

Cambios bentónicos en la ría de Foz (Lugo) (noroeste de España) tras la construcción de un espigón

C. Castellanos, S. Hernández-Vega y J. Junoy

Departamento de Biología Animal. Universidad de Alcalá. E-28871 Alcalá de Henares (Madrid), España.
Correo electrónico: juan.junoy@uah.es

Recibido en enero de 2003. Aceptado en diciembre de 2003.

RESUMEN

Se analizan los cambios ocurridos en las comunidades bentónicas de la ría de Foz (Lugo) (noroeste de España) tras la construcción de un espigón en la boca del estuario, comparándose la situación del año 2002 con la existente en 1984-1985. Si bien persisten en la ría las tres comunidades bentónicas detectadas en el estudio previo, se observan cambios en su distribución y en la dominancia y la abundancia de sus principales especies. Los cambios hidrodinámicos producidos por esta construcción han proporcionado un ambiente más resguardado en el interior de la ría, incrementándose notablemente el área ocupada por las praderas de *Zostera noltii* Hornemann, 1832 y por la comunidad de *Cerastoderma edule* (L., 1758)-*Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778), que ocupaba la parte más interna de dicha ría.

Palabras clave: Macrofauna, pradera, *Zostera*, *Cerastoderma*.

ABSTRACT

Benthic changes in the Ria de Foz (northwest Spain) after the construction of a seawall

*Long-term changes in the benthos of Spain's coastal waters are still largely unknown. The present paper compares data from January 2002 taken in the ria de Foz (northwest Spain) with the results of a study conducted in 1984-1985, in order to detect possible changes in benthic macrofauna (species composition, abundance, distribution and benthic assemblages) after the construction of a seawall. The same sampling design was used as in the 1980s. This comparison of the 1984-1985 and 2002 samples shows changes in the distribution of the three benthic assemblages detected, and in the abundance and dominance of the main species. These changes are mainly attributed to the construction of a seawall in the mouth of the estuary, which has introduced modifications in its hydrodynamic and sedimentary regimes, making the inner ria more sheltered than before. The new conditions have also promoted the extension of the meadows of the seagrass *Zostera noltii* Hornemann, 1832 and the community of *Cerastoderma edule* (L., 1758)-*Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778).*

Keywords: Macrofauna, seagrass meadows, *Zostera*, *Cerastoderma*.

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente, los puertos se han construido en áreas protegidas de los temporales, por lo que es habitual que en el litoral cantábrico muchos se sitúen en los estuarios y rías de ese mar. Éste es,

precisamente, el emplazamiento del puerto de Foz (Lugo) (noroeste de España), construido en la margen izquierda de la desembocadura del río Masma, en la ría de Foz (43° 34' N; 7° 14' O).

La localización del puerto de Foz en una pequeña ría, cuyos fondos se sitúan predominantemente

en el piso intermareal, ha ocasionado problemas a la navegación desde su construcción que se han intentado solventar mediante dragados, para aumentar el calado del canal de entrada, y espigones, para estabilizar su curso. Estos espigones, construidos en el transcurso de ocho años (1969-1977) en la margen izquierda, fueron la causa del arrasamiento en 1978 de la flecha barrera que se situaba en la margen derecha de la boca de la ría. La pérdida de esta flecha llevó emparejada una serie de efectos asociados, como la aceleración del proceso de relleno de la ría y la erosión de las playas de Angueira y de Altar, en la margen derecha (Díez González, 1996), lo que motivó un plan de defensa costera (Mopu, 1985). Este plan tuvo como actuación principal la regeneración artificial de la flecha mediante la construcción de una escollera durante los años 1986-1988, con las arenas de los tesos arenosos del interior de la ría como material de relleno. En la figura 1 se esquematiza el proceso descrito.

Antes de construirse esta escollera, se realizó un estudio de la macrofauna bentónica de la ría durante los años 1984-1986 (Junoy, 1988, 1996; Junoy y Viéitez, 1989, 1990, 1992) que adquiere la consideración de estudio previo a la construcción. Estos au-

tores identifican y caracterizan en la ría tres asociaciones faunísticas descritas en términos de comunidades bentónicas: la comunidad boreo-lusitánica de *Tellina*, localizada en las arenas limpias de la parte externa de la ría, la biocenosis mediolitoral de arenas situada en los niveles intermareales superiores y la comunidad de *Cerastoderma-Scrobicularia*, que ocupa la parte más interna de la ría, donde el sedimento presenta los mayores contenidos en materia orgánica y pelitas de toda la ría.

Tomando ese estudio como base, se evalúan, años después de finalizadas las obras de regeneración costera, los cambios que se han producido en las comunidades bentónicas como consecuencia del cambio del régimen hidrográfico. Para ello se realizó una campaña de muestreo utilizando las mismas técnicas que se emplearon en el estudio previo. Se obtiene así una imagen de la evolución a largo plazo de las comunidades bentónicas de la ría, un planteamiento muy poco habitual en nuestro país, donde se priman estudios denominados innovadores, entre los que no suelen tener cabida los de seguimiento de las poblaciones y comunidades naturales. Escasos son, también, los trabajos dedicados a estudiar el efecto que tienen sobre las co-

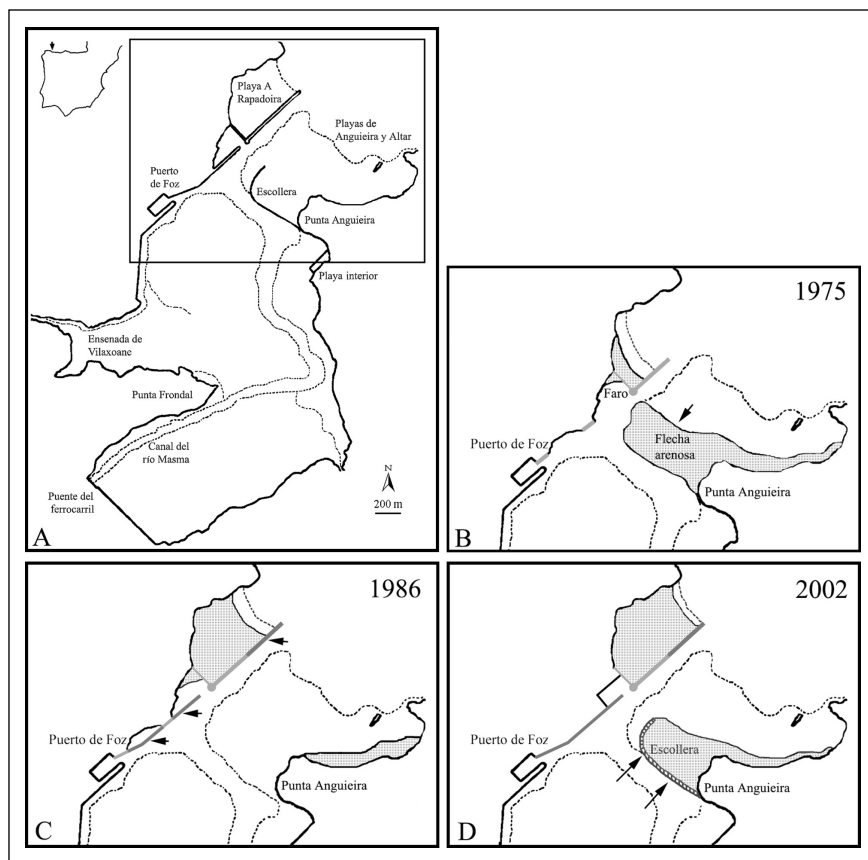


Figura 1. (A): la ría de Foz. El recuadro delimita el área ampliada en los apartados B, C y D. (B): situación en 1975; se ha sombreado en gris el emplazamiento de los espigones construidos desde 1969; la flecha señala la barrera desaparecida en 1978. (C): situación en 1986; las flechas señalan los espigones construidos desde 1975. (D): situación en 2002; las flechas señalan la escollera construida entre 1986 y 1988.

munidades bentónicas las construcciones costeras, a pesar de ser cada día más frecuentes (Davis, VanBlaricom y Dayton, 1982).

MATERIAL Y MÉTODOS

Para realizar la comparación con la serie de datos previos (Junoy, 1988, 1996; Junoy y Viéitez, 1990) se realizó una campaña de muestreo del 25 al 29 de enero de 2002, eligiéndose las mismas estaciones que fueron muestreadas en el primer estudio, siempre que fue posible, ya que algunas de ellas habían desaparecido como consecuencia de los rellenos. De las campañas realizadas en el estudio previo, se eligieron dos correspondientes al periodo invernal: diciembre de 1984 y marzo de 1985. En la figura 2 se detalla la distribución espacial de las muestras realizadas en estas campañas. Aunque los procedimientos empleados son similares, se detallan en particular los de la campaña de 2002.

En cada estación de muestreo, el sedimento, proveniente de un volumen de 40 cm × 40 cm de superficie por 30 cm de profundidad, fue extraído con ayuda de una pala de bordes rectos y tamizado utilizando una malla de 1 mm. Se recogió el material retenido en la criba, que era inmediatamente fijado en formol al 10 % en agua de mar. En el laboratorio se procedió a la separación y determinación, hasta donde fue posible, de los ejemplares de la macrofauna. Para seguir los mismos criterios que en los trabajos previos, los nemertinos, oligoquetos

y quironómidos se consideraron como pertenecientes, cada uno, a una única especie.

Además se tomaron simultáneamente muestras sedimentarias en cada punto de muestreo para proceder a su análisis granulométrico y valorar su contenido en materia orgánica mediante combustión. La cartografía de los sedimentos superficiales se detalla en Hernández-Vega, Castellanos y Junoy (en prensa). El nivel mareal fue estimado en función del grado de humedad del sedimento, considerándose las zonas de saturación, resurgencia y retención de Salvat (1964).

Los análisis se realizaron con los programas cluster, MDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) y simper (Similarity Percentages) del paquete estadístico primer (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) (Clarke y Warwick, 1994).

Para cada muestra se calculó el número de especies, la densidad, la diversidad H' (Shannon y Weaver, 1963) y la equitatividad, J' (Pielou, 1966). A partir de la matriz de abundancia transformada mediante la expresión $\log(x + 1)$, se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico mediante el índice de similitud de Bray-Curtis (cluster). En los grupos obtenidos por la clasificación se calculó la densidad media, la dominancia media (Picard, 1965) y la constancia (Glémarec, 1964) de cada especie en el grupo. Se calcularon los porcentajes de similitud entre las muestras de un grupo y de disimilitud entre los grupos mediante el algoritmo simper.

Los mismos procedimientos se emplearon para las muestras de 1984-1985 y para las tres campañas

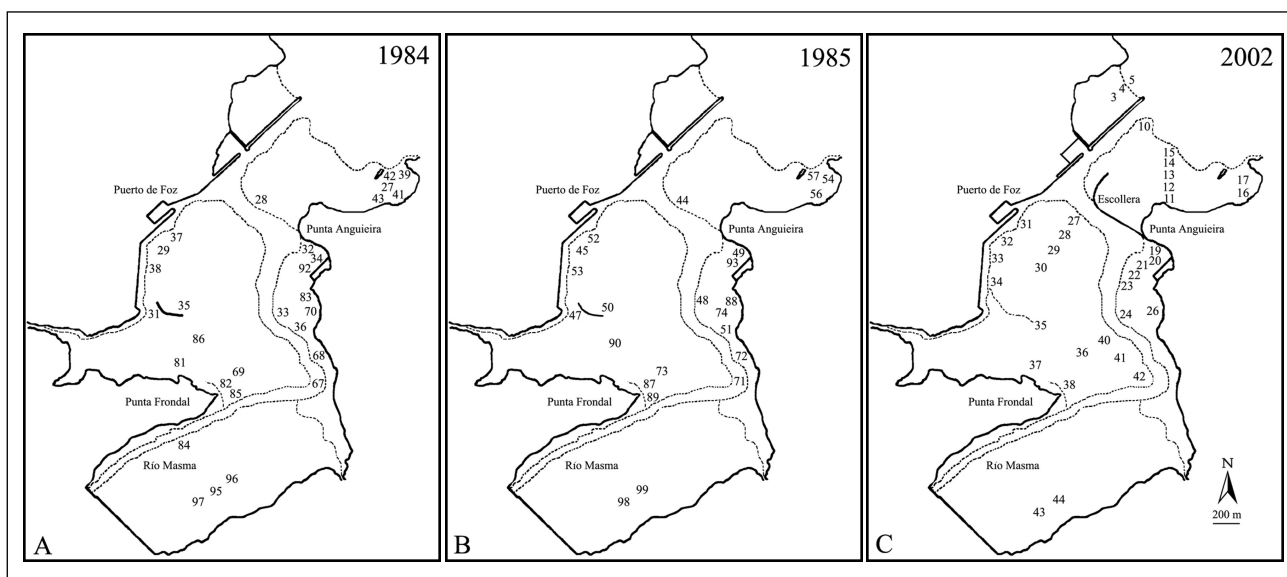


Figura 2. Localización de las estaciones de muestreo. (A): diciembre de 1984; (B): marzo de 1985; (C): enero de 2002.

en conjunto. Además, se efectuó un análisis de ordenación utilizando las técnicas del programa MDS con las 87 muestras.

Para la comparación entre los dos periodos (1984-1985 vs 2002), se realizó un análisis de la varianza (anova) de los valores de densidad, diversidad, equitatividad y número de especies.

La extensión ocupada por las praderas de *Zostera noltii* Hornemann, 1832 fue cuantificada utilizando fotografías aéreas, complementándose esta información con la proveniente de otras fuentes (Junoy, 1996; Junoy, observación no publicada; Laborda *et al.*, 1997).

RESULTADOS

Campaña de enero de 2002

En las 35 muestras se recogieron un total de 26552 ejemplares pertenecientes a 60 especies, cuya distribución por grupos faunísticos se refleja en la tabla I. Una única especie, el caracol *Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777), constituye el 75 % de los ejemplares recogidos y es particularmente abundante en las muestras más internas de la ría.

Se observa un incremento en el número de especies y de ejemplares por muestra a medida que se penetra en la ría (tabla II). El número de especies por muestra varía entre 1 (muestras 11 y 19) y 18 (muestra 26), mientras que la densidad lo hace entre 12,5 indiv/m² (muestra 11) y 33 487,5 indiv/m² (muestra 43). Los valores de diversidad y equitatividad son nulos en aquellas muestras en las que tan sólo se recogió una especie, alcanzando sus valores máximos en la muestra 42.

En la figura 3 se muestran los resultados del análisis de agrupamiento. Las muestras aparecen clasificadas en tres grupos: el grupo A', donde se incluyen 15 muestras, el grupo B' con 3 muestras, y el grupo C' con 14 muestras. Tres muestras presentan

Tabla I. Distribución por taxones de los ejemplares y especies recogidos en 2002.

Taxón	Ejemplares		Especies	
	Núm.	Porcentaje	Núm.	Porcentaje
Poliquetos	3 001	11,3	18	30
Moluscos	20 227	76,2	10	16,67
Crustáceos	1 002	3,78	20	33,33
Otros grupos	2 322	8,74	12	20
Total	26 552		60	

Tabla II. Número de especies, densidad (indiv/m²), equitatividad (J') y diversidad (H') de las muestras de la campaña de 2002.

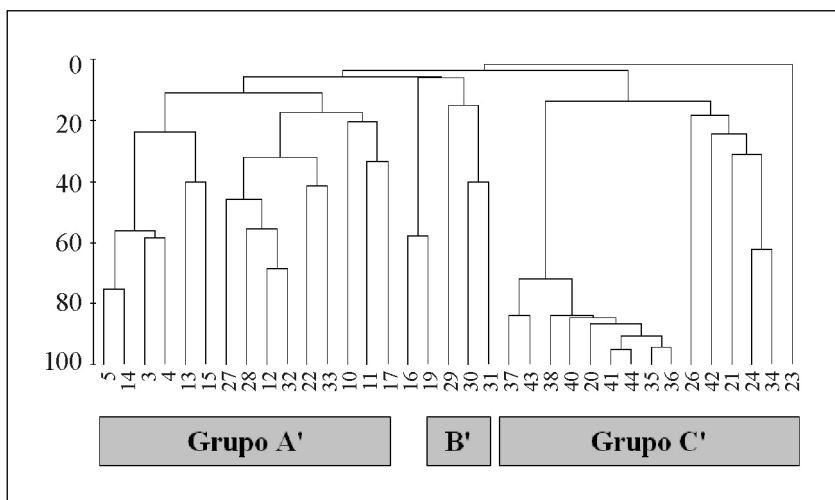
Muestras	N.º de especies	Densidad (indiv/m ²)	Equitatividad (J')	Diversidad (H')
3	4	68,75	0,90	1,24
4	5	131,25	0,88	1,42
5	5	262,5	0,54	0,87
10	4	312,5	0,63	0,88
11	1	12,5	0	0
12	7	606,25	0,72	1,39
13	5	112,5	0,88	1,42
14	4	131,25	0,6	0,84
15	3	131,25	0,94	1,03
16	7	287,5	0,71	1,39
17	6	131,25	0,87	1,56
19	1	25	0	0
20	9	1 893,75	0,27	0,6
21	14	700	0,82	2,17
22	8	687,5	0,76	1,58
23	9	3 287,5	0,13	0,28
24	12	1 712,5	0,71	1,76
26	18	5 743,75	0,42	1,22
27	8	200	0,85	1,77
28	5	87,5	0,93	1,49
29	6	112,5	0,95	1,7
30	5	112,5	0,88	1,42
31	2	31,25	0,92	0,64
32	7	212,5	0,91	1,78
33	5	356,75	0,79	1,28
34	9	375	0,9	1,98
35	17	19 368,75	0,23	0,66
36	14	17 343,75	0,17	0,44
37	14	23 256,25	0,37	0,98
38	12	13 143,75	0,27	0,67
40	15	5 862,5	0,32	0,86
41	16	8 375	0,12	0,33
42	16	1 050	0,89	2,46
43	13	33 487,5	0,29	0,74
44	10	25 631,25	0,00	0,00

baja similitud con los grupos anteriores (muestras 16, 19 y 23). Cada uno de estos grupos se caracteriza a continuación.

Grupo A'

En este grupo se incluyen 15 muestras provenientes de fondos arenosos con bajos contenidos pelíticos, situadas en el área más externa de la ría y ocupando niveles de resurgencia o saturación. El 93,3 % de las muestras de este grupo presenta un tipo sedimentario de arenas medias; el resto son arenas finas. En estas muestras se han recogido en total 21 especies (7 poliquetos, 3 moluscos, 10 crustáceos y 1 de otros grupos); de ellas, 15 tienen

Figura 3. Dendrograma del análisis de clasificación de las muestras de 2002.



una dominancia media superior al 1%, y son: *Nephtys cirrosa* Ehlers, 1868; *Pontocrates arenarius* Bate, 1858; *Tanaissus lilljeborgi* (Stebbing, 1891); *Bathyporeia pelagica* Bate, 1857; *Urothoe brevicornis* Bate, 1862; *Angulus tenuis* Da Costa, 1778; *Urothoe poseidonis* Reibisch, 1905; *Scoloplos armiger* (Müller, 1776); *Donax vittatus* (Da Costa, 1778); *Scolecopsis squamata* (Müller, 1806); *Lekanesphaera* sp.; *Paraonis fulgens* (Levinsen, 1883); *Iphinoe* cf. *tenella*; *Capitella capitata* (Fabricius, 1780) y *Eurydice pulchra* Leach, 1815. Si se considera la dominancia por grupos taxonómicos, los más dominantes son los crustáceos (62,06%), seguidos por los poliquetos (25,72%), moluscos (11,57%) y otros grupos (0,64%).

Grupo B'

En este grupo se incluyen 3 muestras localizadas en el teso arenoso central de la ría, en zonas donde no aparece agua de surgencia, en la zona de retención. El tipo sedimentario es de arenas medias, con bajos contenidos pelíticos. Se han recogido 10 especies de la macrofauna (5 poliquetos, 4 crustáceos y 1 de otros grupos). El escaso número de especies, sus bajas densidades y el pequeño número de muestras que componen este grupo hace que todas las especies recogidas tengan una dominancia media superior al 1%, siendo el poliqueto *Ophelia bicornis* Savigny, 1820 (dominancia media: 30,4%) la única especie que se ha recogido en las tres muestras. Por grupos, los poliquetos representan el 60,87%, los crustáceos el 34,78% y otros grupos el 4,35% de los ejemplares recogidos.

Grupo C'

Las 14 muestras de este grupo se ubican en la parte más interna y protegida de la ría, en fondos de arenas medias, arenas finas, arenas fangosas, fangos arenosos y fangos, con contenidos pelíticos normalmente elevados. Se han recogido 53 especies: 16 poliquetos, 9 moluscos, 16 crustáceos y 12 de otros grupos, de las que 5 presentan una dominancia media superior al 1%, y son: *Hydrobia ulvae*, *Oligochaeta* sp.; *Capitella capitata*; *Pygospio elegans* Claparède, 1863 y *Corophium multisetosum* Stock, 1952. Este anfípodo fue recogido tan sólo en una muestra (muestra 38), en donde alcanzó una densidad de 1731 indiv/m². El grupo taxonómico más dominante es el de los moluscos (79,43%) lo que se debe, fundamentalmente, a la extraordinaria abundancia de *Hydrobia ulvae*, seguido por otros grupos (9,11%), poliquetos (9,08%) y crustáceos (2,37%).

Campanías de 1984-1985 versus 2002

En las 52 muestras de diciembre de 1984 y marzo de 1985 se recogieron un total de 29 757 ejemplares pertenecientes a 75 especies, cuya distribución por grupos faunísticos se muestra en la tabla III. La diferencia significativa ($p < 0,01$) con respecto al número de especies de 2002 se debe, fundamentalmente, a la presencia en 1984-1985 de especies escasamente abundantes y poco frecuentes. Las únicas excepciones las constituyen el poliqueto *Eteone longa* (Fabricius, 1780) y el anfípodo *Haustorius arenarius* (Slabber, 1769). Estas dos es-

Tabla III. Distribución por taxones de los ejemplares y especies recogidos en las campañas de 1984-1985.

Taxón	Ejemplares		Especies	
	Núm.	Porcentaje	Núm.	Porcentaje
Poliquetos	5 992	20,14	34	45,3
Moluscos	20 472	68,8	7	9,33
Crustáceos	1 749	5,88	24	32
Otros grupos	1 544	5,19	10	13,3
Total	29 757		75	

pecies eran relativamente frecuentes en las muestras de 1984-1985, llegando a alcanzar densidades máximas de 143,7 indiv/m² y 325 indiv/m², respectivamente. Ninguna de las dos fue recogida en 2002. No se observan variaciones significativas ni en la densidad ni en la equitatividad, pero sí en la diversidad ($p < 0,01$), que disminuyó en el muestreo de 2002.

El análisis de agrupamiento de las 52 muestras de 1984-1985 revela la existencia de tres grupos (A, B y C) similares a los descritos para 2002 (figura 4).

Si se procede de igual manera con el total de 87 muestras, el resultado sigue siendo equiparable.

Ningún conjunto de muestras de una determinada campaña constituye una agrupación independiente, englobándose las muestras de 2002 entre las de 1984-1985. Debido al tamaño de este dendrograma de clasificación, se representa el diagrama de ordenación MDS (figura 5).

En la tabla IV se muestra una comparación del número de especies, de la diversidad, la densidad y el porcentaje de similitud de los grupos en los dos periodos.

Grupo A vs. Grupo A'

El porcentaje medio de disimilitud entre estos dos grupos es del 78,47 %. Se observa una disminución en el año 2002 del número de especies (grado de significación, $p < 0,001$) y de la diversidad ($p < 0,01$), pero no es significativa la aparente disminución en la densidad ($p > 0,05$). En la tabla V se pueden apreciar las diferencias en la densidad media, la dominancia media y la constancia de las especies recogidas en las muestras de estos dos grupos. Las diferencias faunísticas más notables son:

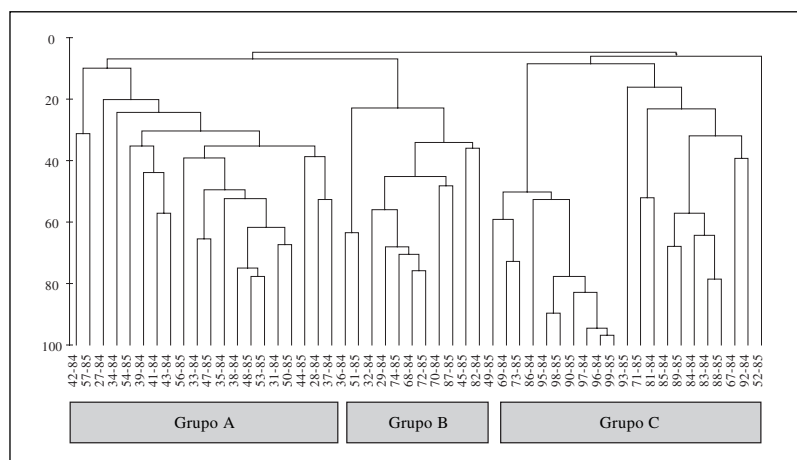


Figura 4. Dendrograma del análisis de clasificación de las muestras de 1984 y 1985. Los dos primeros dígitos representan la estación, los dos últimos el año; (84): 1984; (85): 1985.

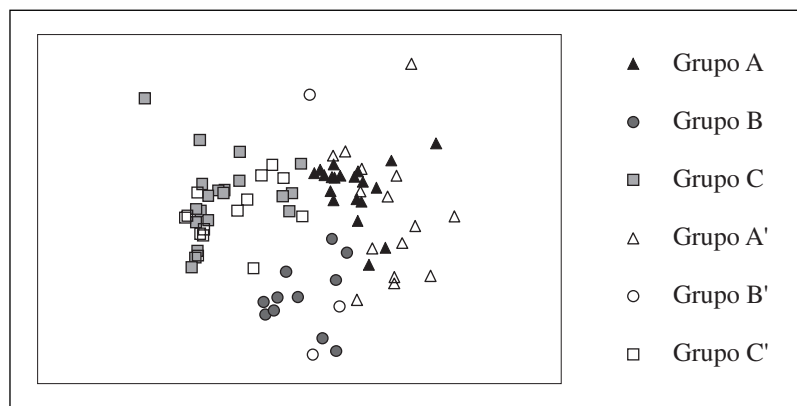


Figura 5. Diagrama de ordenación en dos dimensiones (MDS) de las 87 muestras. Estrés: 0,16.

Tabla IV. Comparación de los diferentes grupos en los dos periodos de muestreo.

Caracterización	Grupos A y A'		Grupos B y B'		Grupos C y C'	
	Arenas medias y finas. Bajo contenido de materia orgánica. Zona de resurgencia o saturación. Áreas más expuestas		Arenas medias. Bajo contenido de materia orgánica. Zona de retención. Teso central		Arenas medias, arenas finas, arenas fangosas, fangos arenosos y fangos. Elevado contenido de materia orgánica. Área más protegida e interna	
	1984-1985	2002	1984-1985	2002	1984-1985	2002
N.º de muestras	20	15	11	3	20	14
N.º de especies:						
Totales	43	21	28	10	50	53
Poliquetos	17	7	9	5	25	16
Moluscos	4	3	3	—	6	9
Crustáceos	17	10	10	4	14	16
Otros grupos	5	1	6	1	5	12
Diversidad:						
Media	1,65	1,24	1,39	1,25	1,34	1,07
Rango	0,63-2,16	0-1,78	0,79-2,01	0,64-1,7	0,24-2,13	0,07-2,46
Densidad (indiv/m ²):						
Media	358,12	229,56	579,54	85,41	8 611,84	11 281,69
Rango	18,75-943,75	12,5-687,5	43,75-1 106,25	31,25-112,5	43,75-29 062,5	375-33 487,5
Similitud (porcentaje)	36,60	24,85	37,63	25,47	31,49	35,82
Disimilitud (porcentaje)		78,47		87,45		69,26

1) la desaparición de dos especies comunes en las campañas de 1984-1985: *Scolecopsis mesnili* (Bellan & Lagardère, 1971) y *Cumopsis goodsiri* (Van Beneden, 1861); 2) el incremento en importancia cuantitativa de *Pontocrates arenarius* en la campaña de 2002; 3) la aparición en 2002 de una población relativamente abundante de *Tanaissus lilljeborgi*; y 4) la disminución en la abundancia media de las especies más representativas del grupo: *Nephtys cirrosa*, *Urothoe brevicornis*, *Angulus tenuis* y *Scoloplos armiger*.

Grupo B vs. Grupo B'

La comparación entre estos dos grupos es difícil debido a que tan sólo 3 muestras de 2002 se incluyen aquí, frente a las 11 de 1984-1985. El porcentaje de disimilitud es elevado: 87,45%. Se observa una pérdida significativa ($p < 0.05$) de la densidad de la macrofauna, que disminuye de los 579,5 indiv/m² de 1984-1985 a los 85,17 indiv/m² de 2002 (tabla VI).

Grupo C vs. Grupo C'

El porcentaje de disimilitud entre estos dos grupos es el más bajo, 69,26%, no encontrándose diferencias significativas entre los dos periodos en

cuanto al número de especies, la densidad, la diversidad y la equitatividad. En la tabla VII se compara la dominancia media, la densidad media y la constancia de las especies. *Hydrobia ulvae*, por sí sola, constituye más del 70% de los ejemplares recogidos en cada ocasión. Se observa un descenso en 2002 de la abundancia media de varias de las especies más representativas: *Pygospio elegans*, *Capitella capitata*, *Streblospio benedicti* Webster, 1879; *Spio martinensis* (Mesnil, 1896); *Scrobicularia plana* (Da Costa, 1778) y *C. edule*. Otras especies han aumentado su abundancia considerablemente, como en los casos de los oligoquetos y del anfípodo *Corophium multisetosum*. Esta última especie no fue recogida en 1984-1985, localizándose sus poblaciones en el año 2002 en un área muy reducida, en las proximidades de punta Frondal.

Aunque se parte de distinto número de muestras en los dos periodos comparados, los grupos A' y B' del año 2002 contienen menos muestras que los correspondientes Grupos A y B de los años 1984-1985, debido también a que se ha reducido el área ocupada por estas asociaciones de la macrofauna.

Como puede apreciarse en la figura 6, el área ocupada por la tercera asociación (grupos C-C') ha ganado terreno, extendiéndose hasta prácticamente la mitad de la ría. Este incremento de extensión

Tabla V. Densidad media, dominancia media y constancia (const.) de las especies de los grupos A y A'.

Especies	Grupo A 1984-1985			Grupo A' 2002		
	Densidad media	Dominancia media	Const.	Densidad media	Dominancia media	Const.
<i>Anaitides mucosa</i> (Oersted, 1843)	0,31	0,09	5			
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	4,06	1,13	25	2,96	1,29	20,00
<i>Eleone foliosa</i> Quatrefages, 1865	2,19	0,61	25			
<i>Eleone longa</i> (Fabricius, 1780)	1,56	0,44	15			
<i>Glycera alba</i> (Müller, 1778)	1,88	0,52	15			
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	0,94	0,26	5			
<i>Lumbrineris impatiens</i> (Claparède, 1868)	0,31	0,09	5			
<i>Magelona papilicornis</i> Müller, 1858	0,63	0,18	5			
<i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers, 1868	56,9	15,88	100	37,74	16,40	66,67
<i>Ophelia bicornis</i> Savigny, 1820	0,94	0,26	15	0,74	0,32	6,67
<i>Ophelia neglecta</i> Schneider, 1892	0,63	0,18	10			
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen, 1883)	7,81	2,18	45	4,44	1,93	13,33
<i>Scoloplos armiger</i> (Müller, 1776)	44,4	12,39	65	6,66	2,89	26,67
<i>Scolecipis mesnili</i> (Bellan & Lagardère, 1971)	16,6	4,63	30			
<i>Scolecipis squamata</i> (Müller, 1806)	0,94	0,26	5	5,92	2,57	26,67
<i>Spio martinensis</i> (Mesnil, 1896)	12,8	3,58	50	0,74	0,32	6,67
<i>Microphthalmus pseudoaberrans</i> Campoy & Viéitez, 1982	0,31	0,09	5			
<i>Angulus tenuis</i> Da Costa, 1778	45,9	12,83	60	17,76	7,72	13,33
<i>Cerastoderma edule</i> (L., 1758)	2,5	0,70	20			
<i>Donax vittatus</i> (Da Costa, 1778)	0,63	0,18	5	6,66	2,89	20,00
<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)	2,81	0,79	40	2,22	0,96	13,33
<i>Portumnus latipes</i> (Pennant, 1777)				0,74	0,32	6,67
<i>Bathyporeia pelagica</i> Bate, 1857	10,3	2,88	35	27,38	11,90	46,67
<i>Bathyporeia sarsi-pilosa</i>	1,25	0,35	10			
<i>Haustorius arenarius</i> (Slabber, 1769)	4,38	1,22	25			
<i>Pontocrates arenarius</i> Bate, 1858	9,38	2,62	10	34,04	14,79	73,33
<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862	55,6	15,53	85	24,42	10,61	40,00
<i>Urothoe poseidonis</i> Reibisch, 1905	33,8	9,42	25	13,32	5,79	13,33
<i>Dynamene bidentata</i> (Adams, 1800)	0,31	0,09	5			
<i>Eurydice pulchra</i> Leach, 1815	2,5	0,70	25	2,96	1,29	26,67
<i>Idotea</i> sp.	3,44	0,96	15			
<i>Idotea chelipes</i> (Pallas, 1766)	0,63	0,18	10			
<i>Paragnathia formica</i> (Hesse, 1864)	0,63	0,18	10	0,74	0,32	6,67
<i>Lekanesphaera</i> sp.	9,69	2,71	20	5,18	2,25	20,00
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Göes, 1864)	4,69	1,31	10			
<i>Gastrosaccus roscoffensis</i> Bacescu, 1970	0,31	0,09	5			
<i>Paramysis nouveli</i> Labat, 1953	0,31	0,09	5			
<i>Crangon crangon</i> (L., 1758)	0,94	0,26	15			
<i>Cumopsis goodsiri</i> (Van Beneden, 1861)	11,3	3,14	45			
<i>Tanaissus lilljeborgi</i> (Stebbing, 1891)				30,34	13,18	20,00
<i>Iphinoe cf. tenella</i>				3,7	1,61	33,33
<i>Ammodytes tobianus</i> L., 1758	0,63	0,18	5			
Larvas de díptero sp. A	0,31	0,09	5			
Nemertino	2,19	0,61	30	1,48	0,64	13,33
Coleóptero	0,31	0,09	5			
Polycladida	0,31	0,09	5			

es incluso apreciable a simple vista, ya que sobre gran parte de estos fondos, enriquecidos en materia orgánica y pelitas, se asienta la fanerógama

Zostera noltii. De hecho, el cambio bionómico más espectacular que ha experimentado la ría en estos últimos años ha sido la extensión de la pradera de *Z.*

Tabla VI. Densidad media, dominancia media y constancia (const.) de las especies de los grupos B y B'.

Especies	Grupo B 1984-1985			Grupo B' 2002		
	Densidad media	Dominancia media	Const.	Densidad media	Dominancia media	Const.
<i>Arenicola marina</i> (L., 1758)	0,57	0,10	9,09			
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	1,14	0,20	18,18			
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	0,57	0,10	9,09			
<i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers, 1868	5,68	0,98	27,27			
<i>Ophelia bicornis</i> Savigny, 1820	39,20	6,77	54,55	25,9	30,43	100,00
<i>Ophelia rathkei</i> Mc Intosh, 1908	0,57	0,10	9,09			
<i>Scoloplos armiger</i> (Müller, 1776)	18,75	3,24	54,55	3,7	4,35	33,33
<i>Scolecopsis squamata</i> (Müller, 1806)	0,57	0,10	9,09	11,1	13,04	33,33
<i>Streblospio benedicti</i> Webster, 1879	1,14	0,20	9,09	3,7	4,35	33,33
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen, 1883)				7,4	8,7	33,33
<i>Angulus tenuis</i> Da Costa, 1778	5,68	0,98	18,18			
<i>Cerastoderma edule</i> (L., 1758)	48,30	8,33	54,55			
<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)	7,39	1,28	27,27			
<i>Bathyporeia pelagica</i> Bate, 1857	1,14	0,20	9,09	3,7	4,35	33,33
<i>Bathyporeia sarsi-pilosa</i>	67,05	11,57	24,55			
<i>Haustorius arenarius</i> (Slabber, 1769)	50,57	8,73	45,45			
<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862	2,27	0,39	18,18			
<i>Urothoe poseidonis</i> Reibisch, 1905	7,95	1,37	9,09			
<i>Chaetogammarus marinus</i> (Leach, 1815)				7,4	8,7	33,33
<i>Chyatura carinata</i> (Krøyer, 1847)	1,14	0,20	18,18			
<i>Eurydice pulchra</i> Leach, 1815	213,64	36,84	100	3,7	4,35	33,33
<i>Idota chelipes</i> (Pallas, 1766)				14,8	17,39	66,67
<i>Paragnathia formica</i> (Hesse, 1864)	0,57	0,10	9,09			
<i>Paramysis bacescoi</i> Labat, 1953	0,57	0,10	9,09			
<i>Paramysis nouveli</i> Labat, 1953	1,70	0,29	9,09			
<i>Phytosus spinifer</i> Curtis, 1838	18,75	3,33	27,27			
Larva de díptero sp. A	28,98	5,00	54,55			
Larva de díptero sp. B	14,20	2,45	63,64			
Nemertino	5,11	0,88	54,55	3,7	4,35	33,33
Coleóptero	35,80	6,18	36,36			
Oligoqueto	0,57	0,10	18,18			

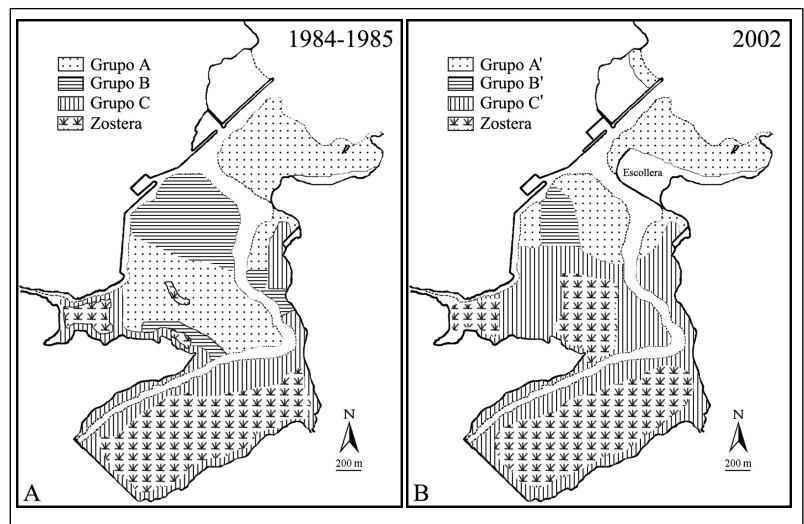


Figura 6. Distribución de las asociaciones de la macrofauna en la ría y extensión de las praderas de *Zostera noltii*. (A): años 1984 y 1985; (B): año 2002.

Tabla VII. Densidad media, dominancia media y constancia (const.) de las especies de los Grupos C y C'.

Especies	Grupo C 1984-85			Grupo C' 2002		
	Densidad media	Dominancia media	Const.	Densidad media	Dominancia media	Const.
<i>Alkmaria romijni</i> Horst, 1919	11,25	0,13	10	0,79	0,01	7,14
<i>Anaitides mucosa</i> (Oersted, 1843)	1,88	0,02	15			
<i>Arenicola marina</i> (L., 1758)	14,38	0,17	45	2,38	0,02	21,43
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	453,13	5,28	65	552,30	4,87	78,57
<i>Dodecaceria concharum</i> Oersted, 1843	0,31	0,00	5			
<i>Eteone longa</i> (Fabricius, 1780)	34,06	0,40	40			
<i>Fabricia sabella</i> (Ehrenberg, 1837)	0,31	0,00	5			
<i>Glycera alba</i> (Müller, 1788)	12,81	0,15	20	0,79	0,01	7,14
<i>Glycera tridactyla</i> Schmarda, 1861	18,44	0,21	35	2,38	0,02	14,29
<i>Hediste diversicolor</i> (Müller, 1776)	56,25	0,66	60	20,63	0,18	42,86
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparède, 1864)	94,38	1,10	60	3,17	0,03	21,43
<i>Malacoceros fuliginosus</i> (Claparède, 1868)	5,94	0,07	35	80,15	0,71	42,86
<i>Manayunkia aestuarina</i> (Bourne, 1883)	0,63	0,01	5			
<i>Mediomastus fragillis</i> Rasmussen, 1973	8,44	0,10	10			
<i>Mysta picta</i> Quatregages, 1866	6,88	0,08	25			
<i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers, 1868	21,56	0,25	20	8,73	0,08	28,57
<i>Nephtys hombergi</i> Savigny, 1818	7,19	0,08	35	0,79	0,01	7,14
<i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje, 1841	0,31	0,00	5			
<i>Prionospio multibranchiata</i> Berkeley,	0,31	0,00	5			
<i>Pygospio elegans</i> Claparède, 1863	594,38	6,93	90	262,70	2,32	78,57
<i>Scoloplos armiger</i> (Müller, 1776)	8,75	0,10	10	11,11	0,1	28,57
<i>Scolecipis squamata</i> (Müller, 1806)	4,38	0,05	20	16,67	0,15	14,29
<i>Spio martinensis</i> (Mesnil, 1896)	117,19	1,37	60	9,52	0,08	28,57
<i>Spiophanes bombix</i> (Claparède, 1870)	0,94	0,01	10			
<i>Streblospio benedicti</i> Webster, 1879	196,88	2,30	55	47,61	0,42	57,14
<i>Ophelia rathkei</i> Mc Intosh, 1908				9,52	0,08	7,14
<i>Angulus tenuis</i> Da Costa, 1778	39,06	0,46	40	24,60	0,22	21,43
<i>Cerastoderma edule</i> (L., 1758)	123,44	1,44	70	10,32	0,09	57,14
<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant, 1777)	6 002,50	69,97	85	8 909,00	78,64	92,86
<i>Modiolus phaseolinus</i> (Philippi)				0,79	0,01	7,14
<i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)				4,76	0,04	7,14
<i>Tapes decussata</i> (L., 1758)				7,14	0,06	21,43
<i>Littorina littorea</i> (L., 1758)	0,94	0,01	10	2,38	0,02	14,29
<i>Littorina rudis</i> (Maton, 1797)	13,13	0,15	25	26,19	0,23	28,57
<i>Scrobicularia plana</i> (Da Costa, 1778)	132,81	1,55	60	14,28	0,13	57,14
<i>Corophium multisetosum</i> Stock, 1952				123,80	1,09	7,14
<i>Corophium volutator</i> Pallas, 1766	1,88	0,02	15			
<i>Hyale nilssonii</i> (Rathke)	17,19	0,20	30	2,38	0,02	14,29
<i>Melita palmata</i> Montagu, 1804	16,88	0,20	15	1,59	0,01	14,29
<i>Urothoe brevicornis</i> Bate, 1862	4,06	0,05	20	3,17	0,03	14,29
<i>Urothoe poseidonis</i> Reibisch, 1905	9,06	0,11	30	15,87	0,14	35,71
<i>Cyathura carinata</i> (Krøyer, 1847)	28,44	0,33	60	8,73	0,08	28,57
<i>Idotea chelipes</i> (Pallas, 1766)	80,94	0,94	25	6,35	0,06	21,43
<i>Paragnathia formica</i> (Hesse, 1864)	30,00	0,35	10			
<i>Eurydice pulchra</i> Leach, 1815	0,63	0,01	10	5,56	0,05	7,14
<i>Lekanesphaera</i> sp.	0,63	0,01	10	3,17	0,03	21,43
<i>Jaera nordmanni</i> (Rathke, 1837)				0,79	0,01	7,14
<i>Bathyporeia pelagica</i> Bate, 1857				15,87	0,14	21,43
<i>Bathyporeia sarsi-pilosa</i>	3,75	0,04	15	1,59	0,01	14,29
<i>Chaetogammarus marinus</i> (Leach, 1815)				4,76	0,04	21,43
<i>Paramysis novaei</i> Labat, 1953	1,88	0,02	20			
Misidáceo				47,61	0,42	21,43
<i>Tanaissus lilljeborgi</i> (Strebbling, 1891)				4,76	0,04	21,43
<i>Upogebia pusilla</i> (Petagna, 1752)	0,31	0,00	5			
<i>Carcinus maenas</i> (L., 1758)	10,63	0,12	50	23,01	0,2	35,71
Actínido	1,25	0,01	5	0,79	0,01	7,14
Larvas de díptero sp. A				58,72	0,52	50,00
Quironomido	20,63	0,24	10	0,79	0,01	7,14
Nemertino	13,75	0,16	45	8,73	0,08	28,57
Coleóptero	0,31	0,00	5			
Oligoqueto	353,13	4,12	65	929,30	8,2	71,43
<i>Phoronis psammophila</i> Cori, 1889				11,90	0,11	14,29
<i>Phytosus spinifer</i> Curtis, 1838				3,97	0,04	7,14
Larva de insecto				5,56	0,05	7,14
Insecto				2,38	0,02	14,29
Arácnido				2,38	0,02	14,29
Colémbolo				3,17	0,03	21,43
Estafilínido				3,97	0,04	7,14
Polycládido	0,31	0,09	5			

noltii en el banco arenoso que se sitúa por delante de punta Frondal, en la parte media de la ría. Durante los años 1984-1985 y, posiblemente hasta 1987, esta pradera ocupaba un área de unos 12 000 m², fragmentada en dos manchas, mientras que en la actualidad el área que ocupa es aproximadamente 200 000 m².

DISCUSIÓN

Junoy y Viéitez (1990) señalaron que los principales factores ambientales que condicionan la distribución de las especies y las asociaciones de la macrofauna de la ría de Foz son las características del sedimento (granulometría y contenido en materia orgánica) y, en los sedimentos arenosos, del nivel mareal. Estos autores distinguen tres asociaciones faunísticas en la ría, que son descritas en términos de comunidades bentónicas. Dos de ellas se encuentran en las arenas con bajos contenidos en pelitas y materia orgánica del tramo externo de la ría: la comunidad boreal-lusitánica de *Tellina* (Stephen, 1930; Thorson, 1957) localizada en los niveles de saturación y resurgencia, y que se corresponde con el grupo A, y la biocenosis mediolitoral de arenas del nivel de retención (Pérès y Picard, 1964; Pérès, 1967), correspondiente con el Grupo B. La tercera asociación, el grupo C, ocupa la parte interna de la ría, en los sedimentos que presentan los mayores contenidos en materia orgánica y pelitas, y que se asociaría a la comunidad de *C. edule-Scrobicularia* (Thorson, 1957).

Las tres asociaciones descritas persisten en la ría tras las obras de construcción del espigón de punta de Angueira, siendo perfectamente distinguibles en el muestreo de 2002 (grupos A', B' y C'). Esta persistencia temporal de las asociaciones de la macrofauna bentónica de sustrato blando ha sido señalada en otras áreas de la península Ibérica (por ejemplo, Carvalho *et al.*, 2001).

En todo caso, se han producido algunos cambios desde 1984-1985. Aunque lo ideal hubiera sido disponer de una larga serie temporal de campañas de muestreo tras la construcción del espigón, lo que hubiera dado mayor grado de certeza a las conclusiones, los efectos que dicha obra ha tenido sobre las comunidades de la ría se detectan en el muestreo de 2002, y han afectado de manera directa o indirecta a las características del sedimento y al nivel mareal.

Las labores de dragado de los bancos arenosos que ocupan el centro de la ría y la construcción de la flecha artificial han supuesto una pérdida considerable de volumen de arenas que colmataron la ría desde 1978 (Díez González, 1996), provocando un descenso de nivel mareal de dichos bancos. Como consecuencia, la extensión que ocupaba la biocenosis mediolitoral de arenas (grupos B y B'), característica de la zona de retención, se ha visto muy reducida. No sólo ha variado la batimetría de la ría: también se ha detectado un cambio en la naturaleza de los sedimentos, de manera que se ha producido un enriquecimiento en materia orgánica y pelitas en el teso arenoso que se encontraba por delante de punta Frondal (Hernández-Vega, Castellanos y Junoy, en prensa). Este cambio sedimentario ha ido acompañado de un cambio faunístico, de forma que las áreas donde antes se encontraba la comunidad boreal lusitánica de *Tellina* (grupos A y A') ha sido reemplazada por la comunidad de *C. edule-Scrobicularia* (grupos C y C').

Sin duda, la construcción del espigón ha creado unas condiciones más resguardadas en el interior de la ría, facilitando la sedimentación de los materiales más finos y contribuyendo a la proliferación de *Zostera noltii*. El incremento en la extensión ocupada por esta fanerógama ha sido espectacular, multiplicándose por 16 el área que tenía en 1984-1985 en este banco (Junoy, 1988, 1996; Laborda *et al.*, 1997). Aunque se admite generalmente que el desarrollo costero es uno de los factores antropogénicos que afecta negativamente a las praderas de fanerógamas (Meisnez, Cuvelier y Laurent, 1981; Davison y Hughes, 1998; Cavazza *et al.*, 2000), en la ría de Foz, el cambio del régimen hidrográfico y del balance sedimentario provocados por la construcción del espigón ha tenido el efecto contrario. Den Hartog y Polderman (1975) también observaron incrementos de las praderas de *Zostera* tras la construcción de un puerto.

Asociado con este incremento de la extensión ocupada por la *Zostera* se puede explicar el declive de algunas poblaciones de la macrofauna, como es el caso del berberecho *C. edule*. El berberecho era muy frecuente y abundante en Foz (Junoy, 1996), alcanzado sus mayores densidades (de hasta 4 287 indiv/m²) en el banco arenoso de punta Frondal, desprovisto de cobertura vegetal en los años 1984-1985. En esos años, la densidad media del banco era de 249 indiv/m², que se considera elevada incluso para la media de los bancos marisqueros de

Galicia (168 indiv/m², según Ríos López, 2001). Estas densidades contrastan con las de enero de 2002, con una densidad media de 5,9 indiv/m². En este mismo sentido, se observa un descenso en las capturas de berberecho en la lonja de Foz, de acuerdo con los datos del Servicio de Información Pesqueira (SIP, 2002), reseñados en la tabla VIII. Las praderas de fanerógamas marinas en general, y de *Zostera* en particular, disminuyen la velocidad del flujo de la corriente, contribuyendo a incrementar la proporción de materiales finos y de materia orgánica del sedimento (Mann, 1972; Sand-Jensen, 1975; Harrison y Mann, 1975; Kenworthy, Ziemann y Thayer, 1982; Currás, Sánchez-Mata y Mora, 1994), lo que puede constituir un inconveniente para el desarrollo de los moluscos bivalvos (Romarís *et al.*, 1979). La disminución de la velocidad del agua afectará a las especies filtradoras, ya que el flujo utilizado en su alimentación será menor que en áreas sin vegetación (Hemminga y Duarte, 2000). Estos hechos podrían explicar la caída de las poblaciones de berberecho en la ría.

Entre los cambios experimentados por la macrofauna como consecuencia del incremento de *Zostera marina* L. en Finlandia, Boström *et al.* (2002) señalan tendencias observadas también en los grupos C y C' de Foz, en los que se engloban las muestras con fanerógamas. Estos autores señalan un incremento en la densidad de los oligoquetos y un descenso en la del poliqueto *Pygospio elegans*. En Foz, los oligoquetos han duplicado su abundancia, y *P. elegans* la ha disminuido a menos de la mitad. Los oligoquetos se verían favorecidos, como depositivos, por el incremento de la materia orgánica del sedimento, mientras que el acúmulo de restos

vegetales en el fondo alteraría a *P. elegans* y otros poliquetos espionidos. El estudio de Currás, Sánchez-Mata y Mora (1994), en la vecina ría del Eo, en el que se compara la macrofauna de estaciones con y sin cobertura de *Zostera marina*, apoyaría los comentarios anteriores, ya que estos autores recogen *C. edule* y *P. elegans* tan sólo en la estación desprovista de vegetación y los oligoquetos en la estación con *Zostera*.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Viéitez por la ayuda prestada en la realización de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Boström, C., E. Bonsdorff, P. Kangas y A. Norkko. 2002. Long-term changes of a brackish-water eelgrass (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 795-804.
- Carvalho, S., A. Ravara, V. Quintino y A. M. Rodrigues. 2001. Macrobenthic community characterisation of an estuary from the western coast of Portugal (Sado estuary) prior to dredging operations. En: XI Simposio ibérico de estudio del bentos marino (22-25 de febrero, 2000. Torremolinos, Málaga, España). J. E. García Raso (ed.). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía* 17 (1-2): 179-190.
- Cavazza, W., F. Immordino, L. Moretti, A. Peirano, A. Pironi y F. Ruggiero. 2000. Sedimentological Parameters and Seagrasses Distribution as Indicators of Anthropogenic Coastal Degradation at Monterosso Bay (Ligurian Sea, NW Italy). *Journal of Coastal Research* 16 (2): 295-305.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, UK. Bournemouth Press Limited. Bournemouth: 144 pp.
- Currás, A., A. Sánchez-Mata y J. Mora. 1994. Estudio comparativo de la macrofauna bentónica de un fondo de *Zostera marina* y un fondo arenoso libre de cubierta vegetal. *Cah. Biol. Mar.* 35: 91-112.
- Davis, N., G. R. VanBlaricom y P. K. Dayton. 1982. Man-made structures on marine sediments. Effects on adjacent benthic communities. *Marine Biology* 70: 295-303.
- Davison, D. M. y D. J. Hughes. 1998. *An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Zostera biotopes (volume I)*. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project): 95 pp.
- Den Hartog, C y P. J. G. Polderman. (1975). Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. *Aquatic Botany* 1: 141-147.
- Díez González, J. 1996. *Guía Física de España. 6. Las costas*. Alianza editorial. Madrid: 715 pp.

Tabla VIII. Datos del Servicio de Información Pesqueira (SIP, 2002) sobre la producción del berberecho en la lonja de Foz.

Año	Cantidad (kg)
1988	1 061
1990	1 021
1991	2 443
1992	2 760
1993	285
1994	100
1995	35,5
1996	4
1997	3,90
1998	63
1999	8

- Glémarec, M. 1964. Bionomie benthique de la partie orientale du Golfe du Morbihan. *Cah. Biol. Mar.* 5: 33-96.
- Harrison, P. G. y K. H. Mann. 1975. Detritus formation from eelgrass (*Zostera marina* L.) the relative effects of fragmentation, leaching and decay. *Limnol. Oceanogr.* 20: 924-934.
- Hemminga, M. A. y C. M. Duarte. 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press. Cambridge: 298 pp.
- Hernández-Vega, S., C. Castellanos y J. Junoy. (En prensa). Cartografía de los sedimentos de la ría de Foz (Lugo) tras la construcción de un espigón. *Thalassas*.
- Junoy, J. 1988. *Estudio de la macrofauna intermareal de sustrato blando de la ría de Foz*. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá: 619 pp.
- Junoy, J. 1996. *La Ría de Foz. Comunidades Bentónicas*. Diputación Provincial de Lugo. Lugo: 210 pp.
- Junoy, J. y J. M. Viéitez. 1989. Cartografía de los sedimentos superficiales de la Ría de Foz (Lugo). *Thalassas* 7: 9-19.
- Junoy, J. y J. M. Viéitez. 1990. Macrozoobenthic community structure in the Ría de Foz, an intertidal estuary (Galicia, Northwest Spain). *Marine Biology* 107: 329-339.
- Junoy, J. y J. M. Viéitez. 1992. Macrofaunal abundance analysis in the Ría de Foz (Lugo, Northwest Spain). *Cah. Biol. Mar.* 33: 331-345.
- Kenworthy, W. J., J. C. Zieman y G. W. Thayer. 1982. Evidence for the influence of seagrasses on the benthic nitrogen cycle in a coastal plain estuary near Beaufort, North Carolina (USA). *Oecologia* 54: 152-8.
- Laborda, A. J., I. Cimadevilla, L. Capdevila L. y J. R. García. 1997. Distribución de las praderas de *Zostera noltii*, Hornem, 1832 en el litoral del norte de España. *Publ. Espec. Inst. Esp. Oceanogr.*, 23: 273-282.
- Mann, K. H. 1972. Ecological energetics of the seaweed zone in a marine bay on the Atlantic coast of Canada. II. Productivity of seaweeds. *Mar. Biol.* 14: 199-209.
- Meisnez, A., M. Cuvelier y R. Laurent. 1981. Méthodes recentes de cartographie et de surveillance des herbiers de phanerogames marines. *Vie et Milieu* 31: 27-34.
- Mopu. 1985. *Regeneración de la playa de San Cosme de Barreiros. Programa de planteamiento y actuaciones en la costa*. Dirección General de Puertos y Costas. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.
- Pérès, J. M. 1967. Les biocoenoses benthiques dans le système phytal. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 42: 3-113.
- Pérès, J. M. y J. Picard. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 31: 1-137.
- Picard, J. 1965. Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* 52: 1-160.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13: 131-144.
- Ríos López, P. 2001. *Bancos marisqueros de moluscos bivalvos de sustratos blandos, explotados en las costas de Galicia*. Tesina de licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela: 509 pp.
- Romarís, X. M., F. Fernández, A. Cerviño y J. P. Pazó. 1979. Evolución del sustrato que sustituyó a una pradera de *Zostera marina* L. y dinámica de la población de *Cerastoderma edule* L. asentada sobre éste. En: *Primer Simposio de Bentos* (9-11 de Abril, 1979. San Sebastián, España).
- Salvat, B. 1964. Les conditions hydrodynamiques interstitielles des sédiments meubles intertidaux et la répartition verticale de la faune endogée. *C. R. Hebd. Séanc. Acad. Sci. (Paris)* 259: 1 576-1 579.
- Sand-Jensen, K. 1975. Biomass, net production and growth dynamics in a eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. *Ophelia* 14: 185-201.
- Shannon, C. E. y W. Weaver. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, Illinois: 117 pp.
- SIP. 2002. Servicio de Información Pesqueira: <http://www.sip-galicia.org/>
- Stephen, A. C. 1930. Studies on the Scottish marine fauna. Additional observations of the fauna of the sandy and muddy areas of tidal zone. *Trans. Roy. Soc. Edinburgh* 56: 521-535.
- Thorson, G. 1957. Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). *Mem. Geol. Soc. Am.* 67: 461-534.