente frecuente y constituye la segunda especie de condriictios en términos de biomasa. Sin embargo, en el área norte de Baleares, únicamente se capturan dos ejemplares y en el área sur ninguno, a pesar de que el rango batimétrico muestreado en dicho lugar es hasta los 1800 m. y *C. monstrosa* habita hasta los 1300 m. (Lloris, 2008).

El estudio realizado, asimismo en las Islas Baleares por Gouraguine *et al.* (2011) en el área de Menorca y de Mallorca entre los 36 y 755 m. de profundidad enmarcado dentro de los proyectos MEDITS y MIJORN (con el mismo arte utilizado que en MEDITS) pone de manifiesto que *G. melastomus* y *S. canícula* son las especies más abundantes en las capturas totales. Este trabajo comprende 10 años de muestreos; aparece un elevado número de especies de la familia Rajidae (13) que, a diferencia del presente estudio, algunas de ellas, presentan elevada abundancia. Igual que el trabajo de Massuti (2003) parece que el número de

ejemplares de *C. monstrosa* capturado es bajo y de pequeño tamaño comparado con el del mar de Alborán.

Stefanescu (op.cit.) en relación a dicha especie establece que la presencia de la misma en los muestreos en el mar catalán es ocasional. De hecho, sólo se capturaron dos ejemplares en un único muestreo de los 48 realizados.

Las campañas MEDITS realizadas en el resto del Mediterráneo ibérico desde Cabo de Gata hasta Cabo de Creus, durante los mismos años que el presente trabajo (datos sin publicar) ponen de manifiesto que *C. monstrosa* presenta un número muy inferior de ejemplares en los muestreos realizados en dichos lugares respecto a los del mar de Alborán.

Previamente, en el apartado de los resultados, se pusieron de manifiesto las diferencias de esta especie en su distribución a lo largo del área de estudio. Así se constató la ausencia de la misma en Cabo de Gata y en la Isla de Alborán (sector este) (Tabla V, Resultados).

Maurin (1962 y 1968) muestra dicha especie como una de las más comunes en la zona del Mediterráneo marroquí (entre Cabo de Tres Forcas a Ceuta).

En el océano Atlántico se localiza de forma abundante.

En el Golfo de Cádiz, durante el año 1996 (Sobrino *et al.*, 1996) se capturaron 927 ejemplares en 12 muestreos realizados en los estratos comprendidos entre los 200 y los 700 m. de profundidad.

En el estudio realizado por Serrano *et al.* (2011) en el talud continental (entre 400 y 750 m.) del Atlántico gallego entre Río Miño y Estaca de Bares y en el mar Cantábrico, los autores ponen de manifiesto que se trata de una de las especies más abundantes en todo el área.

En el mar Cantábrico, zona de Asturias, en el área de “Le Danois Bank” (conocido por los pescadores como “El Cachucho”) entre los 400 y los 1000 m. de profundidad, Serrano *et al.* (2005) afirman que en el denominado Estrato 1, entre los 400 y los 700 m. de profundidad, *C. monstrosa* figura como la primera especie en términos de biomasa y la sexta en términos de abundancia.

La distribución de *C. monstrosa* es Atlántica boreal. Según Whitehead *et al.* (1984-1986) se encuentra desde las costas de Marruecos (también Madeira y Azores) hasta el mar del Norte, Skagerrak y Kattegat. En el Mediterráneo, en la cuenca oriental, sólo se han registrado ejemplares aislados. En cuanto a distribución batimétrica los autores exponen que en latitudes más hacia el sur se encuentran a

mayor profundidad mientras que en las áreas del norte pueden incluso realizar migraciones en verano hasta los 40-100 m.

En relación a todos los condriktios, en el presente trabajo se aprecia que, a excepción de las especies más abundantes anteriormente citadas, la mayoría de las mismas se encuentran poco representadas. En general, se trata de especies solitarias que no tienden a formar cardúmenes (al contrario de lo que ocurre con *G.melastomus* o *S.canicula*), presentan bajas tasas de reproducción y, además, el arte utilizado probablemente no sea el más adecuado para su captura.

Los peces Osteictios están representados por 18 órdenes y 59 familias que incluyen a 166 especies.

El número de las mismas correspondiente a cada uno de los órdenes está muy heterogéneamente distribuido: sólo los Perciformes comprenden 58 especies. El resto se distribuye de forma más homogénea. Sin embargo, no es el orden Perciformes el que más frecuencia de aparición presenta, correspondiendo ésta a los Gadiformes (14 especies) que aparecen en el 95% de los muestreos. De éste, las más frecuentes son: *P.blennoides* (61%), *M.m.smiridus* (53%) y *M.poutassou* (46%). De todas las especies, *H.dactylopterus* es la que más frecuencia de ocurrencia presenta (66%) seguida de *Conger conger* (61%).

En cuanto a la biomasa, son los Perciformes (31%) los que más contribuyen a la misma como consecuencia de la especie de la familia Sparidae, *P.acarne* (15%), seguidos de los Gadiformes (19%), por Gadidae y Macrouridae con *M.poutassou* (7%) y *T.scabrus* (4%), respectivamente.

En relación a la abundancia, existen dos órdenes muy dominantes frente al resto (Zeiformes y Clupeiformes) debido a la presencia masiva de dos especies, *C.aper* (Caproidae) y *S.p.sardina* (Clupeidae). También son abundantes los Gadiformes, Perciformes y Stomiiformes, debido, fundamentalmente, a las especies *M.poutassou*, *P.acarne* y *M.muelleri*.

En cuanto a la evolución anual de los órdenes más representativos, dentro de los cinco primeros en términos de abundancia, se encuentran presentes durante todos los años los Gadiformes y los Perciformes. Los Zeiformes también aparecen dentro de este rango todos los años excepto en 2000 y 2003. El resto de los mismos es más variable alternándose, a lo largo de los años, los Myctophiformes, Pleuronectiformes, Carchariniformes, Stomiiformes, Beryciformes y Clupeiformes (Figura 5.1).

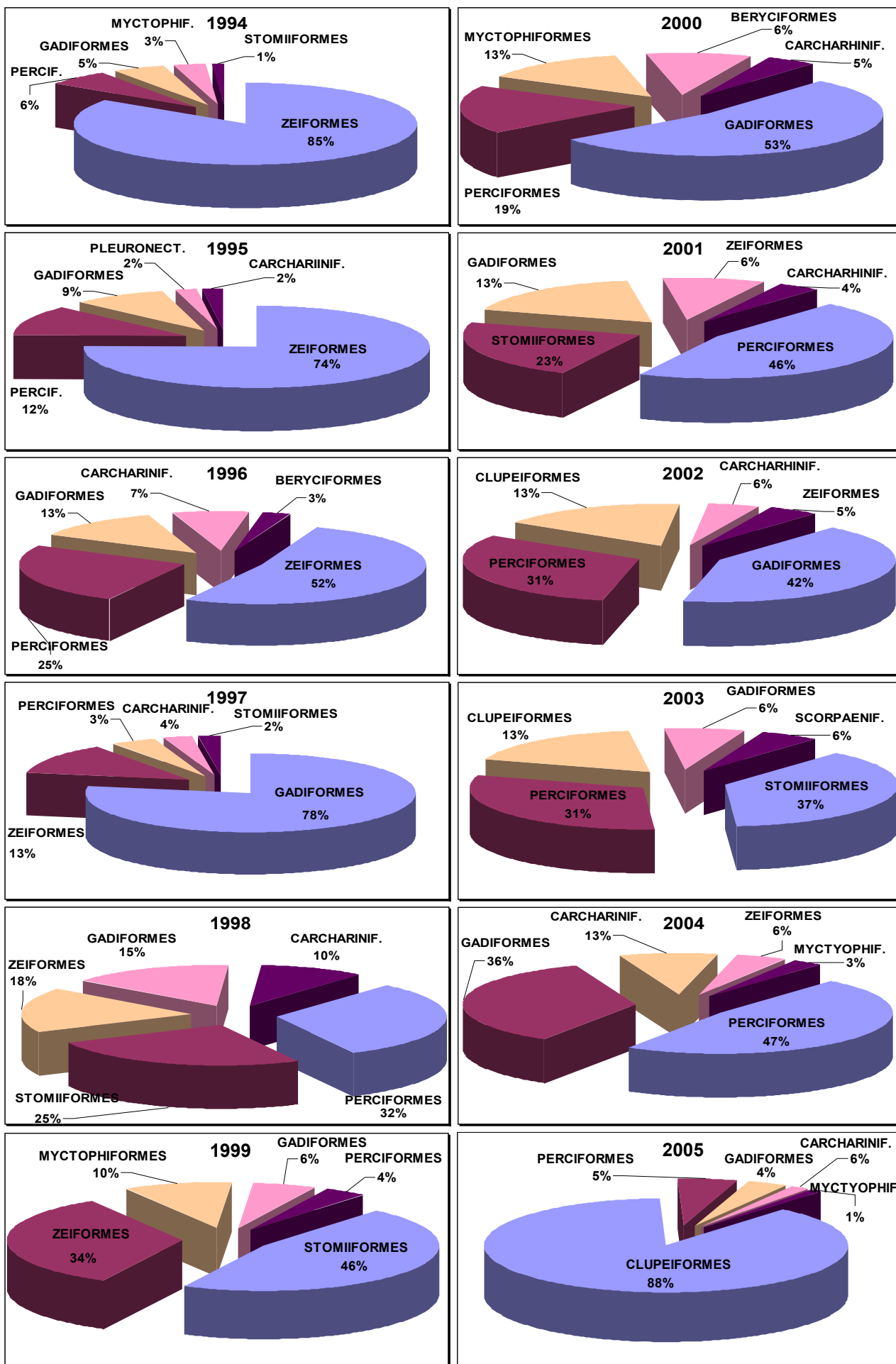


Figura 5.1. Relación de los 5 órdenes más abundantes a lo largo del periodo de estudio

Analizando la evolución anual de las especies más abundantes en el periodo de estudio, se pone de manifiesto la elevada variabilidad interanual de algunas de ellas, fundamentalmente las pelágicas (figura 5.2). Así, *S.p.sardina* presenta una considerable captura durante el año 2005, apareciendo el resto de los años de forma escasa, incluso ausente en 1999. Los valores medios de abundancia anuales de esta especie pelágica muestran una elevada correlación (Spearman 0.94, $p < 0.01$) con los de *E.encrasicolus*, que presenta, asimismo, elevada variabilidad interanual en las capturas. Dicha variabilidad podría estar relacionada con la dependencia de ambas especies de factores ambientales diversos, como la temperatura de la columna de agua o la abundancia de las descargas de los ríos.

M.poutassou, *M.muelleri* y *T.trachurus* destacan, asimismo, por la elevada variabilidad interanual en sus capturas

C.aper y *P.acarne* presentan una alternancia temporal. La primera alcanza un máximo de abundancia durante el 1994 siendo muy abundante hasta 1999, año a partir del cual disminuyen sus capturas siendo más elevadas las de *P.acarne*.

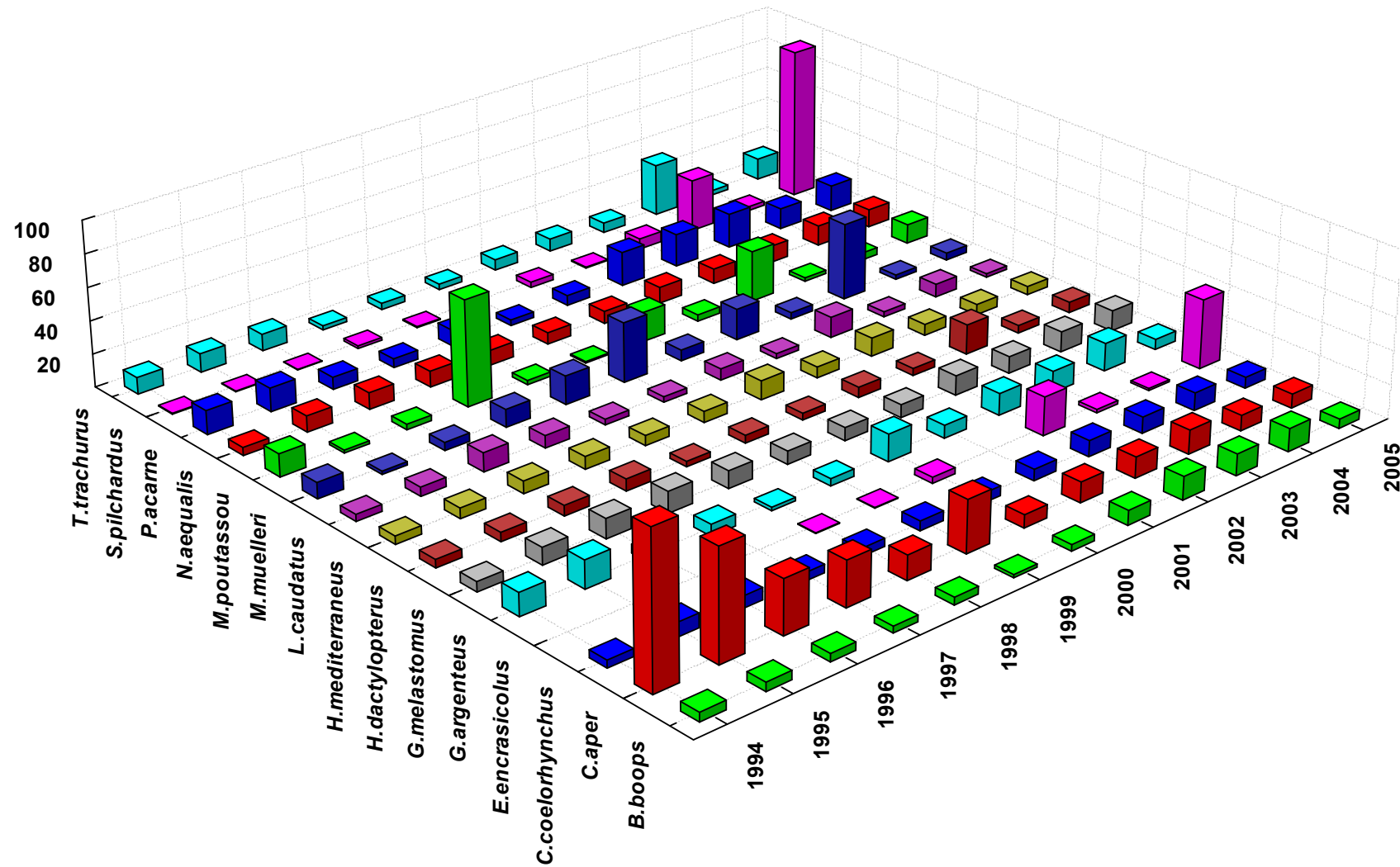


Figura 5.2. Representación gráfica de la abundancia media por año de las principales especies, en términos de abundancia durante el periodo de estudio (datos transformados mediante raíz cuadrada).

El dominio correspondiente a la mayoría de las especies relacionadas en el presente trabajo es el demersal (Tabla II, Anexo); se han capturado 149 especies (80%) pertenecientes a dicho dominio; el tipo de arte utilizado, de arrastre bentónico, justifica dicho porcentaje. El número de especies pelágicas es de 37, que constituyen un 20% del total. Algunas de éstas, como se expone más adelante, se consideran ocasionales. Sin embargo, un elevado porcentaje de las mismas aparecen con cierta frecuencia e incluso llegan a ser muy abundantes. Parece que, en determinados casos, la captura de dichas especies pelágicas se produce porque en algún momento de su ciclo vital pueden descender hacia el fondo haciéndose susceptibles de ser capturadas por este tipo de arte. Algunas como *S.p.sardina* o *E.enocrasicolus* aparecen incluso, como ha sido expuesto anteriormente, como especies dominantes en determinados años de muestreo.

En términos geográficos, el número de especies y subespecies que presentan distribución atlántica es elevado: un 78% (146 especies) entre las atlántico-europeas, las atlántico-africanas y las que se encuentran a ambos lados del atlántico, es decir, las anfiatlánticas; no existe ninguna especie lessepsiana.

Para entender estas afinidades hay que hacer un rápido recorrido por la evolución histórica del Mediterráneo. Una síntesis de los acontecimientos geológicos más importantes ocurridos en el mismo ha sido realizada por Maldonado (1985 en Stefanescu, 1991).

Durante el Terciario, el antiguo mar de Tethys permitía una comunicación directa con los tres océanos, presentando un tipo de fauna con un pequeño número de formas claramente tropicales, mayoría de elementos de hábitat subtropical, junto con alguno de carácter templado.

Esta fauna de carácter subtropical constituye el denominado elemento Paleomediterráneo.

Un factor clave en la historia del Mediterráneo y de la fauna que puebla sus aguas, es el aislamiento al que se vio sometida esta cuenca respecto al resto de los océanos a finales del Terciario. La ruptura definitiva entre el Mediterráneo y la cuenca Indo-Pacífica y el aislamiento respecto al océano Atlántico junto con la regresión de las aguas por un incremento de la actividad glacial de la cuenca mediterránea, parece ser que dieron lugar a una evaporación del agua de sus cubetas. Este acontecimiento histórico, que se conoce con el nombre de “*crisis*

salina del Mesiniense”, tuvo repercusiones muy importantes en los organismos marinos.

Según Pérès (1985) la mayoría de las especies bentónicas se extinguieron durante la crisis salina, aunque algunas de ellas podrían haber sobrevivido en el golfo Ibero-marroquí y haber recolonizado el Mediterráneo una vez restaurada la comunicación con el Atlántico a comienzos del Plioceno.

Emig (2004) afirma que no todas las especies desaparecieron en dicha crisis conservándose algunos géneros y especies que actualmente se mantienen presentes en la fauna mediterránea.

Después de la desaparición de la paleo-fauna durante la crisis del Mesiniense, el Mediterráneo fue recolonizado por especies atlánticas. La invasión de las especies y su distribución en el Mediterráneo se debe a diversos factores climáticos, en especial, las glaciaciones.

Las aguas mediterráneas en el Plaisanciano eran aún cálidas. Este hecho permitió la entrada a través del estrecho de Gibraltar de una fauna del Atlántico, de origen Ibero-marroquí que dio lugar a la primera población del mar Mediterráneo. A partir de entonces, durante el Cuaternario una sucesión de notables fluctuaciones climáticas se llevó a cabo, producida por los sucesivos periodos glaciares e interglaciares. En los climas fríos de cada periodo glacial se desarrollan grandes biocenosis en la parte exterior de la plataforma continental y en el talud continental. Dichas biocenosis consistían principalmente en especies de carácter circalitoral y batial, en general, de origen templado a boreal. Su introducción desde el Atlántico se vio favorecido por el nuevo aporte inferior de corriente en el estrecho de Gibraltar. Por otra parte, durante los periodos interglaciales con un clima templado a cálido la corriente costera de entrada en el Mediterráneo permitió la colonización de especies subtropicales. (Emig, 2004)

La apertura del Canal de Suez, en 1869, ha supuesto también una vía de colonización para las especies del océano Índico a través del Mar Rojo y el mismo canal de Suez (elementos lessepsianos). No obstante en el inventario de especies del presente trabajo no aparece ninguna de las mismas: el Canal de Suez tiene una profundidad de 13-15 m. La mayoría de dichas especies aparecen restringidas a la cuenca oriental especialmente a lo largo de la cuenca Levantina (Por, 1978, 1980 en Boudouresque, 2004).

El endemismo Mediterráneo aparece más claramente a nivel de especie que de género. Este “endemismo reciente” o “neo-endemismo” junto con la gran afinidad de la fauna mediterránea con la atlántica, refleja el carácter reciente de la misma. El número relativamente alto de especies restringidas al Mediterráneo, combinado con un número bajo de géneros propios de este mar y la ausencia de endemismos en las categorías taxonómicas superiores, aporta un sólido argumento a favor de su origen reciente (Fredj *et al.*, 1992). En cuanto a la afinidad con el Atlántico, el Mediterráneo en su conjunto presenta una fuerte semejanza con la fauna del Atlántico occidental (costa europea y africana). Concretamente, en relación a las especies ícticas, el Mediterráneo comparte un 64% de dichas especies con la región portuguesa (Fredj and Maurin, 1987).

El número de endemismos contabilizados en el mar de Alborán fue de un 6.9%; (Reina-Hervás, 1987); en el Adriático, un 15% de las especies son endémicas; en las costas griegas un 11% y en la cuenca levantina un 8% (Quignard *et al.*, 2000).

En el presente estudio el número de especies y subespecies endémicas asciende a 19 (Tabla II, Anexo). De éstas, trece son exclusivas de la plataforma continental.

Quince presentan su distribución óptima entre los 30 y los 100 m. de profundidad. (9 entre 30-50 m. y 6 entre 50-100 m.). Dos se encuentran mayoritariamente entre los 200-300; una entre los 400-500 y una entre los 500-600 m. de profundidad.

La reducción del número de endemismos con la profundidad fue puesta de manifiesto por Stefanescu (1991) que afirma que, respecto al conjunto del Mediterráneo, la ictiofauna del mar Catalán de fondos superiores a 1000 m. se caracteriza por un número muy bajo de los mismos. De hecho, el autor apunta la existencia únicamente de dos endemismos mediterráneos por debajo de los 1000 m. (*Bathypterois mediterraneus* y *Lepidion lepidion*).

Fredj y Maurin (1987) observaron que una buena parte de los endemismos mediterráneos (más del 75%) viven, exclusivamente entre los 0-50 m. de profundidad, y que la especiación en este mar es un fenómeno marcadamente litoral.

De todas ellas, la familia Gobiidae es la que se encuentra mejor representada, apareciendo 6 especies y subespecies encuadradas dentro de la misma.

Quignard *et al.* (2000) apuntan que el 46% de las especies endémicas mediterráneas pertenecen a dicha familia, lo cual es debido a que ésta es numéricamente dominante en el Mediterráneo.

En el presente estudio únicamente 3 especies y subespecies endémicas mediterráneas son pelágicas: *Cyclothone pygmaea*, *Notoscopelus elongatus* y *Paralepis speciosa*. El bajo porcentaje de especies endémicas pelágicas lo ponen de manifiesto, asimismo, Quignard *et al.* (2000). Según dichos autores, en todo el Mediterráneo, el 3% de las especies endémicas se localizan en el dominio pelágico.

Respecto a la totalidad de las especies de este trabajo, en relación a su localización geográfica a lo largo del Mediterráneo, existen dos que únicamente han sido capturadas en el mar de Alborán (Lloris, 2008): *G.atlanticus* y *L.sanzoi*.

Otras dos se han localizado exclusivamente en el mar de Alborán y en Baleares (Lloris, 2008): *Trachyscorpia cristulata echinata* y *M.glutinosa*.

G.atlanticus, según Rey *et al.* (2010), es una especie que por algún tiempo ha provocado confusión en cuanto a su identificación. Mientras que algunos autores la han aceptado (por ejemplo, Muñoz-Chápuli & Ortega, 1985) otros la han considerado sinónimo de *G.melastomus* o *Galeus polli* (por ejemplo, Springer, 1973; Cadenat & Blanche, 1981; Compagno, 1984). Rey *et al.* (2006) proporcionaron una clave de identificación que hizo posible la separación de las tres especies.

Su distribución batimétrica en el área de estudio es entre los 300 y los 800 m., más abundante entre los 400 y los 600 m. De distribución atlántico-boreal; en este trabajo ha sido capturada en la zona central desde Málaga hasta Adra y en Isla de Alborán, encontrándose muy pocos ejemplares en la zona occidental (Marbella y Calaburras) y desapareciendo paulatinamente hacia la zona más oriental. Según Rey *et al.* (2010), la distribución geográfica de la especie se extiende hacia el oeste desde el Estrecho de Gibraltar hacia la costa atlántica del sur de la Península ibérica. Ha sido localizada en el Golfo de Cádiz y sur de Portugal durante las campañas llevadas a cabo en dicha área. Hay registros de la especie en el Museo Natural de Historia de París procedentes de Cabo Espartel y las referencias de Muñoz-Chápuli y Ortega (1985) en la costa mediterránea marroquí. Según los autores, la ausencia de la especie a partir de Cabo de Gata podría ser debida a las diferentes condiciones oceanográficas.

L.sanzo es considerada como una especie atlántica de reciente inclusión en el Mediterráneo según Fredj and Maurin (1987, en Quignard *et al.*, 2000). De distribución atlántico-africana, se extiende desde Portugal hasta Mauritania y en el mar de Alborán (Whitehead *et al.*, 1984-1986). Ha sido capturada, en el presente estudio, entre los 30 y los 400 m. de profundidad, fundamentalmente entre los 30 y los 100 m. Previamente, en el apartado de resultados, se puso de manifiesto la heterogeneidad de su distribución geográfica en el área de estudio ausente en los muestreos de Cabo de Gata y Punta Entinas hasta los 100 m. de profundidad (Tabla 4.Vd).

M.glutinosa, tiene distribución atlántico-europea y habita en la mitad norte del Atlántico desde Portugal hasta el Mar del Norte, Skagerrak Kattegat y Varanger. En el Mediterráneo, en Baleares y en Alborán (también en la zona de las costas de África) (Whitehead *et al.*, 1984-1986). Como se ha expuesto anteriormente, en el presente estudio sólo se capturó un ejemplar en una profundidad de 513 m.

T.c.echinata, de distribución atlántico-africana desde la parte sur de Irlanda hasta Mauritania. Fue inicialmente citada en el Mediterráneo por Maurin (1962, en Ben Rais Lasram, 2009). En el presente trabajo se capturaron 20 ejemplares en 12 muestreos. Dichas capturas se localizaron en las costas de Marbella y Málaga entre los 600 y los 800 m. de profundidad.

En cuanto a las especies ocasionales, 46, considerando como tales las que aparecen únicamente en uno o dos muestreos a lo largo de todas las campañas MEDITS 1994-2005 en el mar de Alborán, hay que tener en cuenta que su baja frecuencia de aparición puede ser debida a diferentes causas (Lloris *et al.*, 2000):

- 1.- Las características y la geometría del arte.
- 2.- El lugar del muestreo llevado a cabo (profundidad en los que se realiza y el tipo de fondos).
- 3.- El particular comportamiento y ciclo de vida de las especies.

Asimismo, la composición de un inventario de especies en un lugar determinado varía con el tiempo. Determinadas especies pueden variar su fenología en función de las condiciones de un año determinado, pudiendo llegar a no emerger o ser detectables durante todos los años (Jiménez-Valverde *et al.*, 2003).

Como se ha expuesto anteriormente, el arte de arrastre utilizado en los muestreos en los que se basa el presente trabajo, con una abertura vertical relativamente pequeña, implica que la mayor parte de las especies capturadas

correspondan al dominio demersal; sin embargo, aparecen algunas de dominio pelágico. Entre éstas se encuentran *A.f.fallax*, *Bathophilus nigerrimus*, *Caranx ronchus*, *C.labrosus*, *Gonichthys coccoi*, *Ichthyococcus ovatus*, *P.speciosa*, *Schedophilus medusophagus* y *Schedophilus ovalis* que son capturadas únicamente en uno o dos muestreos (Tabla II, Anexo).

Otras de las especies calificadas como ocasionales en este estudio no han sido descritas previamente en Alborán aunque sí en otros lugares del Mediterráneo, según los criterios de Lloris (2008). Entre éstas se encuentran, *Bellotia apoda*, *Cataetix alleni*, *Facciolella oxyrhynchus* y *Gobius fallax*.

Algunas especies a pesar de haber sido capturadas en el presente trabajo ocasionalmente a partir de los 30 m., son propias de un rango batimétrico inferior. Es el caso de *Bothus podas podas*, *Callionymus lyra*, *Callionymus pusillus*, *Diplodus annularis*, *Diplodus puntazzo*, *Scophthalmus rhombus*, *Sphyaena viridensis* y *Trachinus radiatus*.

Se trata de especies que se consideran raras en el área de estudio, dentro del rango de profundidad analizado.

En relación a las especies raras hay que destacar la importancia del análisis de su evolución a lo largo de los años, con fines de conservación y posible expansión, constituyéndose a partir de aquí un punto de referencia respecto a su evolución en el futuro.

La importancia de dichas especies se ha puesto de manifiesto tanto en sistemas marinos como terrestres (Ellingsen *et al.*, 2007). Diferentes trabajos sugieren que juegan un papel relevante en el funcionamiento de los sistemas y en el mantenimiento de la estabilidad de estos cuando los mismos son fluctuantes como consecuencia de variaciones medioambientales (Loreau *et al.*, 2001 en Ellingsen *et al.*, 2007).

Asimismo, los estudios pioneros en conservación de biodiversidad realizados por Schlacher *et al* (1981, en Gray, 2000) están basados en varias estrategias para realizar dicha conservación, una de las cuales consiste en la conservación de las especies raras (Gray, 2000).

5.2. DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL

5.2.1. DISTRIBUCIÓN BATIMÉTRICA

Whittaker (1972) describe la distribución de las especies en un determinado paisaje. El autor establece que el entorno de una determinada especie está caracterizado, fundamentalmente, por una serie de cualidades físicas y químicas integrando lo que se denomina hábitat de la misma. Dicho hábitat ocupado por las especies en un paisaje determinado está conformado a través de diferentes gradientes de forma que se pueden concebir estos gradientes como ejes diferentes dentro de un espacio; es lo que el autor llama hiperespacio. En un gradiente determinado, dentro de un hábitat, las especies evolucionan para ocupar diferentes posiciones a lo largo de ese gradiente. Todas las especies juntas forman una población o coenoclina.

Margalef (1986) habla, asimismo, de gradientes y establece que están constituidos por formas taxonómicas con un cambio gradual en algunos caracteres que se pueden considerar como adaptativos.

Según Whittaker, (1965, 1967, 1970) la selección incrementa las diferencias en las medidas adaptativas a lo largo de un gradiente de forma que cada especie posee su propio nicho dentro de este gradiente produciéndose a lo largo del mismo la sustitución progresiva de unas especies por otras

La profundidad constituye uno de los principales factores que influyen en la distribución de la fauna en el medio marino (Gage *et al.*, 1991; Haedrich *et al.*, 1990; Abelló *et al.*, 1988; Hecker, 1990; Cartes *et al.*, 1993, Fariña *et al.*, 1997). La influencia de la profundidad se puede observar no únicamente a nivel de especies sino también a nivel de órdenes y familias. Se pone de manifiesto como van siendo sustituidos unos por otros de forma progresiva; esto es lo que Whittaker (1970) denomina turnover o beta diversidad.

La distribución de órdenes, familias y especies, presenta, en general el siguiente comportamiento en relación a la profundidad: a) Muestra una distribución tipo binomial o gaussiana. b) Las modas o centros de estas curvas se hallan dispersos a lo largo del gradiente c) En muchos casos las curvas de cada especie se solapan en mayor o menor medida unas con otras.

La conclusión general que se deduce en los diversos estudios realizados en relación a la distribución de las especies, es que los cambios debidos a la profundidad en el medio marino están asociados a la combinación de los gradientes,

en función de la misma, de determinados factores físicos, químicos y biológicos, tales como tipos y condiciones del suelo, disponibilidad de luz, disponibilidad de alimento, temperatura, salinidad, presión...

En el talud continental, dadas las condiciones de estabilidad que se producen en el Mediterráneo, diversos autores sugieren que los cambios originados se deben a causas biológicas (Stefanescu, 1993, Cartes, 2004).

Cartes *et al.* (2001) establecen que la variación en la estructura de la red trófica con la profundidad es, probablemente, de particular importancia en la estructura de las comunidades profundas mediterráneas, dada la estabilidad de las características ambientales y pone de manifiesto que las agrupaciones de peces pueden variar dependiendo de las características tróficas del área donde habitan.

Si dos especies compiten directamente sobre un mismo recurso en el mismo lugar y en el mismo momento, una de ellas empezará a extinguirse. Si las dos especies difieren en sus requerimientos o en sus relaciones en el espacio, entonces es posible que coexistan en la misma población. Podrán coexistir si difieren en su distribución vertical u horizontal, en los requerimientos o en el uso temporal de los mismos, es decir, conformando cada una de ellas lo que Whittaker denomina nicho de la especie. Esta idea de que dos especies no pueden coexistir permanentemente en competencia por un mismo recurso se conoce como el principio de Gause (1934), si bien ha sido formulada por muchos científicos (Whittaker, 1970)

El estudio de las interacciones entre especies que cohabitan en una misma zona es un tema ampliamente abordado en Ecología (Gause, 1935; Hutchinson, 1959; MacArthur *et al.*, 1967). Muchos son los autores que ponen de manifiesto dichas interacciones estableciendo la importancia del papel que juegan las causas biológicas, fundamentalmente tróficas, en la distribución de los organismos marinos.

Se han realizado trabajos (Rex, 1977) que recogiendo y combinando las hipótesis de otros relacionan la zonación vertical de la fauna marina profunda con el nivel trófico de cada grupo, sugiriendo que la sucesión batimétrica de las especies es más rápida si la competencia se da entre especies de una categoría trófica elevada.

Schoener (1968), mostró que el solapamiento en el tamaño de la presa decrece con el incremento del solapamiento de hábitat, pero que con bajo solapamiento de hábitat tal correlación no es importante. También, que la correlación era pequeña entre tipo de presa y solapamiento de hábitat.

Nilsson (1967) y Schoener (1974) afirman que la interacción entre varios mecanismos de separación de nicho reduce la competencia y permite a las especies coexistir.

Schoener (1974), Werner y Hall (1976), muestran que la separación de hábitat es más importante que la separación en el tipo de alimento para prevenir el solapamiento entre las especies.

Roughgarden (1974), en un estudio sobre asociaciones de peces en arrecifes de coral muestra como en un par de peces que utilizan recursos muy similares, uno de ellos escasea, mientras que el otro es abundante.

Ross (1977) encontró que las especies de triglidos con alto solapamiento de hábitat, tienden a presentar tácticas alimenticias opuestas.

Según Macpherson (1977), en los estudios realizados en el Mediterráneo las especies *G.melastomus* y *M.poutassou* presentan un elevado solapamiento de dieta entre los 375 y 450 m. No obstante, a esta profundidad la primera es más abundante que la segunda. *C.monstrosa* y *Trigla lyra*, entre 257 y 375 m. tienen un coeficiente de solapamiento de 0.99, siendo estas profundidades el límite inferior y superior de sus respectivas distribuciones batimétricas. La primera suele vivir a profundidades superiores a 375 mientras que *T.lyra* prefiere aguas menos profundas. Igualmente *C.monstrosa* y *H.dactylopterus* o *T.scabrus* y *S.nigrescens*. Entre estas últimas existe un amplio solapamiento, tanto de dieta como de abundancia en la misma profundidad y las diferencias se encuentran en el tamaño de las presas, mucho menores en *S.nigrescens* que en *T.scabrus*.

Hay que tener en cuenta que las especies pueden tener dietas más o menos parecidas mostrando un solapamiento significativo si se considera todo el año, mientras que si se hace por estaciones anuales los valores del solapamiento cambian. Otro aspecto interesante para evitar la exclusión competitiva sería la diferencia en la intensidad de predación durante el día y la noche en especies que muestran solapamiento. Así *Gnathophis mystax* y *M.m.smiridus* muestran una mayor actividad durante la noche, mientras que otras como *Lepidorhombus boscii* la muestran durante todo el día y algunas como *S.nigrescens*, tanto de día como de noche (Macpherson, 1977).

Asimismo, Macpherson (1979), realizó un estudio de solapamiento de hábitat y de dieta de cuatro especies de macrúridos, en el Mediterráneo, desde Alicante a Cabo de Creus: *N.aequalis*, *T.scabrus*, *Hymenocephalus italicus* y *C.coelorhynchus*.

De estas 4 especies, presentan un elevado solapamiento de hábitat entre algunos grupos de tallas *N.aequalis* con *T.scabrus* y *C.coelorhynchus* con *T.scabrus*. El primer grupo tiene un solapamiento significativo en todas las tallas excepto para los juveniles. Los ejemplares de *T.scabrus* más pequeños tienen un hábitat más somero mientras que los juveniles de *N. aequalis* son más comunes en aguas más profundas. En *C.coelorhynchus* y *T.scabrus* la tendencia es inversa. Bajo solapamiento existe entre los adultos de *C.coelorhynchus* y *T.scabrus*, porque los primeros no son comunes en aguas más profundas mientras que los adultos de *T.scabrus* si lo son. *H.italicus* tiene un elevado solapamiento con todas esas especies; este hecho probablemente sea debido a que presenta un hábitat más pelágico que el resto. En cuanto a la dieta, el solapamiento es bajo entre *H.italicus* y el resto de las especies. Los pares *C.coelorhynchus*–*T.scabrus*, *N.aequalis*–*C.coelorhynchus* y *N.aequalis*–*T.scabrus* son los que presentan mayor solapamiento de dieta.

Según Valls *et al.* (2011) las dietas de *S.canicula* y de *G.melastomus* se solapan en el talud superior. Sin embargo *G.melastomus* presenta una marcada segregación con ejemplares de pequeño tamaño en el talud superior y adultos en el talud medio. Consecuentemente el solapamiento ocurre entre adultos de *S.canicula* y juveniles de *G.melastomus*. Es posible que la competencia sea vea reducida por una selección del tamaño de las presas.

No obstante, altos valores de solapamiento no implican necesariamente competencia, excepto en lugares donde existe escasez de recursos (Macpherson 1977; Cartes 1998). La coexistencia entre especies con similares hábitos tróficos y pequeña amplitud de nicho puede ser debido a la abundancia de recursos tróficos (Colwell *et al.*, 1971).

Determinadas variables ambientales como, por ejemplo, la temperatura, han sido citadas como los factores principales que influyen en la zonación de las especies (Gage *et al.*, 1991).

Cartes *et al.* (2004) realizaron un análisis de aquellos que intervenían en la distribución de especies de peces y de crustáceos en el Mediterráneo, desde los 900 hasta los 2300 m. de profundidad, donde dichos factores ambientales son muy constantes. En los resultados obtenidos, las causas tróficas explicaban un 54-69% de la varianza resultante en la distribución de las especies analizadas. Esto podría sugerir que en la organización de las comunidades profundas además de las

variables tróficas intervienen otras. Entre éstas aparece la capacidad de dispersión de los primeros estados de desarrollo de los organismos (Grassle *et al*, 1979). Según estos autores, las variables relacionadas con la capacidad de dispersión están poco estudiadas en las áreas profundas. Sin embargo, parece que el tamaño del huevo y el número de huevos (relacionado con el tamaño de las especies) parece ser una buena variable para explicar la intensidad de zonación y la distribución batimétrica de las especies. El tamaño del huevo (junto con la fecundidad o tamaño de la puesta) parece estar generalmente correlacionado con la capacidad de las mismas de colonizar nuevas áreas. Los autores concluyen considerando la necesidad de la realización de más trabajos en este sentido para evaluar el papel de dichas variables en la zonación de las especies.

5.2.2. DISTRIBUCIÓN LONGITUDINAL

Whittaker (1970) establece que, en la mayoría de las comunidades, existe una diferenciación horizontal que se manifiesta mediante las relaciones de, únicamente, algunas especies con dicho patrón horizontal en función de la forma de responder éstas a su entorno. Una cuestión sobre la distribución de las mismas es como se relacionan unas con otras. Según el autor, la correlación entre especies es, en la mayor parte de los casos, nula; muchas, dentro de una comunidad, no muestran ninguna. Asimismo, habrá algunas que tienden a ocurrir juntas, y otras, que están negativamente correlacionadas; suelen aparecer separadamente. Esta correlación negativa significa o bien que una especie tiende a excluir a la otra o que ambas especies responden de forma negativa al entorno.

La existencia de relaciones positivas o negativas entre especies concretas se ha puesto de manifiesto en este trabajo en el apartado correspondiente a los Resultados.

Por intervalos de profundidad, entre los 30-50 m., existen relaciones, positivas-negativas, entre especies en Estepona, por un lado, y Málaga y Punta Entinas, por otro. Asimismo, hasta los 100 m. de profundidad las áreas de Punta Entinas y Cabo de Gata parecen tener unas características diferentes en relación al resto de los lugares del área de estudio, que determinan, por un lado, la ausencia de especies muy abundantes en los demás lugares de muestreo y por otro, la existencia de especies ausentes o poco abundantes en los mismos. Igualmente, a partir de los 500 m., el área de Cabo de Gata, así como la parte oriental de la Isla de Alborán parecen mostrar ciertas peculiaridades en relación a las capturas de determinadas especies.

Especial atención requiere *C. aper*, una de las especies que muestra mayores diferencias en cuanto a valores de abundancia entre diferentes lugares hasta los 100 m. de profundidad. Es la especie dominante en la plataforma continental inferior, con unas capturas muy elevadas, fundamentalmente, durante los primeros años de muestreo. Ha sido definida como una verdadera plaga, obligando incluso en muchas ocasiones a los pescadores a cambiar los caladeros de pesca (Cooper, 1952). 1879, en Cooper (1952)), ya predijo que en escasos años llegaría a constituir dicha plaga.

Gil de Sola (1999) en los estudios realizados a partir de los datos de las campañas MERSEL, realizadas en el mar de Alborán durante los años 1991, 1992 y

1993, establece que dicha especie mantiene su presencia regularmente en dicho lugar entre los 30 y 200 m., llegando a formar enormes concentraciones durante los meses de primavera y verano. El autor expone que, durante el experimento oceanográfico, una invasión de la misma colapsaba algunos fondos e incluso hubo muestreos en los que únicamente se capturó *C. aper*.

Se trata de una especie que ocupa la columna de agua cerca del fondo, en un rango de profundidad de los 40 a los 600 m., principalmente de los 100 a los 400 m., sobre rocas, corales y también sobre fondos arenosos; es gregaria y de distribución Atlántico-europea (Tabla II, Anexo), que se localiza, fundamentalmente en el Atlántico norte y en el Mediterráneo, principalmente, en la parte occidental (Whitehead *et al.*, 1984-1986).

En el presente estudio, en el intervalo 30-50 m., en la totalidad de los muestreos analizados, conforma el 55% de la captura total, constituyendo la primera especie dominante. No obstante, en dicho intervalo de profundidad, los valores de abundancia son prácticamente nulos en todos los lugares excepto en el área de Estepona; dicha dominancia es causada por una única captura en dicho lugar durante el año 1994 de 103072 ejemplares/hora.

Cooper (1952) sugiere que *C. aper*, al tratarse de una especie con escasa capacidad de natación que se deja arrastrar por las corrientes, podría ser una indicadora de movimiento de masas de agua. Collet (1896, en Cooper, 1952) afirma que, principalmente en el Mediterráneo, con la plataforma continental estrecha, las corrientes submarinas y las incursiones de masas de agua introducirían *Capros* directamente a las zonas más costeras.

Durante una serie de campañas Ictio-Alborán realizadas por el Instituto Español de Oceanografía, se pudieron hacer constar diversos hechos relativos al transporte por la corriente en chorro de larvas y huevos desde el Atlántico hacia el Mediterráneo. Un aspecto importante fue el encuentro de dichos huevos y larvas de la especie *C. aper* en el mar de Alborán en clara relación con el espacio ocupado por el chorro atlántico (Camiñas, 1997). Pérez de Rubín *et al.* (2006), en los trabajos realizados sobre distribución de ictioplancton en el mar de Alborán, asocian las larvas de esta especie a masas de agua atlánticas.

Mafalda *et al.* (2008), ponen de manifiesto que en 1994 se produjo una mayor presencia del flujo atlántico entrante que determinó la presencia de aguas menos cálidas y menos salinas alcanzando éstas zonas más costeras. Esta podría ser la

causa del incremento masivo de la especie durante dicho año en el área de Estepona.

Según Pinnegar *et al.* (2003) un aumento generalizado y repentino en la aparición de especies no comerciales como *C.aper* podría indicar algún cambio en las condiciones ambientales, pero los mecanismos y consecuencias son poco conocidos.

En el intervalo 51-100 m. constituye el 14%, segunda especie dominante, de la captura total. Sin embargo, a pesar de la elevada abundancia alcanzada en este rango de profundidad por la especie, no aparece en un solo muestreo de los realizados en el área de Punta Entinas y está prácticamente ausente en Cabo de Gata. Este fenómeno podría estar relacionado con variaciones en las características de las masas de agua que alcanzan dichas áreas provocando la ausencia de la especie *C.aper*. Hay que tener en cuenta la proliferación en estos lugares de las especies *S.maena* y *S.smaris* de distribución Atlántico africana (Tabla II, Anexo) localizadas fundamentalmente en el Mediterráneo, mar Negro, Portugal, Marruecos y Canarias (Whitehead *et al.*, 1984-1986) y, prácticamente, ausentes, en el presente trabajo, en aquellos lugares en los cuales *C.aper* es muy abundante,

Moranta *et al.* (2008) realizaron un estudio comparativo de las especies capturadas mediante campañas de arrastre bentónico en dos áreas diferentes de las Islas Baleares. Una de ellas se encuentra localizada en el sureste de la Isla de Mallorca (Cabrera) y la otra en el suroeste de la misma (Sóller). La primera, en la subcuenca argelina, se caracteriza por la presencia de aguas de carácter más atlánticas mientras que la segunda, en la subcuenca balear, recibe aguas con mayor carácter mediterráneo. En los muestreos realizados en un rango de profundidad comprendido entre los 138 y 356 m., en dichos lugares, la especie *C.aper*, aparece como segunda especie dominante, constituyendo el 19.92% de la captura de la totalidad de las especies en la zona de Cabrera; sin embargo, en la parte caracterizada por aguas de carácter mediterráneo no aparece entre aquéllas que contribuyen en más del 1% a la abundancia total.

No obstante, en el presente trabajo se constata que, a partir de los 100 m. de profundidad, la especie *C.aper* aparece a lo largo de toda el área muestreada. El factor o factores causantes de la ausencia de dicha especie en las zonas apuntadas parecen modificarse a esta profundidad, permitiendo la proliferación de la misma en todos los lugares muestreados.

Se han analizado las capturas de la especie *C.aper* en la campaña MEDITS, durante el periodo objeto de estudio, en el sector 2, correspondiente a Levante (desde Cabo de Palos a Sagunto) (datos sin publicar), con el fin de realizar comparaciones en relación a los datos del mar de Alborán. Comparando la distribución batimétrica de la especie en ambos sectores, se aprecia que en el mar de Alborán el centro de gravedad de la misma se encuentra situado entre los 101-200 m. de profundidad, mientras que en el correspondiente a Levante se localiza entre los 201-300 m. En dicho sector, en el intervalo 30-50 m., no existe captura alguna de *C.aper*. Entre los 51-100 m. ésta es muy pequeña en comparación con el sector de Alborán y corresponde fundamentalmente a la campaña realizada durante el año 1994; entre los 101-200 m. sigue siendo más abundante en Alborán y, a partir de los 200 m. de profundidad las abundancias se invierten siendo mayores a partir de la misma en el área de Levante.

Las presuntas diferencias de las características oceanográficas de Punta Entinas y Cabo de Gata parecen ser causantes, asimismo, de las variaciones encontradas en la distribución de otras especies hasta los 100 m. de profundidad. *C.maculatus*, *G.n.jozo*, *L.sanzo*, *S.nigrescens*, *M.scolopax* y *M.variegatus*, no aparecen, prácticamente en los 12 años de muestreos en dichos lugares, hasta los 100 m. de profundidad; por el contrario, las dos especies del género *Spicara*, *S.smaris* y *S.maena*, presentan una distribución geográfica en el área de estudio prácticamente opuesta a la de las especies anteriores. Concretamente la primera de ambas aparece únicamente, dentro del área de estudio, en Cabo de Gata y Punta Entinas.

A continuación se expone una breve descripción de dichas especies, en la que se indica la distribución geográfica de las mismas y la distribución batimétrica de cada una de ellas en el área de estudio conforme a los muestreos realizados en la misma. Se realiza, igualmente, la comparación de los datos de abundancia en el mar de Alborán, con los del área mediterránea correspondiente a Levante (datos sin publicar).

M.variegatus, tiene distribución Atlántico europea. En el área de estudio, su centro de gravedad se encuentra localizado entre los 30-50 m. de profundidad y ha sido capturada hasta los 200 m., (no obstante, las capturas en este último intervalo son muy bajas (0.3 ej/h)). En el sector de Levante no aparecen apenas ejemplares en ningún rango de profundidad.

C.maculatus es una especie cuyo centro de gravedad en el mar de Alborán se encuentra situado entre los 50-100 m. alcanzando, en el mismo, hasta los 400 m. de profundidad. Presenta distribución Atlántico-europea (Tabla II, Anexo), desde Islandia y Noruega hasta Senegal y Mediterráneo. (Whitehead *et. al.*, 1984-1986) En la campaña MEDITS, en el sector de Levante su centro de gravedad se encuentra localizado a mayor profundidad que en el área de estudio (entre los 100-200 m.). Hasta los 50 m. prácticamente no aparece y entre 51-100 m. apenas se producen capturas, a excepción del año 1995, en el que la abundancia es elevada en relación a la del resto de los años. Su rango de profundidad abarca hasta los 500 m.

G.n.jozo, es una especie endémica del Mediterráneo (Tabla II, Anexo). Su centro de gravedad en el mar de Alborán se encuentra entre los 50 y los 100 m. y su distribución batimétrica no pasa de los 200 m. No se captura, prácticamente, en el sector de Levante.

L.sanzoí, es una especie atlántico-africana, con la peculiaridad de que, su distribución geográfica en el Mediterráneo queda limitada al mar de Alborán (Tabla II, Anexo). Su centro de gravedad se encuentra entre los 50-100 m.

S.nigrescens es de distribución Atlántico-africana (Tabla II, Anexo). En el área de estudio, presenta el centro de gravedad en el estrato 50-100 m. y su rango batimétrico es muy amplio, pues en las campañas MEDITS se captura hasta los 800 m. de profundidad En el sector de Levante el centro de gravedad está desplazado hacia zonas más profundas no apareciendo prácticamente hasta los 100 m. a excepción del año 1995 en que se produce una elevada captura entre los 51-100 m. de profundidad.

M.scolopax, es una especie cuyo centro de gravedad en el mar de Alborán se encuentra más profundo que las anteriores: entre los 101-200 m. de profundidad. Se trata de una especie de distribución circunglobal (Tabla II, Anexo), que aparece entre los 50 y los 200 m. en el área de estudio. A diferencia de ésta, en los sectores de Levante y Tramontana no aparece hasta los 100 m. A partir de esta profundidad, no se aprecian diferencias en las capturas de dicha especie en ninguna de sectores muestreados.

Por el contrario, *S.maena* y *S.smaris*, se encuentran entre las especies con distribución atlántico-africana (Tabla II, Anexo). En el área de estudio *S.maena* presenta su centro de gravedad en el primer intervalo de profundidad y *S.smaris* en

el comprendido entre los 51-100 m., sin que se haya capturado ningún ejemplar de las mismas a partir de los 100 m. Sin embargo, en el sector de Levante, a diferencia de lo expuesto para las especies anteriores, el centro de gravedad de *S.smaris* se encuentra desplazado hacia menor profundidad.

Si bien las diferencias en relación a los valores de abundancia en los diferentes lugares del área de estudio no son tan extremas como en los anteriores casos, parece que, asimismo, la distribución de las especies *T.trachurus* y *T.mediterraneus* no es homogénea a lo largo de la misma. La elevada abundancia de *T.trachurus* en Estepona y de *T. mediterraneus* en Punta Entinas hasta los 50 m. pone de manifiesto dicha heterogeneidad. En el presente estudio, el centro de gravedad de *T.trachurus*, según los muestreos realizados se encuentra entre los 30-50 m.; igualmente, el de *T.mediterraneus*; En el sector de Levante el centro de gravedad de *T.mediterraneus* se encuentra, asimismo entre los 30-50 m. de profundidad. Sin embargo, el de *T.trachurus* se desplaza hacia más profundidad respecto al mar de Alborán (200-300 m.). En dicho sector de Levante los valores de abundancia de *T.trachurus* son inferiores que en el mar de Alborán. En cuanto a *T.mediterraneus* se produce el fenómeno contrario, siendo más abundante dicha especie en el sector de Levante en las capturas realizadas en la serie de campañas MEDITS.

En resumen, en el área de estudio entre los 30-100 m. de profundidad parecen ponerse de manifiesto diferencias en las características oceanográficas en la zona de Punta Entinas y Cabo de Gata respecto al resto de las localidades, produciéndose, en determinadas especies, un desplazamiento de la distribución batimétrica hacia intervalos de mayor profundidad. Estas especies son *C.aper*, *M.scolopax* y *S.nigrescens*. Aquéllas que en el resto de los lugares del área de estudio no sobrepasan los 100 m. de profundidad se encuentran, prácticamente ausentes en dichas áreas. Son: *C.maculatus*, *G.n.jozo*, *L.sanzoi* y *M.variegatus*. En cuanto a la especies *T.trachurus* y *T.mediterraneus*, si bien aparecen en todas las localidades muestreadas, presentan afinidades diferentes, mostrando la especie atlántica (*T.trachurus*) más afinidad por la zona de Estepona mientras que la de carácter mediterráneo (*T.mediterraneus*) por Punta Entinas y Cabo de Gata. Por el contrario, *S.smaris* únicamente está presente en estos lugares. *S.maena* es capturada en otros pero en menor número. Hay que apuntar que existen más semejanzas en el rango de distribución batimétrica de las especies en cuestión entre

Punta Entinas-Cabo de Gata y la zona de Levante (datos sin publicar) que entre aquéllas y el resto del mar de Alborán.

En el apartado de resultados se pone de manifiesto, asimismo, que la especie *M.m.smiridus* presenta distribución heterogénea en sus capturas, a lo largo del área de estudio, entre los 101-200 m. de profundidad; dicha especie es muy abundante en Almería, Roquetas y Punta Entinas, disminuyendo de forma brusca a partir de este último lugar hasta Estepona (Tabla 4.V, Resultados). Hay que destacar que las elevadas diferencias geográficas se producen únicamente en dicho intervalo de profundidad, sin grandes variaciones en otros rangos batimétricos.

Esta especie ha sido capturada en el presente estudio desde los 40 hasta los 714 m. Su abundancia, no obstante, decae bruscamente a partir de los 300 m. Los valores más elevados de abundancia se encuentran entre los 100-200 m. de profundidad. Este hecho coincide con lo expuesto por Orsi Relini *et al.* (2002) en su trabajo sobre la distribución de la especie en el que pone de manifiesto dicho incremento en este intervalo de profundidad en diferentes lugares del Mediterráneo basado en muestreos realizados dentro del proyecto MEDITS durante la primavera de los años 1994 a 1999. Los autores afirman que el intervalo de profundidad en cuestión es una zona en la cual están localizadas la mayoría de las áreas de cría de *M.m.smiridus*, de acuerdo con los resultados de varios estudios. No obstante, en el presente trabajo se aprecia que dicho incremento de capturas entre los 101-200 m. respecto al resto de los intervalos batimétricos no es homogéneo a lo largo del área de estudio y únicamente se produce en Almería, Roquetas y Punta Entinas (Figura 5.3). En este caso, a la vista de los resultados, parece que los tres lugares anteriores son los que constituyen las áreas de cría dentro del mar de Alborán durante el periodo correspondiente a la primavera.

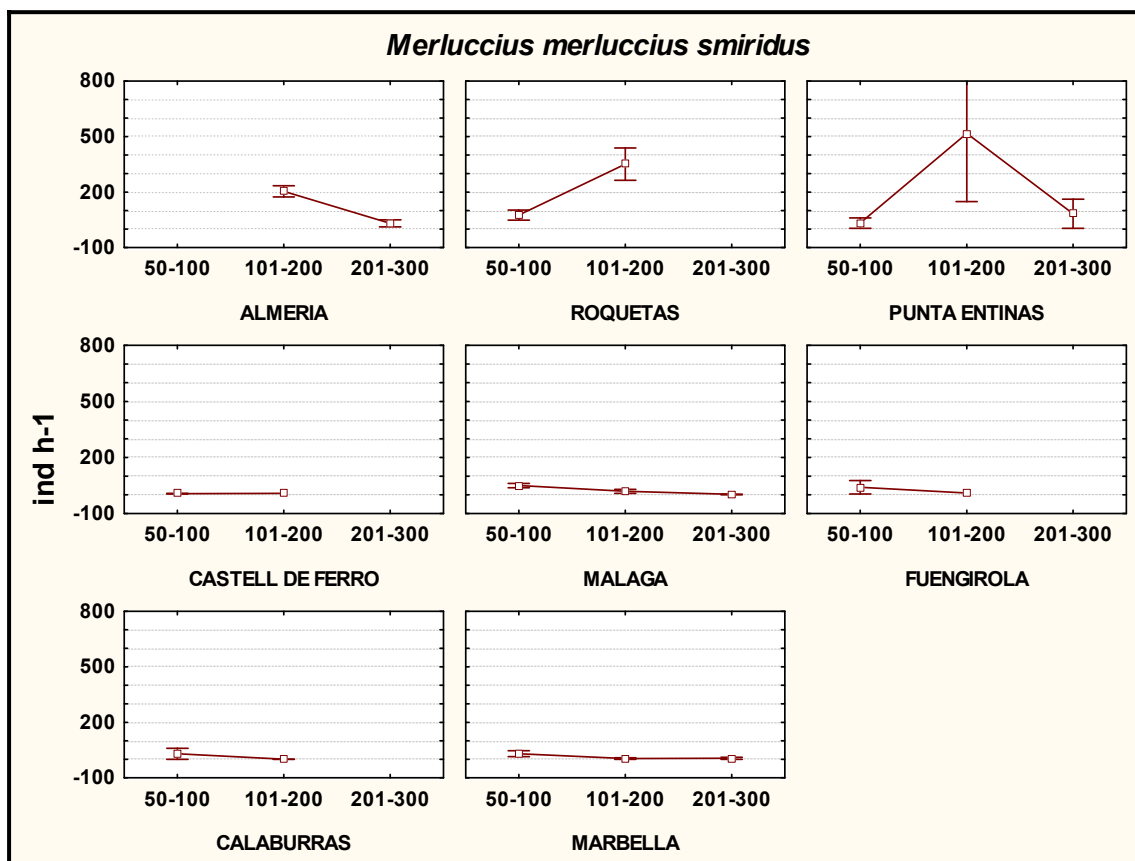


Figura 5.3. Evolución batimétrica de la abundancia \pm error estándar, de la especie *M.m.smiridus* en determinados lugares de muestreo a lo largo del área de estudio.

Muchas especies muestran diferencias longitudinales según su preferencia en cuanto a los tipos de fondo. No obstante, hay que tener en cuenta que, en la determinación de las relaciones de las especies y el tipo de fondo propio de las mismas, las campañas oceanográficas utilizadas en el presente trabajo, llevadas a cabo mediante un arte de arrastre bentónico, no aportan datos muy esclarecedores; un mismo muestreo puede abarcar diversos tipos de fondo, mezclándose especies propias de uno u otro tipo de sedimento. Además, existen determinados lugares, rocosos, donde no existe posibilidad de exploración con este tipo de arte.

La especie que parece mostrar importantes diferencias en las capturas debido al tipo de fondo existente entre estos lugares es *C.rubescens*. No aparece en los muestreos de Punta Entinas ni Cabo de Gata entre los 51-100 m. En el intervalo comprendido entre los 100-200 m. de profundidad esta especie continúa ausente en Punta Entinas (no hay muestreos en Cabo de Gata), apareciendo, fundamentalmente en Almería y Roquetas. Es de distribución Atlántico africana (Tabla II, Anexo) y habita en excavaciones verticales que realiza en lugares con fondos de fango de tipo compacto (Whitehead *et al.*, 1984-1986). Su distribución es,

prácticamente, opuesta a la de *M.surmuletus* y a la de *P.erythrinus* especies con distribución, igualmente, atlántico-africana, pero cuyo hábitat se encuentra fundamentalmente localizado en suelos rocosos y arenosos.

En el Mediterráneo, a partir de los 150-200 m. se alcanza una mayor estabilidad de las masas de agua en cuanto a salinidad y temperatura (Hopkins, 1985 en Cartes *et al.*, 2004). Asimismo, a partir de los 300 m. el tipo de fondo es fundamentalmente fangoso y desaparece prácticamente la luz (Cartes *et al.*, 2004). Como consecuencia de esta mayor estabilidad ambiental se produce mayor porcentaje de similitud entre muestreos.

No obstante, a partir de los 500 m. se aprecian diferencias en cuanto a capturas de determinadas especies en los muestreos realizados en Cabo de Gata y en la Isla de Alborán (Tabla 4.V, Resultados).

En Cabo de Gata, entre los 501-700 m. disminuyen los valores de abundancia de *G.melastomus* y *N.aequalis* mientras que *T.scabrus* y *C.monstrosa* no se registran en ninguna captura. Hay que tener en cuenta que en el intervalo de los 701-800 m. no existen muestreos ni en Cabo de Gata ni en la Isla de Alborán. La disminución de las capturas de *G.melastomus* coincide con el incremento de la especie *P.blenoides*. Tampoco se producen, en Cabo de Gata, capturas de la especie *G.atlanticus*.

Los muestreos de la Isla de Alborán ponen, asimismo, de manifiesto diferencias con el resto del área de estudio, fundamentalmente los de la parte oriental (Isla de Alborán (E)), caracterizándose por la captura de menor número de ejemplares de las especies *G.melastomus* y *N.aequalis* y por la ausencia de *C.monstrosa*. A diferencia de lo que ocurre en Cabo de Gata, si hay ejemplares de *T.scabrus* pero en número muy bajo. También se diferencia de Cabo de Gata en que no presenta capturas tan elevadas de la especie *P.blenoides* como dicho lugar. Asimismo, existen diferencias respecto *G.atlanticus*, muy abundante en la Isla de Alborán en ambos sectores.

Estos resultados obtenidos en Cabo de Gata y en la Isla de Alborán, son similares a los del resto del Mediterráneo ibérico en las campañas MEDITS durante el mismo periodo de estudio (datos sin publicar), en donde se registra la disminución del número de ejemplares en las capturas de *C.monstrosa*, *G.melastomus*, *N.aequalis* y *T.scabrus* y el aumento de las de *P.blenoides*. En cuanto a *G.atlanticus* dicha especie, como se expuso anteriormente, no se captura a partir de Cabo de Gata. A diferencia de las anteriores que siguen tendencias prácticamente

similares en Cabo de Gata y en la Isla de Alborán en el sector oriental (excepto *P.blenoides*), dicha especie se encuentra de forma muy abundante en la Isla de Alborán. Hay que tener en cuenta que *G.atlanticus* es de distribución batimétrica menos profunda y de distribución geográfica atlántico-tropical mientras que *G.melastomus*, *C.monstrosa*, *T.scabrus* son atlántico-boreales.

Las diferencias respecto a la especie *G.melastomus*, entre el mar de Alborán y otros lugares del Mediterráneo han sido puestas de manifiesto por varios autores. Rey *et al.* (2005) establecen que, en el mar de Alborán, dicha especie muestra los mayores índices de abundancia de todo el Mediterráneo constituyendo una de las más importantes especies de las capturadas por “by-catch” en la pesquería de *Aristeus antennatus* (gamba roja), que se produce a partir de los 500 m. Los autores comparan los resultados del estudio realizado en el mar de Alborán, con un elevado porcentaje de individuos adultos, con los del Mar Jónico (Tursi *et al.*, 1993) en donde estos son escasos, apuntando que dichas diferencias son debidas al esfuerzo pesquero realizado para la captura de la especie *Aristeus antennatus*, en el mar Jónico y que apenas se produce en el mar de Alborán.

Mayores valores de abundancia de dicha especie en el Mar de Alborán son igualmente puestos de manifiesto por Massutí *et al.* (2003) que realizan un estudio comparativo de varias especies de elasmobranquios a lo largo del Mediterráneo, mostrando las diferencias en las capturas de *G.melastomus* en diferentes zonas del mismo. Los autores afirman que los mayores índices de abundancia que se producen en Alborán pueden ser debidos al menor esfuerzo pesquero realizado a partir de los 500 m. en este área respecto a otras mediterráneas, como consecuencia de la captura de la especie *Aristeus antennatus* en estas últimas.

En cuanto a *N.aequalis* y *T.scabrus*, Moranta *et al.* (2007) realizaron un estudio sobre la distribución geográfica de cuatro especies de la familia Macrouridae (*C.coelorhynchus*, *H.italicus*, *N.aequalis* y *T.scabrus*) desde Punta Europa a Cabo Creus; dicho estudio lo llevaron a cabo mediante el análisis de los muestreos realizados durante la campaña MEDITS 1994 a 2000 en el Mediterráneo ibérico. En el mismo, los autores exponen, asimismo, la tendencia decreciente en sentido sur-norte de la especie *N.aequalis* y *T.scabrus*, siendo más abundantes ambas en el mar de Alborán.

También apuntan Moranta *et al.* (2007), que ambas especies muestran mayor tamaño corporal en el área de estudio que en el resto. Según dichos autores, varias

son las razones que justifican las diferencias encontradas en el mar de Alborán; entre éstas se encuentran las particulares condiciones oceanográficas del mismo, concluyendo, finalmente, que el impacto de la explotación pesquera podría enmascarar el efecto de tales factores abióticos.

En cuanto a la tendencia en relación al tamaño corporal de las especies, hay que apuntar que en Cabo de Gata disminuye significativamente el peso medio de las especies *N.aequalis*, *G.melastomus* y *P.blenoides*. (No hay capturas de *T.scabrus* ni de *C.monstrosa*).

En la Isla de Alborán, oeste, la disminución del peso medio se produce en *C.monstrosa*, *G.melastomus* y *N.aequalis* (no hay capturas de *T.scabrus*). En la misma, en el este, disminuye el peso medio de *G.melastomus*, *N.aequalis*, *P.blenoides* y *T.scabrus* (no hay capturas de *C.monstrosa*).

Hay que tener en cuenta las diferencias existentes entre Cabo de Gata y el resto del área de estudio en relación a la fisiografía de los fondos, caracterizándose el Cabo de Gata por un talud de tipo abrupto, a diferencia del resto. (Vázquez, 2001).

En la Isla de Alborán, en el sector oriental, el talud es, asimismo, generalmente de tipo abrupto, presentando una pendiente media de 13°; mientras que en el sector occidental tiene características de tipo intermedio y progradante, (Bárcenas, 2002).

Respecto a *N.aequalis*, como ya se expuso anteriormente, se produce una sustitución de ésta como especie más abundante por *N.sclerorhynchus* en algunos lugares del Mediterráneo oriental. Estas diferencias pueden estar relacionadas con su distribución atlántica; mientras que *N.sclerorhynchus* se localiza hasta el área de Marruecos *N.aequalis* alcanza las costas de Islandia, aunque podría existir algún tipo de solapamiento en la identificación de ambas especies.

La comparación de los resultados del presente estudio con otros realizados en diversos lugares del Atlántico parecen poner de manifiesto que, en relación a las especies *G.melastomus*, *G.atlanticus*, *C.monstrosa*, *N.aequalis* y *T.scabrus*, el mar de Alborán, hasta Cabo de Gata, presenta características más similares a las zonas atlánticas mientras que, a partir de Cabo de Gata, y la zona oriental de la Isla de Alborán, las características ambientales parecen ser más similares al resto del Mediterráneo ibérico.

5.2.3. EVOLUCIÓN TEMPORAL

En relación a las tendencias anuales no se pone de manifiesto, en general, aumento ni descenso de los valores de abundancia, biomasa o peso medio de las especies a lo largo del periodo de estudio. No obstante, se aprecia que durante el año 1999 se produce una caída de los valores de la biomasa total y, en menor medida, de la abundancia. Esta variación es debida a las oscilaciones en las capturas de determinadas especies durante dicho año. Dichas especies en determinados años son dominantes y su modificación, por tanto, tiene gran influencia en las capturas a nivel general.

Varias son aquéllas que experimentan capturas mínimas durante dicho año aumentando notablemente a partir del mismo. Dichas especies son *B.boops*, *P.acarne* y *S.smaris*.

B.boops, se encuentra en un rango de profundidad comprendido entre los 30 y los 400 m., localizándose fundamentalmente en la plataforma continental. Dentro de ésta es más abundante entre los 30 y los 100 m. de profundidad. Los ejemplares capturados de esta especie en dicha profundidad corresponden a tallas pequeñas. Sin embargo, hay que destacar que, durante 1999, no se registra ningún ejemplar cuya talla se encuentre por debajo de los 16 cm., siendo éstas las dominantes durante el resto de los años.

P.acarne, a pesar de ser una especie con capturas abundantes y frecuentes a lo largo del tiempo, disminuye, asimismo, de forma brusca en 1999. Esta especie aparece a lo largo de todo el rango batimétrico de estudio. No obstante, es más abundante en la plataforma continental y, dentro de la misma, entre los 30 y los 100 m. de profundidad, donde aparece un elevado porcentaje de ejemplares de pequeño tamaño junto con otros adultos. En 1999 se produce la disminución de las capturas, fundamentalmente de los individuos de talla inferior a 15 cm.

S.smaris, presenta una distribución batimétrica que se restringe hasta los 100 m. de profundidad. Esta especie, prácticamente no aparece, o lo hace de forma escasa hasta el año 1999. Posteriormente, a partir del año 2000 se produce un incremento como sucede con *B.boops* y *P.acarne*.

Contrariamente a lo que ocurre con éstas, existen otras especies cuyas capturas experimentan una tendencia temporal opuesta (Tabla 4.VI, Resultados). Dichas especies presentan un aumento significativo durante 1999, disminuyendo a

partir de dicho año. Se trata de *C.aper* y *M.scolopax*; su pequeño tamaño implica que contribuyen en mayor medida a la abundancia que a la biomasa total.

Ya se expuso, en el apartado anterior, que *C.aper*, durante algunos años constituyó una verdadera plaga para los pescadores; no obstante, sus capturas disminuyen en gran medida a partir de 1996 para volver a incrementarse durante el año 1999 (sin llegar a los niveles de capturas masivas anteriores) y disminuir bruscamente a partir del mismo. *M.scolopax* disminuye, igualmente, a partir de 1999.

En relación a la distribución batimétrica, *C.aper* se distribuye hasta los 700 m. pero es abundante, fundamentalmente, en la plataforma continental. *M.scolopax* se distribuye hasta los 500 m. pero, igual que la anterior, es más abundante en la plataforma y, dentro de ésta, entre los 50 y los 200 m. de profundidad.

Aparte de *C.aper* y *M.scolopax*, existen otras especies que no registran un aumento de capturas en 1999, manifestándose, sin embargo, dicho incremento en el año 1998. Se trata de *C.maculatus*, *M.variegatus*, *S.nigrescens* y *L.sanzoï*. Estas especies tienen en común que, además de incrementarse las mismas durante 1998, presentan un notable incremento (mayor que el registrado en 1998, excepto *L.sanzoï*) durante el año 1995.

Hay que apuntar que entre dichas especies existe un elevado grado de correlación entre las capturas medias anuales, fundamentalmente entre *C.maculatus*, *M.variegatus* y *S.nigrescens*, las cuales presentan entre sí un valor del coeficiente de correlación de Pearson de 0.9 ($p < 0.01$). Concretamente entre las dos últimas el valor alcanza el 0.99.

Estas especies que muestran diferencias en los valores de capturas interanuales son las mismas que muestran peculiaridades en su distribución geográfica tal y como se ha expuesto en el apartado referente a la misma. En dicho apartado, se ha puesto de manifiesto que, entre los 30 – 100 m. de profundidad, *C.aper*, *M.scolopax*, *C.maculatus*, *M.variegatus*, *S.nigrescens*, y *L.sanzoï*, no aparecen, prácticamente, en ningún muestreo de los realizados en Punta Entinas y Cabo de Gata capturándose de forma masiva, en algunas ocasiones, en el resto del área de estudio. Por el contrario *B.boops* y *P.acarne* son más abundantes en Punta Entinas y Cabo de Gata. *S.smaris* únicamente se captura en dichos lugares.

Las variaciones en 1999 se aprecian, fundamentalmente, entre los 30-100 m. de profundidad con una brusca disminución en las abundancias de ejemplares más pequeños de las especies *B.boos* y *P.acarne*. Contrariamente a lo expuesto sobre la especie *C.aper* entre los 201-300 m. de profundidad se produce durante 1999 un descenso en las capturas de las mismas. Este descenso se refleja en los valores de abundancia general del sistema durante ese año y, junto con el aumento de las mismas entre los 100-200 m., pone de manifiesto una preferencia, durante este año, de estas especies por intervalos de menor rango de profundidad.

Dos especies muestran asimismo un aumento brusco de las capturas durante 1999. Se trata de *M.muelleri* y *B.glaciale*.

La especie *M.muelleri* presenta distribución heterogénea en el mar de Alborán. Esta especie aparece entre los 50 y los 700 m. de profundidad pero es más abundante entre los 101-200 m. Entre los 50-100 m. es poco abundante, excepto en el área de Málaga durante los años 1994, 1998 y sobre todo 1999. Entre los 100-200 m. aparecen capturas masivas en la zona de Málaga, Calaburras y Marbella. En el resto de los lugares y de los intervalos de profundidad se capturan en poca proporción o no se capturan.

Según Pérez de Rubín (1996) dicha especie es abundante en el Mediterráneo occidental, especialmente en el mar de Alborán. Los resultados sobre la distribución geográfica de las larvas de esta especie obtenidos por Pérez de Rubín en su estudio sobre el ictioplancton en el mar de Alborán coinciden con los del presente trabajo, a excepción del área de Estepona. Según el autor las máximas cantidades de huevos y larvas de *M.muelleri* aparecieron a la altura de Málaga y en el sector Estepona-Marbella, coincidiendo con las áreas de divergencia, de donde surgen las aguas frías y de mayor salinidad.

Las zonas de Marbella, Calaburras y Málaga, donde se encuentran las capturas masivas de *M.muelleri* en el presente estudio coinciden con zonas de afloramiento de aguas profundas. En Marbella y Calaburras dicho afloramiento es debido a que el giro anticiclónico occidental de la corriente atlántica deja un espacio en la parte septentrional de la cuenca dando lugar al ascenso de aguas frías profundas ricas en nutrientes. En el área de Málaga el ascenso de aguas sub-superficiales se debe a la predominancia de los vientos de poniente y la orientación Oeste_Este de la costa produciéndose con frecuencia afloramientos por transporte de Ekman (Vargas *et al.*, 2010).

En cuanto a *B. glaciale*, dicha especie aparece durante los años 1996-1999 (no se captura posteriormente en la serie histórica objeto de estudio) produciéndose una captura masiva de la misma en 1999. En el presente trabajo la distribución batimétrica de la especie está comprendida entre los 200-800 m. a excepción de dicho año en el que se localiza entre los 101-200 en el área de Málaga. Es decir, en el año 1999 se modifica su distribución batimétrica con una captura masiva a menor profundidad que la habitual.

Estudios previos han sugerido que las larvas de las especies mesopelágicas muestran cierta segregación latitudinal, reflejando la distribución de masas de agua frías y calientes. Las de las especies tales como *B.glaciale* y *M.muelleri* están concentradas, en el mar de Alborán, al norte del giro anticiclónico occidental, mientras que las de *C.maderensis* son abundantes al sur, en el agua atlántica del giro anticiclónico (Rubín, 1997b).

Varios autores ponen de manifiesto desplazamientos hacia el sur del sistema chorro de corriente atlántica-giro occidental de agua atlántica (AJ-WAG) relacionados con la velocidad del chorro atlántico. Estos autores consideran que factores meteorológicos, principalmente el descenso de la presión atmosférica en el Mediterráneo podrían ser un eficiente mecanismo para el afloramiento de aguas frías y ricas en nutrientes hacia el sector norte (Vargas *et al.*, 2007).

García-Lafuente *et al.* (1998) destacan que estos cambios en la posición del sistema AJ-WAG podrían constituir un medio de alteración de la distribución de las larvas de *B. glaciale* y *M.muelleri*.

Stephens *et al.* (1988) subrayaron que los cambios en la estructura de las agrupaciones de los peces, pueden reflejar cambios en las condiciones oceanográficas y pueden ser el primer indicador de cambios ambientales.

Los cambios en las condiciones oceanográficas pueden afectar el funcionamiento de los ecosistemas marinos, la abundancia y distribución de las poblaciones de peces y sus interacciones. Algunos ejemplos se encuentran en el Mar Báltico, donde el incremento de las temperaturas favorecen la fuerza del reclutamiento del espadín (MacKenzie and Koster, 2004). Stenevik y Sundby (2007) encontraron que hay una correlación positiva entre la temperatura y el reclutamiento de bacalao en el mar de Barents. En el Mediterráneo, *S.aurita* ha extendido hacia el norte su distribución geográfica a causa del incremento de temperaturas (Sabatés *et*

al., 2006). Muchas otras alteraciones podrían ser entendidas en el Mediterráneo a causa del calentamiento global (CIESM, 2008) (Vargas *et al.*, 2009).

Pérez de Rubín (1996) en su trabajo sobre el ictioplancton del mar de Alborán, expone: “Aunque la variación en la abundancia de los progenitores puede ser causa importante de oscilaciones sustanciales en el reclutamiento encontradas año tras año para diferentes especies, tales oscilaciones son a menudo demasiado rápidas como para ser causadas por variaciones en la abundancia de la biomasa de adultos, y pueden atribuirse a factores ambientales del medio (Shepherd *et al.* 1984). Es numerosa la información recogida hasta ahora a nivel mundial sobre la relación entre las oscilaciones de los stocks y los cambios climáticos (Cushing y Dickson, 1976; May, 1984, Glantz, 1992), habiendo también casos comprobados de sustitución de unas especies por otras. Ya no hay duda de que diferentes elementos del ambiente natural inciden en todas las fases del ciclo vital de las poblaciones de peces. Así, cambios sutiles en las variables ambientales clave (temperatura, salinidad, velocidad y dirección del viento, corrientes e intensidad del afloramiento) pueden alterar fuertemente la abundancia, distribución y disponibilidad de las poblaciones de peces”. En relación con la temperatura, el autor menciona que se ha demostrado que en los años treinta (capturas máximas de sardina) hubo un calentamiento general del hemisferio Norte, y que se produjeron efectos en el ecosistema marino desde finales de los años veinte hasta principios de los cuarenta. Así, en el canal de la Mancha, el ecosistema dominado por la sardina (especie más meridional) sustituyó al del arenque (especie más septentrional) (Cushing y Dickson, *op cit.*).

Meiners (2007) pone de manifiesto la importancia de la variabilidad climática en las pesquerías y biología de la merluza europea *M.m. merluccius*. Dicho autor, establece que las variaciones de la abundancia de la merluza europea en la costa Noroccidental africana, están relacionadas positivamente con el índice NAO (North Atlantic Oscillation) de manera que dicho índice NAO del año previo explica entre el 40% y el 73% de la variabilidad del reclutamiento dependiendo de la extensión de las series temporales.

Según lo expuesto, las especies relacionadas anteriormente, y que presentan variaciones tanto interanuales como longitudinales, podrían ser consideradas “especies indicadoras”.

Una de las acepciones del término *indicador* nos dice que se trata de cualquier entidad biológica o proceso, o comunidad cuyas características muestren la presencia de las condiciones ambientales específicas o de contaminación. Los organismos marinos, como habitantes de un ambiente que se encuentra sujeto a variaciones, son susceptibles de reflejar estos acontecimientos. Así, un cambio drástico o gradual en la temperatura, en la salinidad o por algún tipo de contaminación, provocará que estos organismos intenten contrarrestar dicha variación mediante la adaptación a las nuevas condiciones o desplazándose a otros lugares en busca de condiciones más idóneas para su desarrollo. Asimismo, puede producirse su extinción.

Estas posibilidades no tienen porque considerarse de carácter negativo, puesto que un aumento o disminución de la temperatura ambiental, también puede favorecer la ocupación y colonización del lugar por otro grupo de organismos (*euritermos*) capaces de soportarlos.

De forma similar ocurriría que, un determinado paraje marino, se viese ocupado de forma permanente por una mayor afluencia de aguas continentales, ya que favorecería la presencia de organismos (*eurihalinos*) capaces de tolerar la nueva situación, dando comienzo a una nueva sucesión.

En conclusión, tal como argumenta Sharp (1998), existen especies cuyos límites de tolerancia son más amplios que otras, pero casi todas prosperan cuando la temperatura se sitúa en la parte intermedia de su intervalo de tolerancia.

Por lo tanto la disminución, la presencia o ausencia, en un determinado lugar, de determinadas especies, pueden actuar como indicador de un evento, cualquiera que sea el carácter del mismo, siempre y cuando sepamos interpretar su manifestación. Los peces parecen aportar buena información a nivel indicador. Son organismos con mayor posibilidad de desplazamiento, más que las especies sésiles u otras de menor capacidad de natación, por lo que harán acto de presencia o huirán con mayor rapidez, señalando con su actitud el cambio producido.

Debido a la estrecha relación que parece ponerse de manifiesto entre variables ambientales y capturas de estas especies son necesarios elementos más precisos sobre los cambios ambientales producidos y sus impactos e interacciones sobre las especies expuestas anteriormente. Los resultados del presente trabajo constituyen un punto de partida para profundizar en dichas interacciones.

5.2.4. AGRUPACIONES CARACTERIZADAS

A pesar de la renovación continua de la fauna a lo largo del gradiente batimétrico muchos son los estudios realizados en el medio marino que establecen que existe un modelo de zonación; dicho modelo, determina la existencia de límites a lo largo de dicho gradiente provocando la existencia de varias agrupaciones de especies.

Cuatro agrupaciones se pueden identificar en el presente estudio del mar de Alborán que se corresponden con los siguientes intervalos batimétricos: Plataforma superior: 30-100 m., Plataforma inferior: 100-200 m., Talud superior: 200-500 m., Talud medio: 500-800 m. Obviamente los límites no son estrictos y en muchos casos se aprecian solapamientos entre profundidades. De hecho, según Hecker (1990) cuando existe dicho solapamiento suele ser porque se reflejan las diferencias entre localidades geográficas. Dentro de una misma localidad los grupos normalmente no se solapan. La caracterización fisiográfica de los márgenes del mar de Alborán, según Bárcenas (2002) pone de manifiesto que hasta los 100 m. los valores medios de pendiente son de 0.5° ; a partir de ésta y hasta unos 150 m. de profundidad se localiza el borde de la plataforma continental. Dicho borde posee una ruptura de la pendiente localizada a una profundidad con variaciones entre los 100 y 150 m. y se caracteriza por un aumento brusco de la pendiente hasta 4° (Vázquez, 2001). Dicho borde define el límite entre la plataforma y el comienzo del talud continental.

Entre las agrupaciones puestas de manifiesto en el presente trabajo las mayores diferencias se producen entre lo que se ha denominado plataforma inferior (100-200 m.) y talud superior (200-500 m.). Las diferencias no son sólo a nivel de abundancia y biomasa, variables que disminuyen bruscamente en el talud, sino, también en cuanto a la presencia y ausencia de determinadas especies.

Hecker (1990), propone un modelo de zonación relacionado con factores físicos y biológicos, como la fisiografía y la geología del fondo, la disponibilidad de recursos tróficos, etc. y sugiere dicha renovación continua de la fauna a lo largo del gradiente batimétrico, pero alternándose regiones extensas con una tasa de cambio muy leve, con otras donde el reemplazo de unas especies por otras es más brusco.

Según el autor, los cambios en la composición faunística de las distintas agrupaciones son debidos a la sustitución de las dominantes y subdominantes a través del gradiente de profundidad. Esto se puede observar en el presente trabajo.

Por ejemplo, la especie *P. acarne*. Dicha especie se localiza en todo el rango batimétrico de estudio. Sin embargo, es dominante en la plataforma superior disminuyendo el número de ejemplares progresivamente en el resto de las agrupaciones, contribuyendo en gran medida a las diferencias entre la plataforma superior y la inferior. Contrariamente, *C. aper*, dominante en la plataforma inferior, también aparece, en menor medida, en la superior, contribuyendo igualmente a dichas diferencias

Asimismo, se aprecian en el presente trabajo, diferencias en la composición faunística entre los grupos caracterizados. Aparte de aquellas especies que aparecen de forma ocasional existen otras, más frecuentes, que contribuyen a dichas diferencias.

Así, once de las mismas que se encuentran, con relativamente elevada frecuencia y abundancia, en la plataforma superior no se encuentran en la plataforma inferior. Opuestamente, existen cinco en la plataforma inferior que no aparecen en la superior (en este sentido no se han incluido las especies que aparecen de forma ocasional en cualquiera de los dos lugares) (Tabla 5.I).

Tabla 5.I Diferencias en relación a presencia ausencia de especies entre la plataforma superior y la plataforma inferior. No aparecen las especies con carácter ocasional.

PLATAFORMA SUPERIOR	PLATAFORMA INFERIOR
<i>Spicara maena</i>	<i>Arnoglossus rueppelli</i>
<i>Lesueurigobius sanzoi</i>	<i>Scorpaena elongata</i>
<i>Sardina pilchardus sardina</i>	<i>Raja naevus</i>
<i>Lepidotrigla cavillone</i>	<i>Sphoeroides pachygaster</i>
<i>Spicara smaris</i>	<i>Phycis blennoides</i>
<i>Uranoscopus scaber</i>	
<i>Aphia minuta mediterranea</i>	
<i>Scorpaena porcus</i>	
<i>Citharus linguatula</i>	
<i>Engraulis encrasicolus</i>	
<i>Spondyllosoma cantharus</i>	

En la plataforma inferior se localizan (sin tener en cuenta las que se capturan ocasionalmente) ocho especies que no lo hacen en el talud superior. En éste hay diez especies que lo diferencian de la plataforma inferior (tabla 5.II).

Tabla 5.II. Diferencias en relación a presencia ausencia de especies entre la plataforma inferior y el talud superior. No aparecen las especies con carácter ocasional.

PLATAFORMA INFERIOR	TALUD SUPERIOR
<i>Arnoglossus imperiales</i>	<i>Hygophum hygomii</i>
<i>Raja naevus</i>	<i>Hygophum benoiti</i>
<i>Mullus barbatus barbatus</i>	<i>Lobianchia dofleini</i>
<i>Pagrus pagrus pagrus</i>	<i>Etmopterus spinax</i>
<i>Gobius niger jozo</i>	<i>Nezumia aequalis</i>
<i>Sphoeroides pachygaster</i>	<i>Bathysolea profundicola</i>
<i>Carapus acus</i>	<i>Argyropelecus hemigymnus</i>
<i>Scorpaena loppei</i>	<i>Galeus melastomus</i>
	<i>Hoplostethus mediterraneus</i>
	<i>Epigonus denticulatus</i>

Talud superior y talud medio comparten mayor número de especies que el resto. Únicamente *Lesueurigobius friesii* y *Peristedion cataphractum* aparecen con relativa frecuencia en el talud superior y no lo hacen en el talud medio. Del mismo modo *A.rostratus* sólo aparece en el talud medio.

En cuanto a las especies dominantes, la plataforma continental superior (hasta los 100 m.) se caracteriza por una elevada abundancia de especies entre las cuales destacan *P.acarne*, *S.hepatus* y *B.boops*.

En la plataforma inferior (101-200 m.) destacan *C.aper*, *G.a.argenteus* y *M.muelleri*, especies de menor tamaño con capturas superiores, generalmente, a las de las especies de la plataforma superior. Ésta es la agrupación que muestra valores superiores de abundancia, como consecuencia de las elevadas capturas de las especies. Como se ha expuesto anteriormente, este rango de profundidad coincide con el borde de la plataforma continental; según Colloca *et al.* (2004) se trata de una zona de elevada energía como el resultado de turbulencias causadas por frentes que separan las aguas de la plataforma y el talud continental produciéndose un aumento de biomasa de fitoplacton y zooplancton, haciendo de esta zona un importante lugar de alimentación para grandes cardúmenes de peces.

El talud superior (201-500 m) se caracteriza por una brusca disminución de abundancia y biomasa de las especies. Destacan las capturas de *C.coelorhynchus*, *H.mediterraneus* y *P.blennoides*. En cuanto a *P.blennoides* se trata de ejemplares de pequeño tamaño. Esta especie aumenta su peso medio con la profundidad, con un brusco incremento del mismo en el talud medio. Asimismo, *H.mediterraneus*. En *C.coelorhynchus* las diferencias de peso medio entre talud superior y medio no son

tan acusadas pero también se ponen de manifiesto. El talud superior y la plataforma inferior, son los que presentan menor peso medio de las especies.

En el talud medio es característica la elevada similaridad entre muestreos respecto a los anteriores estratos de profundidad debido a la estabilidad de los diversos factores ambientales. Las especies *G.melastomus* y *N.aequalis* son las que destacan en el mismo, que se caracteriza por un aumento brusco de biomasa en relación al talud superior. Destaca, asimismo, el aumento del peso medio de las especies propias de este grupo. Dicho aumento de peso medio y, consecuentemente, de biomasa está relacionado con dos hechos:

1 - La tendencia intraespecífica en algunas de las especies capturadas de distribuirse de forma que los individuos jóvenes se localizan a menor profundidad que los adultos. En concreto parecen mostrar dicha tendencia ocho especies con su óptimo de distribución localizado más allá de los 500 m.: *A.rostratus*, *Argyropelecus hemigymnus*, *C.monstrosa*, *E.spinax*, *G.melastomus*, *Lampanyctus crocodilus*, *N.aequalis*, *Stomias boa* y *T.scabrus*, siendo *G.melastomus* y *N.aequalis* las especies dominantes entre los 500 y los 800 m. de profundidad. En este sentido, los resultados del presente trabajo están acordes con lo que establecen Stefaenescu *et al.* (1992) al afirmar que dicho fenómeno no es general en las especies de peces demersales, como establecen algunos autores (Macpherson *et al.*, 1991) sino que únicamente se manifiesta en algunas de ellas; podría deberse a una estrategia reproductiva de adaptación de su estrategia vital a condiciones ambientales sostenidas, como las corrientes y el transporte de alimento para que, cuando el huevo haga eclosión, encuentre alimento adaptado al tamaño de su boca (Lloris *et al.*, 1978, 1979; Lloris, 2007).

Esta tendencia podría tener, en determinados casos, carácter estacional estando determinada por la época en la que se realizan los muestreos. Si dicha época coincide con el período de freza de alguna especie cuya puesta se localiza en lugares más someros esto determinaría un aumento de individuos de escaso tamaño en dichos lugares.

2 - La presencia, en intervalos más profundos, de especies que alcanzan, en general, mayor tamaño que las del resto de los intervalos. Así, destacan *G.melastomus*, *T. scabrus*, *N.aequalis*, *E.spinax* y *C.monstrosa*.

En relación a este punto, según Carrassón *et al.* (2002) este fenómeno que se produce en algunas ocasiones, podría estar relacionado con la tendencia de los

peces de disminuir su intensidad alimenticia con la profundidad, como consecuencia de la escasez de alimento, lo que implica una disminución de la actividad metabólica a partir de dicha profundidad (Cartes *et al.*, 2004).

El descenso de la actividad metabólica implica vivir más años y, por lo tanto, alcanzar mayor tamaño (Margalef, 1986). No obstante, según los estudios de Stefanescu *et al.* (1993) realizados en el mar Catalán (entre 1000 y 2250 m.) este aumento de biomasa se produciría hasta alcanzar un pico en los 1200 m., disminuyendo a partir de dicha profundidad, siendo una posible causa la imposibilidad por parte de especies medianas o grandes de satisfacer sus requerimientos energéticos en un entorno cada vez más restrictivo en cuanto a recursos tróficos se refiere. Según los autores, el factor determinante es la brusca reducción de recursos disponibles a partir de los 1200 m. Aquí, las especies con alto requerimientos energéticos como *T.scabrus*, *P.blennoides* y *Mora moro* son sustituidas por especies más pequeñas, más pasivas y con menores requerimientos energéticos. La reducción de los recursos tróficos, según los autores, podría deberse a la ausencia de organismos mesopelágicos a partir de los 1200 m. causando el empobrecimiento del ecosistema bentónico. Estos organismos juegan un papel fundamental en la alimentación de las especies de peces demersales del talud continental. Las grandes especies de peces demersales con altos requerimientos energéticos no se pueden adaptar a dicha restricción de recursos y son sustituidas por otras más sedentarias (*B. mediterraneus*) y/o más pequeñas (*Coryphaenoides guentheri*, *Chalinura mediterranea*) con menor gasto energético y una dieta rica en pequeños invertebrados bentopelágicos y epibentónicos capaces de vivir en tales condiciones ambientales.

En resumen, las diferencias apuntadas se refieren fundamentalmente a la transición entre la plataforma y el talud continental y del talud superior al talud medio; como establecía Hecker (1990) dichas diferencias pueden reflejar cambios en los recursos alimenticios que, a su vez, pueden estar mediadas parcialmente, al menos, por la topografía. Según el autor la mayor densidad faunística puede ser debida al incremento en la disponibilidad de alimento.

Hecker (op.cit.) establece el carácter local de cada modelo de zonación, de forma que estos no pueden extrapolarse de unos lugares a otros. Haedrich y Merret (1990), coinciden en esta conclusión.

Stefanescu *et al.* (1994), en el mar Catalán, en un estudio entre los 350 y los 1300 m. de profundidad, mostraron la existencia de dos agrupaciones de especies, una entre los 350-650 m. y otra entre los 1150-1300 m. La segunda se caracterizaba por valores mucho más elevados de determinadas variables como biomasa y peso medio, resultado de la dominancia de las especies propias de esta profundidad (*A.rostratus*, *T.scabrus*, *M.moro*). Según los autores, este pico de biomasa está en consonancia con los resultados obtenidos en otros trabajos en el Atlántico, donde se registró entre 800 y 1400 m. Entre los 350 y los 650 m. se realizaron muestreos en el exterior y en el interior de un cañón submarino. Los autores afirman que apenas se aprecian diferencias entre ambos lugares en relación a la composición faunística. Sin embargo, valores mucho más elevados de abundancia y biomasa de las especies en el cañón, fueron indicativos de una mayor disponibilidad trófica en éste. Asimismo, se produjo una caída del peso medio en el mismo. El análisis de las tallas mostró que el cañón submarino es utilizado como lugar de reclutamiento por determinadas especies..

Los estudios de Moranta *et al.* (1998) sobre la ictiofauna demersal del talud continental de las Islas Baleares (subcuenca Argelina), desde los 200 a los 1714 m., ponen de manifiesto cuatro agrupaciones de especies de peces con unos patrones de zonación asociados con la profundidad: Entre los 200-400 m., 400-800 m., 800-1200 m. y 1200-1800 m. Las especies que conforman más del 50% de la abundancia total en intervalos de 200 m. de profundidad son: 200-400 m.: *G.a. argenteus*. 400-600 m.: *P.blennoides* y *G.a.argenteus*. 600-800: *N.aequalis* y *Symphurus ligulatus*; 800-1000 m. *N.aequalis* y *P.blennoides*; 1000-1200 m.: *A.rostratus* y *N.aequalis*. 1200-1400 m.: *A.rostratus* y *N.aequalis*; 1400-16000: *B.mediterraneus* y *A.rostratus* y 1600-1800 m.: *B.mediterraneus* y *C.mediterranea*.

En dicho trabajo se pone de manifiesto la disminución de la abundancia media con la profundidad hasta estabilizarse en los 500 m. En cuanto a biomasa, las tendencias difieren con las del presente trabajo, siendo mayores los valores de ésta entre los 200-400 m. que entre los 400-800 m., no produciéndose el brusco incremento de la misma a partir de los 500 sino a partir de los 800 m. Desde esta profundidad va aumentando hasta llegar a los 1000 – 1200 m. donde comienza a descender. Este descenso es consecuencia de que especies de tamaño grande y mediano (*M.moro*, *A.rostratus*, *G.melastomus*, *P.blennoides* y *N.aequalis*) empiezan a ser sustituidas por otras más pequeñas como *B.mediterraneus*, *L.lepidion*,

Caelorhynchus labiatus y *C.mediterranea*. Las diferencias puestas de manifiesto entre el presente estudio y el realizado por Moranta *et al.* (op.cit.) se deben a que en el mar de Alborán las capturas de *G.melastomus*, *N.aequalis*, *T.scabrus*, *C.monstrosa* y *A.rostratus* -a partir de los 400-500 m. de profundidad son mucho más elevadas que en otros lugares del Mediterráneo. En cuanto a *G.melastomus* dichos resultados los ponen de manifiesto, asimismo, Massutí *et al* (2003) en el estudio realizado sobre elasmobranquios en las Islas Baleares.

En el Mar Jónico (D'Onghia *et al.*, 1998), entre los 200 y los 700 m. de profundidad, los autores describen dos agrupaciones de especies: la correspondiente al talud superior (200-400m.) que se caracteriza por elevados valores de abundancia y biomasa con especies como *M.m.smiridus* y *M.poutassou* y la correspondiente al talud medio (400-700m.) representada por elasmobranquios y macrúridos, fundamentalmente. La abundancia y la biomasa descienden con la profundidad, alcanzando valores inferiores entre los 400 y los 700 m. Según los autores sus observaciones están en consonancia con otros estudios y parecen confirmar que la transición hacia una fauna estrictamente batial está situada entre los 400-500 m. de profundidad.

Labropoulou *et al.* (2000), en un estudio realizado en el mar Egeo (mar de Tracia y en el área más septentrional de dicho mar), entre los 100 y los 500 m., ponen de manifiesto la existencia de dos agrupaciones claramente asociadas con la topografía del área de estudio: una hasta los 200 m., coincidiendo dicho límite con el de la plataforma continental y otra más profunda entre los 200 y los 500 m., coincidiendo con el talud superior. Comparando sus resultados con los del mar de Alborán no se aprecian en aquél especies tan dominantes como en éste. El primer grupo se caracteriza por mayor abundancia, biomasa y presencia de especies de mayor tamaño tales como *M.m.smiridus*, *M.barbatus*, *M.surmuletus* y *Trisopterus minutus capelanus*. El segundo, por la presencia de especies más pequeñas como *G.a.argenteus*, *H.italicus*, *C.coelorhynchus* y *N.sclerothynchus*. Los autores establecen que el principal factor asociado con la estructura de las agrupaciones ictiofaunísticas es la profundidad, asociada, a su vez, a cambios medioambientales y biológicos. Sin embargo, otras características del fondo y oceanográficas juegan asimismo un papel en la estructuración de las agrupaciones en la plataforma continental entre las dos áreas geográficas. Los principales factores que contribuyen a esas diferencias geográficas parece que están relacionadas con los gradientes de

eutrofización, corrientes dulces/saladas, temperatura y salinidad de las aguas del mar Egeo a lo largo del eje noroeste a sureste.

En el mar de Creta (Kallianiotis *et al*, 2000) entre los 50 y los 1000 m., la profundidad también aparece como el principal factor que influye en los cambios faunísticos a lo largo de la plataforma y talud continentales. Como en el presente trabajo, aparecen patrones de zonación, asimismo, a partir de los 500 m. Según los autores los cambios pueden estar relacionados con una marcada reducción en los recursos tróficos.

En dicho estudio la abundancia de las especies decrece con la profundidad. La biomasa presenta dos picos coincidentes con los 50 y los 500 m. El primero, relacionado con la captura de especies como *M.barbatus*, *D.annularis* y *P.acarne*. En los 500 m por *G.melastomus*, *M.poutassou*, *H.mediterraneus*, *L.budegassa* y *C.coelorhynchus*. En general, la especie dominante fue *M.barbatus*. Otras numéricamente importantes son *Argetina sphyraena*, *P.acarne* y *S.smaris*. Finalmente en los 1000 m. la especie más característica fue *M.moro*, con elevadas capturas, contribuyendo al 58% de la biomasa y al 42% de la abundancia.

Asimismo, se describe el rango de distribución de las especies. Comparando dichos resultados con los del presente estudio se han encontrado diferencias que consisten en una distribución batimétrica más profunda de determinadas especies en el mar de Creta. Así, *C.aper* (Alboran desde 30 m., Creta desde 300 m.); *S.nigrescens* (Alborán desde 30 m, Creta desde 100 m.); *M.poutassou* (Alborán desde 50 m., Creta desde 300 m.); *P.blennoides* (Alborán desde 100 m., Creta desde 300 m.); *C.coelorhynchus* (Alborán desde 100 m., Creta desde 500 m.); *H.italicus* (Alborán desde 100 m., Creta desde 500 m.); *G.melastomus* (Alborán desde 300 m.,Creta desde 500 m.); *S.canicula* (Alborán desde 30 m., Creta desde 300 m.); *C.monstrosa* (Alborán desde 300 m., Creta desde 800 m.); *E.spinax* (Alborán desde 300 m., Creta desde 500 m.).

En Whitehead *et al*. (1984-1986) se pone de manifiesto las peculiaridades de algunas especies en este sentido. Así, *S.canicula* que muestran diferencias entre la distribución en el Atlántico (desde los 100 m.) y el Mediterráneo (400 m.). *C.monstrosa*, también presenta diferencias en su distribución batimétrica según se encuentre al sur (más profunda) o al norte (donde hace migraciones en verano a los 40-100 m.).

Massutí *et al.* (2004), realizan un estudio comparativo entre las comunidades de peces de profundidad en el Mediterráneo occidental (cuencas argelina y balear) y en el Atlántico nor-oriental (Rockall Trough y Porcupine Seabight), desde los 402 hasta los 1993 m. Los resultados muestran claras diferencias entre la ictiofauna profunda atlántica y mediterránea, en términos de abundancia, riqueza específica, composición y estructura de la biomasa. En cuanto a biomasa y abundancia, ambas variables fueron inferiores en el Mediterráneo que en el Atlántico. Asimismo, respecto a aquellas especies que aparecían en ambos lugares se apreciaba que en el Mediterráneo los adultos alcanzaban menor tamaño que en el Atlántico. Los autores exponen como posible causante de este fenómeno las diferencias existentes entre la materia orgánica existente en los fondos atlánticos y en los mediterráneos (alrededor del 20% y 2-5%, respectivamente). Los estudios en las dietas de las especies ícticas de profundidad en Rockall Trough han mostrado la dominancia de presas de tipo meso, bati y bentopelágicas. Así, el aumento de la biomasa hasta prácticamente los 1000-1500 m. en el Atlántico es el resultado de una mejor transferencia de la producción primaria hacia el fondo. En el Mediterráneo parece ser que este mecanismo únicamente alcanza hasta los 800-1000 m. de profundidad (Cartes, 1998).

D'Onghia *et al.* (2004) realizaron un estudio sobre agrupaciones de especies de peces en el mar Mediterráneo (Mar Balear y Jónico occidental y oriental) entre los 600 y los 4000 m. profundidad. En dicho trabajo exponen resultados semejantes que los de los autores anteriores. A profundidades comprendidas entre los 1000 y los 1200 m. se encontraron los mayores valores de biomasa debido a la presencia de especies más grandes y con mayores requerimientos energéticos como *A.rostratus*, *T.scabrus*, *M.moro* y *G.melastomus* que posteriormente son reemplazadas a mayor profundidad por otras más pequeñas que utilizan un amplio espectro de presas bentopelágicas como *Bathypterosis mediterraneus*, *C.mediterranea* y *C.guentheri*, aunque hay que tener en cuenta, asimismo, la presencia de especies grandes como *C.coelolepis* en las Islas Baleares, *E.spinax* en el Jónico oriental y *Cataetys laticeps* en los tres lugares. A partir de los 1200 m. se produce una brusca reducción de abundancia, biomasa y peso medio de las especies indicando la existencia de una ictiofauna profunda dominada por la presencia de pequeñas especies en un entorno oligotrófico.

Los autores ponen de manifiesto que las diferencias entre la estructura de la ictiofauna entre las Islas Baleares y el mar Jónico, son más marcadas en el talud superior y medio que en el inferior, mucho menos diverso que los anteriores.

En este estudio comparativo entre el mar Jónico y las Islas Baleares se ponen de manifiesto las diferencias entre las especies *N.sclerorhynchus* y *N. aequalis*. La primera es una especie importante en número de ejemplares en las capturas del mar Jónico; no se registra en las Islas Baleares. Comparando los estudios expuestos anteriormente, se aprecia que ésta es representativa en las capturas del mar de Creta (Kallianiotis *et al*, 2000), Egeo (Labropoulou *et al.*, 2000), y Jónico (D'onghia, 1998, 2004). No se encuentra en el Adriático (Lloris, 2008). En los realizados en el Mediterráneo occidental, incluido éste del mar de Alborán, no aparece, al contrario que la especie *N.aequalis* que es muy abundante. Ambas especies son anfiatlánticas y se diferencian, asimismo, en su distribución en el Atlántico. Mientras que *N.sclerorhynchus* se distribuye en Azores, Madeira y Marruecos, *N.aequalis* tiene mayor distribución hacia el norte, alcanzando las costas de Islandia (Whitehead *et al.*, 1984-1986).

Dimech *et al.* (2008) realizaron un estudio en la zona de Malta en el contexto de las campañas de arrastre MEDITS a fin de comprobar las diferencias en la estructura de la comunidad demersal dentro y fuera de la zona de gestión pesquera de Malta. Los autores establecieron cuatro agrupaciones: plataforma continental externa (83-166 m.), límite entre plataforma y talud (140-230 m.), talud superior (270-440 m.) y talud medio (466-701 m.). El único grupo dentro de la zona de protección que resultó diferente significativamente al estrato equivalente fuera de la zona de protección fue el de la plataforma continental externa. Las estaciones de este estrato dentro de la zona de protección resultaron tener el doble de biomasa que las estaciones equivalentes fuera de la zona de protección, así como individuos de tallas superiores para ciertas especies.

En cuanto a las tendencias de la abundancia y biomasa, los autores establecen que ambas variables decrecen con la profundidad.

Los autores muestran los resultados del análisis SIMPER; al compararlo con los del presente trabajo se aprecia que las especies presentan una dominancia inferior que en el mar de Alborán.

Dichas especies dominantes, con el % de contribución a la similaridad de cada estrato son: Plataforma externa (dentro del área de gestión): *S.canicula*

(7.22%); Plataforma externa (fuera del área de gestión): *M.m.smiridus* (9.49); Límite de plataforma y talud, *C.aper* (8.68%); Talud superior: *Chlorophthalmus agassizi* (8.46%); y Talud medio: *G.melastomus* (9.44%).

Resumiendo, en todos los trabajos se aprecian la existencia de patrones de zonación que coinciden con la profundidad y que son bastante similares entre sí en cuanto al rango de profundidad pero no en cuanto a la composición faunística, fundamentalmente los de plataforma continental. Asimismo, en el mar de Alborán, al comparar los resultados con dichos trabajos parece existir mayor dominancia de unas pocas especies, fundamentalmente en la plataforma continental y en el talud superior. En todos ellos se registra la disminución de la abundancia con la profundidad. La biomasa también disminuye para aumentar posteriormente. En este sentido, existen diferencias entre Alborán y el resto de los lugares en el pico de dicha biomasa que en Alborán se encuentra a partir de los 500 m. y en el resto aparece entre los 800– 1200 m. de profundidad. Estas variaciones podrían estar relacionadas con las especies *G.melastomus*, *N.aequalis*, *T.scabrus* y *C.monstrosa* y con la mayor abundancia de las mismas en el mar de Alborán que en otros lugares del Mediterráneo. Dicha cuestión se trata en, en el presente trabajo, en el capítulo correspondiente a la distribución longitudinal de las especies en el que se plantea la hipótesis de que la disminución de las mismas podría deberse, entre otras causas, a la diferente fisiografía del talud continental en determinadas zonas del área de estudio. Hecker (1990) afirma que los cambios faunísticos más importantes coinciden con cambios en la inclinación relativa del talud y la disponibilidad de recursos tróficos.

5.3. BIODIVERSIDAD-DIVERSIDAD ICTIOFAUNÍSTICA

5.3.1. MEDIDAS UTILIZADAS

Una rápida revisión de la bibliografía relativa a la diversidad biológica revela un elevado número de índices establecidos por diferentes autores. Cada uno de estos índices intenta caracterizar la diversidad de una muestra o comunidad a través de un número singular. Para añadir más confusión, un índice puede ser conocido por más de un nombre y escribirse con distintas notaciones usando, incluso, diversas bases logarítmicas. Este gran número de índices ha surgido porque, durante un tiempo, era una práctica habitual de los autores revisar los existentes a la vez que proponían uno nuevo para mejorar los ya establecidos.

Para profundizar en esta materia existen varios textos (Pielou 1975, Magurran, 1988; Bravo-Núñez, 1991; Colwell y Coddington, 1994; Legendre y Legendre, 1998; Moreno, 2001...) que enumeran la enmarañada red de índices propuestos, examinan los estudios que comparan su fiabilidad y que eligen, no sin cierta subjetividad, el que consideran más apropiado.

En el medio marino, Gray (2000), realiza una revisión de determinadas medidas de diversidad y las aplica, a modo de ejemplo, a un estudio de la fauna bentónica de la plataforma continental noruega, a fin de ilustrar las ventajas de la aplicación de los métodos que, según el autor, son más recomendables.

En el estudio de la diversidad, la aplicación de múltiples índices, en muchas ocasiones, no aporta información adicional sino que puede introducir un elemento de confusión en el mismo.

Uno de los objetivos del presente trabajo ha sido determinar qué medidas proporcionan idéntica información y cuáles se complementan entre sí. De esta forma se puede evitar el uso de índices redundantes que no aportan información adicional. Ante la elevada cantidad de medidas que la literatura nos muestra para estimar la diversidad biológica de un sistema, se planteó el objetivo de seleccionar las más idóneas de entre las más utilizadas. Tras un análisis de todas ellas, se han identificado tres grupos de índices de los que se ha seleccionando uno de cada grupo cuya información resultara complementaria entre sí, prescindiendo del resto por considerar que su aplicación, solamente aportarían redundancias.

Gray (2000) afirma que los índices miden diferentes aspectos de la diversidad. Hill (en Gray, 2000) establece que mientras que el índice de Simpson es fundamentalmente una medida de la dominancia, especialmente, de las 2-3

especies más abundantes, el índice de Shannon-Weaver está determinado más por las especies medias del rango de secuencias de las mismas. De hecho, en el estudio que realiza el autor a lo largo de la plataforma noruega referido a la fauna bentónica, afirma que mediante el índice de Shannon-Weaver no se perciben variaciones en la diversidad a lo largo del transecto analizado y, sin embargo, dichas diferencias son apreciadas mediante la aplicación del índice de Simpson.

Por el contrario, en el presente estudio se aprecia que los valores del índice de diversidad de Shannon y de Simpson presentan una elevada correlación entre sí, a la vez que con los índices de Pielou y de Brillouin, poniéndose de manifiesto que dichos valores están prácticamente determinados por la abundancia de la primera y en algunos casos, la segunda especie dominante; en consecuencia, el uso de más de uno de dichos índices aportaría, únicamente, información redundante.

En relación a los índices taxonómicos, concretamente el índice Δ a la vista de los valores de correlación obtenidos con el resto de los mismos, parece estar muy influenciado por el valor de abundancia de las especies. Por el contrario, los otros dos índices taxonómicos, Δ^* y Δ^+ , son menos dependientes de la misma y, por lo tanto, complementan a los anteriores aportando información adicional sobre el número de taxones superiores al de especies. Entre estos, a pesar de estar calculados uno con datos de abundancia y otro con datos de presencia-ausencia de especies, prácticamente, no se aprecian diferencias en cuanto a sus valores.

El índice de Margalef aporta información similar al número de especies, **S**. Asimismo, los índices **PD** y **sPD**, a pesar de tratarse de índices de diversidad filogenética presentan mayor correlación con los anteriores que con los taxonómicos y no aportan información adicional a la riqueza de especies.

La elevada relación de estos índices filogenéticos con la riqueza específica la ponen de manifiesto Clarke *et al.* (2001). Estos autores muestran como aumenta el índice **PD** a medida que aumenta el número de especies, siendo, por lo tanto, muy dependiente del esfuerzo de muestreo. En cuanto a **sPD**, su cálculo se realiza dividiendo **PD** entre número de especies. Esto implica que existe una relación negativa con dicha variable, de forma que cuando aumenta la riqueza específica disminuye el valor de **sPD**.

Resultados similares a los expuestos en relación a las medidas de diversidad los obtuvieron Mérigot *et al.* (2007). El estudio fue realizado con especies ícticas en la costa este de Córcega a partir de datos de muestreos realizados dentro del

proyecto MEDITS, con un protocolo idéntico al del presente trabajo. Los años analizados se encuentran comprendidos entre 1995 y 2000. Los autores exponen las relaciones de las diversas medidas entre sí, que coinciden básicamente con los resultados expuestos anteriormente. Además analizan dichas relaciones en la plataforma continental, talud superior y talud medio, concluyendo que la batimetría tiene muy poca influencia en la estructuración de los índices y en las relaciones existentes entre los mismos.

Hall *et al.* (1998) incorporan el índice taxonómico Δ^* a sus estudios en comunidades de peces del mar del Norte y los valores los comparan con los del índice de Shannon. Según los autores, dicho índice taxonómico no aporta información adicional a la de este último. Esto implica que las relaciones entre los índices expuestas en el presente trabajo y en el realizado por Mérigot *et al.* (2007), en la parte norte del Mediterráneo occidental, no parecen manifestarse a nivel global.

Asimismo, en el apartado de los resultados se pone de manifiesto que no existe correlación significativa entre riqueza específica y los índices de diversidad de Simpson, Shannon-Weaver y Pielou. Un análisis de la bibliografía al respecto, muestra que esta conclusión está en consonancia con algunos estudios y discrepa con otros. La literatura en este sentido es discordante.

En cuanto a la relación entre número de especies y dominancia de las mismas, MacArthur (1969), afirma que se espera que en aquellas comunidades con especies muy dominantes la riqueza específica sea menor y comenta la correlación negativa entre número de especies y dominancia. Magurran (1988), asimismo, afirma que a mayor nivel de dominancia le corresponde menor número de especies.

Por el contrario, Birch (1981 en Krebs, 1986) establece que en las comunidades marinas existe una relación positiva y ligera, pero significativa entre la riqueza en especies y la dominancia. También Whittaker (1972) establece que el hecho de que una especie sea más dominante no implica que la riqueza específica sea menor. Ésta es la conclusión más acorde con los resultados de este estudio. En el mismo, se aprecia que, fundamentalmente en la plataforma continental, existe una elevada dominancia de determinadas especies. Sin embargo, la misma se caracteriza por registrar los mayores valores de riqueza específica de la totalidad del rango de profundidad analizado.

Sobre la relación entre número de especies y equidad son, igualmente, múltiples los estudios realizados al respecto (Gaertner *et al.*, 2010). Esta relación puede ser negativa (Wilsey *et al.*, 2005; Manier *et al.*, 2006; Bock *et al.*, 2007; Stirling *et al.*, 2001; Wilsey *et al.*, 2007; Symonds *et al.*, 2008), positiva (Stirling *et al.*, 2001; Manier *et al.*, 2006) o por el contrario, no presentar relación alguna (Gaertner *et al.*, 2010). Esta última conclusión es la que se pone de manifiesto en el presente estudio.

5.3.2. BIODIVERSIDAD (RIQUEZA ESPECÍFICA)

El patrón de distribución de la riqueza específica en el área de estudio durante los 12 años (Figura. 4.65) es similar a los que aparecen en diversos estudios marinos realizados en otros lugares a diversas profundidades (Gray, 2002).

Dicho patrón se caracteriza por el elevado número de especies que se encuentran restringidas a 1 o 2 sitios. De las 186 especies, 31 (17%) se han capturado únicamente en 1 sitio y 15 (8%) en 2. Ninguna especie aparece en todos los muestreos realizados y únicamente 5 (2.7%) se encuentran en más del 50% de los mismos. Éstas últimas son: *H.dactylopterus* (233 muestreos), *C.conger* (216 muestreos), *P.blennoides* (215 muestreos), *Lophius budegassa* (188 muestreos) y *H.mediterraneus* (187 muestreos).

Tres gradientes se han puesto de manifiesto, en el presente trabajo, en relación al número de especies.

En primer lugar, se aprecia como éste disminuye con la profundidad.

En segundo lugar, existe, igualmente, una disminución del número medio de individuos por especie a medida que aumenta la profundidad.

En tercer lugar, la biomasa por especie disminuye hasta una determinada profundidad (500 m.) a partir de la cual comienza nuevamente a aumentar hasta alcanzar niveles incluso superiores a los de la plataforma continental.

Sin embargo, al contrario de lo expuesto para riqueza específica, el número de taxones superiores, en concreto órdenes, es mayor en los intervalos del talud que en los de la plataforma continental.

La disminución de la riqueza específica con la profundidad se ha puesto de manifiesto mediante curvas de acumulación de especies a diferentes escalas espaciales.

La plataforma presenta una riqueza íctica superior al talud continental. Comparando las curvas entre ambos lugares, las pendientes de las mismas difieren e igualmente, los valores teóricos o asintóticos alcanzados por dichas curvas. La primera presenta un elevado número de especies respecto al segundo. Así, la plataforma continental alcanza un valor asintótico de 145 especies (78%) que decae bruscamente en el talud, donde aparecen 123 (66%). Igualmente, el talud superior presenta mayor número de especies, 107 (58%) que el talud medio donde se registran 84 (45%).

A menor escala, entre los intervalos batimétricos establecidos se puede comprobar dicha disminución general de la riqueza íctica con la profundidad apreciándose, según las curvas de acumulación de especies, un mayor valor de la misma en el intervalo comprendido entre los 30-50 m., con un valor asintótico de 98 especies (53%), mientras que entre los 701-800 m., se registra el valor inferior de la misma: 55 especies (30%). Contrasta, igualmente, el número de especies exclusivas existentes en cada uno de los intervalos; este valor es mucho menor en el de mayor profundidad, poniendo de manifiesto, asimismo, el empobrecimiento íctico del mismo. Estos resultados, sin embargo, son opuestos a los obtenidos en la comparación del número de órdenes que, por el contrario, es mayor en el intervalo más profundo. En el mismo, las 51 especies existentes aparecen encuadradas en 17 órdenes. En el de menor profundidad las 88 especies se encuadran en 13. La diversidad específica es mayor en lugares de menor profundidad al contrario de la diversidad de taxones superiores, en este caso órdenes.

En la comparación gráfica de las curvas de acumulación por intervalos de profundidad (Figura 5.3) se aprecia que dichas curvas se encuentran reunidas en tres grupos según los valores de la riqueza específica.

Por un lado, se encuentran aquellas correspondientes a los intervalos con mayor número de especies que son los tres incluidos en la plataforma continental. A la vista de las mismas, se puede afirmar que, dentro de la plataforma continental, no se produce descenso de la biodiversidad con la profundidad, sino que, dicha variable es similar a lo largo del gradiente batimétrico. Las tres curvas aparecen prácticamente solapadas mostrando valores asintóticos muy similares sin que se aprecien prácticamente diferencias entre sí (98, 98 y 101, respectivamente del intervalo de los 30-50 hasta el comprendido entre 101-200 m).

Desde la plataforma hasta el talud continental se produce una disminución brusca en el número de especies desde un valor teórico de 101 entre los 101-200 m., hasta 71 entre 201-300 m. de profundidad. Existe un relativamente elevado número de especies (16) cuyo rango de distribución queda limitado únicamente a los tres intervalos de la plataforma continental desapareciendo totalmente a partir de los 200 m.: *Anthias anthias*, *Arnoglossus imperialis*, *D.quadrimaculatus*, *Diplodus vulgaris*, *Gobius geniporus*, *G.n.jozo*, *Monochirus hispidus*, *M.b.barbatus*, *P.erythrinus*, *Pagrus pagrus pagrus*, *Pomatoschistus marmoratus*, *R.asterias*, *T.draco*, *Trigla lucerna*, *Trigloporus lastoviza* y *Zeus faber*.

Son todas especies estenóbatas y propias de un hábitat concreto como rocas, gravas y coralígenos, arenas y arenas fangosas.

Hay que destacar el elevado número de especies ocasionales que aparecen en la plataforma continental respecto al talud. De estas, un porcentaje elevado corresponden al intervalo de menor profundidad (14). Todas ellas se consideran especies raras por diversas causas, ya que únicamente aparecen en 1 ó 2 muestreos de los 351 realizados. El hecho de constituir este intervalo el límite batimétrico del área de estudio considerada implica que muchas de las especies propias de lugares de menor profundidad sean capturadas.

Dentro del segundo grupo de curvas, el correspondiente a los 201-700 m. de profundidad, éstas muestran una “inversión” de la tendencia general de disminución de la riqueza específica con el gradiente batimétrico, de forma que el intervalo comprendido entre los 200-300 m., presenta menor número de especies que los dos comprendidos entre los 300 y los 500 m. Existen una serie de especies propias del talud continental que no aparecen hasta los 300 m. de profundidad: *C.monstrosa*, *Epigonus telescopus*, *E.spinax*, *G.atlanticus*, *Notacanthus bonapartei*, *S.ligulatus* y *T.scabrus*. El rango de profundidad comprendido entre los 201-300 m., aproximadamente, parece constituir un lugar fronterizo para determinadas especies que son exclusivas de plataforma y para otras que son exclusivas del talud continental. Esto implica menor riqueza íctica en este intervalo que en los correspondientes a la plataforma y entre los 300-400 y 400-500 m. Estos últimos, parecen constituir un espacio de transición donde desaparecen determinadas especies más abundantes en la plataforma y aparecen aquéllas más abundantes en el talud.

A partir de los 700 m. se produce nuevamente, un brusco descenso de la misma respecto al grupo anterior. De un valor asintótico de 70 especies entre los 601-700 se pasa a 55 entre 701-800 m., poniéndose de manifiesto el empobrecimiento íctico propio de lugares de mayor profundidad. Este intervalo constituye el límite de profundidad del rango batimétrico estudiado; sin embargo, a diferencia de lo expuesto con el de menor profundidad, sólo presenta dos especies exclusivas.

Según lo anterior, se puede afirmar que, en general, la riqueza específica disminuye a medida que aumenta la profundidad. Sin embargo, hay que puntualizar que un estudio más detallado muestra que el número de especies a lo largo del gradiente batimétrico en la plataforma continental prácticamente es similar. Asimismo, dentro del talud superior hay que apuntar la excepción producida entre los 300-500 y los 200-300m. A partir de esta profundidad parece que sí se produce una disminución de la riqueza específica con la profundidad.

En cuanto a valores medios de la riqueza específica, no siempre coinciden los resultados de los mismos con aquellos obtenidos mediante las curvas de acumulación de especies. Entre la plataforma y el talud continental las diferencias en dichos valores no son significativas, alcanzándose en ambos casos un promedio de 21 especies. A veces los valores medios de la riqueza específica no constituyen una buena medida de dicha variable: pueden estar muy influenciados por valores muy extremos (Lobo, 1993)

La disminución del número de especies con la profundidad ha sido puesta de manifiesto en distintos estudios tanto en el Mediterráneo (Pérès, 1985; Stefanescu, 1991; Moranta *et al.*, 1998; Kallianiotis *et al.* 2000; Quignard *et al.*, 2000; Labropoulou *et al.*, 2000, Emig *et al.*, 2004) como en el Atlántico (Fariña *et al.*, 1997; Moranta *et al.*, 1998; Sánchez, F., 2002).

Existen dos trabajos en el Mediterráneo occidental que muestran dichas tendencias más allá del rango de profundidad analizado en éste, poniendo de manifiesto, asimismo, el empobrecimiento íctico progresivo con la profundidad.

En el estudio de Moranta *et al.* (1998), sobre la estructura de la comunidad de peces en el talud continental de las Islas Baleares (cuenca argelina, en el Mediterráneo occidental), mediante un arte de arrastre bentónico desde los 200 a los 1800 m.; los autores muestran que el empobrecimiento faunístico continua

produciéndose progresivamente a lo largo del gradiente batimétrico hasta los 1800 m.

Stefanescu (1991) y Stefanescu *et al.* (1993), en el del mar Catalán entre los 1000 y 2250 m de profundidad, exponen la misma tendencia de la riqueza específica, mostrando que los datos parecen reflejar un “*enrarecimiento de la fauna mucho más intenso en el talud inferior (1425-2250) que en el medio (1000-1425)*”. Los autores establecen que una de las causas de este empobrecimiento desigual podría relacionarse con la desaparición, alrededor de los 1000-1200 m. de los aportes directos de la fauna mesopelágica. Parece ser que estos organismos juegan un papel fundamental en la ecología trófica de las especies demersales del talud, directamente como presas o indirectamente mediante el enriquecimiento de los sedimentos.

En relación al número de especies y a la evolución de dicha variable a lo largo del gradiente de longitud, no se aprecian tendencias de incremento o descenso del mismo de oeste a este o viceversa.

Entre áreas geográficas únicamente se constatan diferencias respecto al resto de los lugares de muestreo, en un rango de profundidad entre 150-200 m. en Málaga, con menor número de especies y en el intervalo de profundidad comprendido entre los 301-400 m. para la Isla de Alborán, donde aparece mayor número de especies que en el resto de los lugares analizados. En el único muestreo realizado en dicho lugar se capturan 33 especies, valor superior al del resto de las áreas geográficas estudiadas.

En cuanto a Málaga, determinadas especies presentes en otros lugares en dicho rango de profundidad, están ausentes en esta zona. Así: *A.anthias*, *A.imperialis*, *Arnoglossus laterna*, *Arnoglossus rueppelli*, *C.maculatus*, *M.b.barbatus*, *M.surmuletus*, *Scorpaena elongata* y *S.hepatus*. Todas ellas, a excepción de *A.anthias* que queda restringida a la zona más oriental del área de estudio, aparecen en Málaga hasta un rango de profundidad inferior. Las diferencias puestas de manifiesto, por lo tanto, parecen ser a causa del menor rango de distribución de determinadas especies en el área de Málaga que en el resto de las zonas. Dado que la anchura de la plataforma continental en dicho lugar es superior al resto se considera que ésta podría ser una de las razones que determinan que dichas especies alcancen el talud superior en el resto de los lugares quedando restringidas a la plataforma continental en el área de Málaga.

Las diferencias existentes entre la Isla de Alborán y el resto de los lugares no son causadas por la existencia de especies exclusivas en dicha área. La composición faunística es similar a la del resto del área de estudio. La única excepción es *L. boscii* que se captura únicamente en la Isla de Alborán.

En esta área, se observa que determinadas especies tienen mayor rango de distribución en la Isla que en el resto de los lugares del área de estudio. Así, la especie *T. mediterraneus* que normalmente se localiza hasta una profundidad de 100 m., aquí se captura hasta los 301-400 m. También, *T. trachurus*, cuyo rango de distribución normalmente alcanza los 200 m. excepto en la Isla en donde se captura hasta los 400 m.. Por el contrario, otras especies que son propias de mayor profundidad otras localidades geográficas, se capturan aquí a partir de los 300 m., como es el caso de *G. atlanticus*, que en los otros lugares del área de estudio aparece únicamente a partir de los 400 m. de profundidad. Este mayor rango de distribución de algunas de las especies capturadas en la Isla de Alborán implica, por lo tanto un mayor número de las mismas en determinados intervalos de profundidad que en el resto del área de estudio, como ocurre entre los 301-400 m.

En síntesis, a excepción de lo expuesto en relación a la zona de Málaga y a la Isla de Alborán, en determinados intervalos de profundidad, no parecen existir evidencias de diferencias geográficas significativas en cuanto al valor de la riqueza específica en el conjunto del área estudiada.

En cuanto a variaciones longitudinales de la riqueza específica a lo largo del Mediterráneo en general, existen una serie de trabajos que describen la misma en las distintas cuencas mediterráneas; estos trabajos son de tipo empírico basados en recopilaciones bibliográficas a partir de estudios previos realizados en zonas concretas. (Pérès y Picard 1958, Tortonese 1985, Bianchi y Morri 2000, Quignard y Tomasini 2000). Según los mismos, todos los grupos faunísticos considerados presentan idéntico patrón a lo largo del Mediterráneo caracterizado por una disminución del número de especies de oeste a este. Los factores causantes expuestos por los autores parece que son el “efecto Canal” con el límite batimétrico situado en los 284 metros del Estrecho de Gibraltar (García-Castellanos *et al.*, 2009) y el mayor carácter oligotrófico del Mediterráneo oriental respecto al occidental.

Posteriormente, Gaertner *et al.* (2005, 2007) realizaron dos trabajos sobre el estudio del patrón espacial de riqueza específica de las especies de peces demersales en la plataforma continental del Mediterráneo norte. A tal fin, utilizaron

datos procedentes de la serie de campañas MEDITS realizadas en varias cuencas con idéntico protocolo de muestreo en la totalidad de las mismas.

El primero de ellos (Gaertner *et al.*, 2005) abarca el Mediterráneo ibérico y el francés. En el segundo (Gaertner *et al.*, 2007) la comparación es a mayor escala incluyendo desde el mar de Alborán hasta el mar Egeo.

En el primer trabajo la comparación entre las distintas áreas de estudio la realizan mediante el análisis de valores medios de la riqueza específica. Los resultados son que dicha riqueza específica disminuye progresivamente desde Alborán hasta el la zona norte del mar Catalán, para incrementarse nuevamente en el Golfo de León oeste, decayendo ligeramente en el este.

En el segundo trabajo el análisis comparativo de los valores medios a lo largo de las diversas cuencas mediterráneas arroja como resultado una disminución de especies de oeste a este. No obstante, los autores utilizan asimismo curvas de acumulación de especies mediante las cuales se pone de manifiesto que la riqueza específica del mar Egeo no es tan baja, contrastando sus resultados con los de otros estudios que consideran este mar menos diverso.

Igualmente, se ha constatado la existencia de diferencias en cuanto a riqueza específica entre el Atlántico y el Mediterráneo.

Según Stefanescu (1991) en el Mediterráneo, concretamente en el mar Catalán, parece producirse un empobrecimiento de especies ícticas con respecto a determinadas zonas del Atlántico Norte, tanto en el talud medio como en el talud inferior. El autor expone algunas cifras comparativas que, según el mismo, proporcionan una idea aproximada de la magnitud de este empobrecimiento. Considera que el “*Summary atlas of deep-living demersal fishes in the North Atlantic Basin*” elaborado por Haedrich y Merret (1988) resulta útil para tal fin, por sintetizar toda la información disponible acerca de la distribución batimétrica de las especies en: Bahamas, Middle Atlantic Bight, New England, Newfoundland, Islandia, Rockall Trough, Porcupine Seabight, Marruecos y NW de Africa. Estos autores distinguen unas zonas batimétricas arbitrarias: talud medio (750-1500 m) y talud inferior (1500-2250). A pesar de las dificultades a la hora de comparar los datos, Stefanescu concluye que se aprecia un número de especies mucho más bajo en el mar Catalán que en el resto de las localidades noratlánticas, estableciendo que “*la ictiofauna demersal que puebla el talud medio e inferior del mar Catalán está muy depauperada respecto la del resto del Noratlántico. Además, las diferencias en*

número de especies demersales entre el Atlántico norte y el Mediterráneo es mayor a medida que aumenta la profundidad”. Se postulan, según el autor, varias hipótesis:

- Actualmente algunas especies atlánticas no pueden penetrar en el Mediterráneo, debido a los obstáculos que representan la poca profundidad del umbral de Gibraltar (cuya profundidad media es 300 m) y a la corriente subsuperficial de agua intermedia (de elevada salinidad y temperatura) que fluye hacia el océano Atlántico (Bouchet y Taviani, 1992).

- Incluso parte de aquellos individuos que son, o fueron capaces de superar estos obstáculos no son capaces de sobrevivir debido a la elevada y casi constante temperatura (alrededor de los 13° C) que existe por debajo de los 300 m o por la elevada salinidad (Pérès, 1985; Emig, 2004).

- La migración Lessepsiana no supone aporte alguno a la fauna profunda del Mediterráneo. El Canal de Suez tiene una profundidad de 13-15 m. y la temperatura de las aguas del Mar Rojo es superior a la del Mediterráneo.

Sin embargo, en relación al talud superior Moranta *et al.* (1998) manifiestan lo contrario en la comparación del número de especies presentes en dicho talud correspondiente a los estudios en las Islas Baleares y a los propios de Rockall Trough y Porcupine Seabight. Los autores en dicho trabajo exponen que se produce un incremento en el número de especies en la zona mediterránea respecto a la atlántica: Las diferencias las justifican mediante el efecto que produce una plataforma continental estrecha en la zona de Baleares, provocando el incremento en la captura de una serie de especies que en dicho lugar aparecen hasta el talud superior. También expresan que dichas diferencias podrían estar influenciadas en parte por las tendencias latitudinales de menor número de especies a medida que aumenta la latitud.

Si se comparan las curvas de acumulación de especies a lo largo de las costas mediterráneas españolas realizadas con los datos obtenidos en cada uno de los tres sectores en las campañas MEDITS (datos sin publicar), se pone de manifiesto que, a nivel global, no se aprecian diferencias cuantitativas entre el número de especies. Si se aprecia menor número de éstas en el talud medio, en el sector correspondiente al mar de Alborán respecto a Levante y Tramontana.

En cuanto a la variación temporal durante los 12 años de muestreos realizados no se ha registrado pérdida o incremento del número de especies

capturadas, tal y como se muestra en las curvas de acumulación de las mismas. La pendiente de las curvas es similar y el análisis de la varianza realizado pone de manifiesto que no hay diferencias significativas de los valores medios a excepción del año 1999, en que se registra un número inferior. La comparación de los muestreos realizados a profundidad media y lugares similares en cada uno de los años analizados arroja, en la mayor parte de los casos, menor número de especies en el año 1999 que en el resto. Sin embargo, a partir del mismo se alcanzan nuevamente los valores propios de años anteriores.

Estos resultados se consideran interesantes al poner de manifiesto la ausencia de tendencias de aumento o descenso en cuanto a número de especies capturadas durante 12 años, con un número medio, a lo largo de los mismos, comprendido entre 18 y 23 especies. Estos datos constituyen una base para posteriores comparaciones. La serie de muestreos continúa realizándose actualmente con idéntica metodología y, por lo tanto, se trata de una primera referencia para el análisis de variaciones temporales que se puedan realizar posteriormente.

Hay que destacar la disminución de la riqueza específica que se aprecia durante el año 1999. Previamente, se expuso que, durante ese mismo año, se registra una alteración en las capturas de determinadas especies. Mientras que unas manifiestan el aumento en dichas capturas, en otras el efecto es el opuesto, disminuyendo o, incluso llegando a no aparecer durante dicho año. A partir del mismo se produce una inversión de este fenómeno y aquéllas que disminuyen o desaparecen comienzan a aumentar. Es este hecho el que provoca la disminución de la riqueza específica de forma que, comparando el número de muestreos realizados durante el año 1999 con el de otros años del periodo de estudio, el número de especies resulta significativamente inferior en el primer caso.

En resumen, según lo expuesto anteriormente, se aprecia que las principales variaciones que se producen en relación al número de especies en el área de estudio son debidas a la profundidad, constatándose una disminución en el talud respecto a la plataforma continental. Dentro del talud, se produce un brusco descenso a partir de los 700 m.

Levin *et al.* (2010), hacen una revisión de algunas causas que influyen en la riqueza específica de un paisaje. Según el autor, dichas causas son:

- Productividad y disposición de alimentos

- Heterogeneidad de sedimentos
- Distribución de las especies y límites fronterizos
- Concentraciones de oxígeno
- Corrientes marinas
- Demografía estocástica

La menor productividad propia de lugares más profundos se postula como una de las causas del descenso del número de especies y del número de individuos por especie que se produce con el gradiente batimétrico. La biodiversidad dentro de un grupo funcional o taxón incrementa desde regiones de baja a moderada productividad y, a partir de aquí, declina hacia regiones de más alta productividad.

Levin *et al.* (2001), argumentan el bajo nivel de recursos tróficos como una de las causas de la baja diversidad con la siguiente hipótesis: si existen menos recursos es más difícil mantener viables poblaciones de muchas especies. En lugares con bajo nivel de productividad, la limitación de los niveles de alimento reduce el número de especies que pueden sobrevivir.

Gray (2002), establece que, probablemente, la disponibilidad de recursos tróficos controle la densidad de una población y el número de especies.

Igualmente, el descenso de la riqueza específica en lugares de elevada productividad, se ha constatado en numerosas ocasiones y se postulan varias causas: 1) Diferentes respuestas entre especies a la carga de nutrientes, de forma que un pequeño número de las mismas, oportunistas, se hacen muy dominantes. 2) Mayor tasa de exclusión competitiva. 3) Exceso de demanda de oxígeno, creando hipoxia declinando la riqueza específica. 4) La mayor diversidad parece encontrarse en un umbral medio de productividad (Lobo, 1993).

Por otro lado, para un mismo nivel de recursos tróficos la variabilidad de especies está determinada por la heterogeneidad espacial y temporal del hábitat. Dicha heterogeneidad se produce a causa tanto de la propia actividad biológica como por factores hidrodinámicos y geomorfológicos (Gray, 2002).

Cuanto más hábitats distintos tenga un territorio más especies diferentes puede albergar (Martín Piera, 1999). El paisaje tiene muchas parcelas desiguales (parches) y esa heterogeneidad o mosaicismo ambiental aumenta la diversidad: es lo que Whittaker (1970 y 1975) denominó beta diversidad.

Riqueza específica y beta diversidad muestran, en el presente trabajo, un elevado nivel de correlación entre sí ($r = 0.8$; $p < 0.01$). Dadas las diferencias entre los

valores de beta diversidad y de riqueza específica entre intervalos menos y más profundos, respectivamente, y a la vista de como disminuyen ambos con la profundidad parece ponerse de manifiesto que la heterogeneidad del paisaje es, asimismo, un factor determinante en las diferencias existentes en cuanto a número de especies entre plataforma y talud continental. Hay que tener en cuenta que en el Mediterráneo a partir de los 150 m. se alcanza la estabilidad de las masas de agua en cuanto a salinidad y temperatura (Hopkins, 1985). Asimismo, a partir de los 300 m. el tipo de fondo es fundamentalmente fangoso y desaparece prácticamente la luz.

Levin *et al.* (2010), plantean un análisis que se considera interesante sobre el papel que la heterogeneidad del hábitat tiene en los estudios globales de biodiversidad y la desviación que dicha heterogeneidad puede causar en dichos estudios globales. Concretamente, en relación a especies de peces en el Atlántico, describen la tendencia global de los mismos en cuanto al aumento de la diversidad y de la talla de las especies con la profundidad. Posteriormente, los autores cuestionan qué papel tienen las características locales del hábitat en dichas tendencias en el margen continental de la zona templada del Atlántico norte. En contraste de lo acontecido en el resto del mismo, en este margen templado estudios realizados mediante arrastres y cámaras indican un pico de riqueza específica entre los 1100-2000 m. Este pico, coincide con la profundidad de la termoclina permanente, la existencia de corrientes mediterráneas y las fuertes corrientes estacionales, resuspensión de partículas y elevada biomasa de especies pelágicas que inciden en el talud continental. Los autores postulan que estos factores incrementan la heterogeneidad de hábitat y de los recursos, soportando de esta forma un mayor rango de especies que los establecidos por tendencias globales.

Hengeveld (1990) afirma que los patrones de variación de la diversidad y los procesos que los producen cambian con la escala espacial del análisis, de modo que los fundamentos basados en el estudio de las comunidades locales pueden ser inaplicables en el caso de escalas espaciales mayores.

Gray (2001) cuestiona los dos paradigmas establecidos en los patrones de riqueza de especies en el medio marino: la existencia de un incremento de la misma desde los polos hasta los trópicos y desde zonas costeras a lugares profundos. En relación al primero de ambos, el autor afirma que no cree *“que se puedan hacer generalizaciones sobre el gradiente latitudinal de la riqueza específica a partir de muestreos de tan pequeño tamaño y no está convencido de que estos estudios sean*

representativos de nivel global sino más bien de un conjunto de datos". Asimismo estima que es sorprendente la afirmación que realizan en un trabajo Roy *et al.* (1998) en el que a pesar de que los estudios solo han sido realizados en el hemisferio norte afirma que el gradiente latitudinal aumenta en los trópicos y disminuye en los polos, sin la realización de un solo muestreo en el hemisferio sur. En cuanto al gradiente de profundidad, el autor expone el argumento de Whittaker (1960). Según el mismo, únicamente puede compararse la diversidad dentro del hábitat similar. Según los ejemplos expuestos por Gray (2001), comparando la riqueza específica de diversas clases de organismo a lo largo del gradiente de profundidad en zonas de sedimentos blandos no es tan baja en las zonas profundas en relación a las zonas costeras.

Whittaker (1975), afirma que la alfa diversidad y la beta diversidad son consecuencia de la diversificación del nicho y de la diversidad del hábitat, respectivamente.

En este sentido, un enfoque de gran potencial para incorporar a la diversidad beta en el estudio de los patrones a grandes escalas es visualizar a beta como un factor de escalamiento de la diversidad. Shmida y Wilson (1985), postulan que la forma en que la diversidad a una escala determinada se relaciona con la diversidad a una escala mayor, es la diversidad beta. Esta idea ha sido aplicada para analizar la relación entre la diversidad regional y local (Crawley y Harral, 2001; Arita y Rodríguez, 2002), para interpretar parámetros de la relación especies-área (Rosenzweig, 1995) y para explorar el escalamiento de la diversidad de especies (Crawley y Harral, 2001; Arita y Rodríguez, 2002)

El rango de distribución de las especies constituye asimismo un factor influyente en los valores de la biodiversidad.

Existe una relación inversa entre la diversidad beta de una región y las áreas de distribución de las especies dentro de esa región (Harrison *et al.*, 1992). El área de distribución y la diversidad beta se relacionan de la siguiente manera: si en una región las especies ocupan en promedio una pequeña parte del territorio, los sitios difieren entre sí en cuanto a la composición de especies, es decir, la diversidad beta es alta. Si por el contrario los sitios se parecen entre sí en términos de la composición de especies, la diversidad beta es baja (Arita *et al.*, 1993; Scott *et al.*, 1999).

El intervalo comprendido entre los 101-200 m. de profundidad parece ser aquél que presenta mayor valor de beta diversidad que el resto. Este intervalo además de presentar la variabilidad en cuanto a los factores abióticos que presenta el resto de la plataforma continental constituye el intervalo de transición entre plataforma y talud. El hecho de que la anchura de la plataforma continental no sea regular en todo el área de estudio podría constituir un factor de adicional en la distribución de las especies y un aumento de la beta diversidad.

En el estudio comparativo entre el talud continental superior Atlántico y el Mediterráneo realizado por Moranta *et al.* (1998) los autores afirman que se obtiene un incremento en el número de especies en la zona mediterránea respecto a la atlántica. Dichos autores alegan que dichas diferencias se podrían justificarse mediante el efecto que produce una plataforma continental estrecha en la zona de Baleares, provocando el incremento en la captura de una serie de especies que en dicho lugar aparecen hasta el talud superior.

El rango de distribución de las especies y el carácter fronterizo de determinados intervalos de profundidad, también se apuntó anteriormente como la causa de la relativa disminución de las mismas que se produce entre los 201-300 m. de profundidad en relación a los 301-400 y 401-500 m. Dicho intervalo constituye una frontera para unas especies de plataforma que únicamente aparecen hasta los 200 m. y para otras de talud que aparecen a partir de los 300 m. Sin embargo, el rango comprendido entre los 301-500 m., constituye un intervalo de transición donde desaparecen algunas propias de la plataforma y aparecen otras propias del talud continental.

5.3.2.1. Calidad del inventario de especies

Para el estudio de la riqueza específica, se han utilizado las curvas de acumulación de especies, y mediante las mismas se han podido comparar, como se ha expuesto anteriormente, los valores de dicha variable a lo largo del gradiente batimétrico, del gradiente longitudinal y de los 12 años de muestreo.

Otra utilidad de las mismas consiste en la valoración de la calidad de los inventarios. La imposibilidad de registrar el total de especies durante un trabajo de muestreo es un problema metodológico en los estudios de la biodiversidad (Gotelli & Colwell, 2001). En una curva de acumulación, la incorporación de nuevas especies al inventario se relaciona con alguna medida del esfuerzo de muestreo. Cuanto mayor

sea este esfuerzo, mayor será el número de especies capturadas. Para evaluar la calidad del muestreo debemos encontrar una función que describa la curva de acumulación. La ecuación de Clench es el modelo más utilizado (Jiménez-Valverde y Lobo, 2004; Soberón y Llorente, 1993) y ha demostrado un buen ajuste con los datos del presente trabajo. Al principio, se colectan sobre todo especies comunes, y la adición de especies al inventario se produce rápidamente; por tanto, la pendiente de la curva comienza siendo elevada. A medida que prosigue el muestreo son las especies raras las que hacen crecer el inventario, por lo que la pendiente de la curva descende. El momento en el que esta pendiente descende a cero corresponde, teóricamente, con el número total de especies que podemos encontrar en la zona estudiada, con los métodos utilizados y durante el tiempo en el que se llevó a cabo el muestreo. Para la ecuación de Clench, el inventario puede considerarse suficientemente fiable a pesar de ser aún incompleto, cuando la pendiente se hace aproximadamente <0.1 (Jiménez-Valverde *et al.*, 2003).

En el presente trabajo, la ecuación de Clench puede considerarse un buen ajuste para las curva de acumulación de especies en todas las escalas espaciales analizadas ($R>0.98$). A nivel global, según lo expuesto, las 186 especies inventariadas en el presente trabajo, se pueden considerar un buen inventario puesto que para los 351 muestreos realizados el valor de la pendiente que ha sido calculado ajustando los valores a la ecuación de Clench es de 0.02.

5.3.2.2. Relación entre número de especies y número de taxones superiores

A medida que aumenta el número de especies, cabe esperar que, paralelamente, se incremente la presencia de grupos taxonómicos divergentes de alto rango (Martín Piera, 1999).

Se discute si el número de dichos taxones de alto rango, pueden proporcionar una medida de diversidad más apropiada que el número de especies.

En efecto, desde una perspectiva estrictamente conservacionista cabe preguntarse si el número de Clases, Ordenes, Familias..., presentes en un área, es una estima conveniente y rápida del número de especies. Si esta relación fuera de carácter universal se podría utilizar estos taxones superiores para obtener estimas prácticas y rápidas de diversidad sin esperar a concluir el inventario exhaustivo de especies (Martín Piera, 1999).

Algunos autores argumentan que sigue siendo necesario dirigir nuestra atención a las especies si pretendemos evaluar y planificar la conservación de la diversidad (Prance, 1996).

Otros, sin embargo, encuentran evidencias de una alta correlación en diferentes regiones entre el número de familias y el número de especies en diferentes grupos. Sugieren que la riqueza de taxones de alto rango puede representar una estima adecuada de la diversidad que, en última instancia, representa la riqueza de especies (Williams *et al.*, 1994, 1996; Martín Piera, 1999).

En el presente trabajo se ha analizado la evolución de las tendencias batimétricas mediante curvas de acumulación del número de familias y número de órdenes, respectivamente, a fin de comparar si los resultados son similares a los obtenidos mediante el uso de las especies.

Mediante el análisis del número de familias se observa que los resultados no concuerdan con los de riqueza específica. Mientras que en este caso existen diferencias entre plataforma y talud, con el número de familias no se aprecian diferencias entre ambos lugares. En cuanto a la comparación entre talud superior y medio, a diferencia de lo que ocurre con las especies, en las familias el menor número de las mismas se encuentra en el talud medio. En las curvas de acumulación con intervalos, dichas curvas con familias aparecen muy solapadas, distinguiéndose mejor que el resto la correspondiente a los 700-800 m. con menor número de las mismas.

Si analizamos el taxón correspondiente a los órdenes, se pone de manifiesto que la tendencia del número de los mismos con la profundidad es, igualmente, distinta a la del número de especies; pocas son las diferencias entre plataforma y talud continental. Tampoco existen diferencias en cuanto a número de órdenes entre talud superior y medio. En cuanto a la comparación entre intervalos, contrariamente a lo que acontece con la riqueza específica, el número de órdenes es inferior en los intervalos menos profundos, fundamentalmente entre los 30-50 y los 51-100 m.

Por consiguiente, parece que existen evidencias de que los resultados no son similares utilizando especies o taxones superiores, respectivamente, y que, en consecuencia, dichos taxones superiores no constituyen en todos los casos una estima adecuada de la riqueza específica. Es necesario un conocimiento taxonómico exhaustivo para valorar de forma adecuada la biodiversidad.

5.3.3. DIVERSIDAD

En el estudio de la diversidad de un sistema se plantea, en primer lugar, una cuestión de tipo conceptual. En un sentido amplio, y, según el diccionario de la Real Academia Española, se entiende por diversidad: **1.** Variedad, desemejanza, diferencia. **2.** Abundancia, gran cantidad de varias cosas. En un sentido más estricto, existe un concepto derivado de la Teoría de la Información, bastante acorde, en principio, con la definición del diccionario de la R.A.E.: es una medida de la heterogeneidad del sistema, es decir, la cantidad y proporción de los diferentes elementos que contiene. Número de especies y abundancias relativas de las mismas encuentran su expresión en la diversidad (Margalef, 1981). No obstante, otra cuestión surge a partir de la definición: ¿cómo medir la heterogeneidad del sistema? Whittaker (1972), resume en la siguiente afirmación la complejidad de la “medida de la diversidad”: *“Si la diversidad es reconocida como un producto de la evolución, no debe causar sorpresa que una única medida no nos sirva para tales propósitos”*. Asimismo, Margalef (1986), al referirse a las medidas de la diversidad, establece: *“Es notable la fe en la posibilidad de que una expresión sencilla pueda abarcar y resumir los resultados de un complejo tan grande de interacciones recíprocas y de otros fenómenos como son los que ocurren en un ecosistema, y cuya expresión es la aparición y conservación de ciertas relaciones numéricas entre las distintas especies”*. Según el mismo autor, la manera más sencilla de representar la diversidad es por medio de una tabla o gráfico con la importancia cuantitativa (densidad de individuos o biomasa) de las diferentes especies, empezando por las más abundantes y terminando por las que tienen una representación mínima. Esta ordenación arbitraria introduce una regularidad artificiosa y psicológicamente muy efectiva. Lo que interesa es si los valores cuantitativos bajan más (menos diversidad) o menos rápidamente (mayor diversidad). En los ecosistemas de baja diversidad hay unas pocas especies que se pueden llamar dominantes y la abundancia de las que siguen decae muy rápidamente. En los sistemas de diversidad más alta hay bastantes especies que no difieren mucho en abundancia unas de otras (ninguna de ellas se puede calificar de dominante) y una larga serie de especies cuyas abundancias van decreciendo de manera lenta (Margalef 1981, 1993).

Sin embargo, se suelen utilizar medidas de diversidad más complejas: los índices de diversidad. La principal ventaja de los mismos es que resumen mucha

información en un solo valor y permiten hacer comparaciones entre distintos lugares o periodos de tiempo. No obstante, a menudo es difícil interpretar los valores de los mismos y hay que acudir tanto a número de especies como a la abundancia de las mismas.

La relación de medidas al efecto es muy amplia y son muchas las que se encuentran en la bibliografía, mayoritariamente aplicadas a estudios terrestres.

En el medio marino en el estudio de la biodiversidad y de la diversidad, la complejidad es superior que en el medio terrestre: los muestreos se realizan “a ciegas”; el uso de un arte de arrastre bentónico como el utilizado en el presente trabajo limita las capturas a una serie de especies susceptibles de ser capturadas por dicho arte. Hay que resaltar además, que, con dicho arte, sólo podemos obtener información de los fondos arrastrables (arena y fango), quedando fuera del muestreo la fracción de la población que habita en fondos de roca. Asimismo, las especies ícticas presentan unas características a tener en cuenta en dicho estudio: el carácter gregario de muchas de ellas, la elevada influencia temporal que manifiestan algunas ante factores de tipo ambiental, la existencia de especies que realizan migraciones diarias verticales, quedando fuera del alcance de la red de arrastre de fondo y de aquellas que realizan migraciones estacionales reproductivas o tróficas variando su abundancia en función de la época del año en que se realizan los muestreos, etc. Por todo ello, las estimaciones de la diversidad puntuales correspondientes a un único periodo de muestreo no tienen ningún valor siendo necesario para la validez de los resultados la comparación de series históricas estandarizadas.

Cartes *et al.* (2009) ponen de manifiesto la influencia del tipo de arte de arrastre utilizado en los estudios de la biodiversidad/diversidad de peces y crustáceos decápodos en el mar Mediterráneo. Los autores realizaron un estudio comparativo de dichas variables obtenidas mediante cuatro tipos diferentes de artes de arrastre bentónico. La conclusión fue que el papel de la selectividad propia de cada arte es fundamental, provocando variaciones en la captura obtenida tanto a nivel de la composición faunística como de la dominancia de determinadas especies de la misma.

Todo ello queda perfectamente resumido en la afirmación de Margalef (1993): *“La diversidad se refiere a colectivos definidos, de una parte por la técnica de captura y, de otra, por su afinidad taxonómica”*.

Las medidas de la diversidad aplicadas en el presente trabajo son dos: el índice de diversidad de Shannon y Weaver (1949), y el índice de diversidad taxonómica A^* . La descripción de ambos y la justificación del uso de los mismos han sido expuestos previamente.

El índice de Shannon-Weaver aporta información sobre la heterogeneidad del sistema: Es una medida de la uniformidad de las abundancias de las especies de una muestra. El índice A^* , si bien se considera un índice de diversidad, se refiere a otro concepto, a la diversidad taxonómica; es decir, al número de taxones de orden superior en los que se encuentran incluidas las especies.

5.3.3.1. Índice de Shannon-Weaver y curvas de *k*-dominancia

En cuanto al índice de Shannon-Weaver el análisis y comparación de los resultados obtenidos en cuanto a patrones espaciales y temporales parece más sencillo que con la riqueza específica al no estar influenciado dicho índice, en principio, por el esfuerzo de muestreo.

Las curvas de *k*-dominancia son una forma gráfica de complementar la información que aporta el índice de Shannon. Siendo los valores de dominancia valores inversos a los de dicho índice, las curvas que presentan mayor grado de dominancia acumulativa son las correspondientes a menores valores del mismo.

Se ha realizado el cálculo tanto de las curvas de *k*-dominancia como del índice de Shannon con datos de abundancia y con datos de biomasa de especies, respectivamente. En ambos casos existen diferencias significativas a lo largo del gradiente batimétrico.

Con datos de abundancia, la dominancia de las especies es mayor en la plataforma que en el talud continental. Dentro de éste, el talud superior se caracteriza por presentar mayor valor de diversidad, en concreto, el rango de profundidad comprendido entre los 300-500 m. es aquél que presenta mayor valor de diversidad dentro del área muestreada.

Con datos de biomasa no existen diferencias al comparar la plataforma y el talud continental. En general, los ejemplares de las especies dominantes en la plataforma no son de gran tamaño y, por lo tanto, los valores de dominancia en términos de biomasa no son tan elevados a pesar de su abundancia. Dentro del talud, el rango de profundidad correspondiente al talud medio es el que presenta mayor dominancia de especies. En general, al contrario que en el resto en el talud

medio las especies alcanzan mayor tamaño y el valor de dominancia en términos de biomasa es superior. En consecuencia, del mismo modo que se ha expuesto con datos de abundancia de especies, el talud superior es el más diverso y dentro del mismo, el intervalo entre los 300-500 m.

En relación a la evolución temporal de la diversidad, los valores de la misma calculados con datos de abundancia se caracterizan por presentar amplias oscilaciones anuales. Sin embargo, a pesar de la variabilidad, no se ha puesto de manifiesto tendencia alguna de incremento o descenso de la misma a lo largo de sucesivos años. Dichas oscilaciones se van atenuando con la profundidad. La curva de k-dominancia de especies muestra el rango de dominancia alcanzado en la plataforma que está comprendido entre el 90% en el año 1994 y el 16% en el año 2004. En el talud las curvas son muy similares entre sí y el rango de dominancia se encuentra comprendido entre el 16 y el 36%. Con los datos de biomasa, asimismo existe variabilidad. Sin embargo ésta es inferior. La dominancia aparece comprendida entre el 15 y el 65% en la plataforma continental y el 35 y el 50% en el talud.

A la vista de la elevada relación existente entre los valores del índice de Shannon-Weaver y los relativos a la abundancia de la primera especie dominante, se pone de manifiesto que las grandes oscilaciones que se producen en los valores de abundancia de dichas especies en cada año e intervalo de profundidad provocan las fluctuaciones del índice. Apartir de los 300 m. dichas fluctuaciones son inferiores debido a que, salvo excepciones, no se producen capturas tan elevadas de ninguna especie. Los valores de abundancia de las mismas tienen un carácter más homogéneo a lo largo de los sucesivos años. Asimismo, se observa que a partir de los 500 m. el índice está también condicionado por los valores de abundancia de la segunda especie dominante.

Margalef (1986), habla de "Diversidad y persistencia": *"La conclusión es que las medidas instantáneas de diversidad posiblemente no tienen todas igual valor, pues algunas corresponden a estructuras que perduran con el tiempo mientras que otras corresponden a situaciones particularmente inestables que varían continuamente"*.

Un ejemplo de una comunidad particularmente estable, en la cual el índice de diversidad de un instante dado tiene un gran valor, es el bosque o el bentos sobre un sustrato sólido. Y aquél en el cual el mismo índice instantáneo no tiene ningún valor:

el de las comunidades planctónicas fundamentalmente de aguas turbulentas (Margalef, 1986).

El análisis de los valores del índice de diversidad en los años sucesivos a distinta profundidad y su comparación con los valores de abundancia de las especies dominantes pone de manifiesto tres tipos de estructuras o patrones de diversidad de las especies ícticas según aumenta el gradiente batimétrico.

El patrón correspondiente a la plataforma continental, tanto superior como inferior, que se caracteriza por una amplia variabilidad interanual, alternándose períodos con un elevado valor del índice de Shannon con otros con valores mínimos del mismo. Esta elevada variabilidad es causada por la existencia o no de una especie muy dominante respecto al resto de las mismas. Esta especie dominante, generalmente, presenta ejemplares de talla pequeña (bien por corresponder a una especie de pequeño tamaño, bien por tratarse de juveniles de otras especies mayores) y es variable según el intervalo y el año objeto de estudio. (Excepcionalmente, *C.aper* es común durante varios años en los tres intervalos de profundidad). Esta sería, utilizando las palabras de Margalef (1986) referidas anteriormente, un ejemplo de “*comunidad particularmente inestable en la cual el valor de un índice instantáneo no tiene ningún valor*”.

En segundo lugar el patrón propio del talud continental superior. Este no presenta ninguna especie tan dominante como la plataforma. En general los ejemplares de las especies son, asimismo de pequeño tamaño y existe una elevada variedad de las más abundantes a lo largo del periodo de estudio. Es la parte de la misma que presenta mayor diversidad, a lo largo del periodo de estudio.

Por último, el patrón del talud medio; esta parte del talud continental presenta menor valor de diversidad que la anterior; está caracterizado por la dominancia de dos especies generalmente de mayor tamaño que las de la plataforma y talud continental superior. A diferencia de los dos lugares anteriores, prácticamente, en todos los intervalos y años dichas especies son las mismas: *G.melastomus* y *N.aequalis*. Este lugar correspondería según Margalef (1986) a “*estructuras que perduran con el tiempo*”, donde el valor de un índice de diversidad instantáneo tiene mayor valor que en los casos anteriores.

En el mar de Alborán el intervalo comprendido entre los 300-500 m. de profundidad, parece constituir un lugar de transición compartiendo especies propias de ambos lugares, pero con menor número de ejemplares por especie. Coexisten

especies de plataforma que van desapareciendo a medida que aumenta la profundidad con las de talud que van apareciendo con la misma. Generalmente las tallas de los ejemplares de las especies de la plataforma son de pequeño tamaño. También lo son los ejemplares de las propias del talud superior. Esto se debe a que algunas especies, como *G.melastomus* y *N.aequalis*, aumentan su talla al aumentar la profundidad, siendo en estos intervalos en los que aparecen de forma poco abundante de menor tamaño. Es por esta razón que los valores del índice obtenidos con biomasa son más elevados.

Como se ha expuesto anteriormente, dichos valores de diversidad obtenidos con datos de biomasa son variables interanualmente, pero en menor medida que los de abundancia. Según Margalef (1993): “*Es natural que las cifras de biomasa sean menos desiguales (puesto que las especies más numerosas son las de individuos más pequeños) y que den, por lo general, diversidades ligeramente mayores*”.

Según lo anterior, a fin de evaluar la variabilidad temporal de la diversidad de una comunidad de plataforma continental, parece que lo más apropiado es el uso del índice de diversidad con ambas variables, biomasa y abundancia.

En cuanto a las conclusiones relacionadas con las variaciones temporales se considera que es necesaria una serie histórica amplia en ambos casos, pero fundamentalmente, en la plataforma continental donde existe una elevada variabilidad interanual como se ha puesto de manifiesto en el presente trabajo.

Sobre las tendencias geográficas, se puede apreciar que en los intervalos de menor profundidad (hasta los 200 m.) es donde existen mayores diferencias en relación a la diversidad. La parte occidental muestra menor valor de la misma que la zona oriental. En general las áreas de Estepona, Calaburras, Málaga y Caleta de Vélez, son lugares donde, a dicha profundidad, se producen la mayor parte de las capturas más elevadas de las especies dominantes. Así la elevada captura de la especie *C.aper* que provoca la disminución de la diversidad entre los 30-50 m. en 1994 se produce en Estepona. En el intervalo 51-100 m. dicha especie, durante el mismo año de muestreo, ocasiona los elevados niveles de dominancia que presenta el área geográfica de Calaburras (43094 ejemplares/hora). Caleta, asimismo presenta niveles de dominancia superiores al resto a causa de una elevada captura de la especie *S.p.sardina* durante el año 2005 (251922 ejemplares/h.). Igualmente, Salobreña registra valores superiores de dominancia de especies causados, en este

caso, por la captura, en este área geográfica, de *M.poutassou* durante el año 1997 (24950 ej/h.).

Entre 101 y 200 m. de profundidad nuevamente Estepona, Calaburras y, en este intervalo, también un lugar correspondiente a la zona más oriental, Roquetas, tienen valores de dominancia de especies que superan el 80%; *C.aper* continúa siendo la especie responsable de dicha dominancia en esta área. En Estepona es *M.poutassou* la causante de elevados niveles de dominancia, como consecuencia de la captura de 78366 ejemplares/h en un único muestreo en el año 1997. En Calaburras *M.muelleri* es la especie dominante capturándose en dicho lugar 79086 ejemplares/h. en un único muestreo realizado durante el año 2003. A medida que aumenta la profundidad las diferencias entre áreas va disminuyendo. Aunque entre los 601-700 m., Fuengirola, presenta una disminución de diversidad. Este elevado valor, anómalo en este rango de profundidad analizado, es resultado de la captura de menor número de especies que en el resto de los lugares y de una mayor captura de la especie *S.veranyi*. Entre los 400-700 m. los muestreos realizados en la zona de Cabo de Gata presentan, en todos los casos, niveles más bajos de dominancia de especies, como consecuencia de la disminución de las capturas de *G.melastomus* y *N.aequalis* en dicho lugar.

Con datos correspondientes a la biomasa las diferencias longitudinales se hacen menos patentes. Como se ha expuesto en el apartado anterior, las mayores diferencias entre lugares en cuanto a dominancia de especies con datos de abundancia se producen, en la mayoría de los casos, en los intervalos de plataforma continental y como consecuencia de la captura de muchos ejemplares de una determinada especie en un lugar concreto. En general las elevadas capturas corresponden a ejemplares de pequeño tamaño, bien porque se trata, de especies pequeñas (*C.aper*, *M.muelleri*, *S.p.sardina*) o porque son juveniles de otras mayores (*M.poutassou*). Estas capturas puntuales de determinadas especies de pequeño tamaño no tienen la misma incidencia en los valores de diversidad con biomasa, determinando menores divergencias entre lugares que con datos de abundancia. Los mayores contrastes se localizan en el intervalo menos profundo. La captura de la especie *C.aper* entre los 30-50 m. en la zona de Estepona es tan elevada que, a pesar de tratarse de ejemplares pequeños, implica dichas diferencias. Es por esto, asimismo, que los valores de dominancia de especies con datos de biomasa, son mayores en los intervalos más profundos (a partir de los 500 m.) donde, en general,

aparecen como dominantes especies grandes. A mayor profundidad, igualmente se produce un aumento del índice hacia la zona oriental como consecuencia de las diferencias en las capturas de *G.melastomus* y *N.aequalis* a las que se aludió en el párrafo anterior.

Si bien la riqueza específica parece seguir un mismo patrón batimétrico en diferentes lugares del área de estudio, disminuyendo a medida que aumenta la profundidad (con las puntualizaciones apuntadas anteriormente), los resultados obtenidos, en relación a las variaciones batimétricas de la diversidad no parecen seguir un patrón general, contrastando los de este trabajo con los obtenidos en otros lugares del Mediterráneo.

Comparando las curvas de acumulación de especies correspondientes al sector de Alborán con las del sector de Levante y con las del sector de Tramontana (datos sin publicar), realizadas con datos obtenidos, asimismo, en las campañas MEDITS a lo largo del Mediterráneo ibérico, durante los mismos años que los incluidos en el presente estudio, se ponen de manifiesto dichas diferencias.

Con datos de abundancia, en el sector geográfico de Levante, la plataforma continental superior constituye el espacio más diverso, mientras que en Tramontana éste corresponde al talud medio.

En el estudio realizado por Moranta *et al.* (1998), en el talud continental de las Islas Baleares (cuenca argelina, en el Mediterráneo occidental) con datos de abundancia de especies, se aprecia que la dominancia de la primera especie más abundante va disminuyendo con la profundidad. Entre los 200-400 m. *G.a.argenteus* constituye un 60% de la captura total. Entre los 400-600 m. *P.blennoides*, un 39% y entre los 600-800 m. *N.aequalis*, un 23%.

Los resultados obtenidos por Kallianiotis *et al.* (2000) en el mar de Creta, a partir de muestreos realizados con un arte de arrastre, son opuestos a los de este trabajo; los 300 m. de profundidad presentan menor valor del índice de Shannon (calculado con datos de abundancia de especies) que los 50, 100, 500 y 800 m. respectivamente, en todas las estaciones del año muestreadas, excepto en verano. Los autores establecen que esta profundidad tiene carácter de frontera entre la plataforma continental y el talud.

Mérigot *et al.* (2007) en su estudio sobre el mar de Córcega, muestran los valores de varias medidas de diversidad en el área de estudio. Entre las mismas, figura el valor medio del índice de Shannon en plataforma, talud superior y talud

medio, respectivamente. A diferencia de lo expuesto en el presente trabajo, en el este de Córcega el valor de índice aumenta con la profundidad presentando mayor diversidad el talud medio, seguido del talud superior y por último de la plataforma continental. En la plataforma y talud superior los patrones de dominancia de las especies son similares a los del presente trabajo. En la plataforma, existe una especie muy dominante *S.smaris* (77.47% de dominancia) frente al resto con abundancia inferior (la siguiente, *M.b.barbatus*, un 4.05% de dominancia). En el talud superior, la primera especie dominante es *G.a.argenteus* (35.37%), seguida de *C.aper* (19.23%) y *C.agassizi* (12.15%).

Sin embargo, en el talud medio, los resultados de Merigot *et al.* (2007) parecen ser más concordantes con los de Moranta *et al.* (1998) en el mar Balear al presentar éste mayores valores de diversidad que el talud superior. En el este del mar de Córcega, según el citado trabajo, en el talud medio aparece como dominante, igual que en el presente trabajo, la especie *G.melastomus*. Sin embargo, el porcentaje de dominancia es inferior (20% mientras que en Alborán constituye un 31% del total). Asimismo, no aparece una segunda especie tan dominante como en el mar de Alborán. Mientras que en ésta dicha segunda especie, *N.aequalis* presenta prácticamente la misma abundancia que la primera (30%), en el este de Córcega se trata de *H.italicus* con un porcentaje de dominancia inferior (19%). La tercera en el este de Córcega se trata de la especie *C.coelorhynchus* (9%) mientras que en Alborán se trata de *T.scabrus* (7%).

En resumen, al comparar los resultados del Mediterráneo peninsular expuestos en los párrafos anteriores con los obtenidos en el mar Balear por Moranta *et al.* (1998) y en el este del mar de Córcega por Mérigot *et al.* (2007), se aprecia que, el patrón de diversidad a lo largo del talud superior y medio en Tramonanta es similar al de dichos lugares. Por el contrario el sector del mar de Alborán presenta menor diversidad en el talud medio (500-800 m.) que en el talud superior (200-500 m.). En Levante, sin embargo, ambos lugares presentan valores similares de la misma.

En el estudio realizado por Sánchez *et al.* (2002), en las costas atlánticas gallegas y el mar Cantábrico, el autor expone que el patrón general de la distribución de los valores de diversidad de peces utilizando el índice de Shannon muestra unos valores bajos en la región central de la plataforma (100-300 m. de profundidad) y

una mayor diversidad progresiva hacia las zonas profundas del talud y, al mismo tiempo hacia las someras próximas a la costa.

En cuanto a los valores de los índices de diversidad, Margalef (1993) establece que, en general, las comunidades pioneras y oportunistas, perturbadas o contaminadas, o que han sido sometidas a un pastoreo excesivo, tienden a mostrar diversidades bajas (por ejemplo de 1 a 3 bits en el índice de Shannon); las comunidades más avanzadas o maduras llegan hasta 4 ó 5 en las mismas unidades. La mayor diversidad en ecosistemas es 5.3. Una dinámica energética, a veces bajo clima duro, o bien un episodio de contaminación o, en general, cualquier perturbación, “expulsan” diversidad de cualquier sistema (Margalef, 1993).

Sin embargo, según los resultados expuestos, en el presente trabajo parece ponerse de manifiesto que los valores de diversidad no constituyen un indicador del estado de perturbación de la comunidad analizada. Dicha perturbación es, en principio, superior entre los 300-500 m. que entre los 500-800 m. en el área de estudio; sin embargo, en el primer rango batimétrico, los valores de diversidad son superiores a lo largo de los 12 años de muestreo.

En Tramontana, por el contrario, donde el esfuerzo pesquero entre los 500-800 m. de profundidad es superior que en el mar de Alborán (dirigido fundamentalmente a la especie *Aristeus antennatus*), se registran valores inferiores de diversidad que en área de estudio. Dicho esfuerzo pesquero se encuentra dirigido fundamentalmente a la especie *Aristeus antennatus* (gamba roja). Sin embargo, a partir de dicha profundidad, en Tramontana existe mayor valor de diversidad que en el área de estudio.

Conclusión similar obtiene Blanchard (2001), al realizar un análisis comparativo entre poblaciones de peces demersales en el Golfo de Vizcaya (océano Atlántico) y en el golfo de León (mar Mediterráneo). El autor afirma que existen diferencias en las estructuras de diversidad de ambos lugares. Sin embargo, dichas diferencias no parecen ser debidas ni al esfuerzo de muestreo ni a la explotación pesquera, puesto que la zona más diversa, el golfo de Vizcaya, presenta mayores niveles de dicha explotación que el golfo de León.

Según los análisis realizados por diferentes autores, las divergencias entre valores de los índices de diversidad podrían ser debidas tanto al impacto de la explotación pesquera (Greenstreet *et al.*, 1996; Bianchi *et al.*, 2000), como a factores ecológicos (McClatchie *et al.*, 1997) o biogeográficos (Garibaldi *et al.*, 1998).

De acuerdo con los principios de Frontier *et al.* (1991) los lugares donde las especies dominantes son de talla pequeña y corta longevidad corresponden a sistemas adaptados a la existencia de perturbaciones. Este sería el caso de la plataforma y del talud continental superior. Por el contrario, aquellos con especies dominantes de talla grande y mayor longevidad corresponderían a un sistema menos perturbado. Correspondería éste, al talud continental medio del área de estudio. Las perturbaciones se definen aquí como mayor mortalidad debida a alteraciones hidroclimáticas del medio o antropológicas (contaminación, sobreexplotación).

Clarke *et al.* (2001) argumentan, asimismo, que las comunidades de especies macrobentónicas en condiciones estables presentan una estrategia tipo **k** con tallas grandes y elevada longevidad. También existen en dichas comunidades especies tipo **r** o especies oportunistas con un corto período de vida que pueden ser numéricamente significantes pero no representan mucha biomasa. Cuando la contaminación o una alteración perturban a una comunidad las especies tipo **k** son menos favorecidas en comparación con las oportunistas y la distribución del número de individuos entre especies difiere de la distribución de biomasa entre especies.

Basándose en dichos argumentos los autores utilizan las denominadas curvas de biomasa-abundancia (ABC curvas) (Warwick, 1986) afirmando que las mismas permiten evaluar el grado de contaminación (o alteración) al que está sometido un sistema. En condiciones estables la biomasa es dominada por una o dos especies grandes estando la curva de biomasa por encima de la de abundancia. Si las condiciones son de perturbación moderada del sistema las grandes especies son eliminadas y empiezan a proliferar las de pequeño tamaño, cruzándose ambas curvas. Si la contaminación es más severa, la comunidad es dominada por unas pocas especies oportunistas que dominan en número pero no en biomasa. La curva de abundancia se encuentra en este caso por encima de la curva de biomasa.

Blanchard (2001) en su estudio comparativo de la diversidad de las poblaciones de peces demersales en el Golfo de Vizcaya (océano Atlántico) y en el Golfo de León (océano Mediterráneo) utiliza dicha metodología, comparando la relación entre las curvas abundancia-biomasa en los lugares objeto de estudio. Según el autor dichas curvas permiten el análisis de las estrategias demográficas posibilitando la integración de un factor ecológico: el régimen de perturbaciones.

No obstante, las gráficas de abundancia-biomasa se basan en la premisa de que si la curva de abundancia está sobre la de biomasa las especies dominantes son de pequeño tamaño asumiendo que dicho tamaño se debe a que se trata de estrategias tipo *r*. En la interpretación de las mismas no se tiene en cuenta el hecho de que las diferencias de tamaño de las especies pueden estar causadas por otras razones, como, por ejemplo, la captura de juveniles de determinadas especies.

A modo de ejemplo se exponen a continuación las gráficas correspondientes a las curvas de abundancia-biomasa en dos intervalos de profundidad: entre los 601-700 y entre los 701-800 m., respectivamente (Figura 5.4). En ambos casos las especies dominantes son prácticamente las mismas a lo largo del periodo de tiempo objeto del estudio, *G.melastomus* y *N.aequalis*; ambas alcanzan un tamaño relativamente grande. Según lo expuesto por Warwick (1986) se espera que las curvas de abundancia-biomasa, en ambos intervalos se correspondan a aquellas de un lugar sin perturbaciones, donde dominan las especies tipo *k*; es decir, se espera que la curva de biomasa aparezca por encima de la curva de abundancia. Los resultados son que, entre los 601-700 m. las curvas se cruzan mientras que entre los 701-800 m. la de biomasa se localiza, como se esperaba, por encima de la de abundancia. El hecho de que entre los 601-700 m. de profundidad las curvas se crucen no significa que este intervalo tenga mayor perturbación que el más profundo. Las diferencias de ambas gráficas se deben al hecho de que las especies dominantes entre los 601-700 m. son de menor tamaño y a medida que crecen se van localizando en lugares más profundos.

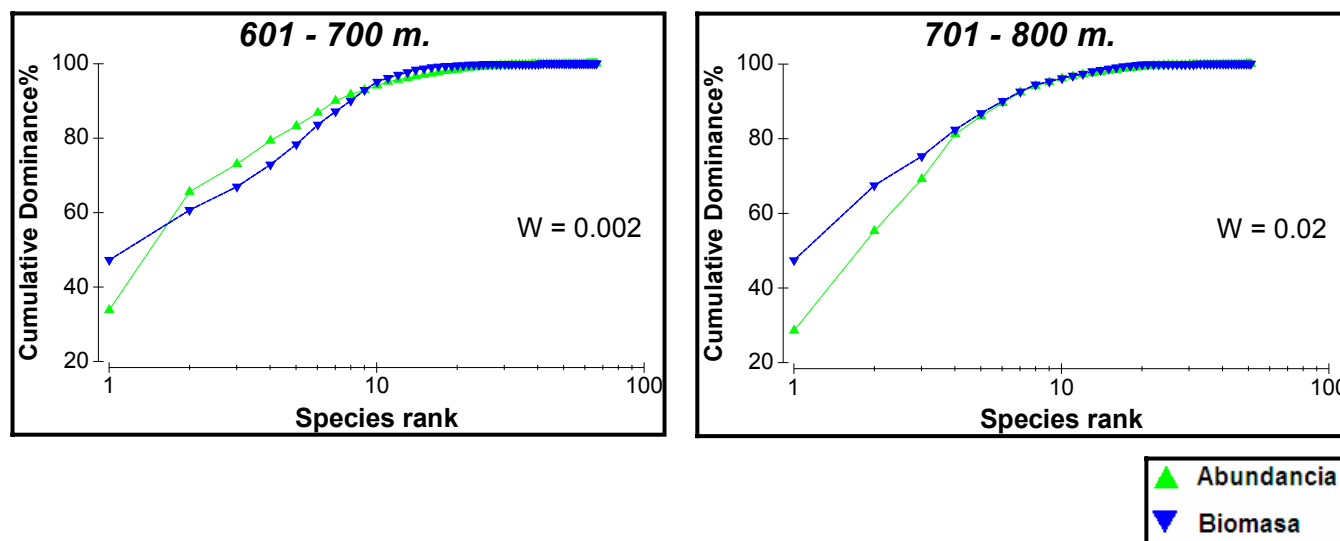


Figura 5.4. Comparación de las curvas ABC, realizadas en los intervalos de profundidad 601-700 m. y 701-800 m. respectivamente.

Según lo expuesto en el párrafo anterior, se considera que, por lo tanto, en cuanto a especies ícticas, no siempre las diferencias entre ambas curvas se deben a una mayor o menor perturbación del sistema. Existen otros factores que hay que tener en cuenta en la interpretación de las curvas **ABC** y por lo tanto es importante conocer, cuáles son las especies dominantes de un sistema, su abundancia relativa y distribución.

5.3.3.2. Diversidad taxonómica

El índice Δ^* (Warwick *et al.*, 1995) ha sido definido como un índice de diversidad taxonómica. Es una medida que considera no sólo el número de especies distintas sino la variedad de categorías taxonómicas representadas por estas especies. A modo de ejemplo: una región con tres especies del mismo género tendrá menor diversidad taxonómica que una región con tres especies pertenecientes cada una de ellas a un orden diferente. En este último caso las diferencias genéticas entre las tres especies son mucho mayores. Eguarte (1999) lo expresa de la siguiente manera: “*Considere cualquier comunidad con S especies y con ciertas proporciones de sus miembros en las diferentes especies. Uno consideraría su diversidad mayor (de la comunidad) si las especies pertenecieran a*

diferentes géneros, que si todas fueran congénéricas y más grande aún si estos géneros pertenecieran a varias familias y no sólo a una”.

En el área de estudio la comparación del índice a lo largo del gradiente batimétrico pone de manifiesto que se produce el aumento del mismo a medida que aumenta la profundidad.

En cuanto a variaciones longitudinales parece que no se ponen de manifiesto las mismas en relación al índice Δ^* .

En relación a las tendencias temporales, no se producen diferencias significativas de los valores medios del índice. Sin embargo, si parece apreciarse una tendencia de disminución a nivel general, tanto en cuanto a dichos valores medios como a los totales. Esta disminución parece producirse únicamente a nivel del talud fundamentalmente y no en la plataforma continental.

Sobre las tendencias batimétricas, el aumento del índice de diversidad taxonómica con la profundidad implica que en la plataforma continental existe mayor número de especies por cada orden que en el talud continental, como ya se ha expuesto anteriormente. En la figura 5.5, se aprecia dicha relación especies/orden y profundidad: a medida que aumenta la profundidad decrece el número de especies por orden.

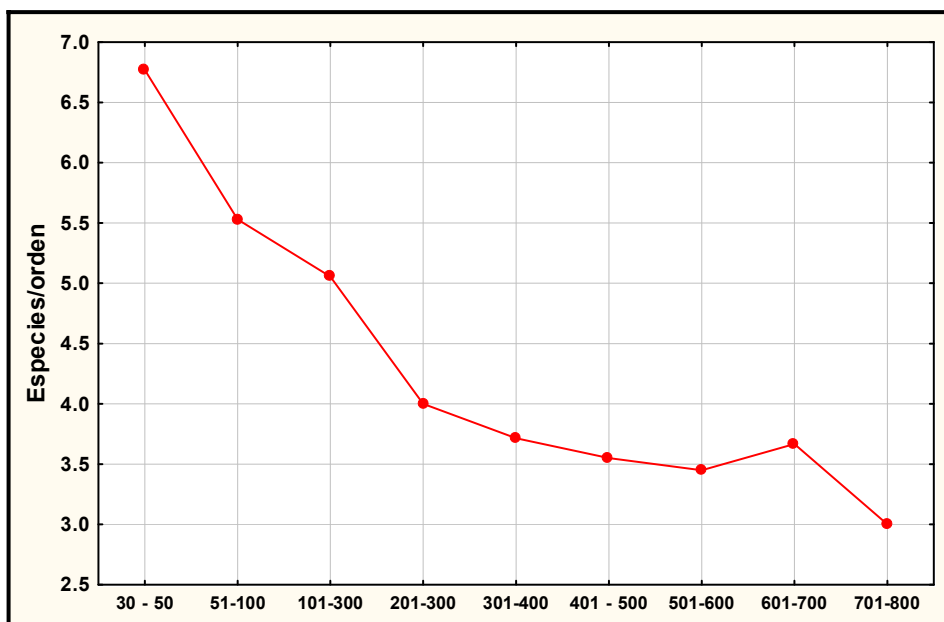


Figura 5.5. Representación gráfica de los valores de la relación existente entre el número de especies que corresponden a cada orden en los intervalos de profundidad.

El hecho de que la diversidad taxonómica sea inferior en los lugares menos profundos conduce nuevamente a plantear la productividad como un factor extrínseco influyente en la biodiversidad. Cuando hay poco alimento disponible, sólo especies selectivas pueden sobrevivir. Por el contrario, cuando aumentan los recursos, encontramos muchas especies especializadas en el consumo de un tipo particular de alimento. Igualmente ocurre con la heterogeneidad del paisaje: Cuanto más hábitat distintos tenga un territorio mayor especialización habrá (Martín Piera, 1999).

Tokeshi (1996), en relación con el origen y el mantenimiento de la diversidad postula que, en Ecología, un nivel observado de la diversificación de taxones de mayor o menor categoría taxonómica puede seguir dos pautas: a) en primer lugar, que los organismos puedan adquirir habilidades para explotar nuevos recursos en un lugar previamente utilizado por las especies allí existentes, es decir, la invasión de lo que sería una nueva *zona adaptativa* y b) en segundo lugar que un conjunto de recursos pueden ser más finamente dividido o compartido por más de una especie, aludiendo con ello a la invasión o la división de los nichos ya existentes. Así, una especie ancestral que se extiende sobre un amplio espectro de recursos, en términos de espacio y/o alimento, pueden dividirse en dos o mas especies, cada una especializada en una gama más reducida de los recursos; los dos procesos, puedan ser funcionales a la vez.

Según la primera propuesta, la *invasión* de una nueva “*zona adaptativa*”, estaría estrechamente asociada con la diversificación de taxones de mayor categoría como phyla, órdenes y familias, mientras que la segunda, propuesta, la *división* o *compartición*, se aplicaría a grupos más relacionados entre sí como géneros, especies ó subespecies.

Por otro lado, Warwick *et al.* (1995), relacionan el aumento de la diversidad taxonómica con la estabilidad de un sistema. Según los autores en situaciones de grandes perturbaciones, las comunidades se mantienen cercanas a un estado sucesional inicial en el que aparecen especies muy relacionadas entre sí. Por el contrario, las comunidades no perturbadas se acercan más a un estado sucesional tardío con un rango de especies pertenecientes a muchos phyla diversos. Según los autores: “*Es evidente que el concepto de la disminución del nivel de diversidad taxonómica con el nivel creciente de perturbación podría extenderse, por debajo del nivel de especie, al análisis de la diversidad genética. Pero la determinación de la*

diversidad genética es impracticable dada la riqueza específica de las comunidades y nos limitaremos, por ello, al análisis de la estructura taxonómica por nivel de especie”.

En cualquier caso, la verosimilitud o complementariedad de ambas hipótesis, no pueden desligarse del factor espacio – tiempo y del flujo genético existente entre el grupo fundacional y los posibles taxa resultantes.

Los autores exponen, asimismo, el hecho de que en el reino marino hay 34 phyla y a pesar de que estos varían en número de especies ninguno de ellos es excesivamente predominante. Sin embargo, en el medio terrestre, que está sujeto durante los últimos 450 millones de años a un grado de variabilidad ambiental mucho más alto, sólo existen 15 phyla, de los cuales más del 90% de las especies pertenecen al de los Artrópodos. (Briggs, 1994 en Warwick *et al.*, 1995).

El aumento de los valores de la diversidad taxonómica con la profundidad obtenidos en el presente trabajo y, concretamente, los valores de la misma en la plataforma, talud continental superior y talud continental medio, están en consonancia con lo establecido por Warwick *et al.* (1995) y coincide asimismo con las conclusiones obtenidas en relación a los patrones de dominancia de especies. Así, en la plataforma con una elevada variabilidad ambiental se produce un nivel de diversidad taxonómica menor que en el talud medio, con una estabilidad superior. Entre ambos lugares, el talud superior con un valor de dicho índice de diversidad taxonómica intermedio entre los dos anteriores.

Mérigot *et al.* (2007), en su análisis de relaciones de los índices de diversidad en especies ícticas del este de Córcega, presenta los valores medios de los mismos. En este caso, sin embargo, el mayor valor corresponde al talud superior, con un valor similar al del talud medio.

Cada vez son más los trabajos que incorporan los índices de diversidad taxonómica a sus estudios para comprobar los efectos de alteraciones causadas por algún foco de perturbación humana. Warwick *et al.* (1995), realizan un estudio comparativo en una comunidad macrobentónica mediante la toma de muestras con un patrón de muestreo en forma de estrella de 39 radiales alrededor de un pozo petrolífero situándose la estación más distante del foco de contaminación a 3.5 km. En el estudio se pone de manifiesto una clara gradación de la comunidad aumentando la diversidad taxonómica a medida que aumenta la distancia del centro de la actividad de la perturbación.

Sin embargo, no existen muchos estudios en los que se utilicen estos índices con peces y, en cualquier caso, la idoneidad de su utilización como indicadores del estado de conservación ante una perturbación de tipo antropogénico, es cuestionable.

5.3.4. BETA-DIVERSIDAD

La diversidad beta ha sido definida de numerosas formas, pero en su sentido más original y amplio, se refiere a “*la extensión en el reemplazo de especies o cambio biótico a lo largo de gradientes ambientales*” (Whittaker, 1972).

La idea de separar la diversidad de especies en distintos componentes data de 1960, cuando Whittaker propuso que el número total de especies de una región (parámetro al que denominó *diversidad gamma*) es resultado de la combinación de la *diversidad alfa* (el número de especies en las localidades que conforman la región bajo estudio) y la *diversidad beta* (la diferencia en composición de especies entre estas localidades).

De acuerdo con esta definición y considerando que beta es un elemento tan importante como la diversidad local en la estructuración de los patrones de diversidad a escalas regionales (Cornell *et al.*, 1992), resulta sorprendente que este índice haya sido a menudo omitido, fundamentalmente, en los estudios marinos. Las pocas investigaciones sobre beta diversidad dedicadas a dicho medio han sido enfocadas hacia los invertebrados bentónicos, e incluso en estos taxones Ellingsen (2002) admite que hay escasos estudios para realizar comparaciones entre valores del índice.

Gaertner (2007), en su análisis comparativo relativo al estudio de los patrones espaciales de riqueza específica en la plataforma continental en diversas cuencas del Mediterráneo Norte, incorpora el índice de beta diversidad de Whittaker (1972). Sin embargo, la comparación entre diversos estudios realizados es compleja al depender los valores obtenidos de dicho índice del esfuerzo de muestreo realizado.

La diversidad beta es una medida de la heterogeneidad del paisaje para los grupos indicadores considerados. Así, en los paisajes templados muchos grupos de organismos muestran valores beta sorprendentemente bajos. En transectos hechos en Gran Bretaña de norte a sur y de este a oeste con distintos grupos de plantas y animales se encontraron diferencias mínimas (Harrison *et al.*, 1992). En todos los lugares donde las condiciones eran propicias estaban las mismas especies de

plantas y animales. Por el contrario, en un bosque tropical, aún sin cambios ambientales marcados, al desplazarnos, encontramos un fuerte recambio de especies. Unas especies van sustituyendo a otras en general muy afines, en nichos muy semejantes. Esta es quizá una de las razones de la extraordinaria riqueza en especies de los bosques tropicales. Lo anterior tiene que ver con la llamada Regla de Rapoport, una de las pocas generalizaciones de la biogeografía ecológica. Esta regla se refiere a la tendencia de las especies tropicales a tener áreas de distribución más pequeñas que las de las zonas templadas. Si la distribución beta es inversamente proporcional al área de distribución promedio, la diversidad beta deberá ser mayor en zonas tropicales (Halffer, 2005).

En este trabajo, parece que las dos medidas de diversidad aplicadas, el índice de beta diversidad de Whittaker y la pendiente de las curvas de acumulación en un punto, aportan la misma información en relación al grado de reemplazo de las especies a lo largo del gradiente batimétrico, contrastando los valores de los intervalos de menor profundidad con los de mayor profundidad, poniéndose de manifiesto como el concepto de la beta diversidad está ligado con factores tales como la heterogeneidad ambiental. Es por esta razón, que ya se ha expuesto en el apartado relacionado con el número de especies la importancia de la beta diversidad como un factor de escalamiento de la diversidad dentro de un hábitat y como varían sus valores con la profundidad. Se ha aplicado, asimismo el índice de similitud de Bray-Curtis como medida de beta diversidad (Whittaker, 1972). Los resultados son similares a los anteriores, si bien se pone de manifiesto que no existen tantas fluctuaciones relacionadas con el tamaño de la muestra, como en estos. Asimismo, este valor se basa no sólo en el número de especies sino que aporta una información adicional incorporando el componente cualitativo puesto que su uso está basado en datos de presencia-ausencia de especies.

Tampoco este tipo de beta diversidad basado en datos cualitativos está muy extendido en los estudios marinos. En la mayoría de los mismos se ha aplicado el índice de Bray-Curtis a fin de realizar comparaciones de tipo cuantitativo (mediante el uso de datos de abundancia de especies) con el objeto de encontrar asociaciones o agrupaciones en relación a la variación de dicha abundancia de las especies con la profundidad.

En el presente trabajo, el análisis de la beta diversidad se ha realizado también entre los 9 intervalos de profundidad. Asimismo, se ha introducido dentro

del concepto de la misma el factor temporal y se ha utilizado a fin valorar las diferencias en cuanto a presencia-ausencia de especies desde este punto de vista, combinándolo con métodos de análisis multivariante como el MDS.

La semejanza, entre intervalos de menor y mayor profundidad, respectivamente, con carácter general, alcanza un valor del 13%. Comparten, en el conjunto de los muestreos realizados, únicamente, nueve de las 186 especies capturadas, las cuales aparecen a lo largo de la totalidad del rango batimétrico analizado: *C.conger*, *H.dactylopterus*, *Lepidopus caudatus*, *L.budegassa*, *M.m.smiridus*, *P.acarne*, *P.bogaraveo*, *S.nigrescens* y *Trachurus picturatus*.

El hecho de que las mayores diferencias entre pares de intervalos continuos se produzca, en términos generales entre los 100 y los 300 m. de profundidad pone de manifiesto la discontinuidad existente entre plataforma y talud en relación a la presencia-ausencia de especies.

Como se expuso anteriormente al analizar la riqueza específica, dieciséis son las especies que aparecen a lo largo de la plataforma (desde los 30 a los 200 m.) encontrándose ausentes en el talud continental: *A.anthias*, *A.imperialis*, *D.quadrimaculatus*, *D.vulgaris*, *G.geniporus*, *G.n.jozo*, *M.hispidus*, *M.b.barbatus*, *P.erythrinus*, *P.p.pagrus*, *P.marmoratus*, *R.asterias*, *T.draco*, *T.lucerna*, *T.lastoviza* y *Z.faber*.

Sin embargo, hay que tener presente, como cabría esperar, que las semejanzas entre los intervalos no son idénticas entre sí, pudiendo variar según el área de estudio y que, por lo tanto, dicha frontera entre plataforma y talud para la presencia-ausencia de determinadas especies no es idéntica en todos los lugares del área de estudio.

A modo de ejemplo, comparando las áreas correspondientes a Málaga y Punta Entinas, se puede comprobar como en Málaga existen más semejanzas entre los muestreos de plataforma y talud continental que en Punta Entinas (Figura 5.6).

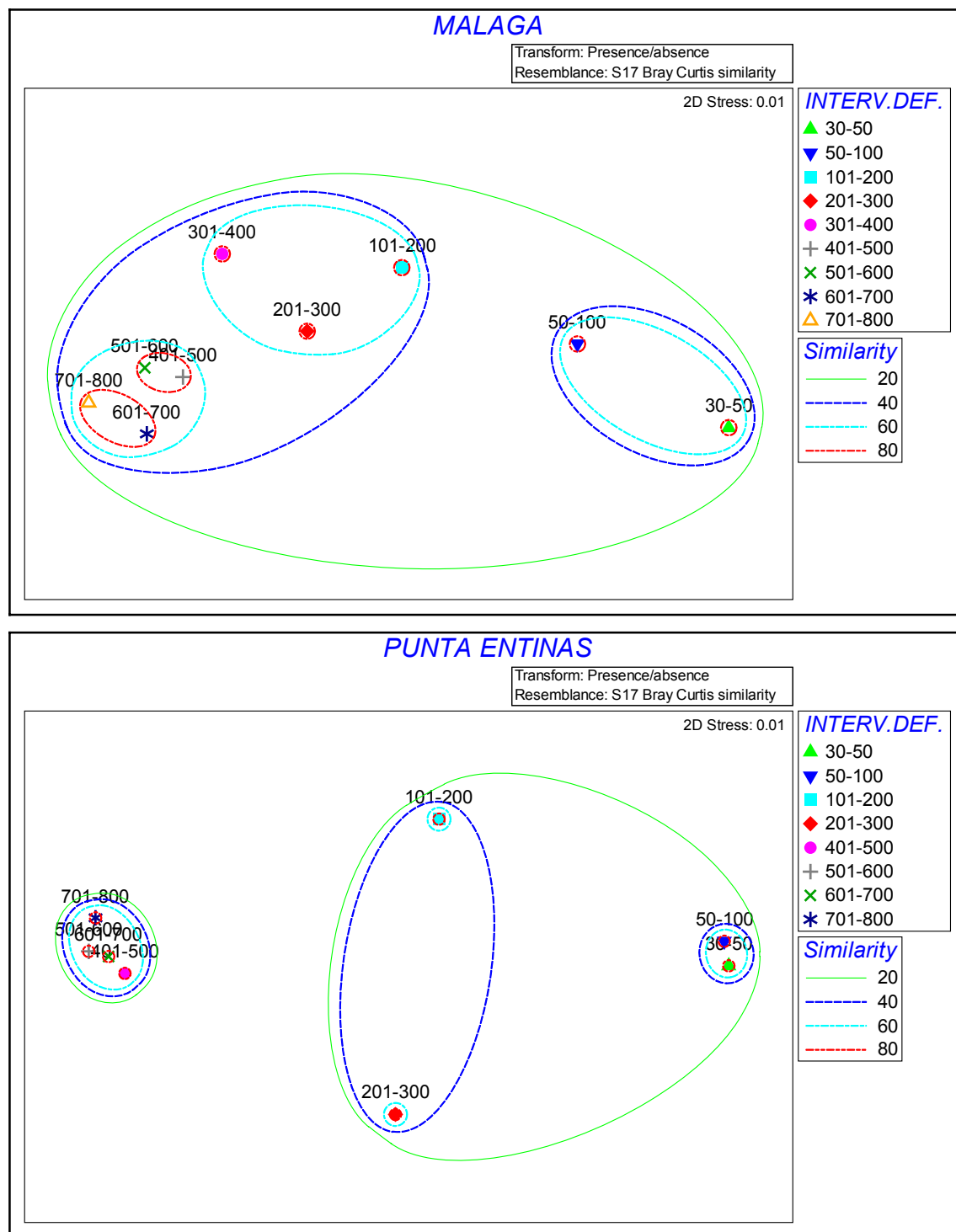


Figura 5.6. Representación gráfica del análisis MDS, en relación a los intervalos de profundidad del área de estudio, realizado en dos lugares diferentes de la misma: Málaga y Punta Entinas, respectivamente.

Las diferencias existentes se deben al distinto rango de distribución de determinadas especies en ambos lugares. De hecho, existen especies que en Málaga aparecen en plataforma y talud continental mientras que en Punta Entinas

sólo se capturan en éste. Algunas de estas especies son: *Antonogadus megalokynodon*, *B.glaciale*, *Ceratoscopelus maderensis* y *S.nigrescens*.

Concretamente, respecto a *B.glaciale* y *C.maderensis* parece ser que la distribución de las larvas de dichas especies se encuentra muy asociada a masas de agua atlántica y a las variaciones producidas en dichas masas de agua (Rubín, 1997b). La zona de Málaga parece estar más influenciada por dichas corrientes y por las variaciones que afectan a la misma y ésta podría ser la causa de las diferencias en la distribución de dichas especies en uno u otro lugar.

Un área de investigación que merece asimismo la atención es la relacionada con la *diversidad beta temporal*. Hasta ahora se ha realizado el estudio comparativo de lugares delimitados espacialmente. Pero las comunidades también tienen límites temporales y los cambios en el tiempo pueden ser de gran relevancia para entender los procesos que determinan la diversidad biológica. Análisis de datos recopilados en distintos tiempos, así como nuevos estudios a largo plazo, podrían mostrar patrones acerca de la permanencia de las comunidades en el tiempo (Halffter *et al.*, 2005).

La permanencia de la mayoría de las especies a lo largo del período de estudio puede considerarse elevada. La similitud entre cada uno de los años objeto del trabajo es del 75%. Este valor se traduce en un número de 58 especies comunes durante todos los años de muestreo que supone un 31% del total de las especies capturadas y 97 es el número de especies que aparecen en más del 50% de los años (Tabla V, Anexo).

El año 1999 muestra menor valor de semejanza con el resto de los años que estos entre sí. Ya se expuso previamente la existencia de diferencias significativas en cuanto a los valores de la riqueza específica durante dicho periodo, caracterizándose el mismo por un valor de esta variable inferior al resto de los años. El hecho de presentar menor número de especies capturadas provoca un incremento de las diferencias entre años al no capturarse especies que aparecen en el resto de los mismos.

El segundo período de estudio (2000-2005) presenta mayor número de muestreos realizados y ésta puede ser también la causa de los dos grupos que se distinguen en el análisis del MDS diferenciando 1994-1998 y 2000-2005 con mayor semejanza entre sí. El hecho de que en el segundo periodo se incremente el número de muestreos aumenta la probabilidad de capturar determinadas especies. No

obstante las semejanzas entre ambos grupos son elevadas (79%) y las diferencias entre los mismos no son significativas. No parece que existan especies que aparezcan en el primer periodo de forma frecuente desapareciendo en el segundo o viceversa (a diferencia de lo expuesto para la abundancia y la biomasa) salvo dos excepciones: *G.atlanticus* y *B.glaciale*. En el caso de la primera especie, la ausencia de la misma durante el primer periodo (1994-1998) se debe a una cuestión de identificación de la misma. Todos los ejemplares de ésta se identificaron como *G.melastomus*. La separación entre ambas especies se produce en 1999 (Rey *et al.*, 2006) y es por ello que anteriormente no aparecen ejemplares de *G.atlanticus*.

B.glaciale, como ya se expuso anteriormente, aparece durante el período comprendido entre 1994 y 1999. Por el contrario entre los años 2000 y 2005 desaparece totalmente de las capturas.

En conclusión, se puede afirmar que existe una gran semejanza entre años de muestreo en cuanto a la presencia-ausencia de especies, no apareciendo diferencias significativas entre los mismos, salvo en el caso del año 1999. En general, aparte de lo expuesto en relación a la especie *B.glaciale*, no se aprecian tendencias a lo largo del periodo de estudio relacionadas con la presencia-ausencia de determinadas especies, debiéndose las diferencias entre años de muestreo, en general, a la presencia o no de especies de carácter ocasional.

Se considera importante tener esta serie de consideraciones en cuenta. El presente estudio puede constituir una base para futuras valoraciones de tendencias interanuales en el mar de Alborán. También, hay que precisar que la serie de campañas en las que se basa el presente estudio, MEDITS, se continúa llevando a cabo actualmente en los tres sectores del Mediterráneo ibérico con idéntico protocolo de muestreo, así como en diversos países europeos. Esta continuidad en la serie de campañas de investigación no sólo permitirá realizar estudios comparativos de comunidades delimitadas espacialmente sino que también se podrán detectar los cambios en el tiempo y dichos cambios pueden ser de gran relevancia para entender los procesos que determinan la diversidad biológica.

6. CONCLUSIONES

COMPOSICIÓN ICTIOFAUNÍSTICA

1. Se han inventariado 186 especies (el 27% del total de las citadas para el Mediterráneo), englobadas en 3 Clases, 24 órdenes y 69 familias.
De éstas, el 80% pertenecen al dominio demersal, mientras que el 20% son propias del dominio pelágico.
El orden correspondiente a los Perciformes, con 31% de especies, es el mejor representado.
Las familias más diversificadas, en cuanto al número de especies, son: Gobiidae con 13, Myctophidae y Sparidae, ambas, con 12.
Las familias Caproidae y Clupeidae suponen el 25% y el 19% del total de la abundancia capturada.
Scyliorhinidae y Sparidae son las familias que más biomasa aportan, un 23% cada una de las mismas, caracterizándose ambas por una elevada frecuencia de aparición.
2. La distribución de las especies demersales según el tipo de fondo es la siguiente: 9 especies se encuentran sobre fondos duros; 99 sobre fondos blandos y 41, se encuentran, indistintamente, sobre unos y otros.
3. La distribución geográfica de las 186 especies es heterogénea: 39% son atlántico-africanas; 24% atlántico-europeas; 12%, anfiatlánticas; 10% endémicas; 8% cosmopolitas y 7%, circunglobales.

DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL

4. La profundidad es el principal factor que condiciona la distribución de las especies. Cada una de éstas siguen un patrón a lo largo del gradiente batimétrico, con un aumento del número de ejemplares hasta un máximo para, posteriormente, disminuir a medida que la profundidad se incrementa.

5. Con la profundidad, los valores totales de biomasa y abundancia de especies siguen pautas distintas.

Los valores de biomasa total descienden bruscamente, a partir de los 200 m., para volver a incrementarse a partir de los 500 m. llegando a alcanzar niveles superiores a los encontrados sobre la plataforma continental. Resultados diferentes a los obtenidos en otros lugares del Mediterráneo. Dicho, incremento puesto de manifiesto en el mar de Alborán, es debido al aumento del tamaño de las especies más abundantes en el talud medio (500-800 m.).

6. Los valores de abundancia total son más elevados en la plataforma continental que en el talud, disminuyendo bruscamente a partir del mismo. Resultados estos, acordes con los de otros lugares mediterráneos.

Dentro de la plataforma continental las tendencias de la abundancia son muy variables sin presentar aumento o descenso con el gradiente batimétrico, si bien, en la mayoría de los años de la serie histórica se producen máximos entre los 100-200 m. de profundidad.

7. En las áreas correspondientes a Punta Entinas y Cabo de Gata, hasta los 100 m. de profundidad, parecen existir unas particulares condiciones ambientales que implican la ausencia de determinadas especies favoreciéndose la existencia de otras. La distribución de estas especies en dichos lugares es más afín a la del sector de Levante del Mediterráneo ibérico que a la del resto del mar de Alborán.

8. Entre los intervalos de mayor profundidad también se constatan variaciones con respecto a las capturas de determinadas especies en lugares como Cabo de Gata y la parte oriental de la Isla de Alborán, presentando dichos lugares, en relación a dichas especies, más semejanza con el resto del Mediterráneo ibérico que con el área de estudio.

9. Con la excepción de 1999, la abundancia y biomasa no experimentan incremento o descenso significativo a lo largo de la serie temporal estudiada.
10. Durante el año 1999, en determinados intervalos de profundidad, se constata un descenso significativo de biomasa causado por la ausencia de capturas de determinadas especies. Se produce, asimismo, el incremento de otras que aportan menos biomasa al sistema por ser de menor tamaño. Este hecho parece indicar variaciones temporales en las características oceanográficas de las capas menos profundas del área de estudio. Estas especies que presentan variaciones durante dicho año son las mismas que tienen distribución heterogénea en el área de estudio hasta los 100 m.; según este hecho, podría tratarse de especies indicadoras de determinados cambios en las condiciones oceanográficas.
11. En relación a patrones de zonación, se ponen de manifiesto cuatro agrupaciones relacionadas con el gradiente batimétrico: Plataforma superior (30-100 m.) e inferior (100-200 m.) y talud continental superior (200-500 m.) y medio (500-800 m.).
12. Entre agrupaciones sucesivas, las que más difieren en relación tanto a abundancia, biomasa como presencia-ausencia de especies, son las correspondientes a la transición de plataforma a talud continental.

BIODIVERSIDAD

13. La riqueza específica disminuye desde la plataforma al talud continental. En la plataforma no existe tendencia alguna, siendo similar a lo largo de los 30-200 m., mientras que en el talud, es mayor en el superior (200-500 m.) que en el medio (500-800 m.). En este último, la biodiversidad disminuye con la profundidad, cayendo bruscamente a partir de los 700 m. Dentro de éste, el intervalo de profundidad con más biodiversidad está comprendido entre 301-500m.

- 14.** Dicho intervalo, entre los 301 y 500 m. se presenta como una zona de transición donde desaparecen determinadas especies, más abundantes en la plataforma, y muestran su presencia aquéllas que son propias del talud a excepción de ocho especies consideradas como euríbatas (*C.conger*, *H.dactylopterus*, *L.caudatus*, *L.budegassa*, *M.m.smiridus*, *P.acarne*, *P.bogaraveo*, *S.nigrescens*), que se distribuyen a lo largo de todo el rango batimétrico estudiado.
- 15.** A excepción del muestreo efectuado en 1999, no existe evidencia de que a lo largo de los doce años de la serie estudiada se haya producido aumento o descenso de la biodiversidad.
- 16.** No se aprecian tendencias geográficas generales relacionadas con la riqueza específica. Únicamente existen diferencias significativas, entre los 100-200 m., con menor número de especies, en el área de Málaga. También se producen variaciones en la Isla de Alborán que presenta un mayor número de especies entre los 300-400 m.

DIVERSIDAD

- 17.** Las fluctuaciones de los valores de diversidad registrados a lo largo de la serie temporal estudiada, indican que una temporalidad inferior a cuatro años conlleva a posibles interpretaciones erróneas, en especial para los intervalos correspondientes a la plataforma continental. La diversidad de especies con datos de biomasa no muestra valores tan variables como con datos de abundancia.

18. La evolución de la diversidad a lo largo del gradiente batimétrico, obtenida con datos de abundancia, difiere de la obtenida con datos de biomasa.

La primera es superior en el talud que en la plataforma continental. Dentro de ésta, no existen tendencias con la profundidad. En cuanto al talud, es más diverso el talud superior y, dentro de éste, el rango comprendido entre los 301-500 m. de profundidad.

El talud medio se caracteriza por presentar valores interanuales más uniformes que los de plataforma y talud superior. Asimismo, mientras que en el resto de los intervalos los valores de diversidad están influenciados por la mayor o menor abundancia de la primera especie dominante, en el caso del talud medio, dichos valores están condicionados también por la segunda especie dominante. Ambas especies, a lo largo de los años, son idénticas: *G.melastomus* y *N.aequialis*.

En relación a los valores de diversidad con biomasa, a lo largo del gradiente batimétrico, el talud medio (501-800 m.) es el que presenta menores valores, debido al mayor tamaño de los ejemplares de las principales especies capturadas en dicho intervalo.

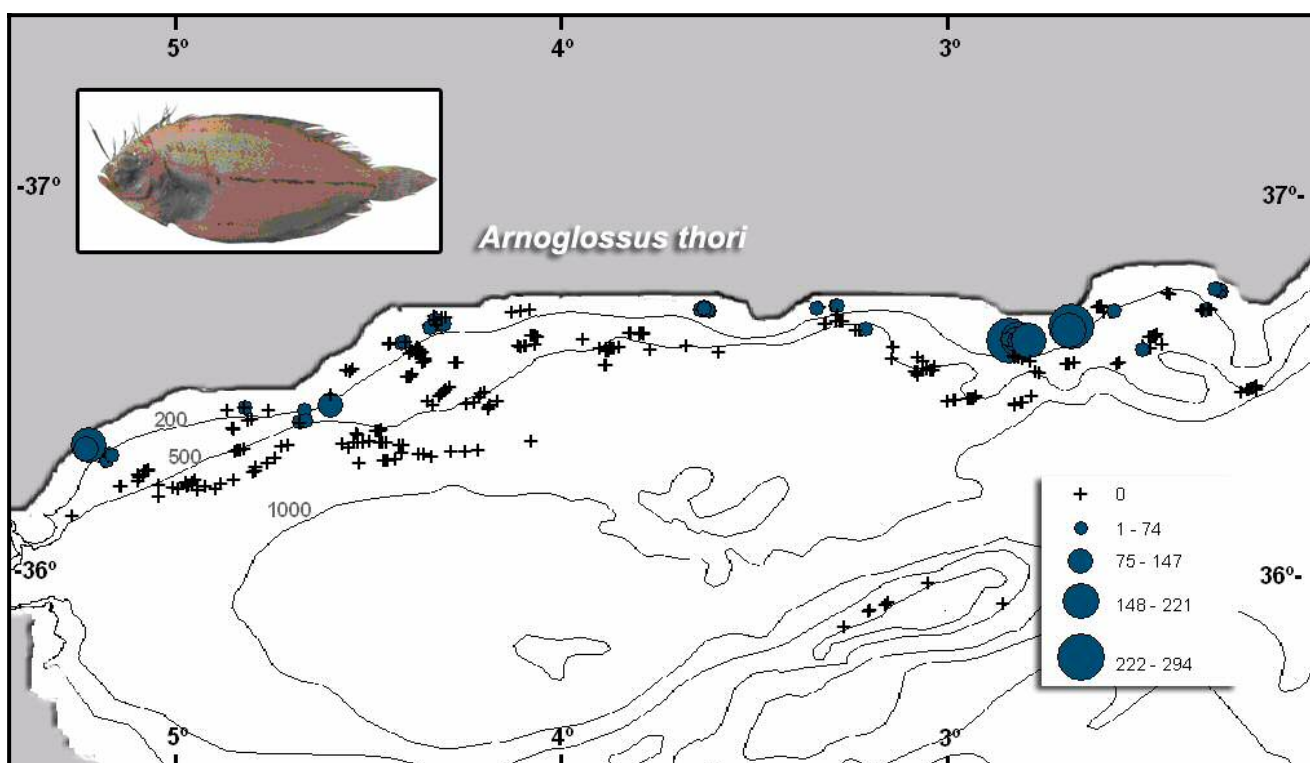
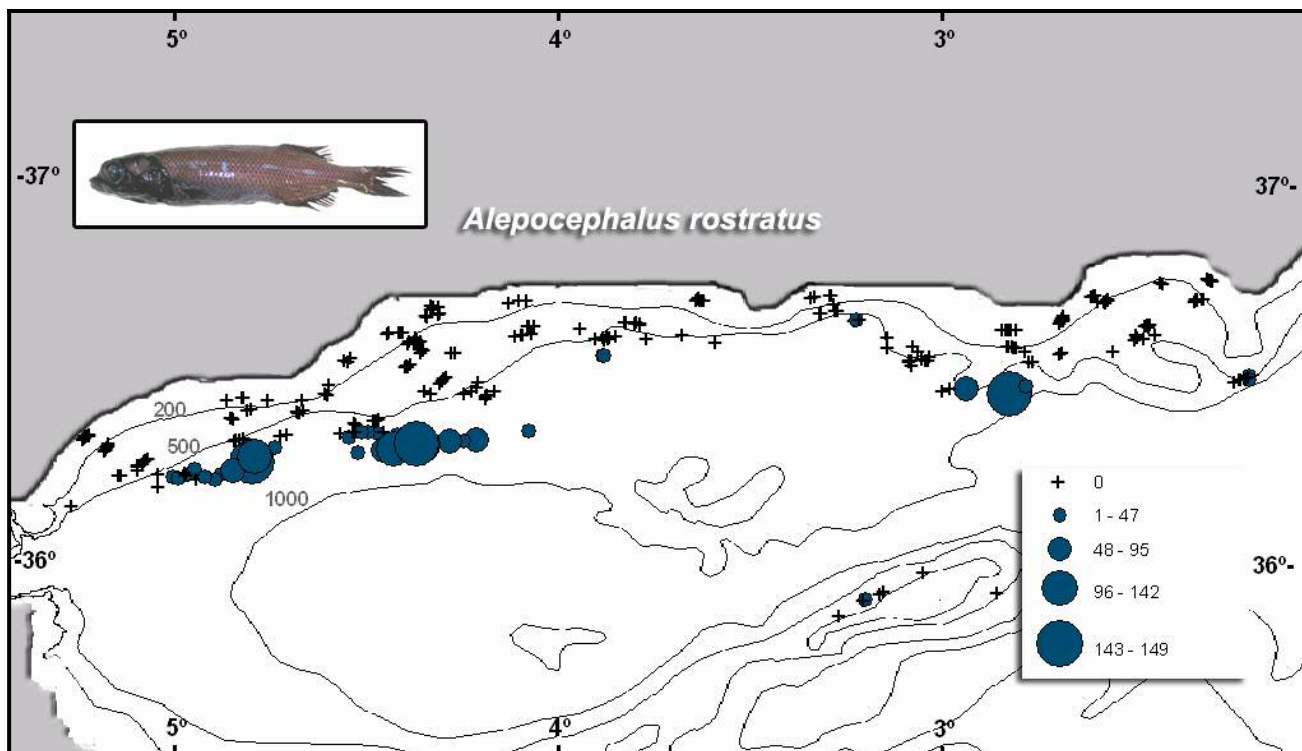
19. Contrariamente a lo expuesto por diversos autores (MacArthur, 1969; Magurran, 1988), y de acuerdo a lo establecido por Whittaker (1972), según los resultados obtenidos, el hecho de que exista una especie más dominante no implica necesariamente que la riqueza específica sea inferior.

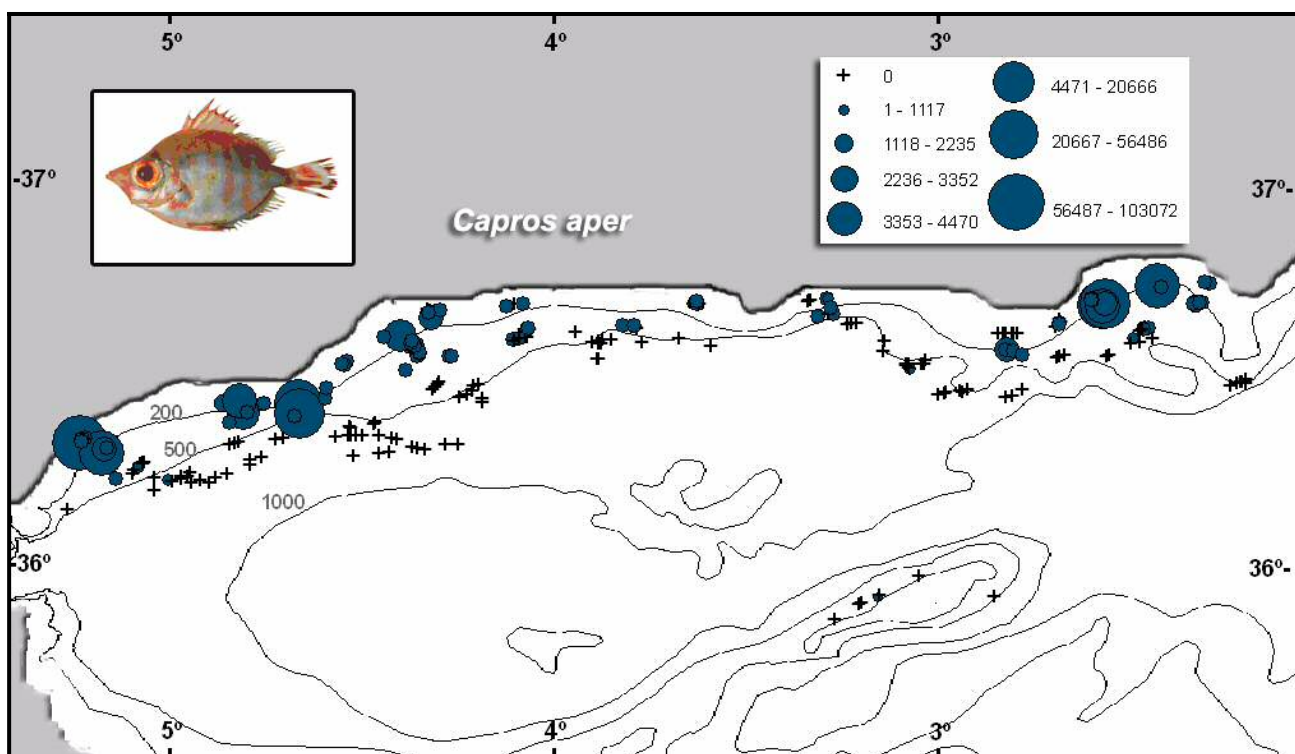
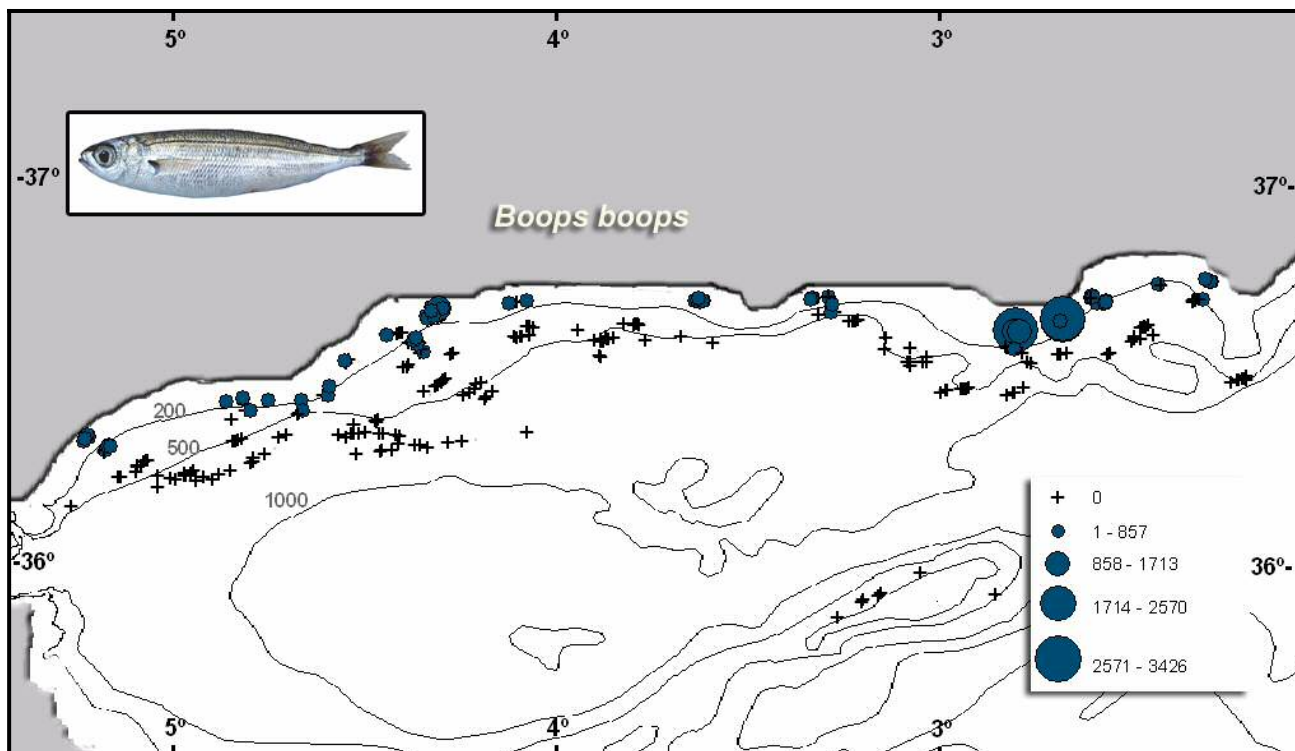
20. La disminución de los valores de diversidad que se producen en el talud medio, en relación al superior, sometido a mayor explotación, revela que, no necesariamente, la disminución de diversidad está causada por un aumento de la contaminación ambiental o explotación comercial, sino por las características intrínsecas de distribución de las especies.

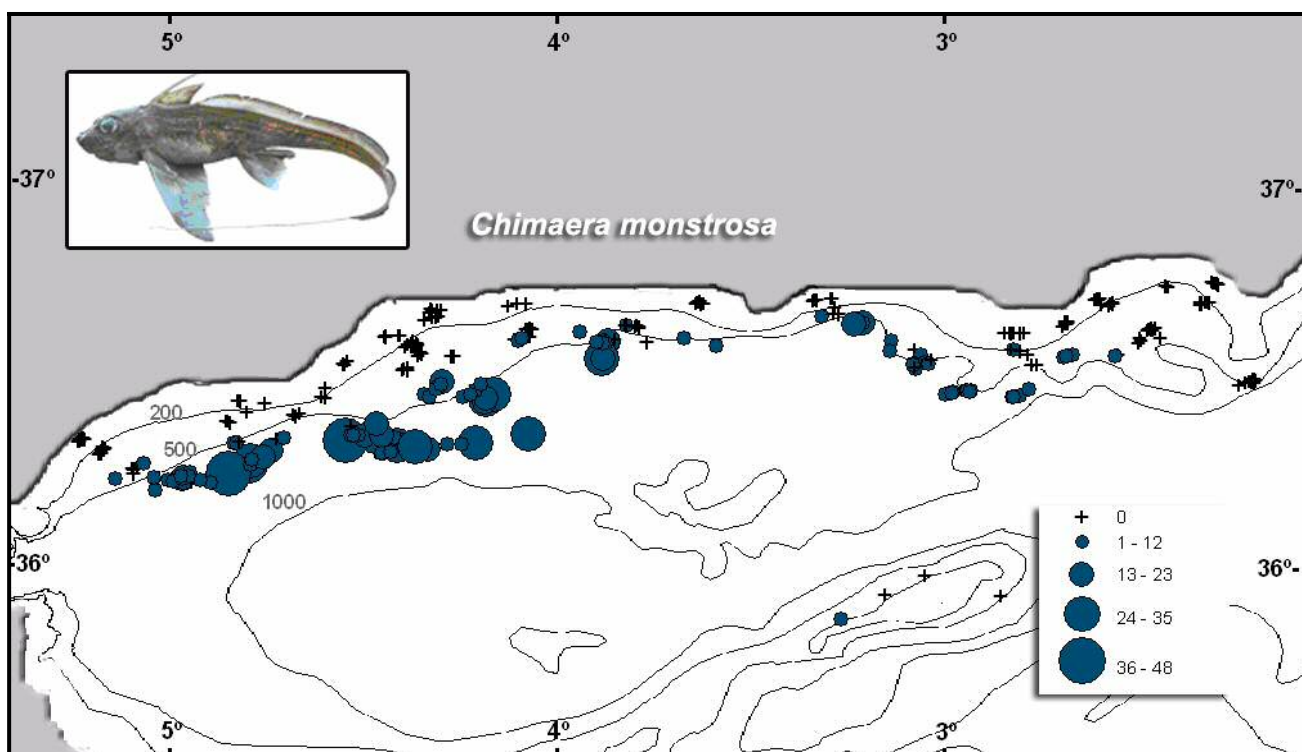
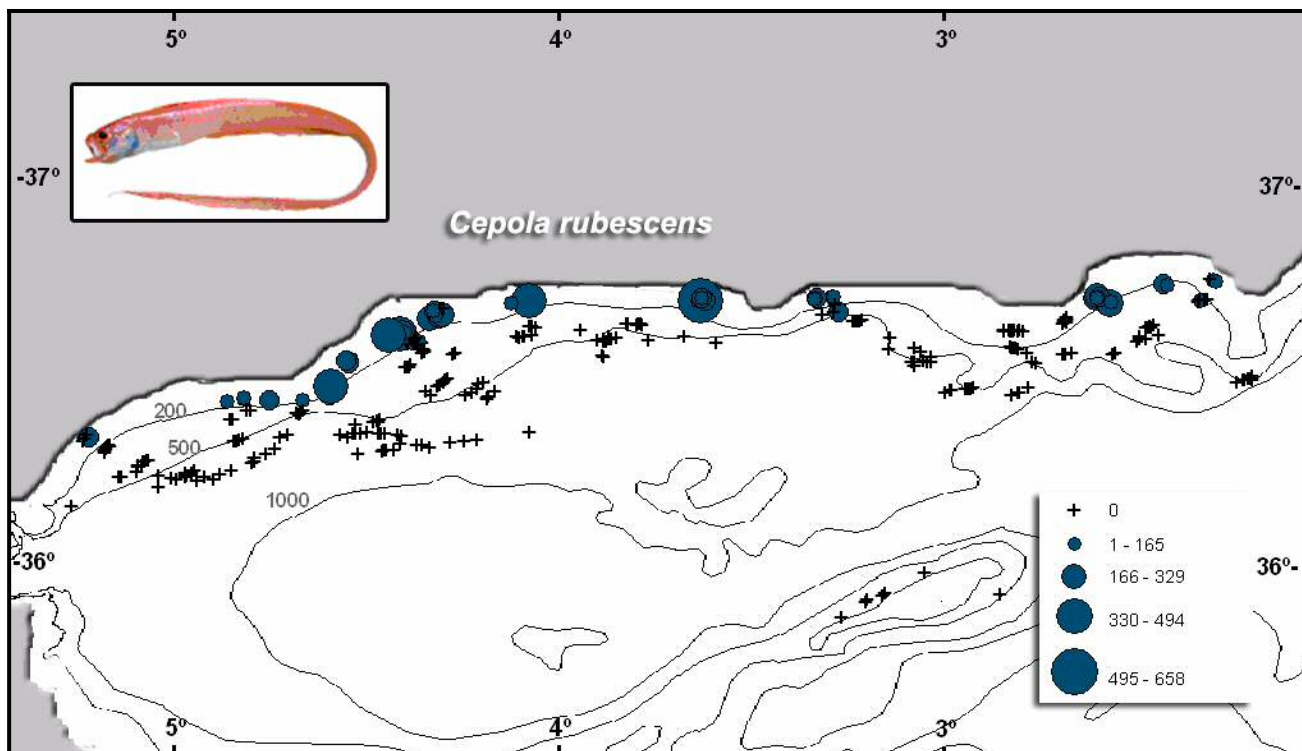
- 21.** En cuanto a las tendencias geográficas, los menores valores de diversidad se producen, tanto en abundancia como en biomasa, en los intervalos de menor profundidad y en la zona más occidental prospectada.
- 22.** Las oscilaciones temporales de la diversidad son amplias, si bien, a la vista de los resultados, tanto con la abundancia, como con la biomasa, no se aprecian tendencias de incremento o descenso general de la misma, sino fluctuaciones anuales causadas, en mayor o menor medida, por variaciones en las capturas de determinadas especies. En este sentido hay que tener en cuenta que la elevada captura de una especie (caso particular de *C. aper*), causa un elevado descenso en los valores de diversidad que desvirtúa cualquier serie histórica y puede conducir a falsas interpretaciones.
- 23.** Es aconsejable realizar los estudios de diversidad tanto con datos de abundancia, como de biomasa, puesto que la información aportada en cada caso es diferente y la conjunción de ambas ofrece un mayor conocimiento de la estructura del sistema objeto del análisis.
- 24.** El índice de diversidad taxonómica experimenta un aumento a medida que aumenta la profundidad, como consecuencia del incremento de números de taxones superiores, en concreto órdenes, que se produce con el gradiente batimétrico, al contrario de lo que ocurre con la riqueza específica. No se aprecian variaciones temporales o geográficas del mismo a lo largo del periodo y la zona de estudio.
- 25.** En cuanto a la beta diversidad, se aprecia que el grado de reemplazo de especies disminuye bruscamente en el talud respecto a la plataforma continental; dentro ésta asciende desde los 30-50 m hasta alcanzar su valor máximo en los 101-200 m. de profundidad. A partir del talud continental los valores descienden bruscamente presentando oscilaciones entre intervalos hasta alcanzar el mínimo valor de reemplazo de las especies entre los 701 y los 800 m.

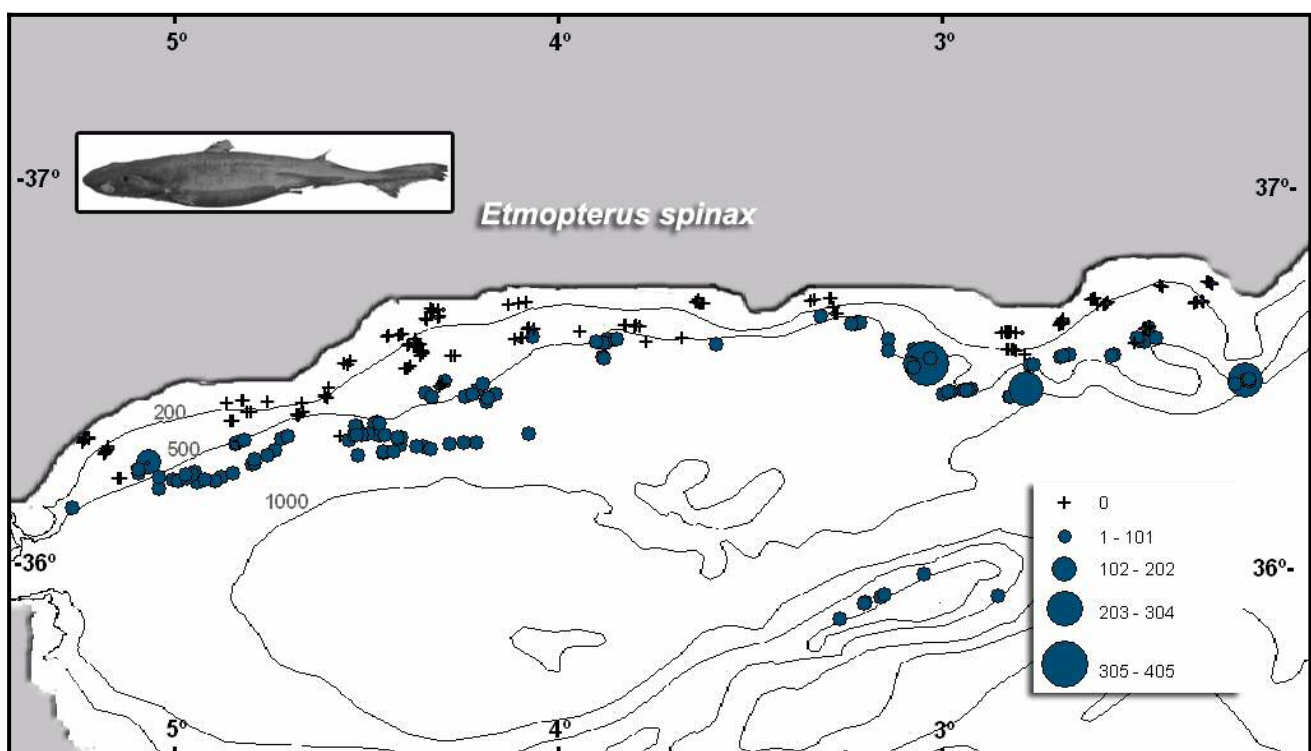
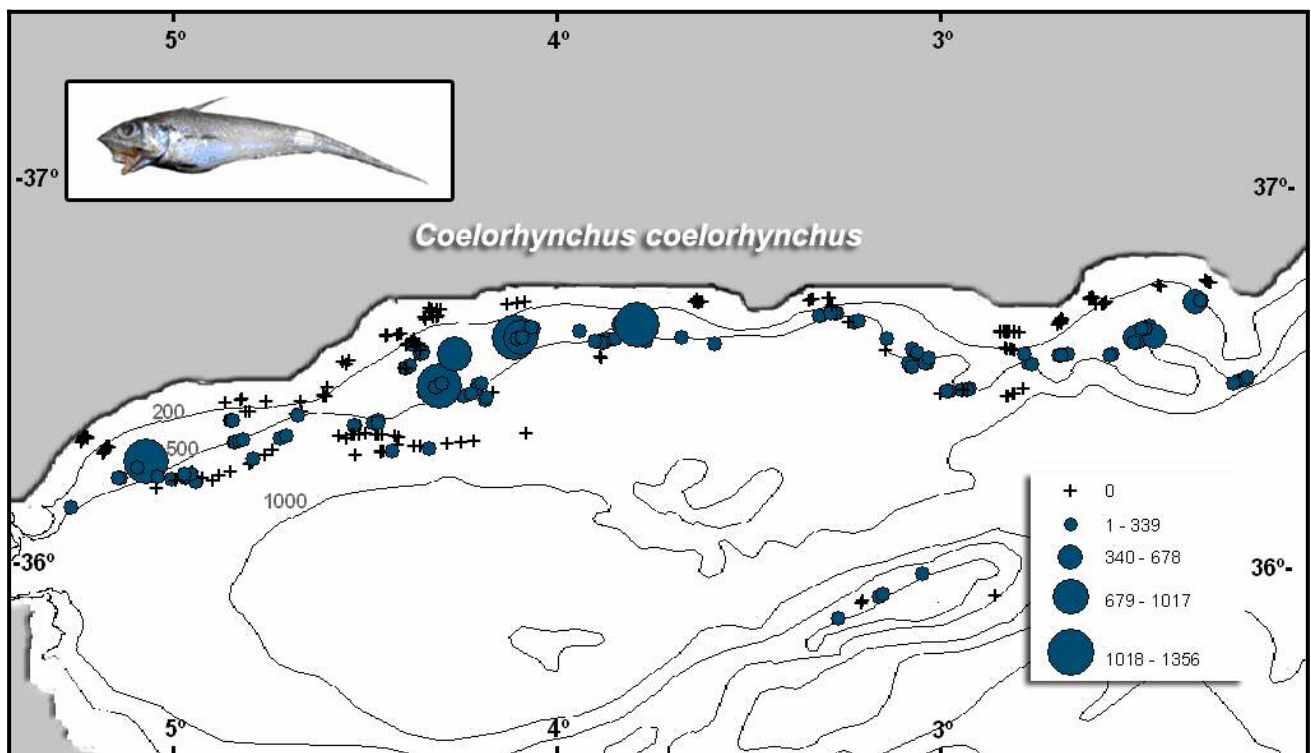
- 26.** En cuanto a la beta diversidad entre intervalos continuos, la mayor semejanza la presentan los comprendidos entre los 601-700 y los 701-800 m. (82%), mientras que la menor corresponde a los comprendidos entre 51-100 y 101-200 (67%) y entre 101-200 y 201-300 m. (66%). El grado de similitud entre especies a lo largo de todo el gradiente batimétrico es del 32%.
- 27.** Interanualmente, se diferencian dos grupos diferentes en relación a la presencia-ausencia de especies. Por un lado el correspondiente a los años 1994 a 1998 y por otro el comprendido entre 2000-2005. El año 1999 se encuentra fuera de ambos grupos presentando diferencias significativas. Dichas diferencias se deben a la ausencia durante dicho año de especies que aparecen con relativa frecuencia durante años anteriores y posteriores.
- 28.** El valor de semejanza entre todos los años, en relación a la presencia-ausencia de especies capturadas, asciende a un 75%.

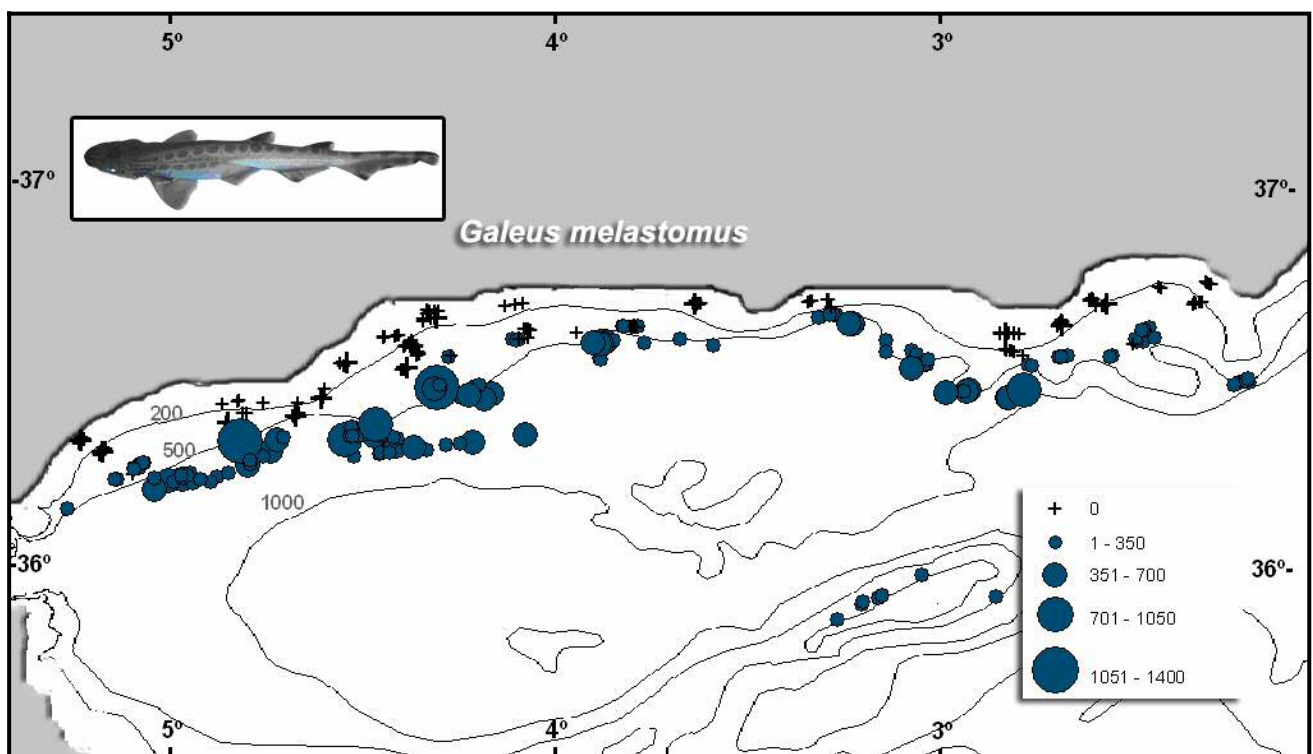
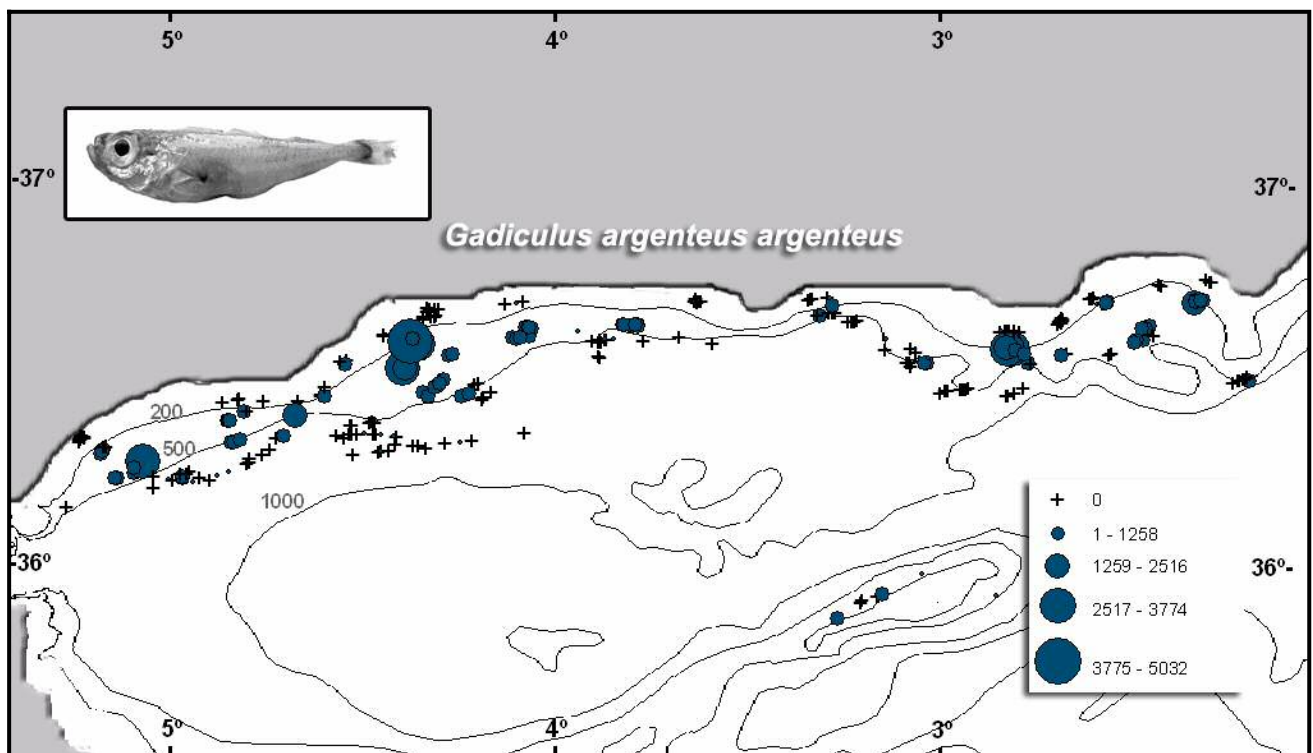
ANEXO

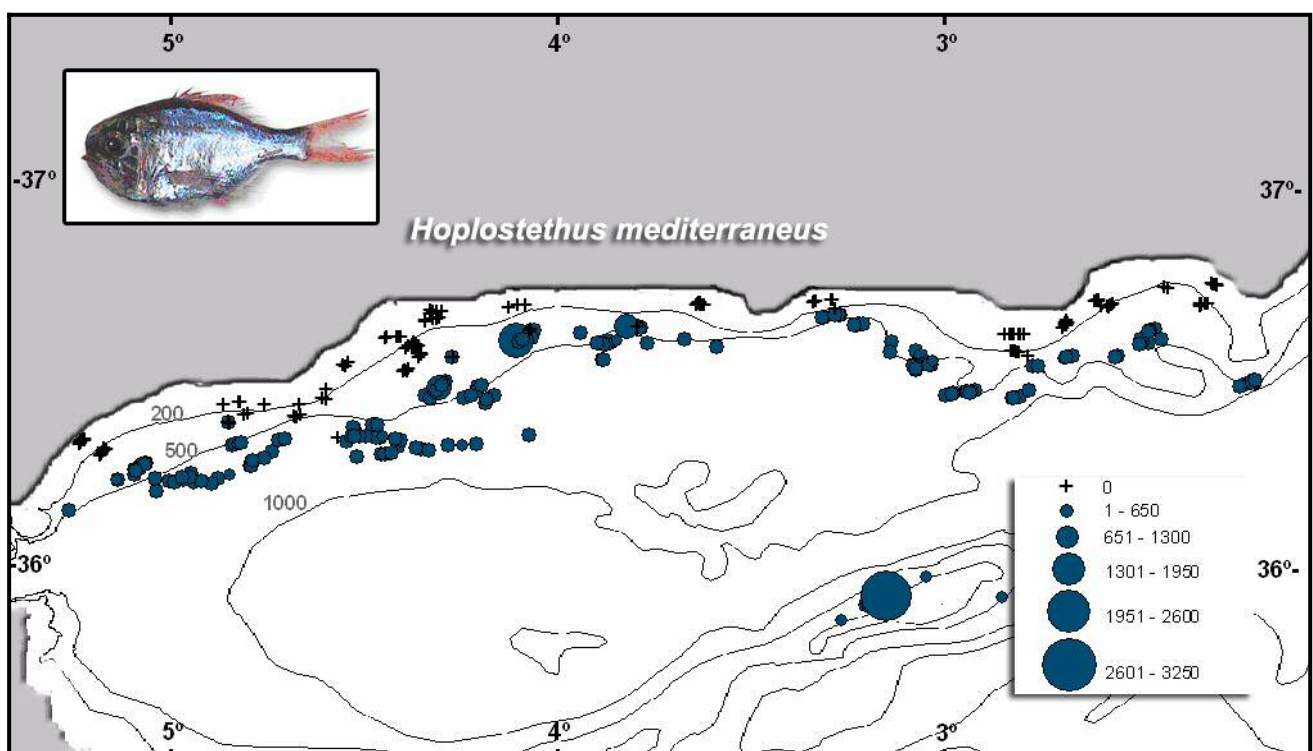
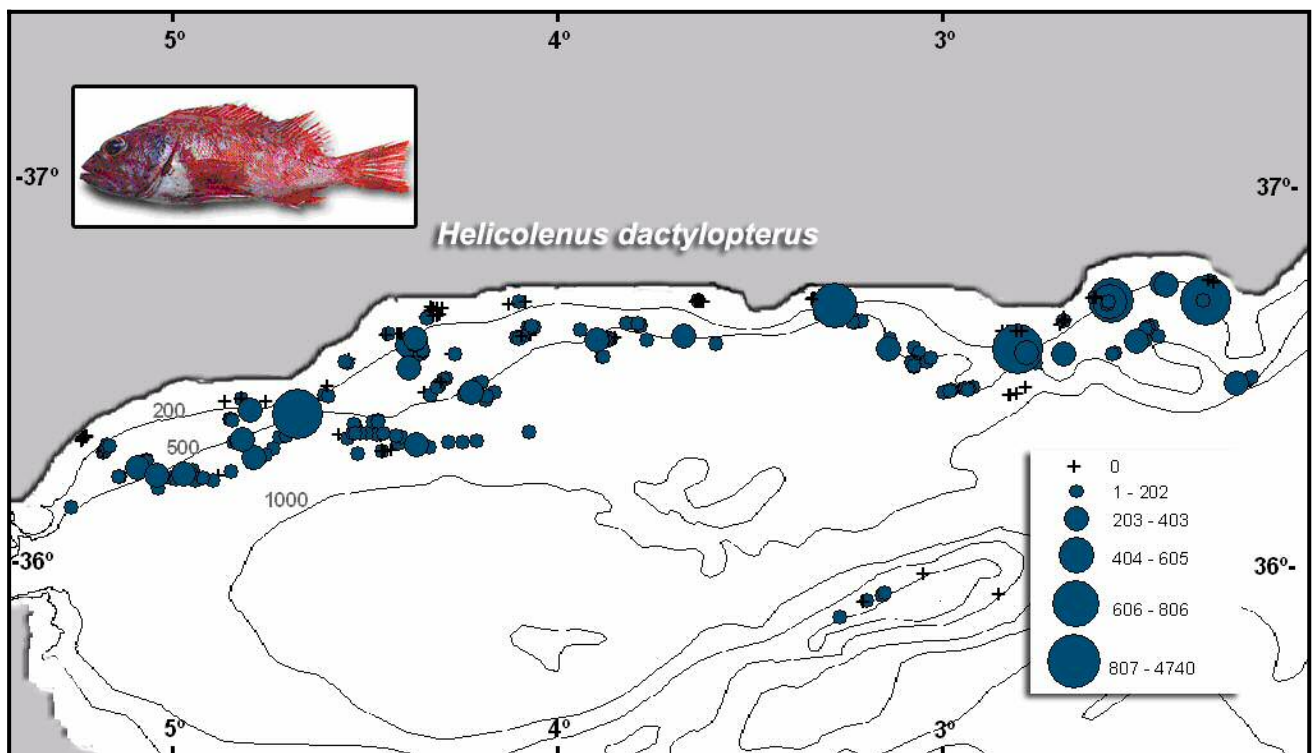


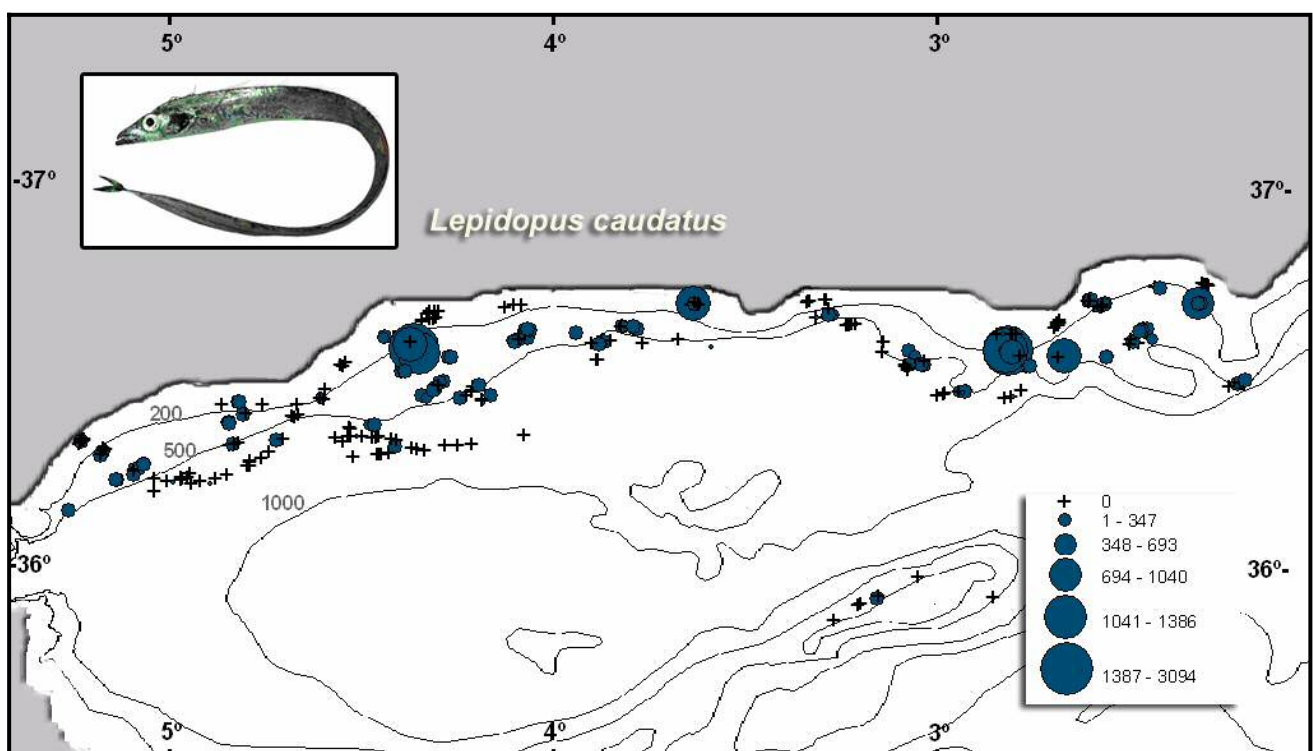
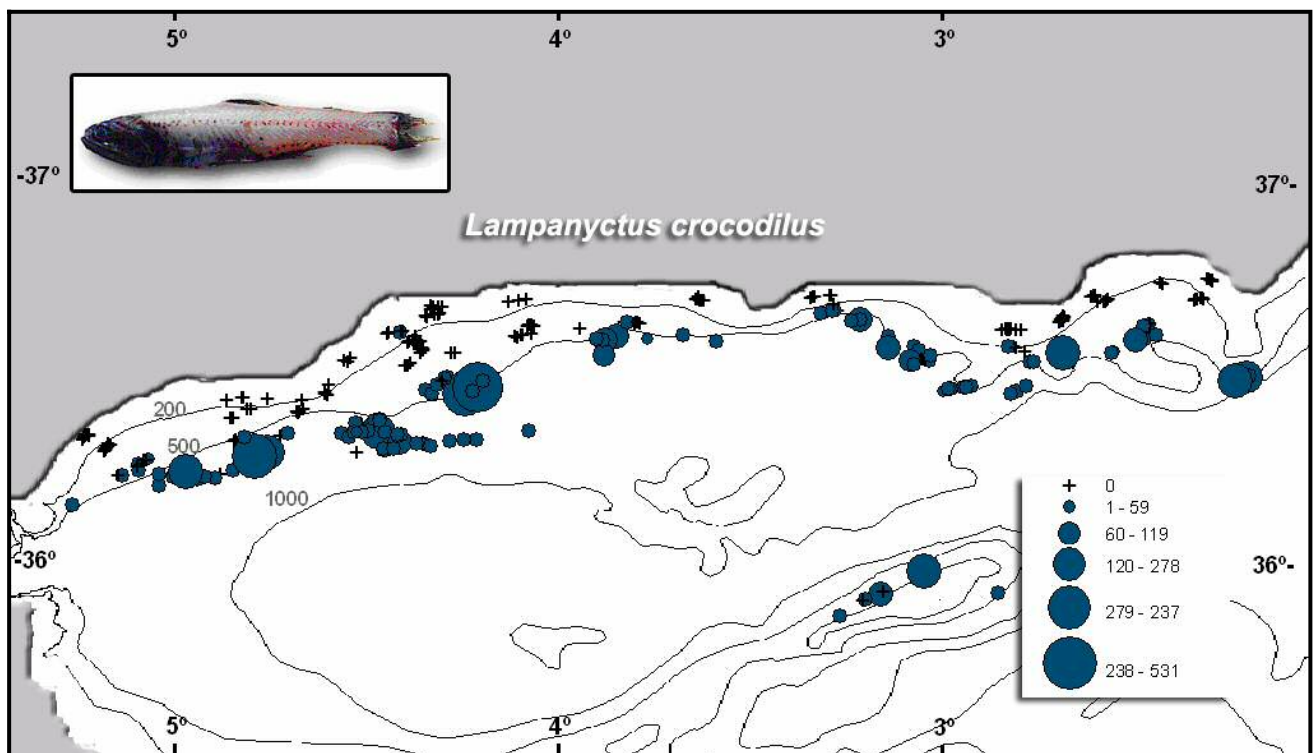


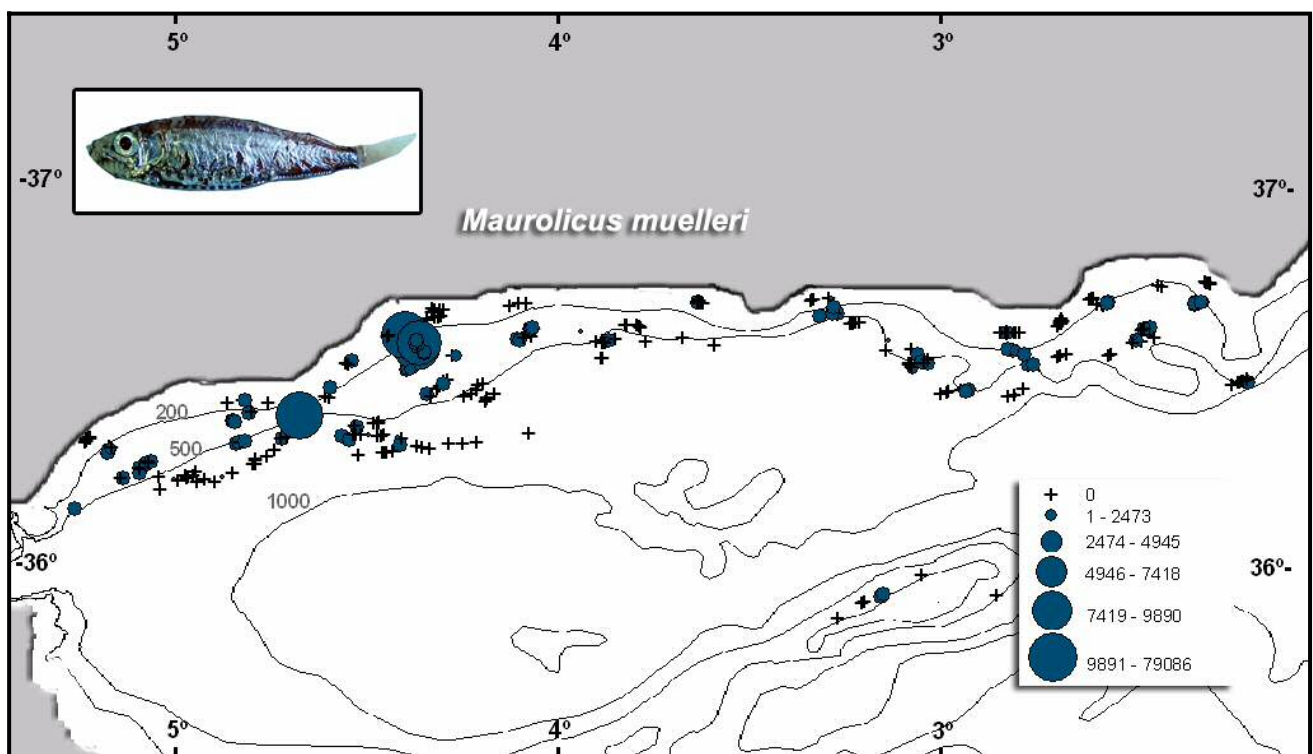
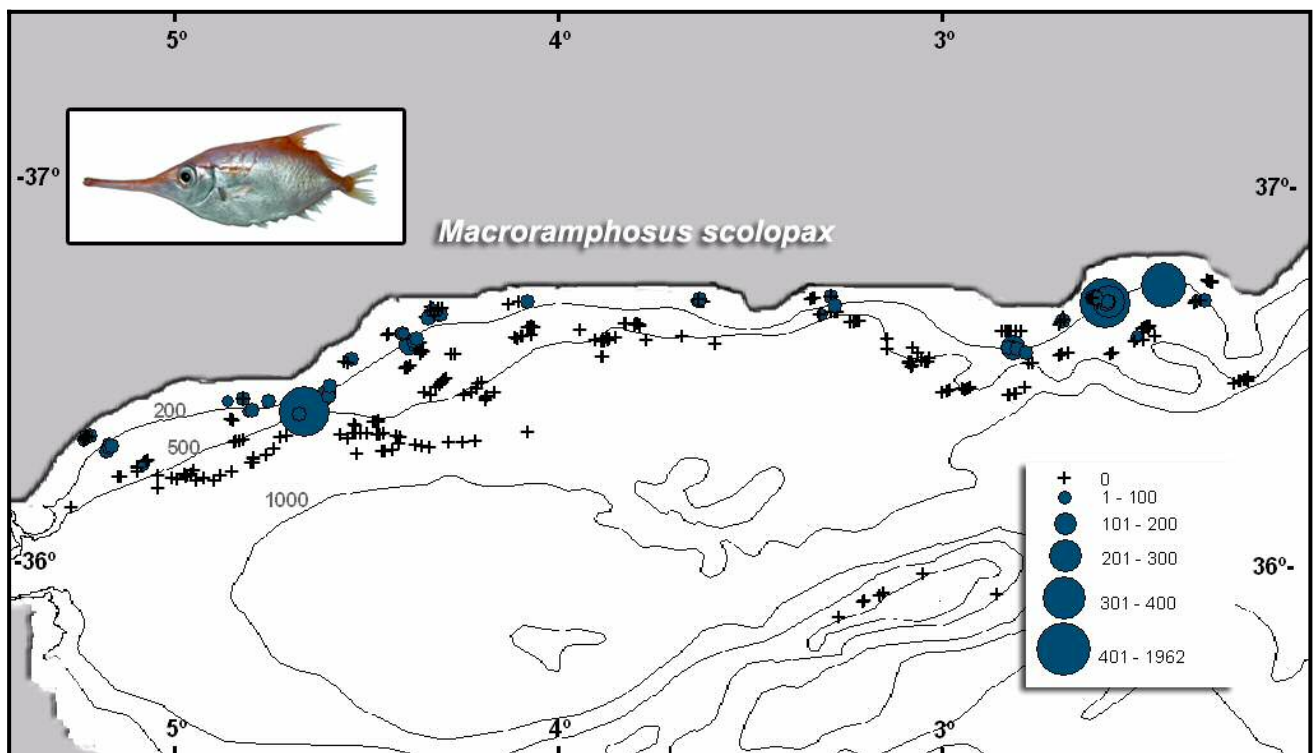


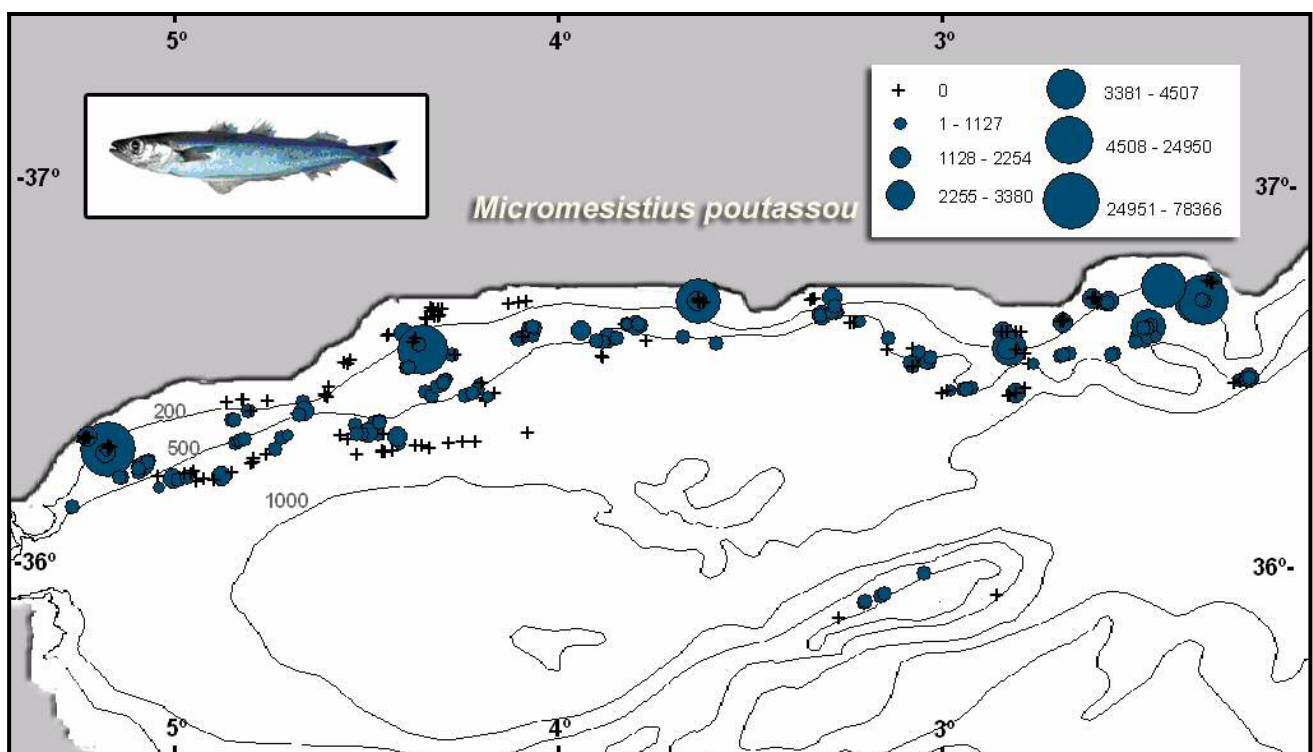
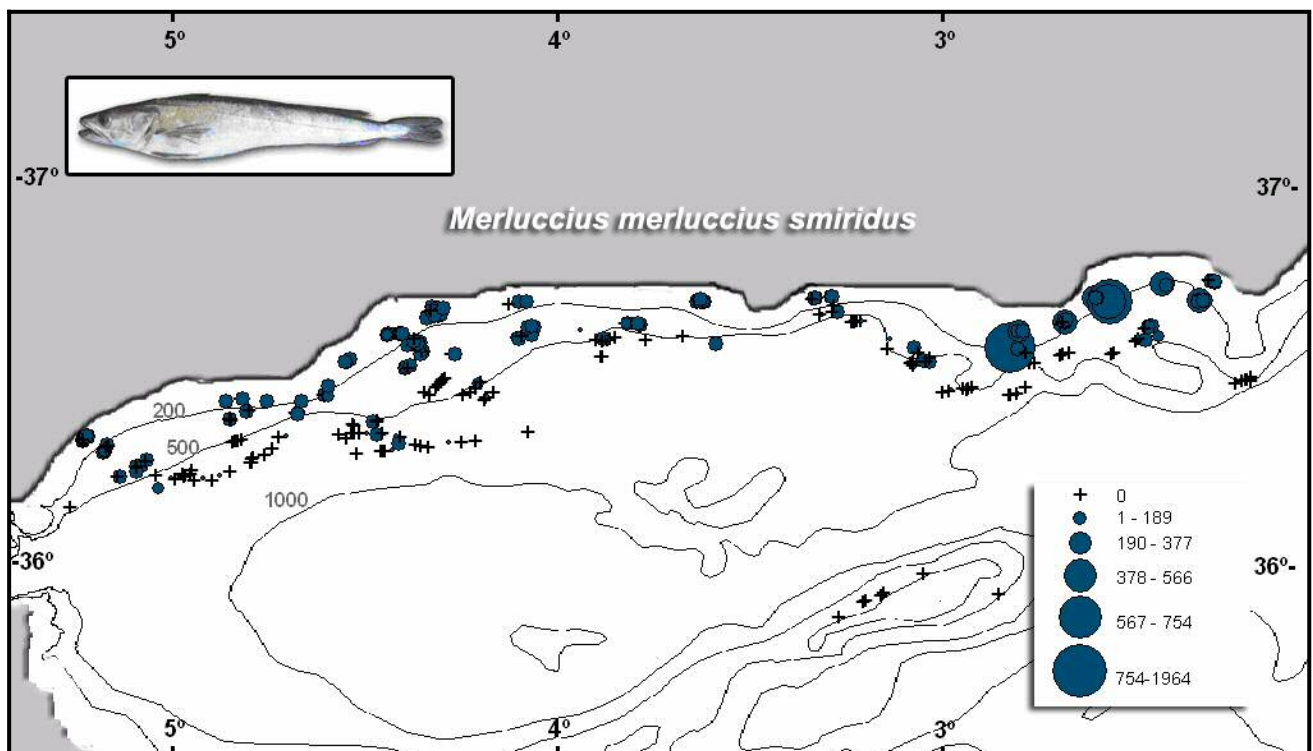


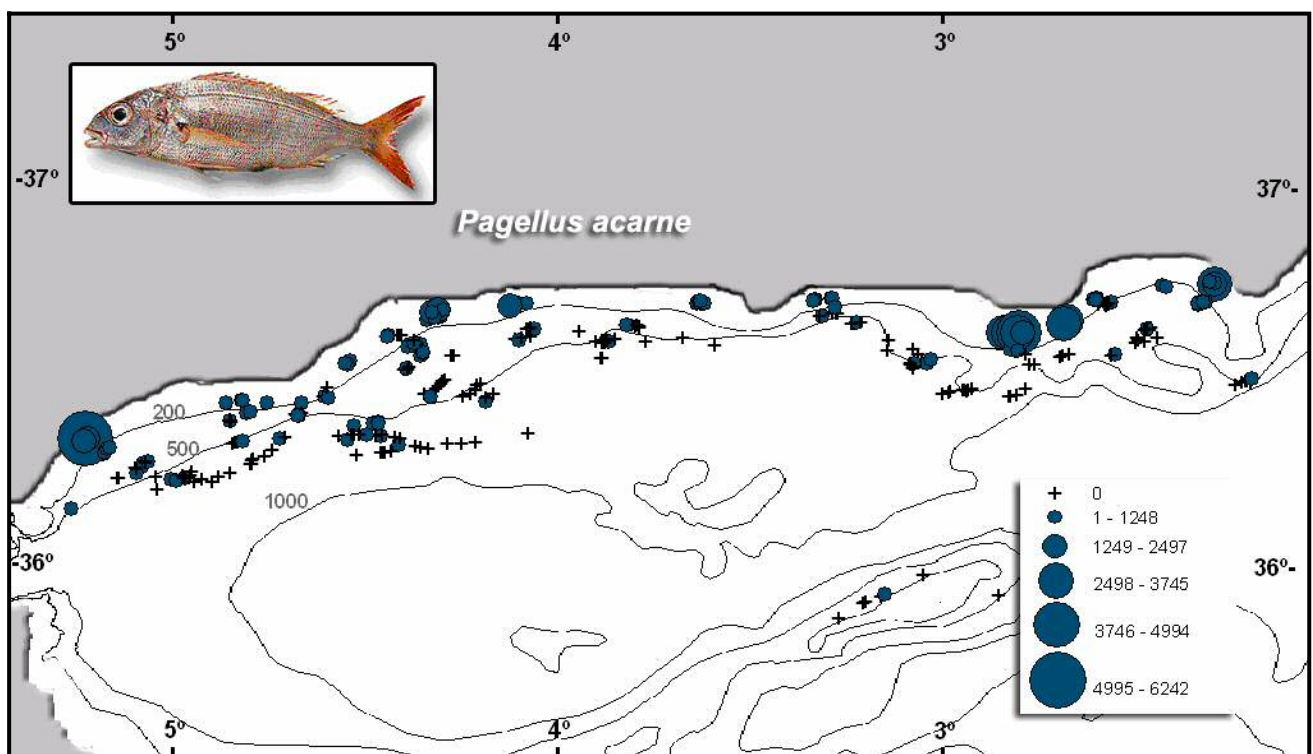
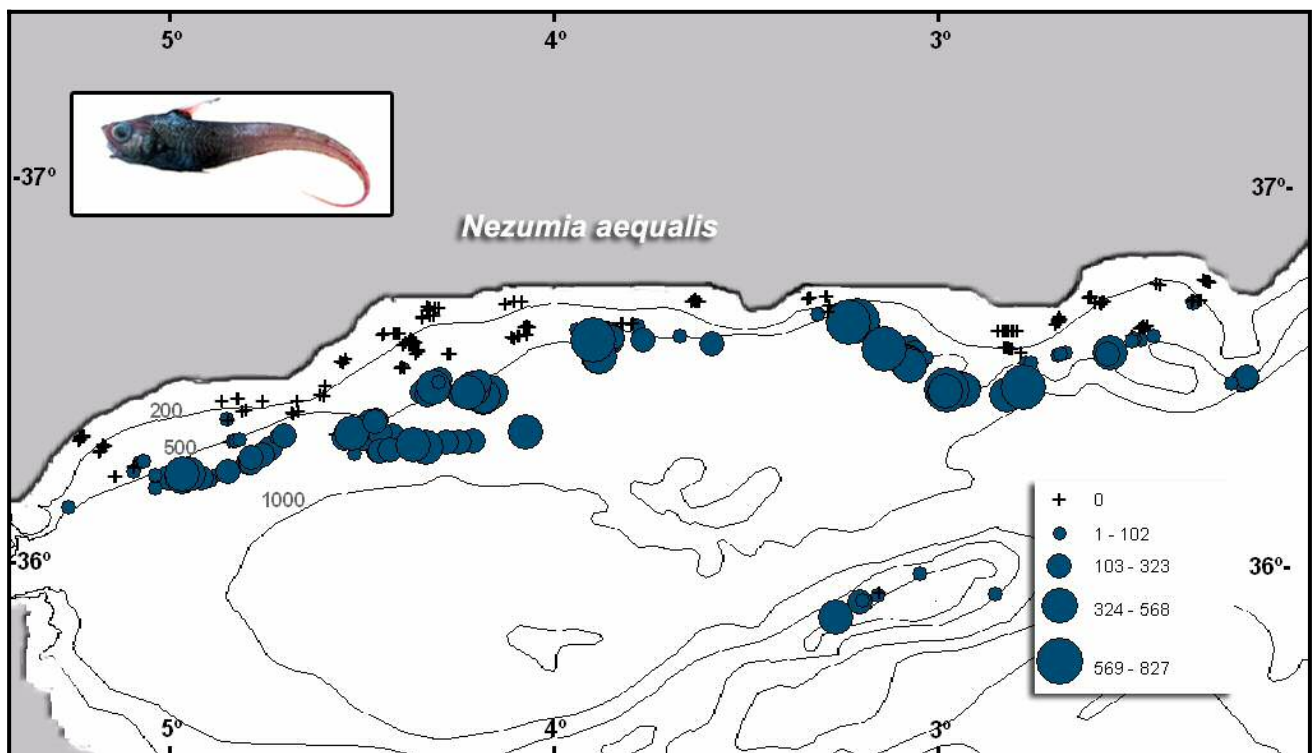


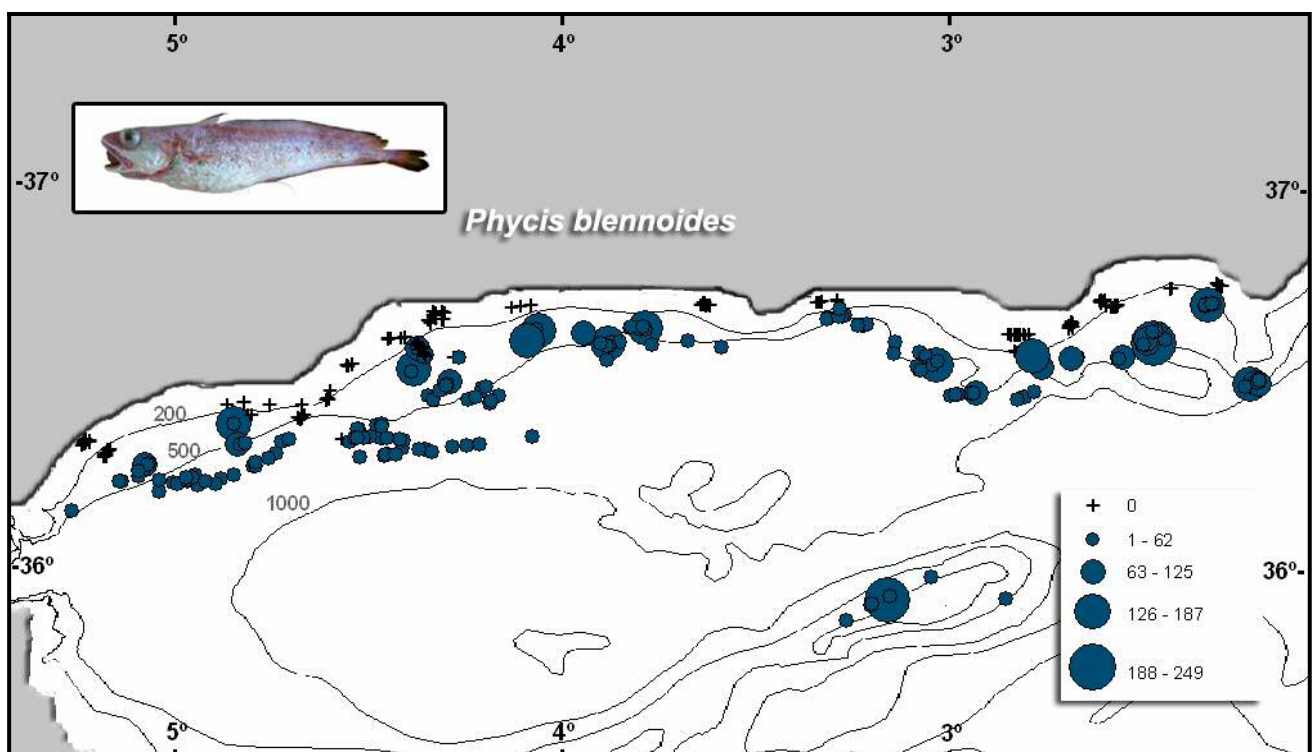
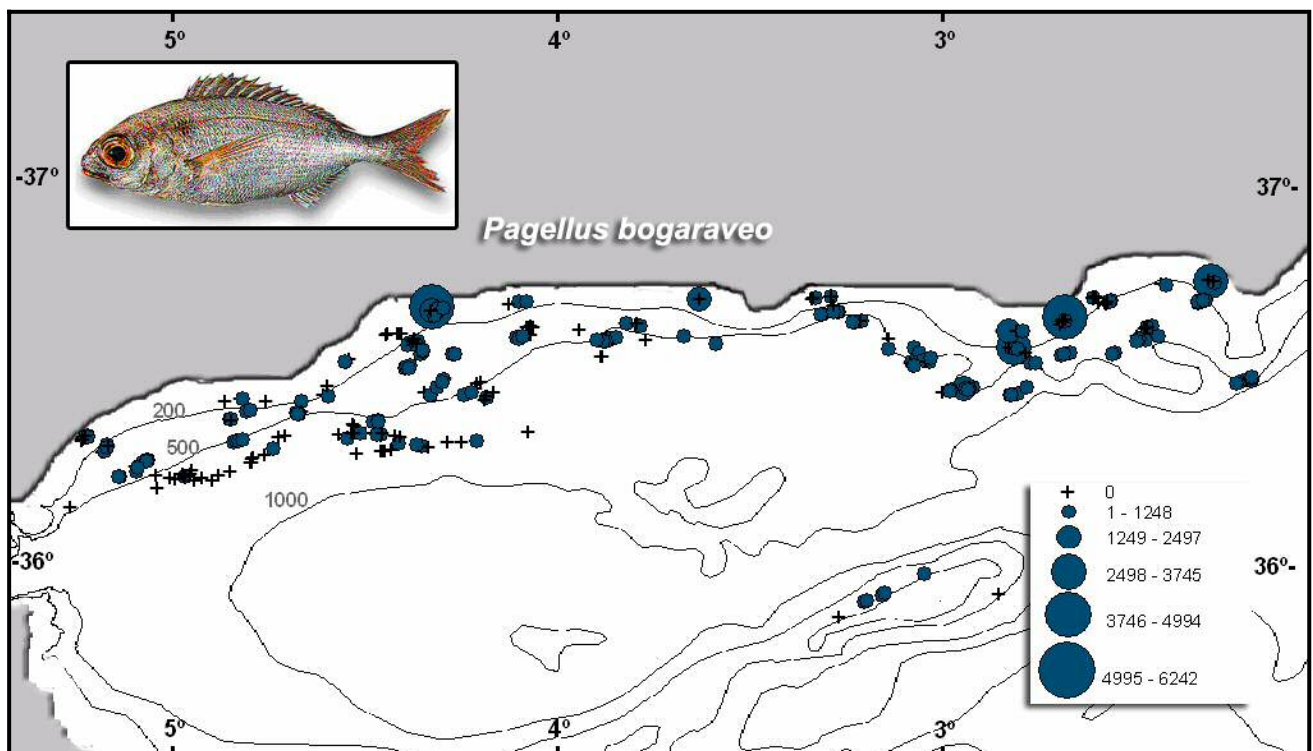


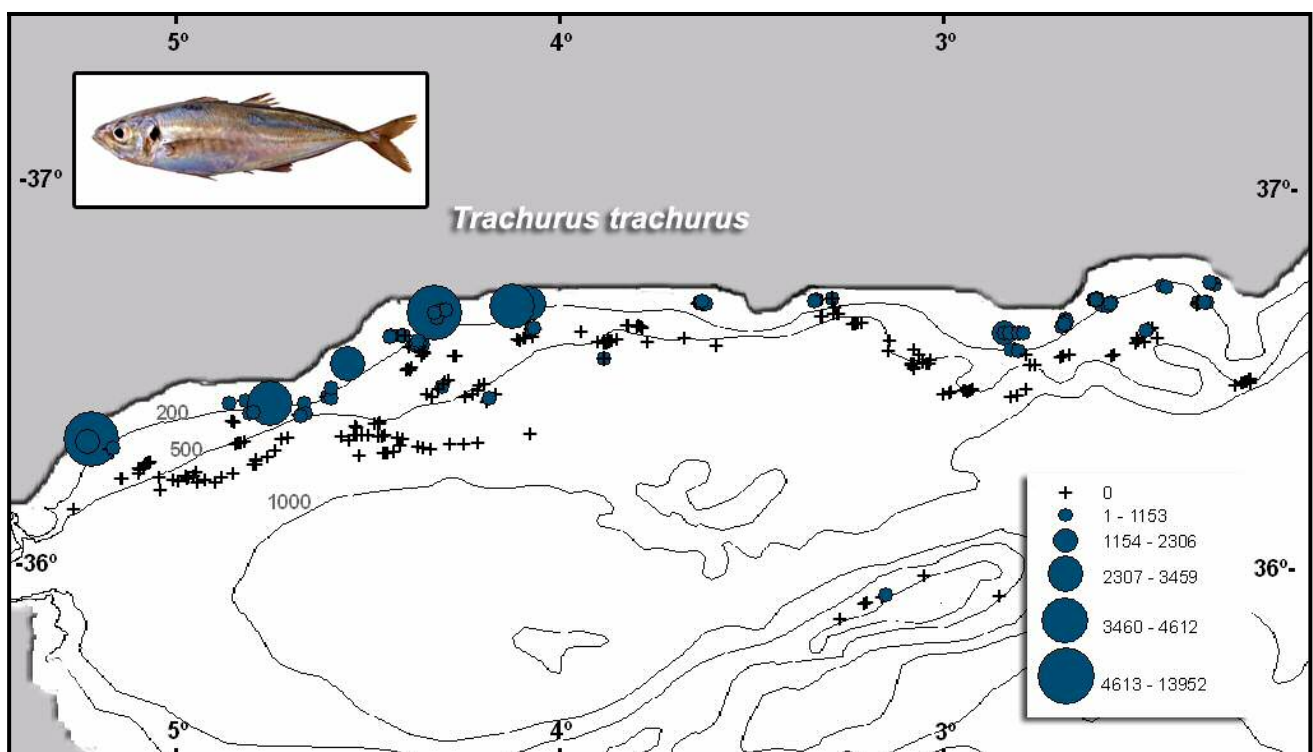
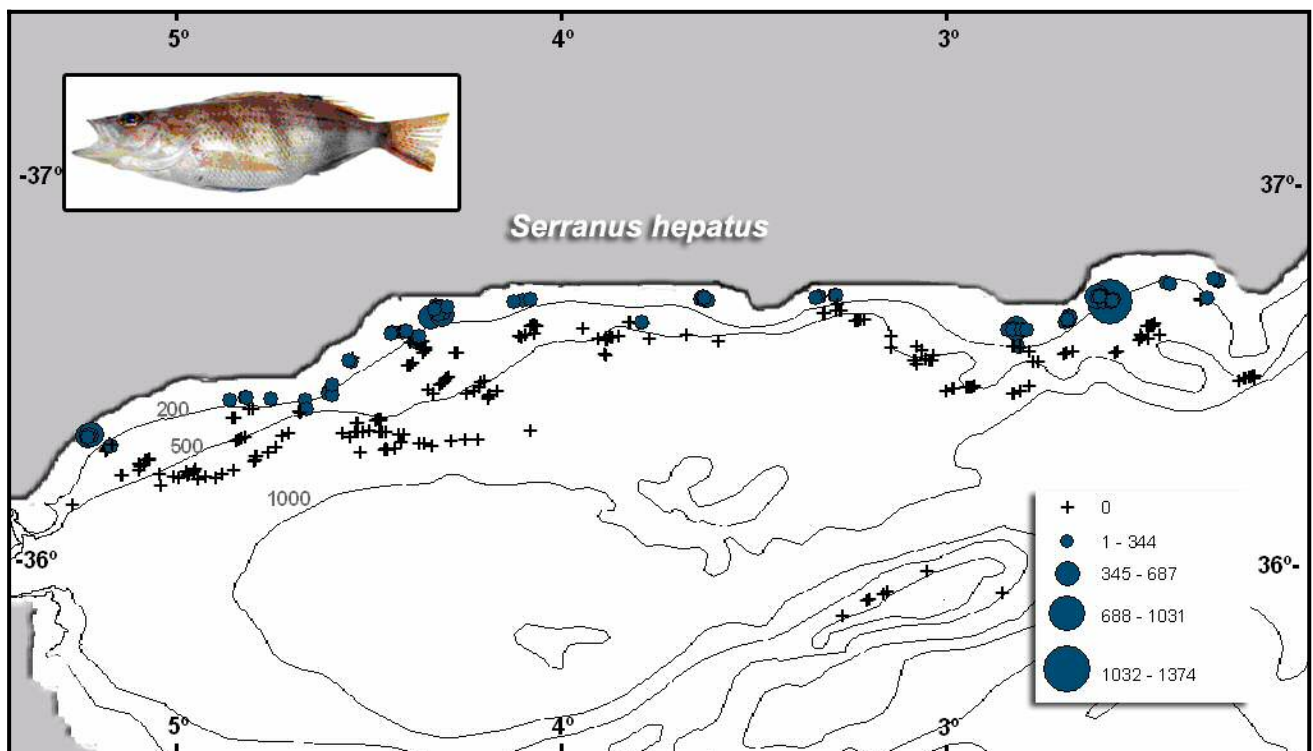












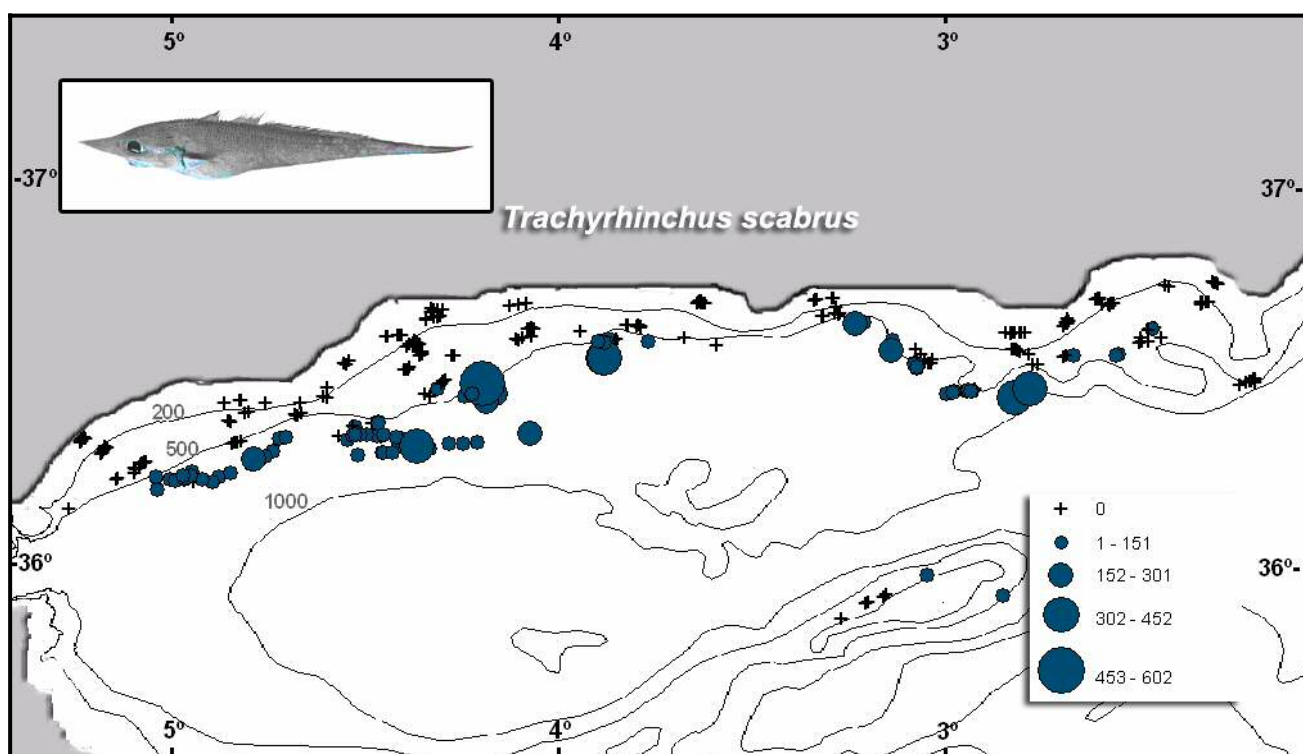


Figura 1. Mapas de distribución de abundancia ($\text{n}^\circ \text{h}^{-1}$) de las especies que contribuyen en mayor grado a la abundancia y a la frecuencia de ocurrencia durante los años 1994-2005.

Tabla I. Relación de especies capturadas a lo largo de la serie de campañas MEDITS 1994-2005 en el mar de Alborán.

CLASE MYXINI

ORDEN MYXINIFORMES

FAM. MYXINIDAE

Myxine glutinosa

CLASE CONDRICTIOS

ORDEN CHIMAERIFORMES

FAM. CHIMAERIDAE

Chimaera monstrosa

ORDEN CARCHARHINIFORMES

FAM. SCYLIORHINIDAE

Galeus atlanticus

Galeus melastomus

Scyliorhinus canicula

FAM TRIAKIDAE

Galeorhinus galeus

Mustelus mustelus

ORDEN HEXANCHIFORMES

FAM. HEXANCHIDAE

Heptranchias perlo

ORDEN SQUALIFORMES

FAM. DALATIIDAE

Dalatias licha

Etmopterus spinax

Oxyrinus centrina

FAM. CENTROPHORIDAE

Centrophorus uyato

FAM. SQUALIDAE

Squalus acanthias

ORDEN RAJIFORMES

FAM. TORPEDINIDAE

Torpedo marmorata

Torpedo nobiliana

FAM. RAJIDAE

Raja asterias

Raja circularis

Raja montagui

Raja naevus

Raja oxyrinchus

CLASE OSTEICTIOS

ORDEN ALBULIFORMES

FAM. NOTACANTHIDAE

Notacanthus bonapartei

ORDEN ANGUILLIFORMES

FAM. ANGUILLIDAE

Anguilla anguilla

FAM. OPHICHTIDAE

Ophichthus rufus

Echelus myrus

Ophisurus serpens

FAM. NEMICHTHYIDAE

Nemichthys scolopaceus

FAM. CONGRIDAE

Conger coger

Gnathophis mystax

FAM. NETTASTOMIDAE

Nettastoma melanurum

Facciolella oxyrhyncha

ORDEN CLUPEIFORMES

FAM. ENGRAULIDAE

Engraulis encrasicolus

FAM. CLUPEIDAE

Alosa fallax fallax

Sardina pilchardus sardina

Sardinella aurita

ORDEN OSMERIFORMES

FAM. ARGENTINIDAE

Argentina sphyraena

Glossanodon leioglossus

FAM. ALEPOCEPHALIDAE

Alepocephalus rostratus

ORDEN STOMIIFORMES

FAM. GONOSTOMATIDAE

Cyclothone braueri

Cyclothone pygmaea

FAM. STERNOPTYCHIDAE

Argyropelecus hemigymnus

Maurolicus muelleri

FAM. PHOTICHTHYDAE

Ichthyococcus ovatus

Vinciguerrria attenuata

Vinciguerrria poweriae

FAM. STOMIIDAE

Bathophilus nigerrimus

Chauliodus sloani

Stomias boa

ORDEN AULOPIFORMES

FAM. CHLOROPHTHALMIDAE
Chlorophthalmus agassizi

FAM. PARALEPIDIDAE
Notolepis rissoi
Paralepis speciosa

FAM. EVERMANNELLIDAE
Evermannella balbo

ORDEN MYCTOPHIFORMES

FAM. MYCTOPHIDAE
Benthoosema glaciale
Ceratoscopelus maderensis
Diaphus holti
Electrona rissoi
Gonichthys coccoi
Hygophum benoiti
Hygophum hygomii
Lampanyctus crocodilus
Lobianchia dofleini
Myctophum punctatum
Notoscopelus elongatus
Symbolophorus veranyi

ORDEN OPHIDIIFORMES

FAM. CARAPIDAE
Carapus acus
Echiodon dentatus

FAM. OPHIIDAE
Benthocometes robustus
Ophidion barbatum
Ophidion rochei

FAM. BYTHITIDAE
Bellotia apoda
Cataetys alleni

ORDEN GADIFORMES

FAM. MACROURIDAE
Coelorhynchus coelorhynchus
Hymenocephalus italicus
Nezumia aequalis
Trachyrhynchus scabrus

FAM. MORIDAE
Gadella maraldi
Mora moro

FAM. PHYCIDAE
Antonogadus megalokynodon
Phycis blennoides
Phycis phycis

FAM. MERLUCCIIDAE
Merluccius merluccius smiridus

FAM. GADIDAE
Gadiculus argenteus argenteus
Micromesistius poutassou
Molva dipterygia macrophthalma
Trisopterus minutus capellanus

ORDEN LOPHIIFORMES

FAM. LOPHIDAE
Lophius budegassa
Lophius piscatorius

ORDEN MUGILIFORMES

FAM. MUGILIDAE
Chelon labrosus

ORDEN BERYCIFORMES

FAM. TRACHICHTHYDAE
Hoplostethus mediterraneus

ORDEN ZEIFORMES

FAM. ZEIDAE
Zenopsis conchifer
Zeus faber

FAM. CAPROIDAE
Capros aper

ORDEN GASTEROSTEIFORMES

FAM. MACRORAMPHOSIDAE
Macroramphosus scolopax

ORDEN SCORPAENIFORMES

FAM. SCORPAENIDAE
Helicolenus dactylopterus
Scorpaena elongata
Scorpaena loppei
Scorpaena notata
Scorpaena porcus
Scorpaena scrofa
Trachyscorpia cristulata echinata

FAM. TRIGLIDAE
Aspitrigla cuculus
Aspitrigla obscura
Lepidotrigla cavillone
Lepidotrigla dieuzeidei
Peristedion cataphractum
Trigla lucerna
Trigla lyra
Trigloporus lastoviza

ORDEN PERCIFORMES

FAM. SERRANIDAE
Anthias anthias
Serranus cabrilla
Serranus hepatus

FAM. EPIGONIDAE
Epigonus denticulatus
Epigonus telescopus

FAM. CARANGIDAE
Caranx ronchus
Trachurus mediterraneus
Trachurus picturatus
Trachurus trachurus

FAM. SPARIDAE
Boops boops
Dentex dentex
Dentex maroccanus
Diplodus cervinus cervinus
Diplodus puntazzo
Diplodus vulgaris
Pagellus acarne
Pagellus bogaraveo
Pagellus erythrinus
Pagrus pagrus pagrus
Spondyllosoma cantharus
Diplodus annularis

FAM. CENTRACANTHIDAE
Spicara maena
Spicara smaris

FAM. MULLIDAE
Mullus barbatus barbatus
Mullus surmuletus

FAM. CEPOLIDAE
Cepola rubescens

FAM. LABRIDAE
Symphodus cinereus

FAM. TRACHINIDAE
Trachinus draco
Trachinus radiatus

FAM. URANOSCOPIDAE
Uranoscopus scaber

FAM. BLENNIIDAE
Blennius ocellaris

FAM. GOBIESOCIDAE
Diplecogaster bimaculata

FAM. CALLIONYMIDAE
Callionymus lyra
Callionymus maculatus
Callionymus pusillus
Callionymus rissoi
Synchiropus phaeton

FAM. GOBIIDAE

Aphia minuta mediterranea
Crystallogobius linearis
Deltentosteus quadrimaculatus
Gobius fallax
Gobius geniporus
Gobius niger jazo
Gobius paganellus
Lesueurigobius friesii
Lesueurigobius sanzoi
Lesueurigobius suerii
Pomatoschistus marmorata
Pomatoschistus microps
Pseudaphia ferrerii

FAM. SPHYRAENIDAE

Sphyraena sphyraena
Sphyraena viridensis

FAM. TRICHIURIDAE

Lepidopus caudatus

FAM. SCOMBRIDAE

Scomber japonicus
Scomber scombrus

FAM. CENTROLOPHIDAE

Centrolophus niger
Schedophilus medusophagus
Schedophilus ovalis

ORDEN PLEURONECTIFORMES

FAM. CITHARIDAE

Citharus linguatula

FAM. BOTHIDAE

Arnoglossus imperialis
Arnoglossus laterna
Arnoglossus rueppelli
Arnoglossus thori
Bothus podas podas

FAM. SCOPHTHALMIDAE

Lepidorhombus boscii
Psetta maxima maxima
Scophthalmus rhombus

FAM. SOLEIDAE

Bathysolea profundicola
Dicologlossa cuneata
Microchirus azevia
Microchirus boscanion
Microchirus ocellatus
Microchirus variegatus
Monochirus hispidus
Solea vulgaris

FAM. CYNOGLOSSIDAE

Symphurus ligulatus

Symphurus nigrescens

ORDEN TETRAODONTIFORMES

FAM. MOLIDAE

Mola mola

FAM. TETRAODONTIDAE

Sphoeroides pachygaster

Tabla II. Relación de las especies capturadas en el mar de Alborán de 1994 a 2005, especificando el número de muestreos en los que aparece a lo largo de las campañas realizadas (f), dominio (D: Demersal, P: Pelágico), tipo de fondo (B: Blando, D: Duro, D-B: Duros y Blandos, CA: Columna de agua) y distribución geográfica (AE: Atlántico europea AA: Atlántico africana, E: Endémica del Mediterráneo, ANF: Anfiatlántica, C: Cosmopolita y CI: Circunglobal). (Datos obtenidos de: Whitehead *et al.*, 1984-1986; FAO, 1987; Lloris, 2008).

		DOM.		FONDO				DIST.GEOGRÁFICA					
	f	P	D	D	B	D-B	CA	AE	AA	E	ANF	C	CI
<i>Alepocephalus rostratus</i> Risso, 1820	48	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Alosa fallax fallax</i> (Lacépède, 1803)	2	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Anthias anthias</i> (Linnaeus, 1758)	9	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Antonogadus megalokynodon</i> (Kolombatovic, 1894)	116	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aphia minuta mediterranea</i> De Buen, 1931	17	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Argentina sphyraena</i> Linnaeus, 1758	7	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Argyroteleus hemigymnus</i> Cocco, 1829	135	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Arnoglossus imperialis</i> (Rafinesque, 1810)	35	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Arnoglossus laterna</i> (Walbaum, 1972)	68	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Arnoglossus rueppelli</i> (Cocco, 1844)	17	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Arnoglossus thori</i> Kyle, 1913	67	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aspitrigla cuculus</i> (Linnaeus, 1758)	7	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Aspitrigla obscura</i> (Linnaeus, 1764)	4	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Bathophilus nigerimus</i> Giglioli, 1884	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Bathysolea profundicola</i> (Vaillant, 1888)	61	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Bellottia apoda</i> Giglioli, 1883	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Benthocometes robustus</i> (Goode & Bean, 1886)	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Benthosema glaciale</i> (Reinhardt, 1837)	44	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Blennius ocellaris</i> Linnaeus, 1758	46	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Boops boops</i> (Linnaeus, 1758)	99	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Bothus podas podas</i> (Delaroche, 1809)	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Callionymus lyra</i> Linnaeus, 1758	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Callionymus maculatus</i> Rafinesque-Schmaltz, 1810	82	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Callionymus pusillus</i> Delaroche, 1809	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Callionymus rissoi</i> Le Sueur, 1814	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Capros aper</i> (Linnaeus, 1758)	150	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Caranx ronchus</i> E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817	2	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Carapus acus</i> (Brünnich, 1768)	10	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cataetys allenii</i> (Byrne, 1906)	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Centrolophus niger</i> (Gmelin, 1788)	7	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Centrophorus uyato</i> (Rafinesque, 1810)	20	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cepola rubescens</i> Linnaeus, 1766	65	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ceratoscopelus maderensis</i> (Lowe, 1839)	105	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Chauliodus sloani</i> Schneider, 1801	53	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1826)	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Chimaera monstrosa</i> Linnaeus, 1758	119	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Chlorophthalmus agassizi</i> Bonaparte, 1840	24	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Citharus linguatula</i> (Linnaeus, 1758)	15	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Coelorhynchus coelorhynchus</i> (Risso, 1810)	158	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Conger conger</i> ([Artedi, 1738] Linnaeus, 1758)	216	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Crystalllogobius linearis</i> (von Düben y Koren, 1846)	6	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cyclothone braueri</i> Jespersen y Taning, 1926	4	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Cyclothone pygmaea</i> Jepersen y Taning, 1926	4	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Dalatias licha</i> (Bonnaterre, 1788)	42	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1

		DOM.		FONDO				DIST.GEOGRÁFICA					
	f	P	D	D	B	D-B	CA	AE	AA	E	ANF	C	CI
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i> (Valenciennes, 1837)	53	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dentex dentex</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Dentex maroccanus</i> Valenciennes, 1830	3	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Diaphus holti</i> Taning, 1918	13	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Dicologlossa cuneata</i> ([de la Pylaie] Moreau, 1881)	3	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Diplecogaster bimaculata</i> (Bonnaterre, 1788)	4	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Diplodus annularis</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Diplodus cervinus cervinus</i> (Lowe, 1841)	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Diplodus puntazzo</i> (Cetti, 1777)	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Diplodus vulgaris</i> (E.Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	18	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Echelus myrus</i> (Linnaeus, 1758)	37	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Echiodon dentatus</i> (Cuvier, 1829)	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Electrona rissoi</i> (Cocco, 1829)	9	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	14	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Epigonus denticulatus</i> Dieuzeide, 1950	120	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Epigonus telescopus</i> (Risso, 1810)	25	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Etmopterus spinax</i> (Linnaeus, 1758)	144	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Evermannella balbo</i> (Risso, 1820)	10	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Facciolella oxyrhyncha</i> (Bellotti, 1883)	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gadella maraldi</i> (Risso, 1810)	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gadiculus argenteus argenteus</i> (Guichenot, 1850)	111	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Galeorhinus galeus</i> (Linnaeus, 1758)	6	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Galeus atlanticus</i> (Vaillant, 1888)	31	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Galeus melastomus</i> Rafinesque, 1810	177	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Glossanodon leioglossus</i> (Valenciennes, 1848)	6	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gnathophis mystax</i> (Delaroche, 1809)	12	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gobius fallax</i> Sarato, 1889	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gobius geniporus</i> Valenciennes, 1837	7	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gobius niger jozo</i> Linnaeus, 1758	59	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gobius paganellus</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gonichthys coccoi</i> (Cocco, 1829)	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Helicolenus dactylopterus</i> (Delaroche, 1809)	233	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Heptanchias perlo</i> (Bonnaterre, 1788)	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Hoplostethus mediterraneus</i> Cuvier, 1829	187	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hygophum benoitii</i> (Cocco, 1838)	62	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Hygophum hygomii</i> (Lütken, 1892)	37	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Hymenocephalus italicus</i> Giglioli, 1884	32	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Ichthyococcus ovatus</i> Cocco, 1838	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Lampanyctus crocodilus</i> (Risso, 1810)	147	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Lepidopus caudatus</i> (Euphrasen, 1788)	128	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Lepidorhombus boscii</i> (Risso, 1810)	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lepidotrigla cavillone</i> (Lacépède, 1801)	25	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lepidotrigla dieuzeidei</i> Audouin, 1973	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lesueurigobius friesii</i> (Malm, 1874)	45	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lesueurigobius sanzoi</i> (De Buen, 1918)	41	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lesueurigobius suerii</i> (Risso, 181)	9	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lobianchia dofleini</i> (Zugmayer, 1911)	41	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Lophius budegassa</i> Spinola, 1807	188	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lophius piscatorius</i> Linnaeus, 1758	3	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Macroramphosus scolopax</i> (Linnaeus, 1758)	65	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Maurolicus muelleri</i> (Gmelin, 1788)	94	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0

		DOM.		FONDO				DIST.GEOGRÁFICA					
	f	P	D	D	B	D-B	CA	AE	AA	E	ANF	C	CI
<i>Merluccius merluccius smiridus</i> Rafinesque, 1810	171	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Microchirus azevia</i> (Capello, 1867)	2	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Microchirus boscanion</i> (Chabanaud, 1926)	9	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Microchirus ocellatus</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Microchirus variegatus</i> (Donovan, 1808)	27	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micromesistius poutassou</i> (Risso, 1826)	160	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Mola mola</i> (Linnaeus, 1758)	5	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Molva dipterygia macrophthalma</i> (Rafinesque, 1810)	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Monochirus hispidus</i> Rafinesque, 1814	8	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Mora moro</i> (Risso, 1810)	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Mullus barbatus barbatus</i> Linnaeus, 1758	67	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Mullus surmuletus</i> Linnaeus, 1758	64	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Mustelus mustelus</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Myctophum punctatum</i> Rafinesque, 1810	146	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Myxine glutinosa</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nemichthys scolopaceus</i> Richardson, 1848	12	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Nettastoma melanurum</i> Rafinesque, 1819	11	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Nezumia aequalis</i> (Günther, 1878)	153	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Notacanthus bonapartei</i> Risso, 1840	53	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Notolepis rissoi</i> (Bonaparte, 1840)	25	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Notoscopelus elongatus</i> (Costa, 1844)	52	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Ophichthus rufus</i> (Rafinesque, 1810)	92	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ophidion barbatum</i> Linnaeus, 1758	14	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ophidion rochei</i> Müller, 1845	5	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ophisurus serpens</i> (Linnaeus, 1758)	13	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Oxynocheilus centrina</i> (Linnaeus, 1758)	10	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pagellus acarne</i> (Risso, 1826)	160	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pagellus bogaraveo</i> (Brünnich, 1768)	171	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pagellus erythrinus</i> (Linnaeus, 1758)	44	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pagrus pagrus pagrus</i> (Linnaeus, 1758)	58	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Paralepis speciosa</i> Bellotti, 1878	2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Peristedion cataphractum</i> (Linnaeus, 1758)	32	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Phycis blennoides</i> (Brünnich, 1768)	215	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Phycis Phycis</i> (Linnaeus, 1766)	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pomatoschistus marmoratus</i> (Risso, 1810)	21	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pomatoschistus microps</i> (Kroyer, 1838)	18	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Psetta maxima maxima</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudaphia ferreri</i> (O. de Buen y Fage, 1908)	2	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Raja asterias</i> Delaroche, 1809	22	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Raja circularis</i> Couch, 1838	3	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Raja montagui</i> Fowler, 1910	2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Raja naevus</i> Müller y Henle, 1841	9	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Raja oxyrinchus</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Sardina pilchardus sardina</i> (Walbaum, 1792)	36	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Sardinella aurita</i> Valenciennes, 1847	5	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Schedophilus medusophagus</i> Cocco, 1839	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Schedophilus ovalis</i> Valenciennes, 1833	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Scomber japonicus</i> Houttuyn, 1782	17	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	12	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena elongata</i> Cadenat, 1943	18	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0

		DOM.		FONDO				DIST.GEOGRÁFICA					
	f	P	D	D	B	D-B	CA	AE	AA	E	ANF	C	CI
<i>Scorpaena loppei</i> Cadenat, 1943	5	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Scorpaena notata</i> Rafinesque, 1810	43	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Scorpaena porcus</i> Linnaeus, 1758	17	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Scorpaena scrofa</i> Linnaeus, 1758	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Scyliorhinus canicula</i> (Linnaeus, 1758)	155	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Serranus cabrilla</i> (Linnaeus, 1758)	63	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Serranus hepatus</i> (Linnaeus, 1758)	109	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Solea vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	6	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sphoeroides pachygaster</i> (Müller y Troschel, 1848)	6	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sphyaena sphyaena</i> (Linnaeus, 1758)	3	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sphyaena viridensis</i> Cuvier, 1829	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Spicara maena</i> Rafinesque, 1810	40	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Spicara smaris</i> (Linnaeus, 1758)	23	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Spondyliosoma cantharus</i> (Linnaeus, 1758)	13	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Squalus acanthias</i> Linnaeus, 1758	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Stomias boa boa</i> (Risso, 1810)	146	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Symbolophorus veranyi</i> (Moreau, 1888)	27	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Symphurus ligulatus</i> (Cocco, 1844)	4	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Symphurus nigrescens</i> Rafinesque, 1810	150	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Synchiropus phaeton</i> (Günther, 1861)	8	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Torpedo marmorata</i> Risso, 1810	30	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Torpedo nobiliana</i> Bonaparte, 1835	28	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachinus draco</i> Linnaeus, 1758	41	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trachinus radiatus</i> Cuvier, 1829	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trachurus mediterraneus</i> (Steindachner, 1868)	34	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Trachurus picturatus</i> (Bowdich, 1825)	24	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	122	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trachyrhynchus scabrus</i> (Risso, 1810)	99	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trachyscorpia cristulata echinata</i> (Koehler, 1896)	12	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trigla lucerna</i> Linnaeus, 1758	8	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Trigla lyra</i> Linnaeus, 1758	4	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trigloporus lastoviza</i> (Brünnich, 1768)	27	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trisopterus minutus capelanus</i> (Lacépède, 1800)	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uranoscopus scaber</i> Linnaeus, 1758	23	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Vinciguerra attenuata</i> (Cocco, 1838)	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Vinciguerra poweriae</i> (Cocco, 1838)	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Zenopsis conchifer</i> (Lowe, 1852)	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Zeus faber</i> Linnaeus, 1758	17	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0

Tabla III. Valores del índice de Shannon con datos de abundancia (H' ab) y biomasa (H' biom.) y del índice de diversidad taxonómico (Δ^*) en cada intervalo de profundidad a lo largo de los años objeto de estudio.

	1994			2000		
	H' (ab.)	H' (biom.)	Δ^*	H' (ab.)	H' (biom.)	Δ^*
30-50	0.40	1.33	80	2.68	3.32	63
51-100	1.13	2.40	79	4.25	4.12	68
101-200	1.13	2.89	80	2.52	3.12	70
201-300	1.69	1.88	67	2.65	1.68	69
301-400	3.49	2.20	83	2.80	2.70	76
401-500	1.98	3.63	78	3.19	2.49	74
501-600	3.64	2.97	82	3.02	2.73	86
601-700	3.27	2.35	89	3.68	2.85	86
701-800	2.37	3.05	73	2.63	2.18	89
	1995			2001		
30-50	2.61	2.89	67	2.06	1.87	51
51-100	2.44	3.73	77	2.60	2.27	68
101-200	0.20	0.68	81	1.82	3.46	80
201-300	1.58	2.65	76	3.20	3.40	76
301-400	3.15	3.61	74	3.67	3.22	79
401-500	3.43	2.95	80	3.10	3.63	80
501-600	2.81	2.36	86	3.12	2.79	88
601-700	2.24	2.21	92	2.87	2.98	85
701-800	2.81	2.56	88	3.04	2.77	86
	1996			2002		
30-50	3.37	2.97	63	2.59	2.42	56
51-100	3.53	3.94	68	2.49	2.73	74
101-200	1.07	2.66	80	2.39	3.08	72
201-300	3.30	3.40	76	1.26	1.90	68
301-400	3.40	3.48	77	2.71	3.15	82
401-500	3.44	3.40	84	2.51	3.05	83
501-600	3.04	3.05	89	2.66	2.71	86
601-700	2.80	2.96	91	2.33	2.05	92
701-800	2.71	2.34	90	2.79	2.20	90
	1997			2003		
30-50	3.97	3.61	69	1.66	1.98	59
51-100	1.34	2.50	79	2.22	2.91	75
101-200	1.05	1.76	78	1.03	2.93	80
201-300	2.36	3.08	78	1.85	3.23	81
301-400	3.16	1.89	77	2.91	3.65	76
401-500	3.36	3.45	87	2.46	2.55	89
501-600	2.40	2.19	90	3.06	3.11	83
601-700	2.54	2.48	90	2.58	2.56	84
701-800	2.53	2.29	90	2.82	2.24	86
	1998			2004		
30-50	3.42	2.50	66	3.27	3.07	58
51-100	3.42	4.33	76	3.44	3.15	63
101-200	2.34	3.07	80	2.24	3.40	78
201-300	3.33	2.38	80	3.21	3.22	79
301-400	3.55	3.12	78	2.61	3.06	71
401-500	2.55	2.94	91	3.02	3.18	85
501-600	2.73	2.41	91	2.84	2.61	85
601-700	2.55	2.57	87	2.27	2.44	89
701-800				2.74	2.65	83
	1999			2005		
30-50	3.44	3.32	66	2.24	1.99	60
51-100	1.83	3.66	80	0.95	1.98	64
101-200	1.79	3.05	80	2.94	3.29	78
201-300	2.84	2.98	79	3.53	3.35	76
301-400	3.13	3.83	75	3.31	3.24	81
401-500	2.50	2.40	77	3.18	3.01	86
501-600	3.11	2.93	89	3.08	2.83	83
601-700	2.51	2.40	90	2.63	2.64	85
701-800	2.97	2.53	85	2.64	2.21	87

Tabla IV. Porcentajes de abundancia de las cinco especies más abundantes capturadas durante los 12 años de muestreo en cada intervalo de profundidad.

ABUNDANCIA					
1994		1995		1996	
30 – 50	%	30 – 50	%	30 – 50	%
<i>C.aper</i>	95.4	<i>P.acarne</i>	47.3	<i>P.acarne</i>	28.22
<i>P.acarne</i>	1.4	<i>T.trachurus</i>	14.1	<i>T.trachurus</i>	14.3
<i>T.trachurus</i>	1.1	<i>S.hepatus</i>	10.5	<i>S.hepatus</i>	11.7
<i>P.bogaraveo</i>	0.7	<i>P.microps</i>	8.8	<i>B.boops</i>	10.79
<i>B.boops</i>	0.3	<i>C.aper</i>	5.5	<i>S.smaris</i>	10.79
50 – 100	%	50 – 100	%	50 – 100	%
<i>C.aper</i>	84.2	<i>C.aper</i>	61.5	<i>T.trachurus</i>	26.8
<i>P.acarne</i>	6.4	<i>P.acarne</i>	8.7	<i>C.aper</i>	17.9
<i>T.trachurus</i>	2.3	<i>T.trachurus</i>	7.1	<i>S.hepatus</i>	14.1
<i>M.muelleri</i>	1.5	<i>S.hepatus</i>	4.8	<i>P.acarne</i>	8.6
<i>S.hepatus</i>	1.1	<i>S.nigrescens</i>	2.3	<i>B.boops</i>	4.5
100 – 200	%	100 – 200	%	100 – 200	%
<i>C.aper</i>	83.1	<i>C.aper</i>	98.1	<i>C.aper</i>	83.38
<i>G.argenteus</i>	6.3	<i>H.dactylopterus</i>	0.5	<i>L.caudatus</i>	9.54
<i>M.scolopax</i>	2.9	<i>L.caudatus</i>	0.4	<i>H.dactylopterus</i>	1.351
<i>M.muelleri</i>	2.3	<i>S.nigrescens</i>	0.2	<i>M.merluccius</i>	1.233
<i>S.hepatus</i>	2.3	<i>A.imperialis</i>	0.1	<i>M.scolopax</i>	0.814
200 – 300	%	200 – 300	%	200 – 300	%
<i>M.poutassou</i>	61.8	<i>G.argenteus</i>	74.8	<i>C.coelorhynchus</i>	22.1
<i>C.aper</i>	18.6	<i>C.aper</i>	10.8	<i>G.argenteus</i>	18.3
<i>G.argenteus</i>	13.0	<i>C.coelorhynchus</i>	3.3	<i>M.muelleri</i>	17.5
<i>L.caudatus</i>	2.2	<i>H.dactylopterus</i>	3.0	<i>H.dactylopterus</i>	10.5
<i>P.blenoides</i>	2.0	<i>N.aequalis</i>	1.3	<i>M.merluccius</i>	8.1
300 – 400	%	300 – 400	%	300 – 400	%
<i>E.denticulatus</i>	23.6	<i>C.coelorhynchus</i>	36.1	<i>C.coelorhynchus</i>	27.0
<i>M.muelleri</i>	12.5	<i>G.argenteus</i>	19.5	<i>H.mediterraneus</i>	21.9
<i>L.caudatus</i>	11.1	<i>H.mediterraneus</i>	8.2	<i>L.caudatus</i>	15.9
<i>P.blenoides</i>	10.7	<i>L.friesii</i>	6.3	<i>G.argenteus</i>	5.8
<i>E.spinax</i>	8.8	<i>B.profundicola</i>	6.1	<i>E.denticulatus</i>	3.7
400 – 500	%	400 – 500	%	400 – 500	%
<i>S.veranyi</i>	70.7	<i>N.aequalis</i>	26.8	<i>H.mediterraneus</i>	28.4
<i>P.blenoides</i>	6.9	<i>H.mediterraneus</i>	20.5	<i>C.coelorhynchus</i>	12.9
<i>C.coelorhynchus</i>	4.4	<i>G.melastomus</i>	12.5	<i>N.aequalis</i>	11.9
<i>H.mediterraneus</i>	2.5	<i>C.coelorhynchus</i>	11.9	<i>G.melastomus</i>	10.9
<i>M.poutassou</i>	2.4	<i>E.denticulatus</i>	3.2	<i>L.caudatus</i>	10.4
500 – 600	%	500 – 600	%	500 – 600	%
<i>S.veranyi</i>	16.1	<i>N.aequalis</i>	35.9	<i>N.aequalis</i>	28.3
<i>P.blenoides</i>	15.1	<i>G.melastomus</i>	26.4	<i>G.melastomus</i>	26.4
<i>N.aequalis</i>	13.3	<i>H.mediterraneus</i>	10.8	<i>H.mediterraneus</i>	15.7
<i>G.melastomus</i>	11.8	<i>C.coelorhynchus</i>	8.0	<i>L.caudatus</i>	4.9
<i>L.crocodilus</i>	9.4	<i>P.blenoides</i>	3.8	<i>E.spinax</i>	4.8
600 – 700	%	600 – 700	%	600 – 700	%
<i>G.melastomus</i>	27.0	<i>G.melastomus</i>	51.9	<i>G.melastomus</i>	40.0
<i>S.veranyi</i>	19.3	<i>N.aequalis</i>	23.0	<i>N.aequalis</i>	25.5
<i>N.aequalis</i>	15.2	<i>T.scabrus</i>	6.7	<i>H.mediterraneus</i>	6.1
<i>H.mediterraneus</i>	11.2	<i>H.mediterraneus</i>	4.8	<i>P.bogaraveo</i>	5.6
<i>E.spinax</i>	5.6	<i>E.spinax</i>	4.2	<i>T.scabrus</i>	4.3
700 – 800	%	700 – 800	%	700 – 800	%
<i>N.aequalis</i>	53.3	<i>G.melastomus</i>	29.7	<i>G.melastomus</i>	36.7
<i>T.scabrus</i>	14.7	<i>N.aequalis</i>	25.2	<i>N.aequalis</i>	28.6
<i>H.mediterraneus</i>	10.9	<i>A.rostratus</i>	15.4	<i>T.scabrus</i>	6.0
<i>P.blenoides</i>	4.9	<i>T.scabrus</i>	12.0	<i>A.rostratus</i>	5.7
<i>G.melastomus</i>	3.3	<i>H.mediterraneus</i>	4.8	<i>B.glaciale</i>	5.2

ABUNDANCIA					
1997		1998		1999	
30 – 50	%	30 – 50	%	30 – 50	%
<i>M.merluccius</i>	18.5	<i>P.acarne</i>	32.0	<i>C.linearis</i>	24.8
<i>B.boops</i>	9.9	<i>S.hepatus</i>	19.1	<i>T.trachurus</i>	20.6
<i>A.minuta</i>	9.7	<i>L.sanzoi</i>	8.7	<i>S.maena</i>	15.6
<i>S.hepatus</i>	9.5	<i>A.laterna</i>	6.7	<i>C.aper</i>	7.0
<i>P.acarne</i>	7.7	<i>B.boops</i>	6.0	<i>P.acarne</i>	5.7
50 – 100	%	50 – 100	%	50 – 100	%
<i>M.poutassou</i>	80.0	<i>M.muelleri</i>	44.8	<i>C.aper</i>	48.3
<i>C.aper</i>	7.8	<i>P.acarne</i>	7.2	<i>M.muelleri</i>	38.7
<i>C.rubescens</i>	2.8	<i>S.hepatus</i>	5.5	<i>M.scolopax</i>	6.4
<i>L.caudatus</i>	2.2	<i>C.aper</i>	5.1	<i>S.hepatus</i>	1.0
<i>S.hepatus</i>	1.9	<i>C.rubescens</i>	3.8	<i>M.merluccius</i>	0.8
100 – 200	%	100 – 200	%	100 – 200	%
<i>M.poutassou</i>	79.5	<i>C.aper</i>	51.4	<i>M.muelleri</i>	54.6
<i>C.aper</i>	15.7	<i>M.muelleri</i>	25.1	<i>C.aper</i>	27.4
<i>G.argenteus</i>	0.9	<i>P.bogaraveo</i>	7.4	<i>B.glaciale</i>	11.9
<i>H.dactylopterus</i>	0.9	<i>P.acarne</i>	4.4	<i>M.merluccius</i>	1.5
<i>M.muelleri</i>	0.8	<i>S.canicula</i>	1.5	<i>C.maderensis</i>	1.2
200 – 300	%	200 – 300	%	200 – 300	%
<i>M.muelleri</i>	53.2	<i>P.blennoides</i>	21.0	<i>H.dactylopterus</i>	47.1
<i>M.poutassou</i>	19.2	<i>C.coelorhynchus</i>	19.4	<i>G.argenteus</i>	18.7
<i>G.argenteus</i>	6.2	<i>H.mediterraneus</i>	12.0	<i>M.muelleri</i>	6.9
<i>P.blennoides</i>	5.5	<i>L.caudatus</i>	10.1	<i>E.denticulatus</i>	3.3
<i>H.dactylopterus</i>	3.7	<i>L.friesii</i>	9.6	<i>C.coelorhynchus</i>	3.1
300 – 400	%	300 – 400	%	300 – 400	%
<i>H.mediterraneus</i>	32.7	<i>P.blennoides</i>	24.1	<i>B.glaciale</i>	24.5
<i>L.suerii</i>	13.0	<i>C.coelorhynchus</i>	17.3	<i>H.mediterraneus</i>	22.3
<i>P.blennoides</i>	12.8	<i>H.mediterraneus</i>	13.0	<i>C.maderensis</i>	15.4
<i>C.coelorhynchus</i>	12.7	<i>L.caudatus</i>	9.5	<i>C.coelorhynchus</i>	13.6
<i>L.caudatus</i>	6.7	<i>M.poutassou</i>	7.8	<i>P.blennoides</i>	6.2
400 – 500	%	400 – 500	%	400 – 500	%
<i>H.mediterraneus</i>	24.1	<i>E.spinax</i>	46.2	<i>C.coelorhynchus</i>	50.5
<i>G.melastomus</i>	21.0	<i>G.melastomus</i>	20.9	<i>B.glaciale</i>	15.4
<i>C.coelorhynchus</i>	12.2	<i>N.aequalis</i>	8.3	<i>P.blennoides</i>	9.9
<i>B.glaciale</i>	9.5	<i>L.caudatus</i>	5.7	<i>H.dactylopterus</i>	5.6
<i>M.poutassou</i>	8.2	<i>H.mediterraneus</i>	4.9	<i>H.mediterraneus</i>	5.6
500 – 600	%	500 – 600	%	500 – 600	%
<i>G.melastomus</i>	37.4	<i>G.melastomus</i>	39.8	<i>G.melastomus</i>	29.9
<i>N.aequalis</i>	32.3	<i>N.aequalis</i>	21.5	<i>N.aequalis</i>	24.3
<i>H.mediterraneus</i>	11.6	<i>H.mediterraneus</i>	10.2	<i>H.mediterraneus</i>	15.9
<i>P.blennoides</i>	5.5	<i>P.blennoides</i>	8.2	<i>P.blennoides</i>	5.4
<i>C.coelorhynchus</i>	5.2	<i>E.spinax</i>	8.2	<i>E.spinax</i>	3.8
600 – 700	%	600 – 700	%	600 – 700	%
<i>G.melastomus</i>	42.9	<i>N.aequalis</i>	35.4	<i>G.melastomus</i>	39.1
<i>N.aequalis</i>	25.2	<i>G.melastomus</i>	29.8	<i>N.aequalis</i>	29.9
<i>T.scabrus</i>	10.5	<i>T.scabrus</i>	12.9	<i>T.scabrus</i>	8.5
<i>H.mediterraneus</i>	6.3	<i>H.mediterraneus</i>	6.5	<i>H.dactylopterus</i>	5.8
<i>H.dactylopterus</i>	3.5	<i>E.spinax</i>	4.1	<i>H.mediterraneus</i>	4.7
700 - 800	%	700 – 800	%	700 – 800	%
<i>G.melastomus</i>	40.1	SIN MUESTREOS	--	<i>G.melastomus</i>	20.2
<i>N.aequalis</i>	26.4		--	<i>T.scabrus</i>	19.1
<i>T.scabrus</i>	11.8		--	<i>N.aequalis</i>	18.6
<i>L.crocodilus</i>	6.2		--	<i>H.mediterraneus</i>	12.7
<i>A.rostratus</i>	3.8		--	<i>A.rostratus</i>	11.9

ABUNDANCIA					
2000		2001		2002	
30 – 50	%	30 – 50	%	30 – 50	%
<i>T.trachurus</i>	45.7	<i>P.acarne</i>	63.4	<i>P.acarne</i>	39.2
<i>P.acarne</i>	19.0	<i>T.trachurus</i>	11.1	<i>B.boops</i>	26.5
<i>S.hepatus</i>	10.0	<i>P.bogaraveo</i>	7.7	<i>S.maena</i>	14.6
<i>S.maena</i>	7.9	<i>B.boops</i>	6.3	<i>T.trachurus</i>	7.6
<i>B.boops</i>	3.6	<i>S.hepatus</i>	2.5	<i>S.hepatus</i>	3.4
50 – 100	%	50 – 100	%	50 – 100	%
<i>P.bogaraveo</i>	11.7	<i>P.acarne</i>	42.5	<i>E.encrasicolus</i>	49.0
<i>P.acarne</i>	11.3	<i>C.aper</i>	25.8	<i>P.acarne</i>	21.7
<i>C.rubescens</i>	9.5	<i>B.boops</i>	13.0	<i>B.boops</i>	8.7
<i>E.encrasicolus</i>	8.0	<i>P.bogaraveo</i>	3.2	<i>S.maena</i>	6.1
<i>B.boops</i>	7.0	<i>T.trachurus</i>	2.4	<i>S.pilchardus</i>	3.6
100 – 200	%	100 – 200	%	100 – 200	%
<i>G.argenteus</i>	42.1	<i>M.muelleri</i>	68.2	<i>M.poutassou</i>	53.1
<i>M.poutassou</i>	19.6	<i>C.aper</i>	10.6	<i>C.aper</i>	12.1
<i>C.aper</i>	11.9	<i>G.argenteus</i>	7.1	<i>L.caudatus</i>	10.6
<i>L.caudatus</i>	9.5	<i>M.merluccius</i>	4.3	<i>G.argenteus</i>	9.5
<i>M.muelleri</i>	9.2	<i>H.dactylopterus</i>	2.2	<i>M.merluccius</i>	5.4
200 – 300	%	200 – 300	%	200 – 300	%
<i>M.poutassou</i>	42.1	<i>G.argenteus</i>	23.9	<i>M.poutassou</i>	80.9
<i>M.punctatum</i>	13.9	<i>H.dactylopterus</i>	21.4	<i>L.caudatus</i>	6.0
<i>S.veranyi</i>	12.0	<i>C.coelorhynchus</i>	19.3	<i>G.argenteus</i>	4.7
<i>G.argenteus</i>	11.8	<i>C.aper</i>	7.3	<i>C.coelorhynchus</i>	2.3
<i>C.maderensis</i>	11.3	<i>M.muelleri</i>	6.9	<i>H.dactylopterus</i>	2.0
300 – 400	%	300 – 400	%	300 – 400	%
<i>H.mediterraneus</i>	32.7	<i>H.mediterraneus</i>	23.9	<i>H.mediterraneus</i>	35.6
<i>M.poutassou</i>	29.1	<i>C.coelorhynchus</i>	20.2	<i>C.coelorhynchus</i>	23.9
<i>G.argenteus</i>	13.4	<i>M.poutassou</i>	10.4	<i>G.argenteus</i>	13.8
<i>C.maderensis</i>	5.1	<i>H.benoitii</i>	7.8	<i>G.melastomus</i>	10.8
<i>C.coelorhynchus</i>	4.5	<i>E.denticulatus</i>	6.4	<i>M.poutassous</i>	5.5
400 – 500	%	400 – 500	%	400 – 500	%
<i>C.coelorhynchus</i>	29.3	<i>N.aequalis</i>	26.7	<i>C.coelorhynchus</i>	37.5
<i>M.poutassou</i>	20.4	<i>H.mediterraneus</i>	22.1	<i>H.mediterraneus</i>	35.0
<i>H.mediterraneus</i>	17.3	<i>C.coelorhynchus</i>	19.6	<i>G.melastomus</i>	8.5
<i>N.aequalis</i>	6.3	<i>G.melastomus</i>	7.6	<i>M.poutassou</i>	4.4
<i>P.blennoides</i>	5.4	<i>A.hemigymnus</i>	3.2	<i>E.spinax</i>	2.2
500 – 600	%	500 – 600	%	500 – 600	%
<i>N.aequalis</i>	32.3	<i>G.melastomus</i>	28.2	<i>G.melastomus</i>	37.5
<i>G.melastomus</i>	22.0	<i>N.aequalis</i>	26.6	<i>N.aequalis</i>	29.5
<i>H.mediterraneus</i>	14.0	<i>L.crocodilus</i>	14.5	<i>H.mediterraneus</i>	8.2
<i>L.crocodilus</i>	8.4	<i>C.coelorhynchus</i>	5.6	<i>C.coelorhynchus</i>	6.5
<i>C.coelorhynchus</i>	6.0	<i>H.mediterraneus</i>	4.4	<i>G.atlanticus</i>	5.3
600 – 700	%	600 – 700	%	600 – 700	%
<i>N.aequalis</i>	22.7	<i>N.aequalis</i>	41.9	<i>G.melastomus</i>	43.3
<i>G.melastomus</i>	17.1	<i>G.melastomus</i>	20.5	<i>N.aequalis</i>	31.6
<i>H.mediterraneus</i>	10.8	<i>T.scabrus</i>	9.1	<i>H.mediterraneus</i>	8.0
<i>L.crocodilus</i>	9.0	<i>H.mediterraneus</i>	5.7	<i>T.scabrus</i>	3.6
<i>E.spinax</i>	6.8	<i>L.crocodilus</i>	4.0	<i>L.crocodilus</i>	3.4
700 - 800	%	700 - 800	%	700 – 800	
<i>G.melastomus</i>	37.9	<i>N.aequalis</i>	26.7	<i>G.melastomus</i>	32.1
<i>N.aequalis</i>	22.3	<i>G.melastomus</i>	23.6	<i>N.aequalis</i>	25.5
<i>T.scabrus</i>	15.4	<i>T.scabrus</i>	14.4	<i>A.rostratus</i>	14.0
<i>A.rostratus</i>	6.9	<i>A.rostratus</i>	10.8	<i>L.crocodilus</i>	9.7
<i>E.spinax</i>	4.7	<i>H.mediterraneus</i>	7.0	<i>T.scabrus</i>	6.0

ABUNDANCIA					
2003		2004		2005	
30 – 50	%	30 – 50	%	30 – 50	%
<i>T.trachurus</i>	60.2	<i>B.boops</i>	30.4	<i>P.acarne</i>	55.6
<i>P.acarne</i>	25.3	<i>P.acarne</i>	20.3	<i>T.trachurus</i>	16.8
<i>B.boops</i>	10.1	<i>A.minuta</i>	15.5	<i>S.maena</i>	11.4
<i>P.bogaraveo</i>	0.9	<i>S.smaris</i>	6.6	<i>B.boops</i>	5.3
<i>S.hepatus</i>	0.6	<i>S.maena</i>	4.2	<i>A.thori</i>	3.1
50 – 100	%	50 – 100	%	50 – 100	%
<i>S.sardina</i>	45.5	<i>A.minuta</i>	25.7	<i>S.pilchardus</i>	80.4
<i>T.trachurus</i>	29.5	<i>P.acarne</i>	17.7	<i>E.encrasicolus</i>	16.3
<i>P.acarne</i>	12.3	<i>B.boops</i>	11.6	<i>T.trachurus</i>	1.2
<i>B.boops</i>	4.5	<i>M.barbatus</i>	10.0	<i>P.acarne</i>	0.9
<i>C.aper</i>	1.6	<i>C.aper</i>	8.7	<i>S.smaris</i>	0.3
100 – 200	%	100 – 200	%	100 – 200	%
<i>M.muelleri</i>	83.5	<i>G.argenteus</i>	58.0	<i>M.poutassou</i>	38.2
<i>C.aper</i>	6.2	<i>C.aper</i>	15.4	<i>C.aper</i>	18.5
<i>H.dactylopterus</i>	5.3	<i>L.caudatus</i>	8.0	<i>G.argenteus</i>	10.2
<i>G.argenteus</i>	2.6	<i>B.boops</i>	4.4	<i>H.dactylopterus</i>	9.4
<i>P.acarne</i>	0.9	<i>M.merluccius</i>	4.4	<i>M.muelleri</i>	5.1
200 – 300	%	200 – 300	%	200 – 300	%
<i>H.dactylopterus</i>	63.4	<i>L.caudatus</i>	21.9	<i>E.denticulatus</i>	20.4
<i>G.argenteus</i>	18.9	<i>G.argenteus</i>	16.7	<i>P.blennoides</i>	19.0
<i>M.muelleri</i>	5.2	<i>C.aper</i>	16.0	<i>N.elongatus</i>	12.3
<i>L.caudatus</i>	3.5	<i>H.dactylopterus</i>	14.8	<i>C.maderensis</i>	9.5
<i>C.aper</i>	2.3	<i>C.coelorhynchus</i>	13.0	<i>H.dactylopterus</i>	6.5
300 – 400	%	300 – 400	%	300 – 400	%
<i>C.coelorhynchus</i>	29.6	<i>G.argenteus</i>	40.1	<i>H.benoiti</i>	34.1
<i>G.argenteus</i>	26.9	<i>C.coelorhynchus</i>	28.1	<i>P.blennoides</i>	13.9
<i>M.muelleri</i>	21.4	<i>H.benoiti</i>	11.7	<i>C.coelorhynchus</i>	13.1
<i>H.mediterraneus</i>	3.3	<i>M.poutassou</i>	5.3	<i>E.denticulatus</i>	7.4
<i>H.higomii</i>	2.8	<i>H.mediterraneus</i>	2.8	<i>G.melastomus</i>	6.2
400 – 500	%	400 – 500	%	400 – 500	%
<i>C.coelorhynchus</i>	29.8	<i>L.caudatus</i>	22.9	<i>H.benoiti</i>	30.2
<i>G.melastomus</i>	29.4	<i>N.aequalis</i>	21.5	<i>G.melastomus</i>	24.6
<i>H.mediterraneus</i>	25.3	<i>G.melastomus</i>	21.1	<i>C.coelorhynchus</i>	11.1
<i>H.hygomii</i>	3.6	<i>C.coelorhynchus</i>	11.5	<i>H.mediterraneus</i>	5.8
<i>G.atlanticus</i>	3.3	<i>H.mediterraneus</i>	9.4	<i>E.denticulatus</i>	5.7
500 – 600	%	500 – 600	%	500 – 600	%
<i>N.aequalis</i>	32.9	<i>G.melastomus</i>	36.0	<i>N.aequalis</i>	31.1
<i>G.melastomus</i>	18.6	<i>N.aequalis</i>	23.2	<i>G.melastomus</i>	25.5
<i>L.crocodilus</i>	15.2	<i>T.scabrus</i>	11.9	<i>C.coelorhynchus</i>	9.5
<i>C.coelorhynchus</i>	8	<i>H.mediterraneus</i>	7.1	<i>H.mediterraneus</i>	6.3
<i>H.mediterraneus</i>	5	<i>C.coelorhynchus</i>	6.0	<i>L.crocodilus</i>	6.1
600 – 700	%	600 – 700	%	600 – 700	%
<i>N.aequalis</i>	38.6	<i>N.aequalis</i>	42.9	<i>N.aequalis</i>	41.6
<i>G.melastomus</i>	24.7	<i>G.melastomus</i>	32.4	<i>G.melastomus</i>	19.8
<i>T.scabrus</i>	13.7	<i>H.mediterraneus</i>	7.2	<i>L.crocodilus</i>	11.8
<i>L.crocodilus</i>	7.0	<i>T.scabrus</i>	6.5	<i>T.scabrus</i>	9.4
<i>H.hygomii</i>	4.2	<i>H.dactylopterus</i>	3.5	<i>H.dactylopterus</i>	5.7
700 - 800	%	700 - 800	%	700 - 800	%
<i>N.aequalis</i>	31.0	<i>N.aequalis</i>	27.0	<i>G.melastomus</i>	31.7
<i>G.melastomus</i>	25.7	<i>A.rostratus</i>	25.0	<i>N.aequalis</i>	26.0
<i>T.scabrus</i>	13.7	<i>G.melastomus</i>	17.9	<i>T.scabrus</i>	18.9
<i>A.rostratus</i>	11.5	<i>T.scabrus</i>	13.8	<i>E.spinax</i>	6.7
<i>H.mediterraneus</i>	4.0	<i>H.italicus</i>	4.7	<i>A.rostratus</i>	5.8

Tabla V. Relación de las especies capturadas durante los 12 años de muestreos (1994-2005). TOTAL se refiere al número de años en los que se ha capturado la especie. En cada columna correspondiente al año el símbolo + indica la presencia de la especie durante dicho año.

	TOTAL	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>A. hemigymnus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. imperialis</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. laterna</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. megalokynodon</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. rostratus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>A. thori</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>B. boops</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>B. ocellaris</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>B. profundicola</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. aper</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. coelorhynchus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. conger</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. maculatus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. maderensis</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. monstrosa</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. rubescens</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. sloani</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>D. licha</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>D. quadrimaculatus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>E. denticulatus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>E. myrus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>E. spinax</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>G. argenteus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>G. melastomus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>G. niger jozo</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. dactylopterus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>H. mediterraneus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. budegassa</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. caudatus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. crocodilus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. sanzoi</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. barbatus barbatus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. merluccius smiridus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. muelleri</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. poutassou</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. punctatum</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. scolopax</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>M. surmuletus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>N. aequalis</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>N. bonapartei</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>O. rufus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. acarne</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. blennoides</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. bogaraveo</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. erythrinus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. pagrus pagrus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. boa boa</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

	TOTAL	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>S. cabrilla</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. canicula</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. hepatus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. maena</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>S. nigrescens</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. draco</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. lastoviza</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. marmorata</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. mediterraneus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. scabrus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. trachurus</i>	12	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. uyato</i>	11	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. cavillone</i>	11	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>L. friesii</i>	11	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>N. elongatus</i>	11		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>P. cataphractum</i>	11	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>S. notata</i>	11	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>S. pilchardus sardina</i>	11	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
<i>U. scaber</i>	11	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>A. rueppelli</i>	10	+		+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>C. agassizi</i>	10	+	+		+	+	+	+		+	+	+	+
<i>H. italicus</i>	10	+	+	+	+	+	+		+	+		+	+
<i>N. rissoi</i>	10	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+
<i>O. barbatum</i>	10	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>R. asterias</i>	10	+	+	+	+	+		+		+	+	+	+
<i>S. porcus</i>	10	+	+		+		+	+	+	+	+	+	+
<i>S. smaris</i>	10		+	+		+	+	+	+	+	+	+	+
<i>T. picturatus</i>	10	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+
<i>E. telescopus</i>	9	+	+	+	+		+		+	+		+	+
<i>G. mystax</i>	9		+	+		+	+	+	+	+	+	+	
<i>L. dofleini</i>	9	+	+	+	+			+	+		+	+	+
<i>M. variegatus</i>	9	+	+	+	+	+	+	+		+	+		
<i>S. japonicus</i>	9	+	+	+	+		+	+			+	+	+
<i>T. cristulata echinata</i>	9	+	+	+	+			+	+	+		+	+
<i>C. linguatula</i>	8	+	+	+		+		+		+		+	+
<i>D. vulgaris</i>	8			+	+	+			+	+	+	+	+
<i>O. centrina</i>	8	+			+		+		+	+	+	+	+
<i>O. serpens</i>	8	+		+	+	+	+			+	+	+	
<i>P. marmoratus</i>	8	+			+	+	+	+		+	+		+
<i>R. naevus</i>	8	+			+	+	+	+		+	+		+
<i>T. nobiliana</i>	8		+	+		+		+	+	+	+	+	
<i>Z. faber</i>	8	+	+			+		+		+	+	+	+
<i>A. minuta mediterranea</i>	7				+		+	+	+		+	+	+
<i>C. acus</i>	7	+	+	+		+		+		+	+		
<i>E. encrasicolus</i>	7					+	+	+		+	+	+	+
<i>H. hygomii</i>	7		+	+				+		+	+	+	+
<i>N. melanurum</i>	7		+		+			+	+		+	+	+
<i>S. elongata</i>	7	+		+	+					+	+	+	+
<i>S. scombrus</i>	7			+	+	+		+			+	+	+
<i>T. lucerna</i>	7	+				+	+	+	+	+	+		
<i>D. holti</i>	6				+			+	+	+	+		+

	TOTAL	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>E. balbo</i>	6	+					+		+	+	+		+
<i>G. atlanticus</i>	6							+	+	+	+	+	+
<i>H. benoiti</i>	6	+	+						+	+		+	+
<i>N. scolopaceus</i>	6	+	+		+		+					+	+
<i>P. microps</i>	6		+	+					+		+	+	+
<i>S. cantharus</i>	6				+			+	+	+	+	+	
<i>S. phaeton</i>	6			+	+		+	+			+	+	
<i>A. anthias</i>	5			+	+	+	+	+					
<i>A. cuculus</i>	5	+		+	+	+							+
<i>A. sphyraena</i>	5	+			+	+	+			+			
<i>B. glaciale</i>	5	+		+	+	+	+						
<i>E. rissoi</i>	5				+		+			+	+		+
<i>L. suerii</i>	5		+		+	+	+			+			
<i>M. boscanion</i>	5			+					+		+	+	+
<i>S. vulgaris</i>	5		+		+	+			+				+
<i>A. obscura</i>	4				+			+	+	+			
<i>C. niger</i>	4		+				+			+	+		
<i>G. galeus</i>	4						+		+			+	+
<i>G. leioglossus</i>	4		+					+			+		+
<i>M. mola</i>	4	+				+					+	+	
<i>S. loppei</i>	4			+	+	+					+		
<i>S. pachygaster</i>	4					+				+		+	+
<i>S. veranyi</i>	4	+	+				+	+					
<i>C. linearis</i>	3	+				+	+						
<i>D. bimaculata</i>	3	+			+	+							
<i>D. cuneata</i>	3							+			+		+
<i>G. geniporus</i>	3	+				+	+						
<i>M. hispidus</i>	3									+	+	+	
<i>M. ocellatus</i>	3					+		+				+	
<i>O. rochei</i>	3	+	+	+									
<i>R. circularis</i>	3				+							+	+
<i>S. aurita</i>	3					+					+	+	
<i>S. ligulatus</i>	3				+		+			+			
<i>S. sphyraena</i>	3									+		+	+
<i>T. lyra</i>	3			+	+								+
<i>A. anguilla</i>	2				+						+		
<i>A. fallax fallax</i>	2					+				+			
<i>B. robustus</i>	2							+				+	
<i>C. braueri</i>	2								+		+		
<i>C. lyra</i>	2											+	+
<i>C. pygmaea</i>	2	+		+									
<i>C. rissoi</i>	2				+					+			
<i>D. maroccanus</i>	2			+	+								
<i>H. perlo</i>	2		+							+			
<i>L. piscatorius</i>	2									+			+
<i>M. azevia</i>	2	+		+									
<i>M. moro</i>	2								+				+
<i>M. mustelus</i>	2	+									+		
<i>P. speciosa</i>	2						+						+
<i>S. scrofa</i>	2	+			+								
<i>V. attenuata</i>	2								+		+		

	TOTAL	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
<i>V. poweriae</i>	2		+										+
<i>B. apoda</i>	1					+							
<i>B. nigerrimus</i>	1										+		
<i>B. podas podas</i>	1											+	
<i>C. alleni</i>	1										+		
<i>C. labrosus</i>	1									+			
<i>C. pusillus</i>	1						+						
<i>C. ronchus</i>	1				+								
<i>D. annularis</i>	1											+	
<i>D. cervinus cervinus</i>	1											+	
<i>D. dentex</i>	1											+	
<i>D. puntazzo</i>	1										+		
<i>E. dentatus</i>	1	+											
<i>F. oxyrhyncha</i>	1							+					
<i>G. coccoi</i>	1			+									
<i>G. fallax</i>	1									+			
<i>G. maraldi</i>	1										+		
<i>G. paganellus</i>	1										+		
<i>I. ovatus</i>	1								+				
<i>L. boscii</i>	1							+					
<i>L. dieuzeidei</i>	1							+					
<i>M. dipterygia</i>	1												+
<i>M. glutinosa</i>	1										+		
<i>P. ferreri</i>	1						+						
<i>P. maxima maxima</i>	1										+		
<i>P. phycis</i>	1					+							
<i>R. montagui</i>	1							+					
<i>R. oxyrhinchus</i>	1						+						
<i>S. acanthias</i>	1								+				
<i>S. cinereus</i>	1											+	
<i>S. medusophagus</i>	1												+
<i>S. ovalis</i>	1												+
<i>S. rhombus</i>	1											+	
<i>S. viridensis</i>	1									+			
<i>T. minutus capelanus</i>	1				+								
<i>T. radiatus</i>	1							+					
<i>Z. conchifer</i>	1									+			

7. BIBLIOGRAFÍA

Abelló, P. y F.J. Valladares. 1988. Bathyal decapod crustaceans of the Catalan Sea (Northwestern Mediterranean). *Mésogée*, **48**, 97-102.

Arita, H. T. y L. León-Paniagua. 1993. Diversidad de mamíferos terrestres. *Revista Ciencias, Número Especial*, **7**, 13-22.

Arita, H.T. y P. Rodríguez. 2002. Geographic range, turnover rate and the scaling of species diversity. *Ecography*, **25**, 541-550.

Bárcenas, P. 2002. Morfología submarina y evolución reciente del Banco de la Isla de Alborán. *Tesis de licenciatura*. Universidad de Cádiz.

Bertrand J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou , G. Relini y A. Souplet. 2000. An international bottom trawl survey in the Mediterranean: the MEDITS programme. In: Bertrand J, Relini G (Eds.) Demersal resources in the Mediterranean. IFREMER, Plouzané

Bertrand J.A., L. Gil de Sola, C. Papaconstantinou, G. Relini y A. Souplet. 2002. The general specifications of the MEDITS surveys. *Scientia Marina*, **66**, 9–17.

Bianchi, C.N. y Morri, C. 2000. Marine Biodiversity of the Mediterranean Sea : Problems and Prospects for Future Research. *Marine Pollution Bulletin*, **40(5)**, 367-376.

Birch, D.W. 1981. Dominance in marine ecosystems. *Am. Nat.*, **118**, 262–274.

Blanchard, F. 2001. Une approche de la dynamique des peuplements de poissons démersaux exploités: analyse comparée de la diversité spécifique dans le golfe de Gascogne (océan Atlantique) et dans le golfe du Lion (mer Méditerranée). *Aquat. Living Resour.*, **14**, 29-40.

Bock, C.E., Z.F. Jones y J.H. Bock. 2007. Relationships between species richness, evenness, and abundance in a southwestern Savanna. *Ecology*, **88**, 1322-1327.

Bouchet, P., y M. Taviani. 1992. The Mediterranean deep-sea fauna: pseudopopulations of Atlantic species? *Deep-Sea Research*, **39**, 169–184.

Boudouresque, C.F. 2004. Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park, Fr.*, **20**, 97-146.

Bravo-Núñez, E. 1991. Sobre la cuantificación de la diversidad ecológica. *Hidrobiológica*, **1(1)**, 87-93.

Bray J.R. y C.T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, **27**, 325-349.

Briggs, J.C. 1994 Species diversity: land and sea compared. *Syst Biol.*, **43**, 130-135

Brillouin, L. 1951. Maxwell's daemon cannot operate: information and entropy. *J. of Applied Physics*, **22**, 334-337.

Buen, F. de. 1935. Fauna ictiológica. Catálogo de los peces ibéricos: de la planicie continental, aguas dulces, pelágicos y de los abismos próximos. Primera parte. *Notas Resúm. Inst. Esp. Oceanogr., ser. II*, (88): 1-89. Segunda parte. *Ibid., ser. II*, (89), 91-143.

Buen, F. de. 1936. Fauna ictiológica. Catálogo de los peces ibéricos: de la planicie continental, aguas dulces, pelágicos y de los abismos próximos. Tercera parte. *Notas Resúm. Inst. esp. Oceanogr., ser. II*, (94), 151-173.

Camiñas, J.A. 1997. El complejo “Corriente Atlántica-Sistema Litoral” y sus efectos en el medio marino malagueño. *Revista El Péndulo*, **9**, 2-10.

Carrassón, M. y J.E. Cartes. 2002. Trophic relationships in a Mediterranean deep-sea fish community: partition of food resources, dietary overlap and connections within the benthic boundary layer. *Marine Ecology Progress Series*, **241**, 41-55.

Cartes, J.E. 1998. Feeding strategies and partition of food resources in deep-water decapod crustaceans (400-2300 m). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **78**, 509-524.

Cartes, J.E. y M. Carrassón. 2004. Influence of trophic variables on the depth-range distributions and zonation rates of deep-sea megafauna: the case of the Western Mediterranean assemblages. *Deep-Sea Research I*, **51**, 263-279.

Cartes, J.E. y F. Sardà. 1993. Zonation of deep-sea decapod fauna in the Catalan Sea (Western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, **94**, 27-34.

Cartes, J.E., F. Maynou, D. Lloris, L. Gil de Sola y M. Garcia. 2009. Influence of trawl type on the composition and diversity of deep benthopelagic fish and decapod assemblages off the Catalan coasts (western Mediterranean). *Scientia Marina*, **73(4)**, 725-737.

Cartes, J.E., F. Maynou, B. Morales-Nin, E. Massutí y J. Moranta. 2001. Trophic structure of a bathyal benthopelagic boundary layer community south the Balearic Islands (southwestern Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, **215**, 23-35.

Cartes, J.E., F. Maynou, J. Moranta, E. Massutí, D. Lloris y B. Morales-Nin. 2004. Patterns of bathymetric distribution among deep-sea fauna at local spatial scale: comparison of mainland vs. insular areas. *Progress in Oceanography*, **60**, 29-45.

Cartes, J.E., F. Maynou, F. Sardà, J.B. Company, D. Lloris y S. Tudela. 2004. The Mediterranean deep-sea ecosystems. An overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts, with a proposal for their conservation. En: Tudela S. y Simard F. (Coord.). IUCN The World Conservation Union.

Cartes J.E., P. Abelló, D. Lloris, A. Carbonell, P. Torres, F. Maynou y L. Gil de Sola. 2002. Feeding guilds of western Mediterranean demersal fish and crustaceans: an analysis based on a spring survey. *Scientia Marina*, **66**, 209-220.

Caswell, H. y J.E. Cohen. 1993. Local and regional regulation of species-area relations: a patch-occupancy model. In: Ricklefs, R.E., D. Schluter (Eds.). Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. *Univ. of Chicago Press*, 99-107.

Clarke, K.R. y R.M. Warwick. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 523-531.

Clarke, K.R. y R. M. Warwick. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E Ltd. Plymouth.

Colloca, F., M. Cardinale, A. Besluscio y G. Ardizzone. 2003. Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **56**, 469-480.

Colloca, F., P. Carpentieri, E. Balestri, G.D. Ardizzone. 2004. A critical habitat for Mediterranean fish resources: shelf-break areas with *Leptometra phalangium* (Echinodermata: Crinoidea). *Marine Biology*, **145**, 1129-1142.

Colwell, R. K. 2000. *EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples* Curvas de acumulación de especies y calidad de inventarios biológicos 157 (Software and User's Guide), Versión 6.0. Disponible en <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

Colwell, R.K. y J.A. Coddington. 1994. Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, **345(1311)**, 101-118.

Colwell, R.K. y D.J. Futuyma. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, **52**, 567-576.

Cornell, H.V. y J.H.Lawton . 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, **61**, 1–12.

Cooper, L.H.N. 1952. The boar fish, *Capros aper* (L.), as a possible biological indicator of water movement. *Journal Marine Biological Association of the United Kingdom*, **31(2)**, 351-362.

Crawley, M.J. y J.E.Harral. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science*, **291**, 864–868.

Cushing, D.H. y R.R. Dickson. 1976. The biological response in the sea to climate changes. *Adv. Mar. Biol*, **14**, 1-122.

Daget, J. 1976. *Les modèles mathématiques en Ecologie*. Masson. Paris

Davis, F.W. 1994. *Mapping and monitoring terrestrial biodiversity using geographic information systems*. In: Peng, C.I., Chou, C.H. (Eds.), *Biodiversity and Terrestrial Ecosystems*. Institute of Botany, Academia Sinica Monographseries No 14, Taipei, 461-471.

Demestre, M., P. Sánchez y P. Abelló. 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**, 981-988.

Díaz del Río, V. y L.M. Fernández. 2005. El margen continental del Levante español y las Islas Baleares. En: A.Martín (Ed.). *Mapa Geomorfológico de España y del margen continental*. Instituto Geológico y Minero de España.

Dimech, M., M. Camilleri, J.G. Hiddink, M. J. Kaiser, S. Ragonese y P. Schembri. 2008. Differences in demersal community structure and biomass size spectra within and outside the Maltese Fishery Management Zone (FMZ). *Scientia Marina*, **72(4)**, 669-682.

D'Onghia, G., F. Mastrototaro y A. Matarrese. 2003. Biodiversity of the Upper Slope Demersal Community in the Eastern Mediterranean: Preliminary Comparison Between Two Areas With and Without Trawl Fishing. *J.Northw.Atl.Fis.Sci.*, **31**, 263-273.

D'Onghia G., T. Angelo, P. Majorano, A. Matarrese y M. Panza. 1998. Demersal fish assemblages from the bathyal grounds of the Ionian Sea (middle-eastern Mediterranean). *Ital. J. Zool.*, **65 (Suppl.)**, 287-292.

D'Onghia G., C-Y. Politou, A. Bozzano, D. Lloris, G. Rotllant, L. Sion y F. Mastrototaro. 2004. Deep-water fish assemblages in the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, **68 (3)**, 87-99.

Eguiarte, L. E., 1999. *Una Guía para Principiantes a la Genética de Poblaciones*. En: J. Núñez Farfán y L. E. Eguiarte (Eds.) *La Evolución Biológica*. México, D.F., UNAM, 35-50.

Ellingsen, K.E. 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. *Marine Ecology Progress Series*, **232**, 15-27.

Ellingsen, K.E., J.E. Hewitt y S.F. Thrush. 2007. Rare species, habitat diversity and functional redundancy in marine benthos. *Journal of Sea Research*, **58**, 291-301.

Emig, C.C. y P. Geistdoerfer. 2004. The Mediterranean deep-sea fauna: historical evolution, bathymetric variations and geographical changes. *Carnets de Géologie/Notebooks on Geology*. Article 2004/01 (CG2004-A01_CCE-PG).

Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, **61**, 1-10

Fariña, A.C., J. Freire y E. González-Gurriarán. 1997. Demersal fish assemblages in the Galician continental shelf and upper slope (NW Spain): spatial structure and long-term changes. *Estuarine Coastal Shelf Science.*, **44**, 435-454.

Fischer, W., M. Schneider y M. -L. Bauchot. 1987. Fiches FAO D'identification des espèces pour les besoins de la pêche (Révision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche, 37. Rome, FAO, vol. II Vertébrés, 761-1530.

Fredj, G. y C. Maurin. 1987. Les poissons dans la banque de données Médifaune. Application à l'étude des caractéristiques de la faune ichthyologique méditerranéenne. *Cybium*, **11(3)**, 218-299.

Fredj, G., D. Bellan-Santini y M. Meinardi. 1992. Etat des connaissances sur la faune marine méditerranéenne. *Bull. Inst. Océanogr. Monaco*, **9**, 133-145.

Froese, R. y Pauly, D., (Eds). 2008. *FishBase*. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org>, version (09/2008).

Frontier, S., D.Pichod-Viale, A. Leprêtre, D. Davoult, y Ch. Luczak. 1991, *Ecosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution*. Masson. Paris, 400 pp.

Gaertner, J.C., J.A. Bertrand, D. Samani y A. Souplet. 2005. Spatio-temporal organization patterns of demersal assemblages of the east coast of Corsica (Mediterranean sea). *Vie et Mieu*, **55 (2)**, 81-89.

Gaertner, J.C., J. Bertrand, L. Gil de Sola, J.P. Durbec, E. Ferrandis y A. Souplet. 2005. Large spatial scale variation of demersal fish assemblage structure on the continental shelf of the NW mediterranean sea. *Marine Ecology Progress Series*, **297**, 245-257.

Gaertner, J.C., J.A. Bertrand, G. Relini, C. Papaconstantinou, N. Mazouni, L. Gil de Sola, J.P. Durbec, S. Jukic-Peladic y A. Souplet. 2007. Spatial pattern in species richness of fish demersal assemblages on the continental shelf of the northern Mediterranean Sea: a multiscale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, **341**, 101-203.

Gaertner, J.C., B. Mérigot, G. Relini, J.A. Bertrand, N. Mazouni, C.Y. Politou, L.Gil de Sola, A. Kallianiotis, P. Carpentieri, M. Murenu, J.P. Durbec, N. Vrgoc y N. Ungaro.

2010. Reproducibility of the multi-component aspect of species diversity across different areas and scales: towards the constitution of a shortlist of complementary indices for monitoring fish diversity? *Ecography*, **33** (6), 1123-1135.

Gage, J.D. y P.A. Tyler. 1991. *Deep-sea: A Natural History of Organisms at the Deep-Sea*. Cambridge University Press. Cambridge.

García-Castellanos, F. Estrada, I. Jiménez-Munt, C. Gorini, M. Fernández, J. Vergés y R. De Vicente .2009. Catastrophic flood of the Mediterranean after the Messinian salinity crisis. *Nature (Letters)*. **462**: 778-781.

García-Lafuente, J., N. Cano, M. Vargas, J. Pérez de Rubín y A. Hernández. 1998. Evolution of the Alboran Sea hydrographic structures during July 1993. *Deep-Sea Res.I*, **45**, 39-65.

García Raso, J.E., S. Gofas, C. Salas, E. Manjón-Cabeza, J. Urrea y J.E. García. 2010. El mar más rico de Europa: Biodiversidad del litoral occidental de Málaga entre Calaburras y Calahonda. Junta de Andalucía, Conserjería de Medio Ambiente. 138 pp.

Garibaldi, L. y J.F. Caddy. 1998. Biogeographic characterization of Mediterranean and Black Seas faunal provinces using GIS procedures. *Ocean Coast. Manage*, **39**, 211–227.

Gause, G.F. 1935. *The struggle for existence*. Williams y Wilkins. Baltimore.

Gil de Sola, L. 1999. Ictiofauna demersal del mar de Alborán: Distribución, abundancia y espectro de tamaños. *Tesis doctoral*. Universidad de Málaga.

Glantz, M.H. 1992. Introduction. En: M.H. Glantz (Ed.). *Climate variability, climate change and fisheries*. Cambridge University Press.

Gotelli, N.J. y R.K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, **4**, 379-391.

Gower, J.C. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika*, **53**, 325-338.

Gouraguine, A., M.Hidalgo, J. Moranta, D.M. Bailey, F. Ordines, B. Guijarro, M. Valls, C. Barberá y A. De Mesa. 2011. Elasmobranch spatial segregation in the western Mediterranean. *Scientia Marina*, **75 (4)**, 653-664.

Grassle, J.F., H.L. Sanders y V. Smith. 1979. Faunal changes with depth in the deep-sea benthos. *Ambio Special Report*, **6**, 47–50.

Gray, J.S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **250**, 23-49.

Gray, J.S. 2001. Marine diversity: the paradigms in patterns of species richness examined. *Sci Mar*, **65**, 41–56

Gray, J.S. 2002. Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*, **244**, 285-297.

Greenstreet, S.P.R. y S.J. Hall. 1996. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the North-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. *Journal of Animal Ecology*, **65**, 577–598.

Haedrich, R.L. y N.R. Merret. 1988. Summary atlas of deep-living demersal fishes in the North Atlantic Basin. *J.Nat. Hist.*, **22**, 1325-1362.

Haedrich, R.L. y N.R. Merrett. 1990. Little evidence for faunal zonation or communities in deep-sea demersal fish faunas. *Progress in Oceanography*, **24**, 239-250.

Hall, S.J. y S.P. Greenstreet. 1998. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. *Marine Ecology Progress Series*, **166**, 227-229.

Halffter, G. 2005. Towards a culture of biodiversity conservation. *Acta Zoológica Mexicana*, **21(2)**, 133-153.

Halffter G. y C.E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff, A. Meliá (Eds.) Sobre la Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. M3m: Monografías tercer milenio, Vol. 4, pp. 5- 18. Sociedad Entomológica Aragonesa SEA., Zaragoza.

Harrison, S., S.J. Ross y J.H. Lawton. 1992. Beta-diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, **61**, 151-158.

Hecker, B. 1990. Variation in megafaunal assemblages on the continental margin south of New England. *Deep Sea Research*, **37(I)**, 37-57.

Hengeveld, R. 1990. *Dynamic biogeography*. Cambridge Univ. Press.

Hernández-Molina, F.J. 1993. Dinámica sedimentaria y evolución durante el Pleistoceno Terminal-Holoceno del Margen Noroccidental del Mar de Alborán. Modelo de estratigrafía secuencial de muy alta resolución en plataformas continentales. *Tesis Doctoral*. Universidad de Granada.

Hernández-Molina, F.J., F.J. Gracia, L.Somoza y J.Rey. 1994. *Geomorfología submarina de la plataforma y talud continental del Margen Noroccidental del Mar de Alborán*. En: J.M. Arnáez, J.M. García-Ruiz y A.Gómez-Villar (Eds.) Geomorfología de España. Sociedad Española de Geomorfología, 391-404.

Hopkins, T.S. 1985. *Physics of the sea*. En: R. Margalef (Ed.). Key Environments: Western Mediterranean. Pergamon Press. Oxford, 100-125.

Hureau, J.C. y T. Monod (Ed/Red.). 1973. *Check-list of the fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean (CLOFNAM)*, Paris: Unesco, vol. I: I-XXII + 683; vol. II: 331 pp.

Hutchinson, G.E. 1959. Homage to Santa Rosalia, or why are there so many kinds of animals? *American Naturalist*, **93**, 145-159.

IOC, IHO and BODC, 2003. Centenary Edition of the GEBCO Digital Atlas, published on CD-ROM on behalf of the Intergovernmental Oceanographic Commission and the International Hydrographic Organization as part of the General Bathymetric Chart of the Oceans, British Oceanographic Data Centre, Liverpool, U.K.

Jiménez-Valverde, A. y J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, **8**, 151-161.

Jiménez-Valverde, A. y J.M. Lobo. 2004. Un método sencillo para seleccionar puntos de muestreo con el objeto de inventariar taxones hiperdiversos: el caso práctico de las familias *Araneidae* y *Thomisidae* (*Araneae*) en la Comunidad de Madrid, España. *Ecología*, **18**, 297-308.

Kallianiotis, A., P. Vidoris y G. Sylaios. 2004. Fish species assemblages and geographical sub-areas in the North Aegean Sea, Greece. *Fisheries Research*, **68**, 171-187

Kallianiotis A., K. Sophoronidis, P. Vidoris y A. Tselepides. 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**, 429-455.

Keskin, C., F. Ordines, B. Guijarro y E. Massutí. 2011. Comparison of fish assemblages between the Sea of Marmara and the Aegean Sea (north-eastern Mediterranean). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **91**, 1-12.

Kruskal, J.B.. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, **29**, 115–129.

Kruskal, W.H. y W.A. Wallis. 1952. Use of ranks in one criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, **47 (260)**, 583–621.

Labropoulou, M. y C. Papaconstantinou. 2000. Community structure of deep-sea demersal fish in the North Aegean Sea (northeastern Mediterranean). *Hydrobiologia*, **440**, 281-296.

Labropoulou, M. y C. Papaconstantinou. 2004. Community structure and diversity of demersal fish assemblages: the role of fishery. *Scientia Marina*, **68 (1)**, 215-226.

Lacombe, H. y P. Tchernia. 1972. *Caracteres hydrologiques et circulation des eaux en Méditerranée*. En: Staleny, D.J. (Ed.). The Mediterranean sea: A natural sedimentation laboratory. Dowden, Hutchinson y Ross, Stroudsberg, 25-36.

Lambshead, P. J. D., H. M. Platt, y K. M Shaw. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hist.*, **17**, 859-874

Lasram, F.B.R., Mouillot, D. 2009. Increasing southern invasion enhances congruence between endemic and exotic Mediterranean fish fauna. *Biol. Invasions*, **11**, 697-711.

Legendre P y L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam.

Levene, H. 1960. Robust tests for equality of variances. En Ingram Olkin, Harold Hotelling *et al.* Stanford University Press, 278–292.

Levin, L.A., M. Sibuet, A.J. Gooday, C.R. Smith y A. Vanreusel. 2010. The roles of habitat heterogeneity in generating and maintaining biodiversity on continental margins: an introduction. *Marine Ecology*, **31**, 1-5.

Levin, L.A., R.J. Etter, M. A. Rex, A.J. Gooday, C.R. Smith, J. Pineda, C.T. Stuart, R.R. Hessler y D. Pawson. 2001. Environmental influences on regional deep-sea species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **32**, 51–93.

Lobo, J. M. 2000. *¿Es posible predecir la distribución geográfica de las especies basándonos en variables ambientales?* En: F. Martín-Piera, J.J. Morrone y A. Melic (Eds.) Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PrIBES2000. m3m-Monografías Tercer Milenio, vol. 1, pp. 55-68. Sociedad Entomológica Aragonesa SEA., Zaragoza.

Lobo, J.M. y F. Martín-Piera. 1993. Las causas de la Biodiversidad. *Arbor*, **145**, 91-113.

Lloris, D. 2007. *Glosario ilustrado de Ictiología para el mundo hispanohablante*. Generalitat de Catalunya. Departament d'Agricultura Alimentació i Acció Rural, 967 pp.

Lloris, D. 2008. ICTIMED. World Wide Web. <http://www.cmima.csic.es/ictimed>. (Consultada: 2010).

Lloris, D., L. Gil de Sola y J. Rucabado. 2000. Ichthyofauna caught during the MEDITS-ES cruises (1994 to 1997) in the Iberian Western Mediterranean. *Resources halieutiques de la Méditerranée, IFREMER*, 100-107.

Lloris, D., J. Matallanas y P. Oliver. 2003. Merluzas del Mundo (Familia Merlucciidae). Catálogo comentado e ilustrado de las merluzas conocidas. *FAO Catálogo de especies para los fines de la pesca*. No. 2. FAO, Roma.

Lloris, D., J. Rucabado y J. Carrillo. 1978. Influencia de la Corriente de Canarias en el ciclo vital de *Pagellus acarne* (Fam. Sparidae) en el Banco Canario-Sahariano. *Miscelánea Zoológica*, **4 (2)**, 183-190.

Lloris, D., J. Rucabado, J. Lleonart y P. Rubiés. 1979. Adaptaciones de los organismos frente a variaciones ambientales sostenidas: *Pagellus acarne* como modelo de ciclo vital en el afloramiento del NW de África. *Inv. Pesq.*, **43 (2)**, 479-490.

Lloris, D., J. Rucabado, Ll. del Cerro, F. Portas, M. Demestre y A. Roig. 1984. Tots els peixos del Mar Català. I: Llistat de cites i referències. *Treballs Soc. Cat. Ict.Herp.*, 1, 208 pp.

Lozano Rey, L. 1928. Fauna Ibérica. Peces (Generalidades, Ciclóstomos y Elasmobranquios). Madrid: *Museo Nacional de Ciencias Naturales*, vol. 1: 692 pp.

Lozano Rey, L. 1947. Peces Ganoideos y Fisóstomos. *Mem. Real Acad. Cien. Exact., Físicas y Naturales de Madrid, Serie Ciencias Naturales*, vol. 11, xv-839 pp.

Lozano Rey, L. 1952a. Peces Fisoclistos, subserie Torácicos. Primera parte: ordenes Bericiformes, Zeiformes, Perciformes, Escorpeniformes y Balistiformes. *Mem. Real Acad. Cien. Exact. Físicas y Naturales de Madrid, Serie de Ciencias Naturales*, 14, xv-378 pp.

Lozano Rey, L. 1952b. Peces Fisoclistos, subserie Torácicos. Segunda parte: ordenes Labriformes y Escombriformes. *Mem. Real Acad. Cien. Exact. Físicas y Naturales de Madrid, Serie de Ciencias Naturales*, 14, 379-705.

Lozano Rey, L. 1960. Peces Fisoclistos. Tercera parte: subserie Torácicos (ordenes Equeneiformes y Gobiformes), Pediculados y Asimétricos. *Mem. Real Acad. Cien. Exact. Físicas y Naturales de Madrid, Serie de Ciencias Naturales*, 14, 613 pp.

MacArthur, R. 1969. *Patterns of communities in the tropics*. En: R.H. Lowe-McConnell (Ed.) *Speciation in tropical environments*, Academic Press. New York.

MacArthur, R. y R. Levins. 1967. The limiting similarity, convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, 101, 377-385.

MacKenzie, B.R. y F.W. Koster. 2004. Fish production and climate: Sprat in the Baltic Sea. *Ecology*, 85(3), 784-794.

Macpherson, E. 1977. Estudio sobre relaciones tróficas en peces bentónicos de la costa catalana. *Tesis Doctoral*. Universidad de Barcelona.

Macpherson, E. 1979. Ecological overlap between macrourids in the western Mediterranean Sea. *Marine Biology*, **53**, 149-159.

Macpherson, E. y C.M. Duarte. 1991. Bathymetric trends in demersal fish size: is there a general relationships? *Marine Ecology Progress Series*, **71**, 103-112.

Madurell, T., J.E. Cartes y M. Labropoulou. 2004. Changes in the structure of fish assemblages in a bathyal site of the Ionian Sea (eastern Mediterranean). *Fisheries Research*, **66**, 245-260.

Mafalda Jr., P., J. Pérez de Rubin y C. Samapaio de Souza. 2008. Relación entre las masas de agua y la composición y distribución de las larvas de peces en el mar de Alborán (Mediterráneo occidental) y estrecho de Gibraltar. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, **43(1)**, 41-50.

Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. New Jersey, 179 pp.

Magurran, A.E. 1991. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, 260 pp.

Manier, D.J. y N.T. Hobbs. 2006. Large herbivores influence the composition and diversity of shrub-steppe communities in the Rocky Mountains, USA. *Oecologia*, **146**, 641-651.

Margalef, I. 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.*, **3**, 36-71.

Margalef, R. 1981. *Ecología*. Ed. Planeta, Barcelona, 252 pp.

Margalef, R. 1986. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona, 951 pp.

Margalef, R. 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Ed. Universitat Barcelona, 290 pp.

Margules, C.R. y M.P. Austin. 1994. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of databases. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **344**, 69-75.

Martín Piera, F. 1999. Apuntes sobre Biodiversidad y Conservación de insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones? *Aracnet*, **2**, 1-51.

Massutí, E. y J. Moranta. 2003. Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, **60**, 753-766.

Massutí, E. y O. Reñones. 2005. Demersal resource assemblages in the trawl fishing grounds off the Balearic Islands (western Mediterranean). *Scientia Marina*, **69 (1)**, 167-181.

Massutí, E., O. Reñones, A. Carbonell y P. Oliver. 1996. Demersal fish communities exploited on the continental shelf and slope off Majorca (Balearic Islands, NW Mediterranean). *Vie et Milieu*, **46 (1)**, 45-55.

Massutí, E., J.D.M. Gordon, J. Moranta, S.C. Swan, C. Stefanescu y N.R. Merrett. 2004. Mediterranean and Atlantic deep-sea fish assemblages: differences in biomass composition and size-related structure. *Scientia Marina*, **68 (3)**, 101-115.

Matallanas, J. 1989. Additions to and comments about the Mediterranean Fishes in the Medifauna Data Bank. *Cybium*, **13 (2)**, 189-191.

Maurin, Cl. 1962. Etude del fonds chalutables de la Mediterranee Occidentale (Ecologie et Pêche). *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **26 (2)**, 163-218.

Maurin, Cl. 1968. Écologie ichthyologique des fonds chalutables Atlantiques (De la Baie Ibéro-Marocaine a la Mauritanie) et de la Méditerranée occidentales. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, **32 (1)**, 5-147.

May, R.M. 1984. Exploitation of marine communities. *Report of the Dahlem workshop on exploitation of marine communities*. 367 pp.

McClatchie, S., R.B. Millar, F. Webster, P.J. Lester, R. Hurst y N. Bagley. 1997. Demersal fish community diversity off New Zealand: is it related to depth, latitude and regional surface phytoplankton? *Deep-Sea Res.*, **44**, 647–667.

McIntosh, R.P. 1967. An Index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, **48(3)**, 392-404.

Meiners, C.G. 2007. Importancia de la variabilidad climática en las pesquerías y biología de la merluza europea *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) de la costa Noroccidental Africana. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. 187 pp.

Mérigot, B., J.A. Bertrand, J.C. Gaertner, J.P. Durbec, N. Mazouni y C. Manté. 2007. The multi-component structuration of the species diversity of groundfish assemblages of the east coast of Corsica (Mediterranean Sea): Variation according to the bathymetric strata. *Fisheries research*, **88 (1-3)**, 120-132.

Miller, R.I. 1994. *Mapping the Diversity of Nature*. Chapman and Hall, London

Moranta, J., E. Massutí, M. Palmer y J.D.M. Gordon. 2007. Geographic and bathymetric trends in abundance, biomass and body size of four grenadier fishes along the Iberian coast in the western Mediterranean. *Progress in Oceanography*, **72**, 63-83.

Moranta, J., C. Stefanescu, E. Massutí, B. Morales-Nin y D. Lloris. 1998. Fish community structure and depth-related trends on the continental slope of the Balearic Islands (Algerian basin, western Mediterranean). *Marine Ecology Progress Series*, **171**, 247-259.

Moranta, J., E. Massutí, C. Stefanescu, M. Palmer y B. Morales-Nin. 2008. Short-term temporal variability in fish community structure at two western Mediterranean slope locations. *Deep sea Research I*, **55**, 866-880.

Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *M & T- Manuales y Tesis S. E. A*, **(1)**, 83 pp.

Murphy, D.D. 1990. Conservation biology and scientific method. *Conservation Biology*, **4**, 203-204.

Nelson, J.S. 1994. *Fishes of the World*. 3rd. Ed. J. Wiley, New York.

Niell, X. 2007. *La biodiversidad de la naturaleza, una pérdida de patrimonio*. En: E. Viguera, A. Grande, J. Lozano (Coord). Encuentros con la ciencia. Del macrocosmos al microcosmos, 101-138.

Nilsson, N.A. 1967. *Interactive segregation between fish species*. En: S.Gerking (Ed.). The biological basis of freshwater fish production. Blackwell Scientific Publications. Edinburg.

Orsi Relini, L., Papaconstantinou, S., Jukic-Peladic, A. Souplet, L. Gil de Sola, C. Piccinetti, S. Kavadas y M. Rossi. 2002. Distribution of the Mediterranean hake populations (*Merluccius merluccius smiridus* Rafinesque, 1810) (Osteichthyes: Gadiformes) based on six years monitoring by trawl-surveys: some implications for management. *Scientia Marina*, **66 (2)**, 21-38.

Parrilla, G y T.H. Kinder. 1987. Oceanografía física del mar de Alborán. *Bol. Inst. Esp. Oceanog.*, **4(1)**, 133-165.

Pérès, J.M. 1985. *History of the Mediterranean Biota and the colonization of the Depths*. En: Margalef, R. (Ed.). Key Environments. Western Mediterranean. Pergamon Press LTd., Oxford.

Pérès, J.M. y J. Picard. 1958. Manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Sta. Mar. Endoume*, **23(14)**, 5-122

Pérès, J.M., y J. Picard. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, **31(47)**, 1-137.

Pérez de Rubín, J. 1996. El Ictioplancton del mar de Alborán. Relación de su distribución espacio-temporal y composición, con diferentes parámetros ambientales y con la distribución de los peces adultos en el área. *Tesis doctoral*. Universidad de Málaga.

Pérez de Rubín, J. 1997. Las larvas de peces mesopelágicos del mar de Alborán. Resultados de la campaña Ictio.Alborán 0793 y revisión histórica. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, **24**, 43-52.

Pérez de Rubín, J. 2011. Centenario del Centro Oceanográfico de Málaga. Pioneras Investigaciones en el Mar de Alborán, Estrecho y Golfo de Cádiz desde 1911. Instituto Español de Oceanografía, 129 pp.

Pérez de Rubín, J., P. Mafalda Jr. y C.Sampaio de Souza. 2006. Efectos de los cambios interanuales en las masas de agua sobre la comunidad de larvas de peces en el estrecho de Gibraltar y la zona noroeste del mar de Alborán (frontera atlántico-mediterránea). *Boletín Instituto Español de Oceanografía*, **22(1-4)**, 13-22.

Pérez de Rubín, J., N. Cano, P. Arrate, J. García, J. Escánez, M. Vargas y F. Hernández. 1997b. El ictioplancton, el mesozooplancton y el medio marino en el golfo de Cádiz, estrecho de Gibraltar y sector noroeste del mar de Alborán, en julio de 1994. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía*, **167**, 1-48.

Pielou, E.C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley. New York.

Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley, New York, 165 pp.

Pinnegar, J.K., V.M. Trenkel, A.N. Tidd, W.A. Dawson y M.H. Du Buit. 2003. Does diet in Celtic sea fishes reflect prey availability? *Journal of Fish Biology*, **63** (Supplement A), 197-212

Prance, G. T. 1996. *A comparison of the efficacy of higher taxa and species numbers in the assessment of biodiversity in the tropics*. En: Biodiversity. Measurement and estimation. D. L. Hawksworth (ed.). Chapman & Hall, 89-100.

Quignard, J.P. y J.A. Tomasini. 2000. Mediterranean fish biodiversity. *Biología Marina Mediterránea*, **7**, 66 pp.

Reina-Hervás J.A., 1987. Análisis de la ictiofauna infralitoral en el sureste español (Mediterráneo Occidental). *Cahiers de Biologie Marine*, **28**, 73-89.

Rex, M.A. 1977. Zonation in deep-sea gastropods: the importance of biological interactions to rates of zonation. In: B.F. Keegan, P.O. Ceidigh, J.S. Boaden (Eds.). *Biology of benthic organisms*. Pergamon Press, New York.

Rey J., L. Gil de Sola y E. Massutí. 2005. Distribution and Biology of the Blackmouth Catshark *Galeus melastomus* in the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science*, **35**, 215-223.

Rey J, B. Séret, D. Lloris, R.Coelho y L. Gil de Sola . 2006. A new redescription of *Galeus atlanticus* (Vaillant, 1888) (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) based on field marks. *Cybium* **30(4)** supplément, 7-14.

Rey, J., R. Coelho, D. Lloris, B. Séret y L. Gil de Sola. 2010. Distribution pattern of *Galeus atlanticus* in the Alborán Sea (south western Mediterranean) and some sexual character comparison with *Galeus melastomus*. *Marine Biology Research*, **6**, 364-372.

Rey, J. J. y T. Medialdea. 1989. Los sedimentos cuaternarios superficiales del margen continental español. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, **3**.

Rodríguez, V. 2011. *Entre mares, entre tierras: El escenario ecológico del mar de Alborán*. Ciclo de conferencias. Fundación ASESMA de estudios del Mar. **9**, 209-242.

Roughgarden, J. 1974. Species parking and the competition function with illustrations from coral reef fishes. *Theor. Popul. Biol.*, **58**, 163-186.

Rosenzweig, M.L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge Univ. Press.

Ross, S.T. 1977. Patterns of resource partitioning in sea robins (Pisces: Triglidae). *Copeia*, **3**, 561-571.

Sabatés, A., P. Martín, J. Lloret y V. Raya. 2006. Sea warming and fish distribution: the case of the small pelagic fish *Sardinella aurita*, in the western Mediterranean. *Global Change Biology*, **12**, 2209-2219.

Sánchez, F., M. Blanco, R. Gancedo. 2002. Atlas de los peces demersales y de los invertebrados de interés comercial de Galicia y el Cantábrico. Instituto Español de Oceanografía, 158 pp.

Schoener, T.W. 1968. The Anolis lizard of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology*, **49**, 704-726.

Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science*, **185**, 27-39.

Scott, J.M., E.A. Norse, H.T. Arita, A. Dobson, J.A. Estes, M. Foste, B. Gilbert, D. Jensen, R.L. Knight, D. Mattson y M.E. Soulé. 1999. The issue of scale in selecting and designing biological reserves. In: M.E. Soulé and J. Terborgh (eds). *Continental Conservation, scientific foundations of regional reserve networks*. Island Press, Washington, D. C.

Serrano, A., F. Sánchez, J. E. Cartes, J.C. Sorbe, S. Parra, I. Frutos, I. Olaso, F. Velasco, A. Punzón, A. Muñoz, M. Gómez, C. Pola y I. Preciado. 2005. ECOMARG Project: A multidisciplinary study of Le Danois Bank (Cantabrian Sea, N Spain). *ICES CM 2005/P,11*, 17 pp.

Serrano. A., F. Sánchez, A. Punzón, F. Velasco y I. Olaso. 2011. Deep sea megafaunal assemblages off the northern Iberian slope related to environmental factors. *Scientia Marina*, **74(3)**, 425-437.

Shannon, C.E. y W. Weaver, 1949. *The mathematical theory of communication*, University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.

Sharp, G.D. 1988. *Fish Populations and Fisheries: their perturbations, natural and man induced*. En: H. Postma, J.J. Zijlstra (Eds.). *Ecosystems of the world 27, Continental Shelves*. Elsevier, Amsterdam, 155-202.

Shepard, R.N. 1962. The analysis of proximities: Multidimensional scaling with an unknown distance function, I. *Psychometrika*, **27 (2)**, 125–140.

Shepherd J.G., J.G. Pope y R.D. Cousens. 1984. Variations in fish stocks and hypotheses concerning links with climate. *Rapp P-v Reun. Cons. Int. Explor. Mer*, **185**, 255–267

Shmida, A. y M.B. Wilson. 1985. Biological determinants of species diversity. *J. Biogeog.*, **12**, 1-20.

Simpson, E.H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature*, **163**, 688.

Soberon, J. y J. Llorente. 1993. The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conserv. Biol.*, **7**, 480-488.

Sobrino, I. 1996. Informe Campaña ARSA 04-96. *Instituto Español de Oceanografía*.

Spearman, C. 1904. The proof and measurement of association between two things. *Amer. J. Psychol.*, **15**, 72–101

Stefanescu, D. 1991. Comunidades ictiológicas demersales del mar Catalán (Mediterráneo noroccidental) por debajo de los 1000 m de profundidad. *Tesis Doctoral*. Universidad de Barcelona.

Stefanescu C., D. Lloris y J. Rucabado. 1993. Deep-sea fish assemblages in the Catalan Sea (western Mediterranean) below a depth of 1000 m. *Deep Sea Research I*, **40**, 695-707.

Stefaneuscu, C., B. Morales-Nin y E. Massutí. 1994. Fish assemblages on the slope in the Catalan sea (western Mediterranean): Influence of submarine canyon. *Journal of Marine Biologicas Association of the United Kingdom*, **74**, 499-512.

Stefanescu, D., J. Rucabado y D. Lloris 1992. Depth-size trends in western Mediterranean demersal deep-sea fishes. *Marine Ecology Progress Series*, **81**, 205-213.

Stephens, J.S., J.H. Hose y M.S. Love. 1988. *Fish assemblages as indicators of environmental change in nearshore environments*. En: D.F. Soule, G.S. Keppel (Eds.). *Marine Organisms as Indicators*. Springer. New York, 91-103.

Stenevik, E. K., S. Sundby. 2007. Impacts of climate change on commercial fish stocks in Norwegian waters. *Marine Policy*, **31**, 19–31.

Stirling, G. y B. Wilsey. 2001. Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *Am. Nat.*, **158**, 286-299.

Symonds, M.R.E. y C.N. Johnson. 2008. Species richness and evenness in Australian birds. *Am. Nat.*, **171**, 480-490

Tokeshi, M. 1996 Power fraction: a new explanation of relative abundance patterns in species-rich assemblages. *Oikos*, **75**, 543-550.

Tortonese, E. 1985. *Distribution and Ecology of Endemic Elements in the Mediterranean Fauna (Fishes and Echinoderms)*. En: M.M. Apostolopoulou (Eds.). *Mediterranean Marine Ecosystems*, Plenum Press, New York, 57-84.

Tortonese, E., J.C. Hureau. 1979. Check-list of the fishes of the north-eastern Atlantic and of the Mediterranean (CLOFNAM), supplément, 1978, *Cybium* 3e série, 5, 5 (333) - 66(394).

Tserpes, G., P. Peristeraki, G. Potamias y N. Tsimenides. 1999. Species distribution in the southern Aegean sea based on bottom-trawl survey. *Aquat. Living Resour.*, **12** (3), 167-175.

Tursi, A., G. D'Onghia, A. Matarrese y G. Piscitelli. 1993. Observations on population biology of the Blackmouth catshark *Galeus melastomus* (Chondrichthyes, Scyliorhinidae) in the Ionian Sea. *Cybium*, **17**, 187–196.

Udden, J.A. 1914. Mechanical composition of clastic sediments. *Bull. Geol. Soc. Am.* **25**, 655-744.

Ungaro, N., C.A. Marano, R. Marsan, M. Martino, M.C. Marzano, G. Strippoli y A. Vlora. 1999. Analysis of demersal species assemblages from trawl surveys in the South Adriatic sea. *Aquatic. Living. Resour.*, **12**(3), 177-185.

Valls, M., A. Quetglas, F. Ordines y J. Moranta. 2011. Feeding ecology of demersal elasmobranchs from the shelf and slope off the Balearic Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina*, **75**(4), 633-639.

Vargas-Yáñez, M., A. Sabatés. 2007. Mesoscale high-frequency variability in the Alboran Sea and its influence on fish larvae distributions. *Journal of Marine Systems*, **68**, 421-438.

Vargas-Yáñez, M., F. Moya, E. Tel, M.C. García, E. Guerber y M. Bourgeon. 2009. Warming and salting in the western Mediterranean during the second half of the 20th century: inconsistencies, unknowns and the effect of data processing. *Scientia Marina*, **73**(1), 7-28.

Vargas-Yáñez, M., M.C. García, F. Moya, E. Tel, G. Parrilla, F. Plaza A. Lavín y M.J. García. 2010. *Cambio climático en el Mediterráneo español*. Instituto Español de Oceanografía. Minist. Ciencia e Innovación. 174 pp.

Vázquez, J. T. 2001. Estructura del margen septentrional del Mar de Alborán. *Tesis doctoral*. Universidad Complutense.

Vázquez, J.T. 2005. El margen continental del Mar de Alborán. En Martín-Serrano A. (Ed.): *Mapa Geomorfológico de España y del margen continental*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.

Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar.Biol.*, **92**, 557-562.

Warwick R.M. y K.R. Clarke. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **129**,301-305

Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments, *J. Geology V.*, **30**, 377-392.

Werner E.E. y H. Hall. 1976. Niche shifts in sunfishes: experimental evidence and significance. *Science*, **191**, 404-406.

Westoby, M. 1993. *Biodiversity in Australia compared with other continents*. En: Ricklefs, R.E. and D. Schluter (Eds.). *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. Univ. of Chicago Pres., 170-177.

Whittaker, R.H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, **30(8)**, 281-338.

Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, **147**, 250-260.

Whittaker, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biological reviews*, **42**, 207-264

Whittaker, R.H. 1970. *Communities and Ecosystems*. Mac-Millan. New York.

Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**, 213-251.

Whittaker, R.H. 1975. *Communities and Ecosystems*. Mac-Millan. New York.

Whitehead, P. J. P., M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen y E. Tortonese (Eds.). 1984-1986. *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean (FNAM)*. Vol. I (1984); vol. II (1986); vol. III (1986). Unesco, Paris.

Williams, P. H y C.J. Humphries. 1994. *Biodiversity, taxonomic relatedness, and endemism in conservation*. En: Systematics and Conservation Evaluation. P. L. Forey, C.J. Humphries & R.Y. Vane-Wright (Eds). The Systematics Association Special Vol. 50. Oxford Science Publications, 269-287.

Williams, P. H. y C.J. Humphries. 1996. Comparing character diversity among biotas. En: Kevin J. (Ed.) Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference, Gaston. Blackwell Science Ltd. Osford, 54-76.

Williams, P. H., K.J.Gaston y C.J. Humphries. 1994. Do conservationists and molecular biologists value differences between organisms in the same way?. *Biodiversity Letters*, **2**, 67-78.

Williams, P.H., C.J. Humphries y K.J. Gaston. 1994. Centres of seed-plants diversity: the family way. *Proceedings of the Royal Entomological Society London*, **B 256**, 67-70.

Wilsey B.J. 2005. Importance of species replication to understanding plant invasions into North American grasslands. En: Inderjit (Ed.). Plant invasions: ecological and agricultural aspects. Birkhauser-Verlag, Basel, Switzerland.

Wilsey, B.J. y G. Stirling. 2007. Species richness and evenness respond in a different manner to propagule density in developing prairie microcosm communities. *Plant. Ecol.*, **190**, 259-273.