

Influencia del gradiente ambiental sobre la distribución de las comunidades macrobentónicas del estuario del río Guadiana

J. E. Sánchez-Moyano, E. M. García-Adiego, I. García-Asencio y
J. C. García-Gómez

Laboratorio de Biología Marina. Departamento de Fisiología y Zoología. Facultad de Biología. Universidad de Sevilla. Avda. Reina Mercedes, 6. E-41012 Sevilla, España. Correo electrónico: smoyano@us.es

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

RESUMEN

El estudio efectuado a lo largo del cauce del río Guadiana y las áreas de influencia ha permitido establecer las zonas donde se desarrollan las distintas comunidades de macrofauna del sedimento como respuesta a las diversas condiciones ambientales. En este sentido, se han delimitado cinco grandes zonas: tramo alto, tramo medio, estuario bajo, desembocadura y área litoral, donde, a su vez, se distinguen las comunidades someras de las profundas. Ante la inexistencia de un elemento contaminante claro, parece que son las diferencias entre el medio marino, el fluvial y el estuarino las que están marcando las distintas composiciones de estas comunidades, como se pone de manifiesto en los análisis multivariantes realizados y por el gradiente de enriquecimiento y estructuración conforme se alcanza un ambiente de mayor influencia marina.

Palabras clave: Gestión, vigilancia ecológica, variación espacial, análisis de correspondencias canónicas.

ABSTRACT

Influence of environmental gradient on the distribution of macrobenthic communities in the Guadiana estuary

The present study on the distribution of softbottom macrofauna along the Guadiana River and nearby areas has made it possible to differentiate among zones with different benthic community compositions in response to their environmental conditions. Five main areas were established: upper, middle, and lower estuary, mouth, and coastal area, which could also be divided into shallower and deeper communities. Because of the nonexistence of any obvious contaminant element, it seems that the differences found among the marine, freshwater and estuarine environments were the reason for the communities' heterogeneity. This was confirmed by multivariate analysis and by the clear enrichment and structuring gradient, from upper to coastal areas, in the communities.

Keywords: Management, ecological vigilance, spatial variation, canonical correspondence analysis.

INTRODUCCIÓN

Este estudio surge como consecuencia de las propuestas de actuación planteadas en el modelo

de gestión del estuario del río Guadiana, desarrollado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, para conseguir la gestión integral del estuario del Guadiana de forma bilateral

entre España y Portugal, según las directrices de la Unión Europea, y para fomentar el desarrollo sostenible de este espacio natural (Consejería de Medio Ambiente, 1997). En este sentido, el proyecto de ejecución de una gran obra hidráulica como la presa de Alqueva, aguas arriba en territorio portugués, ha propiciado una serie de actuaciones y estudios multidisciplinares en el estuario y el área de influencia del Guadiana.

Para una correcta gestión y control de los recursos de cualquier sistema natural, es preciso tener un buen conocimiento de las estructuras biológica y física de ese sistema, sus relaciones ecológicas y, como consecuencia, de la influencia de las actividades socioeconómicas (De Jonge, 2000). Un estuario entraña un sistema muy complejo y heterogéneo que alberga una gran variedad de tipos de hábitat bentónicos, como, por ejemplo, arenas y fangos, roquedos, praderas de fanerógamas marinas, marismas y otros. Cada uno de estos tipos de hábitat presenta unas comunidades biológicas características que, potencialmente, están expuestas a diferentes tipos de perturbaciones. La gestión de un estuario necesita, por tanto, tener en cuenta esa variedad y las relaciones existentes entre estos tipos de hábitat dentro del estuario, además de las relaciones con los tipos de hábitat de las áreas costeras circundantes (Thrush *et al.*, 1999; Lindegarth y Hoskin, 2001).

El macrobentos constituye uno de los elementos estructurales más importantes de las cadenas tróficas de los estuarios y desempeña un papel importante en la dinámica general del sistema (Herman *et al.*, 1999), por lo que se le considera una de las claves de los programas de gestión y control de las áreas marinas y estuarinas (Ysebaert y Herman, 2002). El presente estudio se ha circunscrito a las comunidades de la macrofauna de los sedimentos infralitorales que componen el hábitat predominante en esta área. Con ello se ha pretendido desarrollar los objetivos siguientes.

- Identificación y caracterización de las principales comunidades macrobentónicas asentadas a lo largo del cauce final del río Guadiana y en los fondos estuarinos y litorales de su área de influencia.
- Análisis de la relación existente entre las características fisicoquímicas del medio y la composición y estructura de las comunidades bentónicas.
- Determinación de las áreas más representativas del estuario para el establecimiento de un plan de

seguimiento a largo plazo ante posibles perturbaciones antrópicas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se seleccionaron 14 estaciones a lo largo del cauce final del río Guadiana y el área litoral adyacente (figura 1). La toma de muestras se realizó desde la embarcación *Ama Sexto* de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, mediante una draga del tipo Van Veen, con una superficie operativa de 0,05 m² y un peso aproximado de 8 kg. Debido a que uno de los principales objetivos consistía en el establecimiento de las bases de gestión del estuario, se efectuó un solo

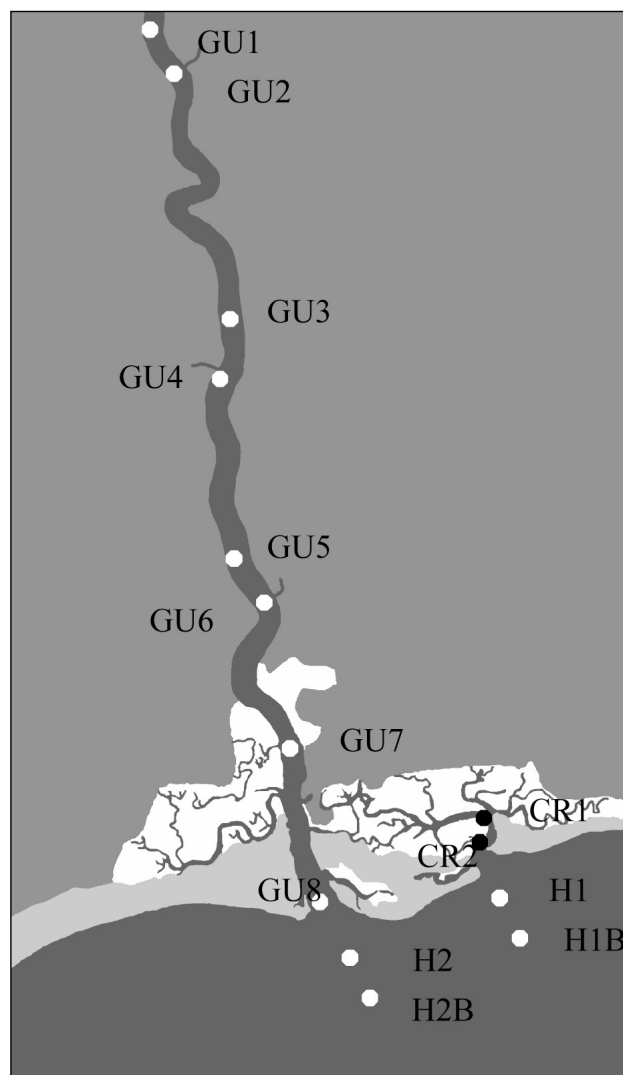


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo a lo largo del río Guadiana y áreas adyacentes.

muestreo anual coincidente con la época veraniega, ya que ésta es la más favorable para el desarrollo de la mayoría de organismos y permitirá, por tanto, establecer comparaciones en el futuro ante posibles perturbaciones.

En cada estación se tomaron 5 réplicas, con una superficie total de 0,25 m², destinadas al análisis de las comunidades biológicas. Las muestras fueron tamizadas por una luz de malla de 0,5 mm. Tras la separación de las muestras se procedió a la determinación a nivel taxonómico de familia y a la cuantificación. Con estos datos se calcularon la riqueza, mediante el índice de Margalef (Margalef, 1974), la diversidad según el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963) con logaritmo en base *e*, y la equitatividad de Pielou (Pielou, 1984).

Para establecer las afinidades entre estaciones se utilizó el análisis de ordenación MDS (non-metric multidimensional scaling) previa transformación de los datos de abundancia mediante la raíz cuarta. La ordenación obtenida se verificó mediante el coeficiente de estrés de Kruskal (Kruskal y Wish, 1978). Los taxones responsables de las agrupaciones obtenidas fueron determinados mediante el análisis de porcentajes de similaridad (simper), que calcula la contribución de cada taxón a la disimilaridad entre los diferentes grupos.

Paralelamente, se tomaron muestras de sedimento mediante draga Van Veen para los análisis fisicoquímicos en cada estación. Las variables seleccionadas fueron granulometría, porcentaje de materia orgánica, carbono orgánico total, nitrógeno total, cadmio, cinc, cobre, cromo, mercurio y níquel. Las distintas fracciones granulométricas fueron analizadas mediante modificación del método propuesto por Guitián y Carballas (1976), y recomendado para muestras con porcentajes de materiales finos inferiores al 5 %.

Asimismo, se tomaron muestras de agua de fondo mediante botella Niskin para la medida in situ de la temperatura y el oxígeno disuelto (oxímetro WTW OXI-196), la conductividad y la salinidad (conductivímetro WTW LF-323) y el pH (pH-metro Hanna HI-8314).

Para determinar la posible influencia de las variables fisicoquímicas sobre la composición de las comunidades se aplicó el análisis de correspondencias canónicas (CCA), técnica de gradiente directo que proporciona una ordenación de estaciones relacionada directamente con los valores de los factores ambientales (Ter Braak, 1986, 1990; Palmer,

1993). El análisis se verificó mediante el test de Monte-Carlo.

RESULTADOS

Variables ambientales

Las tendencias generales observadas en las distintas variables fisicoquímicas medidas se muestran en las tablas I y II. En el tramo alto del cauce principal se localizan arenas gruesas o muy gruesas (estaciones GU1 a GU3); aguas abajo hasta la desembocadura y la zona del río Carreras (estaciones CR1 y CR2), se localiza un tipo de sedimento de arenas medias (estaciones GU4 a GU8), mientras que en las áreas marinas se observa un gradiente en profundidad de arenas muy finas (estaciones más someras) a arenas gruesas. El contenido en materia orgánica y carbono orgánico total no muestran grandes variaciones a lo largo del cauce principal, con valores moderados o bajos. También, los valores de nitrógeno total obtenidos no muestran un comportamiento específico a lo largo de la zona de estudio: las concentraciones son moderadas con respecto a las encontradas en muchos de los sistemas costeros andaluces. De igual forma, las concentraciones de los distintos metales estudiados (cadmio, cinc, cobre, cromo, mercurio y níquel) presentan un patrón con pocas oscilaciones espaciales.

Los valores de los variables del agua muestran un comportamiento habitual en un sistema de estas características, en especial la salinidad y la conduc-

Tabla I. Tipología del sedimento en cada una de las estaciones.

	Tipo sedimento	Selección
GU1	Arena gruesa	Moderada
GU2	Arena muy gruesa	Pobre
GU3	Arena gruesa	Muy buena
GU4	Arena media	Pobre
GU5	Arena media	Moderada
GU6	Arena media	Moderadamente buena
GU7	Arena media	Moderadamente buena
GU8	Arena media	Moderadamente buena
CR1	Arena media	Mala
CR2	Arena media	Moderada
H1	Arena muy fina	Moderada
H1B	Arena gruesa	Moderada
H2	Arena muy fina	Moderada
H2B	Arena gruesa	Moderada

Tabla II. Valores de las variables fisicoquímicas del sedimento y del agua de fondo medidos en las distintas estaciones.

Variable	Unidad	GU1	GU2	GU3	GU4	GU5	GU6	GU7	GU8	CR1	CR2	H1	H1B	H2	H2B
Carbono orgánico total	(mg/kg)	0,7	0,5	0,61	0,5	0,5	0,5	0,5	1,7	1,47	1,58	0,38	1,16	0,23	1,7
Materia orgánica	(%)	1,43	0,96	1,64	1,86	1,21	1,05	1,02	0,68	5,07	0,36	1,12	3,31	1,3	5,77
Nitrógeno total	(mg/kg)	292	411	389	321	228	286	224	201	0,31	0,59	0,05	321	0,05	481
Cadmio	(mg/kg)	7,171	4,883	10,122	4,487	7,019	7,955	4,658	5,775	0,5	0,5	0,5	6,343	0,5	7,906
Cinc	(mg/kg)	55,394	125,376	149,051	130,354	116,171	118,735	105,03	81,284	197	216	105	19,822	104	28,265
Cobre	(mg/kg)	8,963	19,899	17,461	14,808	15,267	16,706	10,48	9,673	59	58	23	7,929	22	9,883
Cromo	(mg/kg)	35,854	24,416	50,611	22,436	35,097	39,777	23,288	28,875	68	74	33	31,715	29	39,532
Mercurio	(mg/kg)	0,036	0,024	0,051	0,021	0,035	0,117	0,023	0,029	0,4	0,4	0,1	0,032	0,1	0,04
Níquel	(mg/kg)	17,927	20,265	25,306	18,173	17,549	19,889	11,644	14,438	31	47	13	15,858	10	19,766
Temperatura	(°C)	25,7	25,8	25,1	25,5	24,6	24,7	22,8	21,4	22,7	22	18,6	16,4	19,7	16,2
pH		8,02	8	7,83	7,9	7,89	7,89	7,88	8,05	7,98	8,03	8,07	8,07	8,11	8,01
Salinidad		0,6	0,7	9	9,3	19,6	18,5	29,8	36	37,5	36,7	36,2	36,2	36,2	36,1
Conductividad	(mS)	1,52	1,73	13,66	14,23	25,7	26,8	41,5	49,1	50,7	49,9	49,6	49,4	49,5	49,7
Oxígeno disuelto	(%)	80	79	84	74	68	70	84	93	66	90	76	88	87	82
Oxígeno disuelto	(mg/l)	6,4	6,4	5,8	6,6	6,3	6,3	7,1	8	5,5	7,5	7,2	8,1	7,8	8

tividad, que incrementan notablemente sus valores conforme nos acercamos a la desembocadura.

Análisis de las comunidades

En las 14 estaciones estudiadas se han registrado en total 129 familias: 42 pertenecen a moluscos, 36 a anélidos, 35 a crustáceos, 4 a equinodermos y 12 a otros grupos.

En líneas generales, en la figura 2 se observa una mayor variación en la dominancia de los distintos grupos a lo largo de las estaciones localizadas en el

curso del río, mientras en las estaciones exteriores o del río Carreras no existe un grupo claramente dominante. Así, en las estaciones más altas (GU1 y GU2) predominan los crustáceos, en el tramo medio (GU3 y GU4) los anélidos y en el tramo bajo (GU5, GU6 y GU7), de nuevo, dominan los crustáceos. En las zonas externas, incluida la estación de la desembocadura (GU8), el grupo dominante está constituido por los anélidos, y también hay una presencia notable de moluscos y crustáceos.

La tendencia observada para el número de familias, la abundancia, la riqueza, el índice de diversidad de Shannon y la equitatividad ha consistido en

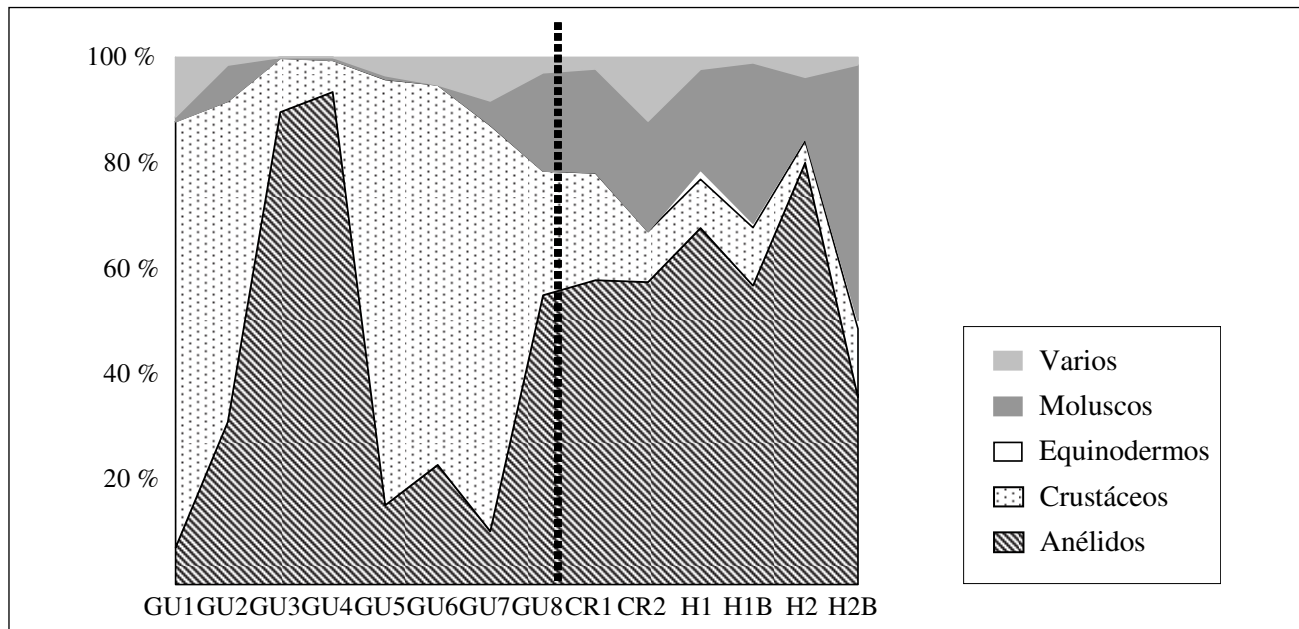


Figura 2. Porcentajes de dominancia de los distintos grupos taxonómicos en cada una de las estaciones de estudio.

un aumento desde las zonas internas hacia la desembocadura, lo que señala la existencia de condiciones más estresantes dentro del río y más estables en zonas exteriores (tabla III). No obstante, la abundancia ha mostrado más oscilaciones a lo largo de la zona de estudio, con un máximo de 27 200 indiv/m² en la estación GU3 (de los que 21 136 pertenecen a los poliquetos Ampharetidae) y un mínimo de 436 en la estación GU7.

El análisis de ordenación MDS de las estaciones de acuerdo con la abundancia de las diferentes familias en cada estación (figura 3) ha mostrado dos grandes agrupaciones: estaciones internas y externas. Dentro de las primeras se observa, a su vez, la separación entre las estaciones del tramo alto (GU1, GU2, GU3 y GU4) y del medio-bajo (GU5, GU6 y GU7). Las estaciones exteriores muestran dos subgrupos: el primero formado por las estaciones localizadas en las desembocaduras (GU8 y CR2) y el segundo formado por el resto de estaciones.

El análisis simper, que determina aquellos taxones que más contribuyen a la disimilaridad entre las distintas agrupaciones, se ha efectuado entre los pares de grupos de estaciones espacialmente más próximos siguiendo el gradiente marcado por el cauce del río. En la tabla IV se relacionan los taxones de las estaciones del tramo alto (GU1, GU2, GU3 y GU4) y del tramo medio (GU5, GU6 y GU7). Las diferencias se basan en las contribuciones de los poliquetos Spionidae y los crustáceos Anthuridae (las dos más representativas del tramo alto) y los poliquetos Orbiniidae (contribución característica del tramo medio y típica de fondos arenosos de consistencia media-fina). Las diferencias entre las estaciones del grupo 2 (GU5, GU6 y GU7) y las estaciones

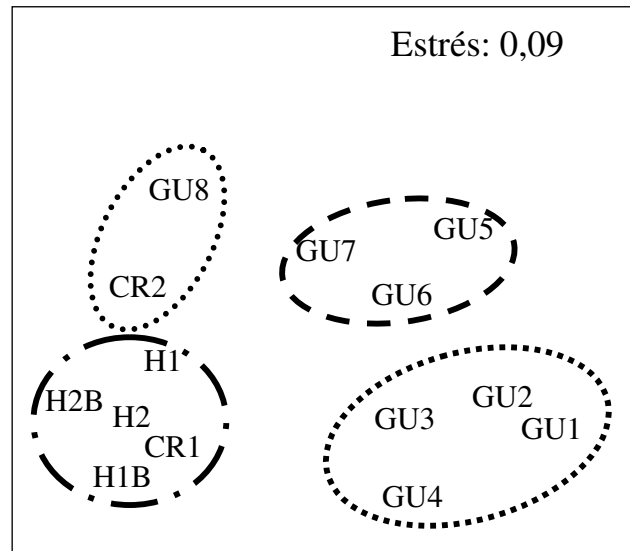


Figura 3. Análisis de ordenación MDS aplicado a las distintas estaciones.

localizadas en las desembocaduras del Guadiana y el Carreras (GU8 y CR2) se establecen por la presencia de familias características de medios marinos en estas últimas como, por ejemplo, los poliquetos Syllidae, Serpulidae y Pisionidae, los moluscos bivalvos Venereidae y Mytilidae y los crustáceos decápodos Portunidae (tabla V). Por último, en la tabla VI se comparan las estaciones de las desembocaduras y las estaciones exteriores (CR1, H1, H1B, H2 y H2B). Ambos grupos son los que muestran una mayor afinidad en la composición de sus comunidades (reflejado en el índice de disimilaridad más bajo entre agrupaciones, con un valor de 66,85 %). Se observa que, en general, el valor de los ratio es bajo, y únicamente pueden destacarse los poliquetos

Tabla III. Valores de las características univariantes de las comunidades en los distintos puntos del estudio.

	N.º familias	N.º individuos	Riqueza	Diversidad	Equitatividad
GU1	8	460	1,14	0,895	0,43
GU2	11	532	1,59	1,6	0,666
GU3	16	27 200	1,47	0,789	0,285
GU4	11	3 420	1,23	0,915	0,381
GU5	12	584	1,73	1,27	0,51
GU6	17	460	2,61	2	0,706
GU7	16	436	2,47	1,55	0,559
GU8	22	984	3,05	2,2	0,713
CR1	63	9 280	6,79	2,82	0,68
CR2	39	2 380	4,89	2,71	0,739
H1	43	1 420	5,79	2,79	0,741
H1B	75	5 370	8,62	2,91	0,674
H2	59	3 560	7,09	2,81	0,689
H2B	52	4 540	6,06	2,41	0,609

Tabla IV. Abundancias medias de las familias más relevantes del grupo 1 (GU1, GU2, GU3 y GU4) y del grupo 2 (GU5, GU6 y GU7). Las familias se detallan en orden decreciente según su contribución a la media de la disimilaridad entre las estaciones hasta el 60 % de la disimilaridad total acumulada. La disimilaridad media entre estas estaciones es de 70,85 %. En negrita se resaltan los taxones más significativos.

Familias	Abundancia 2	Abundancia 1	Media	Ratio	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Ampharetidae	13,33	5819	7,03	1,83	9,92	9,92
Haustoridae	216	23	5,56	1,71	7,84	17,77
Spionidae	18,67	1065	5,24	3,15	7,39	25,16
Anthuridae	0	181	5,03	3,97	7,1	32,26
Corophiidae	18,67	681	4,84	1,59	6,83	39,09
Sphaeromatidae	96	2	3,99	1,5	5,63	44,72
Nereidae	0	35	3,72	2,66	5,25	49,97
Nemertinos	22,67	1	3,33	2,1	4,7	54,67
Orbinidae	10,67	0	3	4,18	4,23	58,9
Semelidae	2,67	24	2,66	1,82	3,76	62,66

Tabla V. Abundancias medias de las familias más relevantes del grupo 2 (GU5, GU6 y GU7) y del grupo 3 (GU8 y CR2). Las familias se detallan en orden decreciente según su contribución a la media de la disimilaridad entre las estaciones hasta el 50 % de la disimilaridad total acumulada. La disimilaridad media entre estas estaciones es de 74,96 %. En negrita se resaltan los taxones más significativos.

Familias	Abundancia 3	Abundancia 2	Media	Ratio	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Haustoridae	0	216	3,96	2,88	5,28	5,28
Syllidae	178	0	3,87	5,68	5,16	10,44
Archiannelida	164	0	3,76	2,02	5,02	15,46
Glyceridae	298	4	3,34	3,03	4,45	19,91
Pisionidae	206	0	3,2	5,05	4,28	24,19
Venereidae	78	0	2,58	6,23	3,45	27,63
Mactridae	60	1,33	2,4	1,52	3,21	30,84
Gammaridae	92	2,67	2,18	1,22	2,91	33,75
Ampharetidae	0	13,33	1,97	3,52	2,62	36,37
Chaetiliidae	0	33,33	1,92	1,18	2,55	38,93
Serpulidae	14	0	1,87	23,08	2,49	41,42
Mytilidae	8	0	1,82	4,09	2,43	43,85
Portunidae	6	0	1,64	6,47	2,19	46,04

Tabla VI. Abundancias medias de las familias más relevantes del grupo 3 (GU8 y CR2) y del grupo 4 (CR1, H1, H1B, H2 y H2B). Las familias se detallan en orden decreciente según su contribución a la media de la disimilaridad entre las estaciones hasta el 30 % de la disimilaridad total acumulada. La disimilaridad media entre estas estaciones es de 66,85 %. En negrita se resaltan los taxones más significativos.

Familias	Abundancia 4	Abundancia 3	Media	Ratio	Porcentaje	Porcentaje acumulado
Capitellidae	640,8	0	2,48	4,36	3,72	3,72
Archiannelida	0,8	164	1,6	2,02	2,4	6,11
Spionidae	280	16	1,53	1,68	2,28	8,4
Corbuliidae	444,8	2	1,46	1,32	2,19	10,59
Lumbrineridae	465,6	0	1,32	1,02	1,97	12,55
Pisionidae	3,2	206	1,18	1,5	1,77	14,32
Sabellidae	48,8	0	1,17	3,19	1,75	16,07
Amphiuridae	25,6	0	1,06	3,05	1,59	17,66
Ampeliscidae	56	0	1,05	1,7	1,57	19,23
Nephtyidae	84,8	6	1,05	1,18	1,56	20,79
Paraonidae	408,8	0	1,04	0,92	1,56	22,35
Calyptraeidae	93,6	92	1,03	2,07	1,54	23,9
Gammaridae	4	92	0,99	1,22	1,48	25,37
Ampharetidae	41,6	0	0,97	1,77	1,45	26,83
Nuculidae	25,6	0	0,96	1,7	1,44	28,26
Bodotriidae	12,8	0	0,96	4,58	1,43	29,7

Capitellidae y Sabellidae, los crustáceos Bodotriidae y los equinodermos Amphiuridae, como taxones que discriminan ambas agrupaciones por su presencia en la zona exterior.

En el análisis de correspondencias canónicas (CCA) obtenido con las variables fisicoquímicas del sedimento, el eje 1 está influido por la concentración de cadmio y nitrógeno total, situados hacia el lado positivo, y por el carbono orgánico total y el porcentaje de materia orgánica que se ubican hacia el lado negativo, mientras que el eje 2 está marcado por la presencia de cadmio y nitrógeno desplazados hacia el lado positivo, y el resto de metales hacia el negativo (tabla VII). En la figura 4 se aprecian grupos muy definidos de estaciones: por un lado, el conjunto de estaciones litorales (H1, H2, H1B y H2B), donde parece existir cierto enriquecimiento orgánico; también están las estaciones interiores del cauce (desde GU1 hasta GU6); luego las dos estaciones internas de ambos estuarios (CR1 y GU7); y, por último, las dos estaciones de ambas desembocaduras (CR2 y GU8), que comparten con el grupo interior una mayor concentración de metales, excepto de cadmio. Para verificar que la ordenación obtenida marca las relaciones reales entre variables bióticas y abióticas se ha aplicado el test de Monte Carlo y se ha obtenido una

Tabla VII. Resultados de los análisis de correspondencias canónicas realizados con las variables del sedimento y del agua de fondo.

	Sedimento		Agua	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
Valores propios	0,501	0,302	0,497	0,284
Porcentaje varianza	21,6	13	21,4	12,2
Varianza acumulada	21,6	34,6	21,4	33,6
Correlación taxones/variables	0,993	0,992	0,991	0,982
Correlaciones				
Carbono total	-0,267	0,155	-	-
Materia orgánica	-0,385	0,342	-	-
Nitrógeno total	0,271	0,474	-	-
Cadmio	0,409	0,408	-	-
Cinc	0,205	-0,714	-	-
Cobre	-0,16	-0,655	-	-
Cromo	-0,13	-0,639	-	-
Mercurio	-0,225	-0,665	-	-
Níquel	-0,009	-0,741	-	-
Temperatura	-	-	0,568	0,263
pH	-	-	-0,546	-0,058
Conductividad	-	-	-0,676	0,112
Oxígeno disuelto	-	-	-0,377	-0,119

significación estadística a $p < 0,01$ sólo para el primer eje, mientras que el segundo no ha resultado significativo ($p < 0,08$). Por tanto, parece que las va-

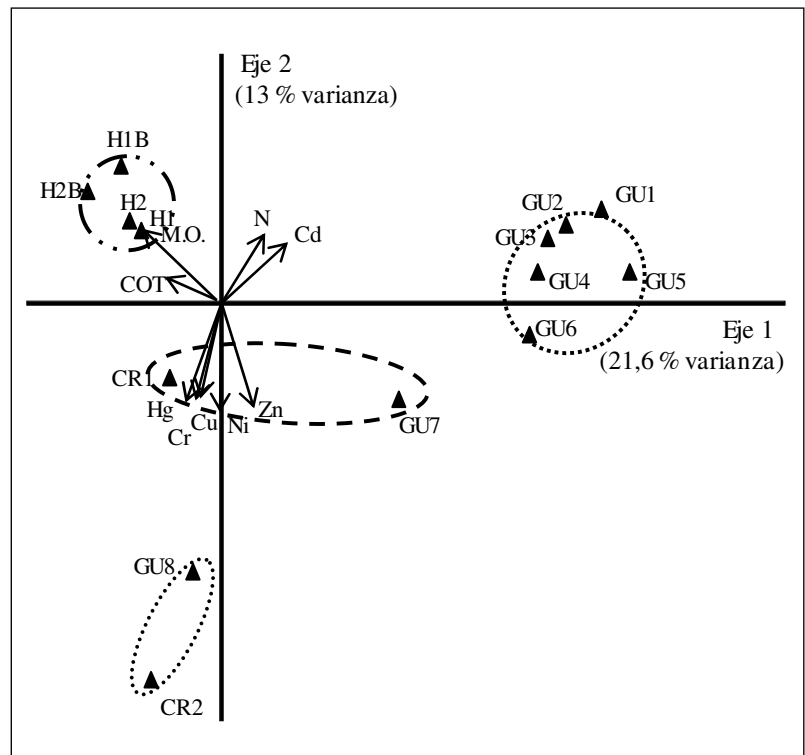


Figura 4. Representación del análisis de correspondencias canónicas (CCA) para los dos primeros ejes con las variables fisicoquímicas del sedimento. (N): nitrógeno total; (M.O.): materia orgánica; (COT): carbono orgánico total; (Cd): cadmio; (Zn): cinc; (Ni): níquel; (Cu): cobre; (Cr): cromo; (Hg): mercurio.

riables del sedimento no explican por sí mismas, o al menos con la suficiente potencia estadística, la distribución y composición de la comunidad a lo largo de la zona de estudio.

El análisis de correspondencias canónicas realizado con las variables del agua de fondo ha mostrado resultados más claros (figura 5), con una significación estadística de $p < 0,01$ para los dos ejes según el test de Monte Carlo. El eje 1 absorbe la mayor influencia de las diversas variables, como demuestran las correlaciones obtenidas (tabla VII). En la figura 5 se observa un fuerte gradiente marcado hacia la izquierda por la conductividad, el pH y el oxígeno disuelto, y hacia la derecha por la temperatura del agua de fondo. En definitiva, se establecen las diferencias entre un medio de influencia fluvial y uno de influencia marina. Así, en las estaciones internas, localizadas en la zona con menor conductividad y pH, se observa un gradiente desde las más internas (GU1 y GU2), donde existe una mayor influencia de las condiciones fluviales, hacia aguas abajo (GU6), donde existe un ambiente de características más marinas; en el grupo de estaciones externas se acentúan las afinidades entre los puntos localizados a 10 m de profundidad (H1 y H2) y los localizados a 20 m (H1B y H2B); las desembocaduras del Guadiana y el Carreras (GU8 y CR2, respectivamente) aparecen muy próximas, al constituir ambientes de características muy similares; y, por último, las estaciones CR1 y GU7, ambas en el interior de cada uno de los estuarios, muestran condiciones intermedias, lo que representa una situación de transición entre distintos tipos de comunidades.

DISCUSIÓN

Los estuarios son sistemas complejos y cambiantes que entrañan, por tanto, problemas para la aplicación de estrategias de desarrollo sostenible o para la toma de decisiones rápidas ante posibles impactos. Se necesita cubrir un amplio espectro de procesos biológicos, físicos y químicos en series temporales largas para asegurar los planes de gestión y manejo de los estuarios (Jones, Tyler y Wither, 2002). Más aun: la mayoría de los autores consideran que son necesarios periodos superiores a 10 años para conocer en profundidad la dinámica y la estructura de un sistema biológico no sometido a perturbaciones externas (López-Jamar *et al.*, 1995; Estacio *et al.*, 1999). En este sentido se enmarca el principal objetivo de este estudio: caracterizar las principales comunidades macrobentónicas para establecer las premisas que permitan el diseño de un plan de seguimiento a largo plazo de la situación ecológica del río Guadiana y áreas de influencia.

Las estaciones seleccionadas y los distintos análisis realizados han permitido determinar las áreas donde se desarrollan distintas comunidades animales como respuesta a las diversas condiciones ambientales que se encuentran a lo largo del cauce y que marcan las diferencias entre un medio de influencia fluvial y uno de influencia marina. Así, en términos generales, se han establecido cinco zonas: tramo alto del Guadiana (estaciones GU1 y GU2), tramo medio (estaciones GU3 a GU5), estuario bajo (CR1 y GU7), desembocaduras (GU8 y CR2) y

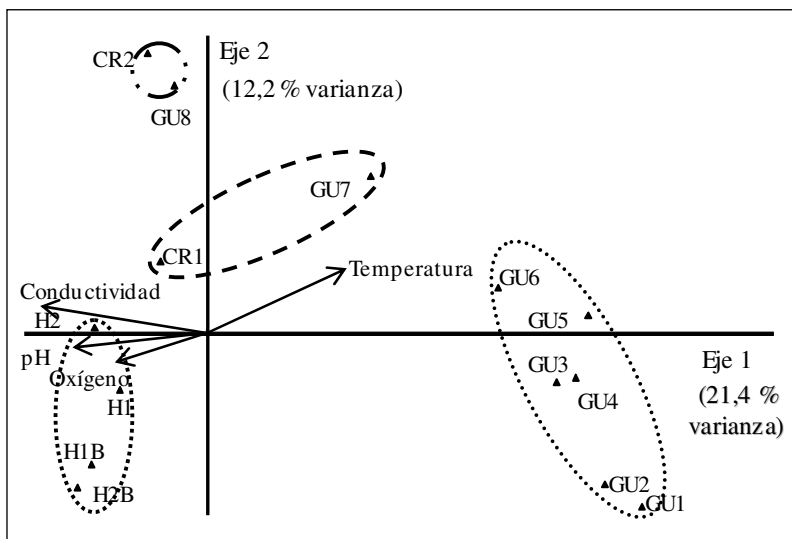


Figura 5. Representación del análisis de correspondencias canónicas (CCA) para los dos primeros ejes con las características del agua del fondo.

área litoral donde, a su vez, se distinguen las comunidades someras (H1 y H2) de las profundas (H1B y H2B).

La granulometría del sustrato es uno de los factores más influyentes en la composición y estructura de las comunidades del macrobentos (Pearson y Rosenberg, 1978; Gray, 1981; Estacio *et al.*, 1997; Mucha, Vasconcelos y Bordalo, 2003; entre otros) y, junto con la salinidad y la profundidad, es el principal factor determinante de las comunidades de estuarios (Rakocinski *et al.*, 1997; Peeters, Gardeniers y Koelmans, 2000). El Guadiana, uno de los ríos que mayor aporte sedimentario realiza a las costas españolas, presenta unas características de caudal (media anual de 78,8 m³/s), régimen de mareas (con un rango medio de 2 metros) y perfil orográfico del cauce (valle estrecho y profundo en el tramo superior que discurre sobre materiales terciarios y un valle más amplio en el tramo inferior con arcillas y arenas cuaternarias) (Consejería de Medio Ambiente, 1997) que influyen de forma notable en la composición granulométrica de sus fondos.

Así, en el tramo alto del cauce principal encontramos arenas gruesas o muy gruesas, ya que predominan los fenómenos de arrastre de los sedimentos más finos; aguas abajo hasta la desembocadura, se localiza un tipo de sedimento de arenas medias (estaciones GU4 a GU8), posiblemente debido al aumento de fenómenos de deposición por disminución de las fuerzas hidrodinámicas, aunque destaca la escasa presencia de elementos finos, especialmente en la zona de la desembocadura, a diferencia de la mayoría de zonas estuarinas (Little, 2000). Los sedimentos de las áreas marinas estudiadas muestran un gradiente en profundidad de arenas muy finas a arenas gruesas. Las estaciones más someras están claramente influidas por los aportes fluviales, mientras que en las más profundas existe una gran proporción de material grueso de origen animal, como restos de conchas y algas calcáreas junto con un alto porcentaje de elementos finos o pelíticos (o de ambos). Esta situación es típica de una costa como la de Huelva, con una amplia plataforma de escasa pendiente.

El tipo de sedimento encontrado, con predominio de arenas, y las características hidrodinámicas del río deben facilitar la oxigenación del sustrato y la no retención de elementos orgánicos (Savage, Elmgren y Larsson, 2002), como se pone de manifiesto con las bajas o moderadas concentraciones de estos elementos (nitrógeno total, materia orgánica

y COT) halladas en la zona de estudio. En una zona natural, como el estuario del Guadiana, donde no parece que existan elementos perturbadores de origen externo, las distintas variables fisicoquímicas del sedimento no determinan las diferencias en la composición de las comunidades, como se demuestra con los análisis realizados, especialmente el de correspondencias canónicas. Resultados similares se han obtenido en el estuario del río Duero, donde variables del sedimento, como la concentración de diversos metales, aunque actúan como factores perturbadores, no muestran una influencia clara sobre las comunidades frente a otros, como la granulometría (Mucha *et al.*, 2003). Por el contrario, en nuestro caso son las variables relacionadas con las condiciones naturales de un estuario, como la salinidad o pH, las que más influyen en las diferencias biológicas observadas. Si bien en muchos estuarios los gradientes de salinidad y otros factores pueden estresar a la comunidad y dificultar el establecimiento de relaciones con las perturbaciones antropogénicas (Ferraro *et al.*, 1991, Savage, Elmgren y Larsson, 2002), las concentraciones medidas de las diversas variables han sido, en la mayoría de los casos, moderadas o bajas en comparación con otras áreas del litoral andaluz, y muy alejadas de las obtenidas en medios altamente contaminados, como la cercana ría de Huelva (Consejería de Medio Ambiente, 2000).

Los resultados obtenidos de las distintas variables poblacionales (número de familias, riqueza específica, equitatividad y diversidad) corroboran la situación típica de los ecosistemas estuarinos: existencia de un gradiente de enriquecimiento y estructuración de las comunidades conforme se alcanza un ambiente de mayor influencia marina (Rakocinski *et al.*, 1997). Esto es característico de una zona inestable, como los estuarios, sometida a cambios continuos (diarios) de distinta intensidad a lo largo del cauce respecto a diversas variables, como salinidad, hidrodinamismo, temperatura y otras. De hecho, los estuarios con salinidad más estable poseen un mayor número de especies de la macrofauna que aquéllos con mayores fluctuaciones (Wolf, 1983). En las zonas costeras las condiciones son menos variantes y esto permite el establecimiento de comunidades animales mejor definidas y estructuradas.

Como conclusión final, podemos afirmar que los esfuerzos para un futuro plan de seguimiento o vigilancia ecológica del río Guadiana y sus áreas de

influencia se deberían centrar en las cinco zonas establecidas. No obstante, con el fin de abarcar una mayor área de control y aumentar la capacidad de detectar posibles alteraciones, deberían sumarse a este planteamiento otras áreas situadas en el interior de las marismas, en ambas márgenes, y en puntos litorales adyacentes de la costa de Portugal. Y atendiendo a la complejidad de los medios estuáricos, sería de gran interés, para alcanzar un buen conocimiento del medio, estudiar otros aspectos de la estructura de este sistema, como, por ejemplo, la productividad de determinadas poblaciones o la dinámica de las comunidades intermareales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración y el esfuerzo de los biólogos David Ciudad y Javier Sánchez-Matamoros, sin los cuales la realización de este estudio hubiera sido imposible; a José Fraidias por las facilidades prestadas desde la Consejería de Medio Ambiente; a la tripulación del barco *Ama Sexto* (José María y Blas) por su inestimable colaboración; al Laboratorio para el Control y Vigilancia de la Contaminación de Palmones (Cádiz) por la realización de la analítica fisicoquímica y a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía por la financiación de este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Consejería de Medio Ambiente. 1997. *Modelo de Gestión del Estuario del río Guadiana*. Junta de Andalucía. Sevilla: 108 pp.

Consejería de Medio Ambiente. 2000. *Contaminación metálica y toxicidad en los sedimentos de los ríos Tinto y Odiel*. Junta de Andalucía. Sevilla: 104 pp.

De Jonge, V. N. 2000. Importance of temporal and spatial scales in applying biological and physical process knowledge in coastal management, an example for the Ems estuary. *Continental Shelf Research* 20: 1655-1686.

Estacio, F. J., E. M. García-Adiego, J. L. Carballo, J. E. Sánchez-Moyano, J. Izquierdo y J. C. García-Gómez. 1999. Interpreting temporal disturbances in a estuarine benthic community under combined anthropogenic and climatic effects. *Journal of Coastal Research* 15 (1): 155-167.

Estacio, F. J., E. M. García-Adiego, D. A. Fa, J. C. García-Gómez, J. L. Daza, F. Hortas y J. L. Gómez-Ariza. 1997. Ecological analysis in a polluted area of Algeciras Bay (Southern Spain): External "versus" internal outfalls and environmental implications. *Marine Pollution Bulletin* 34 (10): 768-779.

Ferraro, S. P., R. C. Swartz, F. A. Cole y D. W. Schults. 1991. Temporal changes in benthos along a pollution gradient: discriminating the effects of natural phenomena from sewage-industrial wastewater effects. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 33: 383-407.

Gutián F. y J. Carballas. 1976. *Técnicas de análisis de suelos*. Pico Sacro. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 288 pp.

Gray, J. S. 1981. *The ecology of marine sediments. An introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge University Press. Cambridge: 185 pp.

Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. van de Koppel y C. H. R. Heip. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advance in Ecology Research* 29: 195-240.

Jones, P. D., A. O. Tyler y A. W. Wither. 2002. Decision-support Systems: Do they have a Future in Estuarine Management? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 993-1008.

Kruskal J. B. y M. Wish. 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications. Beverly Hills, Number 07-011: 60 pp.

Lindegarth, M. y M. Hoskin. 2001. Patterns of distribution of macrofauna in different types of estuarine, soft sediment habitats adjacent to urban and non-urban areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 237-247.

Little, C. 2000. *The biology of soft shores and estuaries* (Biology of Habitats Series). Oxford University Press. Nueva York: 252 pp.

López-Jamar, E., O. Francesch, A. V. Dorrió y S. Parra. 1995. Long-term variation of the infaunal benthos of La Coruña bay (NW Spain): Results from a 12-year study (1982-1993). *Scientia Marina* 59 (supl. 1): 49-61.

Margalef, R. 1974. *Ecología*. Omega. Barcelona: 951 pp.

Mucha, A. P., M. T. S. D. Vasconcelos y A. A. Bordalo. 2003. Macrobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics. *Environmental Pollution* 121: 169-180.

Palmer, M. W. 1993. Putting things in even order: the advantages of Canonical Correspondence Analysis. *Ecology* 74 (8): 2215-2230.

Pearson, T. H. y R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution on the marine environment. *Oceanograph Marine Biology Annual Review* 16: 229-311.

Peeters, E. T. H. M., J. J. P. Gardeniers y A. A. Koelmans. 2000. Contribution of trace metals in structuring in situ macroinvertebrate community composition along a salinity gradient. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1002-1010.

Pielou, E. C. 1984. *The interpretation of ecological data: a primer on a classification and ordination*. John Wiley and Sons. Nueva York: 263 pp.

Rakocinski, C. F., S. S. Brown, G. R. Gaston, R. W. Heard, W. W. Walker y J. K. Summers. 1997. Macrobenthic Responses to Natural and Contaminant-Related Gradients in Northern Gulf of Mexico Estuaries. *Ecological Applications* 7 (4): 1278-1298.

Savage, C., R. Elmgren y U. Larsson. 2002. Effects of sewage-derived nutrients on an estuarine macrobenthic community. *Marine Ecology Progress Series* 243: 67-82.

- Shannon, C. E. y W. Weaver. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana, Illinois, EE UU: 117 pp.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5): 1167-1179.
- Ter Braak, C. J. F. 1990. Interpreting canonical correlation analysis through biplots of structure correlations and weights. *Psychometrika* 55 (3): 519-531.
- Thrush, S. F., S. M. Lawrie, J. E. Hewitt y V. J. Cummings. 1999. The problem of scale: uncertainties and implications for soft-bottom marine communities and the assessment of human impacts. En: *Biogeochemical cycling and sediment ecology*. J. S. Gray, W. G. Ambrose y A. Szaniawska (eds.): 195-210. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.
- Wolf, W. J. 1983. Estuarine benthos. En: *Estuaries and enclosed areas*. B. H. Ketchum (ed.): 151-182. Elsevier. Amsterdam.
- Ysebaert, T. y P. M. J. Herman. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series* 244: 105-124.