

Efecto de la regulación del caudal del Río Guadalquivir sobre las características fisicoquímicas del agua y la macrofauna acuática de su estuario

Effect of the regulation of freshwater inflow on the physical-chemical characteristics of water and on the aquatic macrofauna in the Guadalquivir estuary

Francisco Baldó¹
José A. Cuesta¹
Carlos Fernández-Delgado²
Pilar Drake^{1*}

¹ Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC)
Apartado oficial
11510 Puerto Real, Cádiz, Spain
* E-mail: pilar.drake@icman.csic.es

² Departamento de Biología Animal
Facultad de Ciencias
Universidad de Córdoba
Avda. de San Alberto Magno s/n
14004 Córdoba, Spain

Recibido en abril de 2003; aceptado en febrero de 2005

Resumen

La temperatura, salinidad y turbidez del agua en el estuario del Guadalquivir, así como la abundancia, biomasa y número de especies de su macrofauna acuática (necton e hiperbentos), se estimaron mensualmente, entre junio de 1997 y mayo de 1999, en cinco estaciones de muestreo a 8, 20, 30, 40 y 50 km de la desembocadura utilizando para la toma de muestras un barco angulero provisto de un arte de pesca con malla de 1 mm de luz. En el estuario existió horizontalmente un marcado gradiente salino: la salinidad media mensual osciló habitualmente entre 17 y 27 en la estación más externa, mientras que en la zona más interna raramente sobrepasó 4. La temperatura fue homogénea en todo el estuario, con máximos estivales (28°C) y mínimos invernales (10°C). La turbidez también fue relativamente homogénea en todo el estuario, con valores máximos invernales (362 UNT) y mínimos principalmente estivales (10 UNT). Los máximos de turbidez coincidieron con la zona de confluencia del agua marina y dulce. Los resultados de los análisis de regresión múltiple por pasos indican que la distancia a la desembocadura y el caudal medio de agua desembalsada (el mes previo) desde la presa de Alcalá del Río (a 110 km de la desembocadura) explican 70% de la varianza de la salinidad, mientras que el caudal desembalsado apenas explica 17% de la varianza observada en la temperatura y la turbidez del agua. La salinidad explica 50% de la varianza del número de especies, mientras que la salinidad y la temperatura son las variables ambientales que controlan la variación de la abundancia y biomasa de la macrofauna estuárica, llegando a explicar 75% y 71% de la varianza de la abundancia y biomasa de la comunidad nectónica, respectivamente, y 54% y 48% de la varianza de la abundancia y biomasa hiperbentónica, respectivamente. La salinidad fue, en todos los casos, la variable que explicó un mayor porcentaje de la varianza.

Palabras clave: estuario del Guadalquivir, temperatura, salinidad, turbidez, necton, hiperbentos.

Abstract

From June 1998 to May 1999, the water temperature, salinity and turbidity, together with the macrofaunal (nekton and hyperbenthos) abundance, biomass and number of species, were estimated in the Guadalquivir estuary at five sampling stations (8, 20, 30, 40 and 50 km from the river mouth). Samples were taken from an anchored boat by using nets with a 1-mm mesh. There was a horizontal salinity gradient along the estuary: monthly mean salinities ranged from 17 to 27 at the outermost sampling station, whilst salinity was rarely higher than 4 in the inner estuary. Water temperature was homogenous throughout the estuary, with maximum values in summer (28°C) and minimum values in winter (10°C). Turbidity was also relatively homogenous throughout the estuary, with a maximum in winter (362 NTU) and a minimum in summer (10 NTU). Maximum turbidity occurred in the zone where seawater and freshwater merge. Results of stepwise multiple regression analysis indicated that both the distance to the river mouth and the freshwater input (in the previous month) from the Alcalá del Río dam (110 km from the river mouth) explained 70% of the variance in salinity, but that the freshwater input only explained 17% of the variance

in water temperature and turbidity. Salinity explained 50% of the variance in the number of species, whereas salinity and temperature were the environmental variables that controlled the macrofaunal abundance and biomass. Salinity and temperature together explained 75% and 71% of the variance for nekton abundance and biomass, respectively, and 54% and 48% of the variance for the abundance and biomass of hyperbenthos, respectively. Salinity was, in all cases, the individual variable that explained the highest portion of variance.

Key words: Guadalquivir estuary, temperature, salinity, turbidity, nekton, hyperbenthos.

Introducción

Debido a que los estuarios son ecosistemas con condiciones fisicoquímicas del agua muy fluctuantes, las variables ambientales, en especial la temperatura, salinidad y turbidez del agua, determinan considerablemente la composición y estructura de sus comunidades acuáticas (Blaber y Blaber, 1980; Thiel *et al.*, 1995; Marshall y Elliot, 1998; Cunha *et al.*, 1999). De hecho, las especies que residen en los estuarios, ya sea de forma permanente o temporal, deben estar adaptadas fisiológicamente a sus condiciones fluctuantes y/o realizar migraciones periódicas fuera de los mismos cuando las condiciones les son adversas (Greenwood *et al.*, 1989; Valesini *et al.*, 1997; Azeitero *et al.*, 1999).

A pesar de su naturaleza fluctuante los estuarios son ecosistemas muy productivos que actúan como zona de cría de las fases juveniles de numerosas especies marinas (Costa, 1988; Elliot *et al.*, 1990). No obstante, los estuarios sufren alteraciones muy importantes como consecuencia de las diversas actividades que el hombre desarrolla tanto en ellos como en la cuenca de sus ríos (Clark, 1992). Un buen ejemplo de esta dualidad es el estuario del Río Guadalquivir. A pesar de que gran parte de su marisma ha sido transformada con fines agrícolas y de que el caudal de agua dulce que entra en él se encuentra fuertemente regulado, el estuario continua actuando como zona de cría de numerosas especies marinas (Fernández-Delgado *et al.*, 2000; Baldó y Drake, 2002). Salvo en los momentos de grandes crecidas por lluvias torrenciales, la entrada de agua dulce en el estuario, controlada en último término por la presa de Alcalá del Río (a 110 km de la desembocadura), está en función de las necesidades de los cultivos de la zona (especialmente los arrozales). Esto repercute en la distribución espacial y temporal de la macrofauna estuárica (Drake *et al.*, 2002).

En el presente trabajo se analiza el efecto que la regulación del caudal del río tiene sobre las condiciones ambientales del estuario y, en consecuencia, sobre la macrofauna acuática que lo habita.

Material y métodos

Área de estudio

El estuario del Guadalquivir se caracteriza por presentar un gradiente horizontal de salinidad y una columna de agua completamente mezclada, verticalmente homogénea (Vannéy, 1970). La influencia de la marea (de régimen semidiurno) alcanza hasta la presa de Alcalá del Río (a 110 km de la desembocadura). Esta presa regula en último término la entrada de

Introduction

Due to the high variability associated with the physical-chemical water conditions of estuarine ecosystems, some environmental variables, particularly temperature, salinity and turbidity, can strongly influence the composition and structure of their aquatic communities (Blaber and Blaber, 1980; Thiel *et al.*, 1995; Marshall and Elliot, 1998; Cunha *et al.*, 1999). Indeed, species that inhabit estuaries, either permanently or temporarily, must show physiological adaptations to fluctuating conditions and/or perform periodic migrations in order to avoid unfavourable environments (Greenwood *et al.*, 1989; Valesini *et al.*, 1997; Azeitero *et al.*, 1999).

Although fluctuating in nature, estuaries are highly productive ecosystems that are frequently used as nursery grounds by a wide range of marine species (Costa, 1988; Elliot *et al.*, 1990). In addition, estuarine natural dynamics is often altered by human activities that are exerted both directly in the estuary or in the associated river basin (Clark, 1992). A good example of this duality is the estuary of the Guadalquivir River. Even though a large area of its saltmarsh has been transformed into cultivated grounds and the freshwater inflow is strongly regulated by man (through the Alcalá del Río dam, located 110 km from the river mouth), the estuary is still an important breeding and nursery ground for numerous marine species (Fernández-Delgado *et al.*, 2000; Baldó and Drake, 2002). Except during flooding episodes as a result of torrential rains, the freshwater inflow into the estuary is regulated according to the needs of the nearby cultivated fields (especially rice fields). This regulation has important implications for the spatial and temporal distribution of the estuarine macrofauna (Drake *et al.*, 2002).

In the present work, the effect of the anthropogenic regulation of freshwater inflow into the Guadalquivir estuary is analyzed in relation to its effects on several environmental variables and, consequently, on the aquatic macrofauna.

Material and methods

Study area

The Guadalquivir estuary is characterized by a longitudinal salinity gradient and a completely mixed water column (Vannéy, 1970). The tidal (semidiurnal regime) influence reaches Alcalá del Río dam (110 km from the river mouth). This dam regulates the freshwater inflow into the estuary. Five sampling stations (Bonanza, La Esparraguera, Tarfía, La Mata and La Horcada) situated 8, 20, 30, 40 and 50 km, respec-

agua dulce al estuario. Se seleccionaron cinco estaciones de muestreo (●) situadas a 8, 20, 30, 40 y 50 km de la desembocadura, respectivamente, con la finalidad de que estuviera representado todo el intervalo de salinidad (fig. 1). En ese tramo del estuario, la anchura del cauce oscila entre 350 m en la parte más interna y 650 m en la estación de muestreo más externa.

Protocolo de muestreo

Se realizaron muestreos mensuales entre junio de 1997 y mayo de 1999, desde una embarcación anclada en la margen izquierda del río en una zona con aproximadamente 3 m de profundidad en marea baja. En cada estación de muestreo se tomaron cuatro muestras a lo largo de 24 h. Los muestreos se realizaron coincidiendo con periodos de mareas vivas, visitando en días sucesivos las cinco estaciones de muestreo (desde dos días antes hasta dos días después de cada luna nueva). En cada una de ellas, al inicio de cada marea creciente y vaciante (diurnas y nocturnas) se realizó la recogida de una muestra de la macrofauna acuática, que consistió en una pesca pasiva de 2 h de duración realizada con tres copos (apertura: $2.5 \times 3.0 \text{ m}^2$; longitud: 10 m) provistos de una malla de 1 mm de luz. La captura total fue descargada en un contenedor calibrado y se estimó su volumen. Dado el pequeño tamaño de los individuos capturados, sólo 13 L del material recolectado, o la captura total si el volumen era menor, se conservaron en formol al 10%. En el laboratorio, los individuos fueron separados por especies, contados y pesados (peso fresco, g).

Al inicio de cada muestreo se determinaron la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), la salinidad (refractómetro ATAGO S/Mill) y la turbidez (turbidímetro HANNA HI 93703; UNT) del agua. Durante cada pesca se estimó la velocidad de la corriente con un flujómetro digital (HYDRO-BIOS, 438 110; m s^{-1}) situado cerca de la boca de los copos.

Análisis de los datos

La abundancia y biomasa de la macrofauna se expresó por 10 m^3 de agua filtrada. No obstante, el volumen de agua filtrada ha sido ligeramente sobreestimado debido a que el flujómetro no se encontraba situado en la boca del arte de pesca, de forma que las densidades calculadas pueden considerarse subestimadas (19%, en promedio) respecto a las densidades reales (Drake *et al.*, 2002). Por otro lado, ya que las pescas diurnas y nocturnas pueden subestimar o sobrestimar la densidad de cada especie en función de sus hábitos, en cada estación de muestreo, la abundancia y biomasa mensual de la macrofauna se expresaron como promedios de las cuatro pescas realizadas. De manera análoga, en cada estación de muestreo las condiciones fisicoquímicas del agua se han expresado mensualmente mediante los promedios de las medidas de temperatura, salinidad y turbidez realizadas al principio de cada pesca.

tively, from the river mouth, were selected so that all the salinity range was represented (fig. 1). In the study area, the channel width varies between 350 m in the innermost part and 650 m at the outermost sampling station.

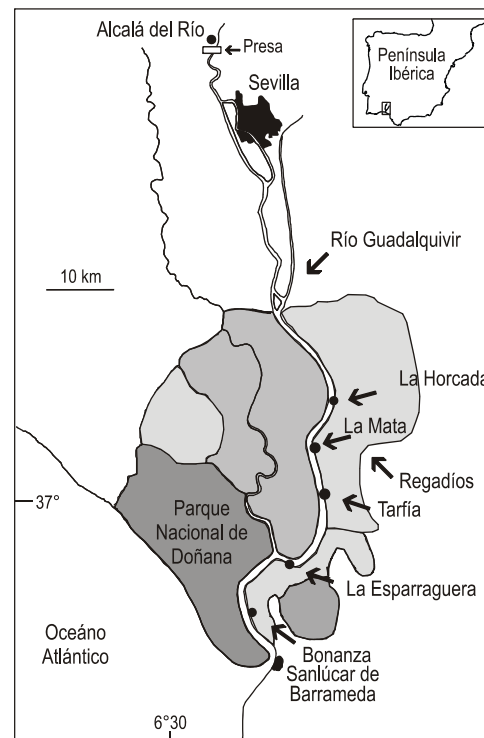


Figura 1. Mapa del estuario del Guadalquivir y localización de las cinco estaciones de muestreo.

Figure 1. Map of the Guadalquivir estuary and location of the five sampling stations.

Sampling protocols

Monthly samplings were conducted between June 1997 and May 1999. All samples were taken on the left bank of the Guadalquivir estuary from a boat anchored where depth was approximately 3 m at low tide. At new moon, four samples were taken during a period of 24 h at each sampling site. The samples consisted of passive hauls made during the first 2 h of each diurnal/nocturnal flood and ebb tides, and were taken with three nets working in parallel. The nets were constructed from polyamide gauze with a mesh of 1 mm and an opening of 2.5 (width) \times 3 (depth) m^2 . The length of the net was about 10 m. The total catch was discharged into a calibrated container and its volume estimated. Thirteen litres of the collected material, or the total volume when the catch was smaller, were randomly sampled and preserved in 10% formalin. In the laboratory, individuals were sorted into species, counted and weighed (wet weight, g).

At the start of each sampling, water temperature ($^{\circ}\text{C}$), salinity (Atago S/Mill refractometer) and turbidity (Hanna HI

Se establecieron las relaciones existentes entre las variables ambientales (temperatura, salinidad y turbidez media mensual) y algunas variables físicas que pueden condicionarlas (distancia a la desembocadura y caudal diario medio desembalsado durante la semana, quincena y mes previos a la fecha del muestreo), así como entre las primeras y la macrofauna acuática del estuario, mediante el análisis de regresión múltiple por pasos. Previamente al análisis estadístico, la abundancia y biomasa se transformaron logarítmicamente para normalizar sus distribuciones y homogenizar su varianza. En el modelo final de regresión sólo se retuvieron las variables que contribuyeron de una manera significativa ($P < 0.05$) a explicar la varianza observada.

El caudal diario medio de agua desembalsado en la presa de Alcalá del Río, durante la semana, la quincena y el mes previo a cada muestreo, se estimó a partir de los caudales diarios suministrados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

Resultados

Características fisicoquímicas del agua en el estuario y su relación con la regulación del caudal

La salinidad presentó un acentuado gradiente horizontal en el estuario, salvo durante el periodo de fuertes lluvias ocurrido en el primer invierno, en que el caudal del río fue tan voluminoso que la influencia marina casi desapareció (fig. 2). Por ello, mientras que durante el primer año de muestreo la salinidad mostró una clara evolución estacional, durante el segundo año, que fue extremadamente seco, no se observó dicho patrón estacional. Los resultados del análisis de regresión múltiple por pasos indican que la distancia a la desembocadura, conjuntamente con el caudal diario medio desembalsado el mes previo por la presa de Alcalá del Río, explican el 70% de los cambios de la salinidad (tabla 1). No obstante, al eliminar el componente espacial del análisis, es decir, al relacionar de manera independiente la salinidad en cada estación de muestreo con el caudal desembalsado, éste llega a explicar entre 34% (en La Horcada) y 70% (en Bonanza) de su varianza.

La temperatura mantuvo, por el contrario, un comportamiento homogéneo en todo el estuario, presentando el típico patrón estacional correspondiente a nuestra latitud, con valores máximos estivales (28°C) y mínimos invernales (10°C). Fue entre noviembre y enero y entre marzo y mayo que se observaron los cambios bruscos de temperatura que delimitan los periodos fríos y cálidos del año (fig. 2). La regulación ejercida por la presa de Alcalá del Río no presentó una gran influencia sobre el comportamiento de la temperatura del agua en el estuario. El caudal desembalsado apenas explica un 17% de su varianza (tabla 1).

La turbidez del agua fue relativamente homogénea en todo el estuario, presentando una marcada evolución estacional, con valores máximos invernales más destacados en el primer

93703 turbidimeter; NTU) were measured. During sampling, the current speed was measured with a digital flowmeter (Hydro-Bios, 438 110; $m\ s^{-1}$) placed near the nets.

Data analysis

The macrofaunal abundance and biomass were standardized to 10 m^3 of filtered water; however, the filtered water volume was possibly overestimated because the flowmeter was located outside the net's mouth. Therefore, reported densities may be considered slightly underestimated (19% on average) approaches to actual macrofaunal densities (Drake *et al.*, 2002). After this standardization, since diurnal or nocturnal habits of some species may cause a bias in the four samples obtained at each sampling site, they were combined to obtain a monthly density estimate per sampling site. Similarly, the four monthly measures of the environmental variables were averaged to get a monthly mean temperature, salinity and turbidity value for each sampling station.

The relationships between the environmental variables and the freshwater inflow (in the previous week, fortnight and month) and the distance to the river mouth were analyzed using stepwise multiple regression analysis. Likewise, stepwise multiple regression analysis was used to explore the relationship between the environmental variables and some parameters of the estuarine macrofauna. Abundance and biomass data were log-transformed prior to analysis to normalize the data and reduce heteroscedasticity. In the final regression model, only the variables that contributed significantly ($P < 0.05$) to the explained variance were retained.

The weekly, fortnightly and monthly freshwater inflow averages from the Alcalá del Río dam were estimated using the daily inflow data supplied by the Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

Results

Physical-chemical characteristics of the water in the estuary and its relationship with inflow regulation

Salinity in the estuary showed a marked horizontal gradient except for the period of heavy rainfall that occurred in the first winter, during which the freshwater inflow was so strong that the marine influence almost disappeared (fig. 2). This fact explains the seasonality observed in the salinity pattern during the first year, but not during the second year, characterized by an intense draught. The results from the stepwise multiple regression analysis showed that 70% of the variance in salinity can be attributed to the joint effect of the distance to the river mouth plus the mean daily discharge from the Alcalá del Río dam (table 1). However, if the spatial component is removed from the analysis, by relating salinity and river discharge at each sampling station independently, the variance explained by the river discharge varies between 34% at La Horcada station and 70% at Bonanza station.

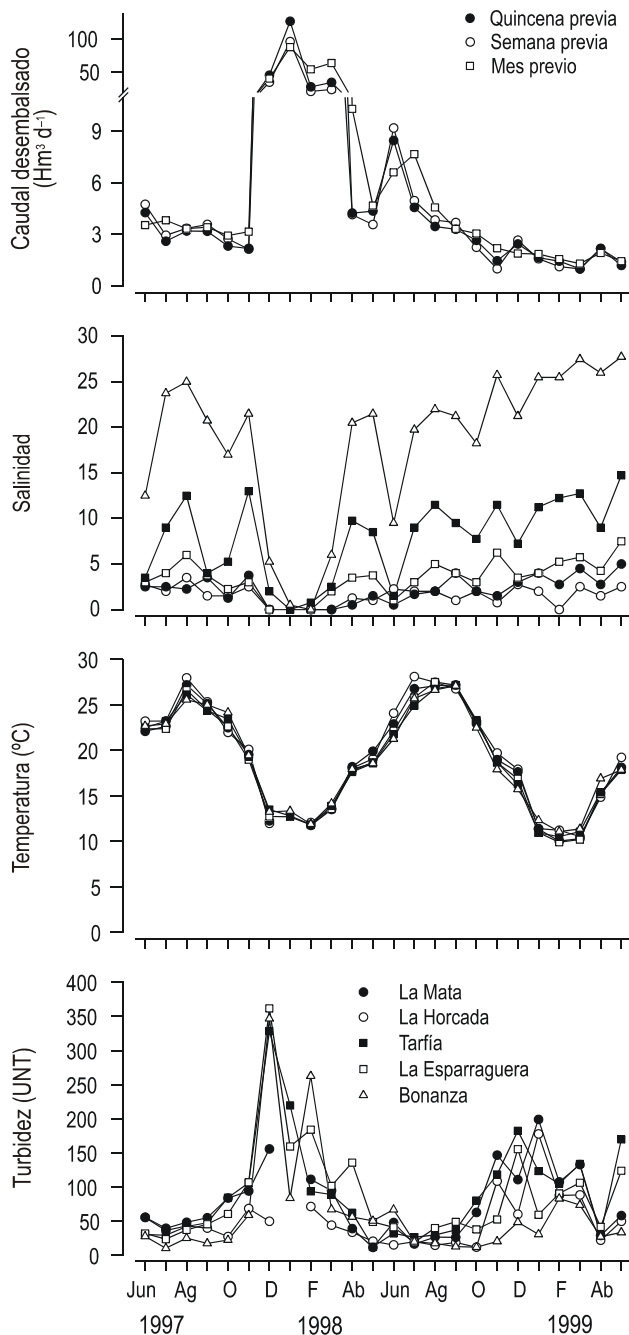


Figura 2. Evolución mensual de la entrada de agua dulce al estuario (durante la semana, la quincena y el mes previo a cada muestreo) y de la temperatura, salinidad y turbidez del agua en las cinco estaciones de muestreo.

Figure 2. Monthly freshwater input to the estuary (during the previous week, fortnight and month to sampling), and monthly water temperature salinity and turbidity at the five sampling stations.

invierno de grandes lluvias (362 UNT), y mínimos durante el periodo estival (10 UNT) (fig. 2). Mensualmente, los máximos de turbidez se encontraron en la zona de confluencia del agua marina y dulce. La influencia del caudal desembalsado sobre el comportamiento de la turbidez no es excesiva, llegando a explicar un 17% de su varianza (tabla 1).

Temperature, on the contrary, showed a relatively homogeneous behaviour throughout the estuary, exhibiting the typical seasonal variation associated with this latitude, with maximum and minimum values of 28°C (summer) and 10°C (winter), respectively. The successive cold and warm periods of each year were delimited by sudden changes in temperature observed between the months of November to January and March to May, respectively (fig. 2). The variability of the water temperature in the estuary was not well explained by the influence of the Alcalá del Río dam, which only explained 17% of the temperature variance (table 1).

Water turbidity was relatively homogeneous along the estuary, with a clear seasonal evolution. Maximum turbidity values were observed during winter, particularly in the first one, when rainfall was particularly high (362 NTU). Minimum values, registered in summer, only attained 10 NTU (fig. 2). In each month, maximum turbidity was observed in the areas

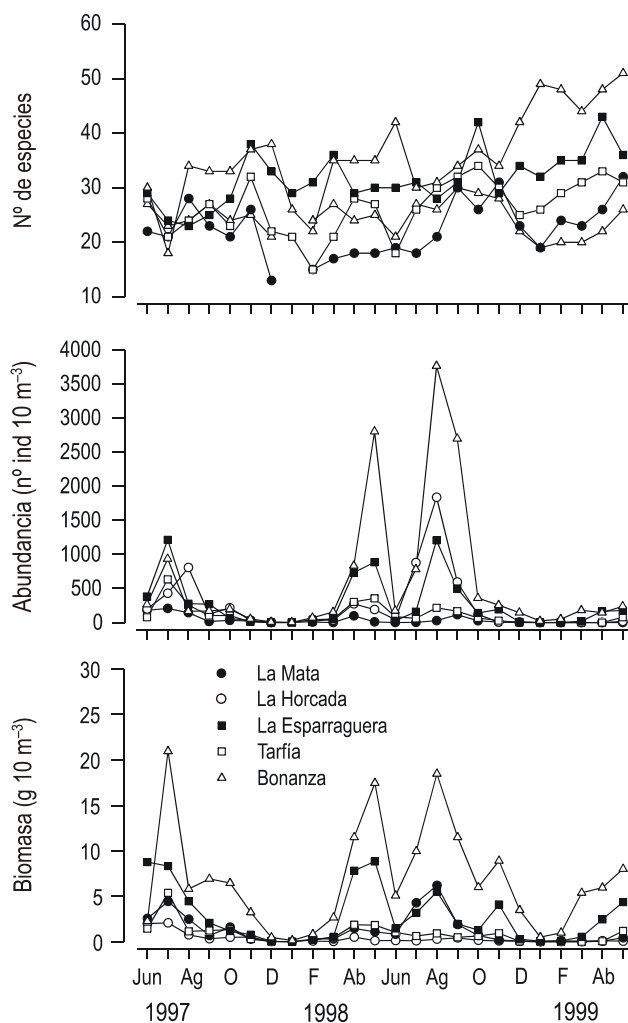


Figura 3. Evolución mensual del número de especies, de la abundancia y de la biomasa de la macrofauna acuática en las cinco estaciones de muestreo.

Figure 3. Monthly number of species, abundance and biomass of the aquatic macrofauna at the five sampling stations.

La macrofauna acuática del estuario y su relación con las variables ambientales

Durante los dos años de estudio, el número de especies de la macrofauna acuática presentes en el estuario fue generalmente más elevado en las estaciones más cercanas a la desembocadura que en las más internas, sin mostrar su variación un patrón estacional claro (fig. 3). De hecho, la única variable ambiental que se selecciona en el análisis de regresión múltiple es la salinidad, que explica un 46% de su varianza (tabla 1).

La abundancia y biomasa del conjunto de la macrofauna estuárica fueron, también, más elevadas en las estaciones más cercanas a la desembocadura. Sin embargo, ambas variables mostraron un acentuado patrón estacional con máximos en el periodo cálido y mínimos invernales (fig. 3). Análisis de regresión múltiple por pasos indican que la salinidad y la

where marine and freshwater merge. The regulated freshwater inflow only explained 17% of the variance associated with turbidity (table 1).

Aquatic macrofauna from the estuary and its relationship with environmental variables

During the two-year period of the study, the number of species belonging to the aquatic macrofauna in the estuary was generally higher at the stations located closer to the river mouth, but without showing a clear seasonal pattern (fig. 3). The only environmental variable that was selected in the stepwise multiple regression analysis was salinity, which explained 46% of the total variance (table 1).

The abundance and biomass of the total estuarine macrofauna was also higher at the stations closest to the river mouth. However, both variables showed a marked seasonal pattern,

Tabla 1. Regresión múltiple por pasos entre las variables físicas del medio y las variables físico-químicas del agua, así como entre estas últimas y la densidad de la macrofauna acuática. En el modelo sólo se han conservado las variables independientes que realizaban una contribución significativa ($P < 0.05$) a la varianza explicada. D, distancia en km a la desembocadura; Cqp y Cmp, caudal diario medio ($\text{Hm}^3 \text{d}^{-1}$) desembalsado durante la quincena y el mes previo al muestreo, respectivamente.

Table 1. Stepwise multiple regression between physical environmental variables and physical-chemical water characteristics, as well as between the latter and the aquatic macrofauna density. Only the independent variables that contributed significantly ($P < 0.05$) to the explained variance were retained by the model. D, distance in kilometers to the river mouth; Cqp and Cmp, daily average riverine inflow ($\text{Hm}^3 \text{d}^{-1}$) during the previous fortnight and month to the sampling, respectively.

Variable dependiente	Variables independientes	Varianza explicada (%)	Modelo (varianza total explicada)
Salinidad (S)	D	56.4	$S = 20.7 - 0.41D - 0.14 \text{ Cmp}$ (70.1%)
	Cmp	13.7	
Temperatura (T)	Cmp	17.2	$T = 20.4 - 0.11 \text{ Cmp}$ (17.2%)
Turbidez (Tu)	Cqp	17.7	$Tu = 60.7 + 1.29 \text{ Cqp}$ (17.7%)
Número de especies (N)	S	46.3	$N = 23.67 + 0.66 S$ (46.3%)
Abundancia (A, Log abund+0.1)	S	41.4	$A = -2.80 + 0.13T + 0.29 S$ (55.4%)
	T	14.0	
Biomasa (B, Log biom+0.1)	S	40.3	$B = -3.53 + 0.12S + 0.13 T$ (59.6%)
	T	19.3	
Abundancia necton (An, Log abund+0.1)	S	59.2	$An = -3.49 + 0.17S + 0.13 T$ (74.5%)
	T	15.3	
Biomasa necton (Bn, Log biom+0.1)	S	66.3	$Bn = -3.23 + 0.14S + 0.06 T$ (71.1%)
	T	4.8	
Abundancia hiperbentos (Ah, Log abund+0.1)	S	41.0	$Ah = -2.91 + 0.12S + 0.29 T$ (53.9%)
	T	12.9	
Biomasa hiperbentos (Bh, Log biom+0.1)	S	25.7	$Bh = -3.46 + 0.09S + 0.12 T$ (47.6%)
	T	22.0	

temperatura explican 55% y 60% de los cambios observados en la abundancia y en la biomasa, respectivamente (tabla 1). En ambos casos, la salinidad es la variable que mayor porcentaje de la varianza explica (41% en el caso de la abundancia y 40% en el de la biomasa).

En el conjunto de la macrofauna que habita la columna de agua del estuario (Drake *et al.*, 2002) se han distinguido, desde un punto de vista ecológico (en función de su tamaño y movilidad), los organismos nectónicos (peces y decápodos) de los que tradicionalmente han sido descritos como hiperbentónicos (misidáceos, isópodos y anfípodos, fundamentalmente). En términos de abundancia numérica, los organismos hiperbentónicos representan 98% de la macrofauna acuática, mientras que en términos de biomasa, debido al mayor tamaño de los organismos nectónicos, representan aproximadamente 60%. Unas pocas especies de misidáceos estuáricos (*Neomysis integer*, *Mesopodopsis slabberi*, *Rhopalphthalmus mediterraneus*) dominan el hiperbentos, mientras que la comunidad nectónica está compuesta mayoritariamente por unas pocas especies estuáricas de peces y camarones (*Pomatoschistus minutus*, *Palaemon longirostris*), y numerosas especies de peces marinos (*Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Dicentrarchus punctatus*) cuyos juveniles utilizan el estuario como zona de cría. Los resultados de los análisis de regresión múltiple por pasos muestran que la salinidad y la temperatura explican 75% y 71% de la varianza observada en la abundancia y en la biomasa nectónica, respectivamente, y 54% y 48% de la varianza de la abundancia y de la biomasa hiperbentónica, respectivamente (tabla 1). En todos los casos, es también la salinidad la variable que explica un mayor porcentaje de la varianza, aunque con mayor relevancia en el caso del necton.

Con el fin de describir la evolución temporal de la comunidad acuática, se han diferenciado cuatro periodos correspondientes a los periodos cálidos (junio a noviembre de 1997, marzo a noviembre de 1998) y fríos (diciembre de 1997 a abril de 1998, diciembre de 1998 a abril de 1999) de los dos años muestreados. En los periodos cálidos (temperatura media de 23°C en ambos periodos) se encuentran abundancias y biomasa marcadamente superiores a las de los periodos fríos (temperaturas medias de 13°C y 14°C, respectivamente), en gran medida debido al comportamiento fuertemente estacional de la densidad de los misidáceos (fig. 4). Así, en los periodos fríos se observa que aumenta la contribución de los organismos nectónicos al conjunto de la macrofauna, lo que se refleja con mayor claridad en términos de biomasa, debido al mayor tamaño de estos organismos.

En el segundo de los periodos fríos, tanto la abundancia como la biomasa de la macrofauna son llamativamente superiores a las del primer periodo. Las notables diferencias existentes entre ambos periodos en el caudal medio desembalsado (52 Hm³ d⁻¹ vs. 2 Hm³ d⁻¹) y, por tanto, en las condiciones de salinidad (2 vs. 9) parecen haber influido en las diferencias interanuales observadas. De hecho, la influencia ejercida por la presa de Alcalá del Río es tal que, contrariamente a lo que cabría esperar en un estuario no regulado, el caudal

with maximum and minimum values registered during summer and winter, respectively. (fig. 3). The stepwise multiple regression analysis showed that salinity and temperature were able to explain 55% and 60% of the changes observed in the abundance and biomass, respectively (table 1). In both cases, salinity explained the highest amount of variance (41% in the case of abundance and 40% in the case of biomass).

The macrofauna inhabiting the water column in the estuary (Drake *et al.*, 2002) was classified, from an ecological point of view and according to size and motility, into nekton (fish and decapods) and hyperbenthos (mainly mysids, isopods and amphipods). In terms of abundance, the hyperbenthic fraction comprised 98% of the aquatic macrofauna but only 60% of the total biomass, due to the larger size of nektonic organisms. The hyperbenthos was dominated by a few species of estuarine mysids (*Neomysis integer*, *Mesopodopsis slabberi*, *Rhopalphthalmus mediterraneus*), whilst the nekton was formed by a few species of estuarine fish and prawns (*Pomatoschistus minutus*, *Palaemon longirostris*) and numerous species of marine fish (*Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Dicentrarchus punctatus*), whose juvenile forms use the estuary as nursery grounds. The results of the stepwise regression analyses show that salinity and temperature explained 75% and 71% of the variance observed in the

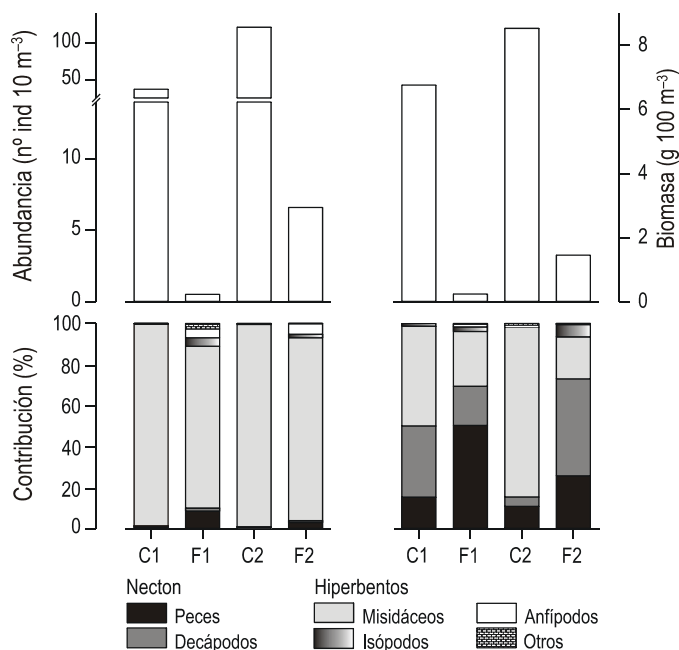


Figura 4. Promedios de abundancia y biomasa de la macrofauna en los periodos cálidos (C1, jun-97 a nov-97; C2, may-98 a nov-98) y fríos (F1, dic-97 a abr-98; F2, dic-98 a abr-99) de los dos años estudiados. Para cada periodo, se muestra también la contribución porcentual de los principales grupos taxonómicos.

Figure 4. Abundance and biomass of the estuarine macrofauna averaged for each warm period (C1, June 1997 to November 1997; C2, May 1998 to November 1998) and cold period (F1, December 1997 to April 1998; F2, December 1998 to April 1999) of the two years studied. For each period, the contributions (in percentage) of the different taxonomic groups are also shown.

desembalsado durante el segundo periodo frío fue menor que el registrado durante los dos periodos cálidos ($2 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$ vs. 3 y $4 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$, respectivamente) determinando, por tanto, que la salinidad media fuera ligeramente superior en este segundo periodo frío (9 vs. 7 en ambos periodos cálidos).

Discusión

Durante los dos años de estudio, tanto la temperatura como la turbidez del agua del estuario del Guadalquivir siguieron la evolución estacional típica de los estuarios de zonas templadas (Rebelo, 1992; Castel, 1993; Valesini *et al.*, 1997). Sin embargo, debido a la regulación de caudal que se realiza desde la presa de Alcalá del Río, el patrón estacional de la salinidad se desvía considerablemente del que cabría esperar en estas latitudes. Sólo en los momentos de fuertes lluvias el caudal de agua dulce no puede ser controlado, produciéndose el desembalse de un volumen muy elevado, tal como ocurrió entre diciembre de 1997 y marzo de 1998 (caudal $>50 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$). Durante el resto del tiempo, el caudal se mantuvo relativamente estable ($<4 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$), aumentando durante el periodo cálido en función de las necesidades de los arrozales. En mayo de 1998, el caudal aumentó notablemente tras el vertido tóxico de Aznalcóllar. No obstante, el efecto causado aparentemente por el vertido sobre las comunidades estuáricas fue debido a este descenso brusco de salinidad (Drake *et al.*, 1999). En consecuencia, es posible concluir que la presencia de una presa regulando el caudal de entrada de agua dulce al estuario del Guadalquivir afecta poco a las condiciones de temperatura y turbidez de sus aguas, pero modifica sustancialmente el patrón estacional que de forma natural exhibiría la salinidad en el estuario.

Existen numerosos ejemplos de que las características hidrológicas actúan como reguladoras de la riqueza de especies, así como de la abundancia y biomasa de la macrofauna estuárica. No obstante, los cambios experimentados por cada una de las variables fisicoquímicas del agua pueden afectar a diferentes aspectos de la comunidad (Marshall y Elliott, 1998). La salinidad presenta un fuerte componente espacial reflejando en todo momento el gradiente existente entre el agua marina y el agua dulce fluvial que caracteriza el estuario y determina la distribución de las especies. La salinidad tiene un efecto evidente sobre la riqueza de especies, que tiende a ser más elevada en la zona con mayor influencia marina; es, además, la variable más influyente en el comportamiento de la abundancia y biomasa de la macrofauna acuática. Sin embargo, su influencia es mayor sobre la comunidad nectónica que presenta un alto componente de especies marinas, que sobre el hiperbentos, constituido mayoritariamente por especies estuáricas y, en consecuencia, con mayor capacidad osmoreguladora.

La temperatura, por el contrario, presenta un fuerte componente estacional. Durante el periodo cálido, la mayor temperatura del agua favorece la producción estuárica, provocando que las especies sedentarias, capaces de completar su ciclo en el estuario, aumenten sus tasas reproductivas y de

nekton abundance and biomass, respectively. Regarding the hyperbenthos, temperature and salinity explained, in turn, 54% and 48% of the abundance and biomass (table 1). In all cases, salinity was the individual variable that explained the highest portion of variance, though with greater influence on nekton.

Four periods were selected to describe the temporal evolution of the aquatic community of the estuary, corresponding to the warmest (June to November 1997 and March to November 1997) and the coldest months (December 1997 to April 1998 and December 1998 to April 1999). In the warmest periods (mean temperature of 23°C in both years), abundance and biomass were consistently higher than in the cold periods (mean temperature of 13°C and 14°C in subsequent years). This was probably due to the highly seasonal pattern of mysid density (fig. 4). Indeed, in the cold periods there was a net contribution of nekton organisms to the bulk of the macrofauna, which was best reflected in terms of biomass due to the larger size of the nekton. Both the abundance and biomass of the macrofauna were higher in the second than in the first cold period. This can be explained by the considerable differences in the mean volume of water discharged in both periods ($52 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$ vs $2 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$), associated with large differences in salinity (2 vs 9). The influence of the Alcalá del Río dam is so high that, contrarily to what one would expect, the volume of freshwater discharged into the estuary during the second cold period was lower than that recorded in the two warm periods ($2 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$ vs 3 and $4 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$, respectively), to the point that salinity was higher during this second cold period with respect to the two warm periods (9 vs 7 in both warm periods).

Discussion

During the period of study, both water temperature and turbidity of the Guadalquivir estuary followed the typical seasonal evolution of estuaries from temperate regions (Rebelo, 1992; Castel, 1993; Valesini *et al.*, 1997). However, due to the anthropogenic regulation of the inflow at the Alcalá del Río dam, the seasonal salinity pattern deviated considerably from that expected for our latitude. It is only during periods of heavy rainfall that the freshwater inflow cannot be controlled, and a large volume of freshwater is released into the estuary, as observed between December 1997 and March 1998 (discharge $>50 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$). During the rest of the period under study, the flow level remained relatively stable ($<4 \text{ Hm}^3 \text{ d}^{-1}$), increasing during the warmer periods as a result of the water demand of the rice fields. In May 1998 the freshwater inflow noticeably increased as a consequence of the Aznalcóllar toxic spill; however, the apparent effect of the spill on the estuarine communities was in fact caused by the aforementioned sharp decrease in water salinity (Drake *et al.*, 1999). Therefore, it is possible to conclude that the effect of the artificial inflow regulation does not have a major influence on the temperature or turbidity of the Guadalquivir estuarine water, but it substantially modifies the expected seasonal pattern of salinity.

crecimiento, hecho que actúa como atractivo para juveniles y adultos de las especies marinas de peces que entran en el estuario fundamentalmente en busca de alimento (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994). Por último, la turbidez, que en otros sistemas estuáricos desempeña un papel relevante en la distribución de las especies, especialmente para valores inferiores a 80 UNT (Blaber y Blaber, 1980), no tiene un efecto importante sobre la comunidad estudiada en términos globales de número de especies, abundancia y biomasa. A ello puede haber contribuido el que durante una parte considerable del año el estuario mostró una turbidez muy elevada (>80 UNT), perdiéndose la linealidad en la relación entre ésta y las variables bióticas.

En los estuarios de la zona templada, los cambios de salinidad y temperatura se producen simultáneamente. Por ello, es difícil separar el efecto causado sobre las comunidades acuáticas por cada una de estas variables. En el estuario del Guadalquivir, este efecto puede ser separado al comparar los años lluviosos con los secos. Así, durante el segundo invierno, pese a que la salinidad no sufrió una bajada invernal, la abundancia y biomasa de la macrofauna acuática descendió considerablemente, sugiriendo las bajas temperaturas como principal causa de sus habituales valores invernales bajos. No obstante, el descenso encontrado en el invierno seco fue menor que el observado durante el primer periodo frío, que fue muy lluvioso. Valesini *et al.* (1997), en un estuario australiano, observaron que la migración invernal de las especies marinas hacia el mar estaba relacionada específicamente con los cambios de salinidad producidos por el aumento de la descarga de agua dulce al estuario durante el invierno. Además, en el estuario del Guadalquivir se observa un efecto similar durante los periodos cálidos, en el que los descensos de salinidad debido a las necesidades de los arrozales tienen también como consecuencia una disminución considerable de la abundancia y biomasa de la macrofauna acuática.

En resumen, el manejo de la entrada de agua dulce al estuario, principalmente con fines agrícolas, produce alteraciones importantes en la macrofauna acuática que lo habita, fundamentalmente por los descensos de salinidad que se producen durante el período cálido. Las consecuencias aparentes son bajadas repentinas de la densidad y biomasa, aunque con una rápida recuperación una vez que las condiciones previas de salinidad se restablecen, hecho que sugiere que los cambios se deben, al menos en parte, a desplazamientos temporales de las especies marinas hacia la desembocadura.

Agradecimientos

Deseamos expresar nuestro agradecimiento a D. García-González, A. Silva-García y M. Ruiz por su ayuda durante las campañas de muestreo y a M. Espigares por su ayuda en el procesado de las muestras. Esta investigación fue financiada por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, en el proyecto "Ordenación y regulación de la actividad pesquera en el estuario del Guadalquivir".

There are numerous examples that point to hydrological features as regulating factors of species richness, abundance or biomass of the estuarine macrofauna. Nevertheless, the individual changes undergone by any given physical-chemical variable of the water can alter different aspects of the community (Marshall and Elliott, 1998). Salinity showed a strong spatial component, reflecting the existing gradient between marine and riverine waters that characterizes the estuary and determines the species distribution. Salinity had a clear effect on species richness, which increased in areas with higher marine influence. Also, salinity was the main factor, of those studied, in driving the abundance and biomass values. However, the influence of salinity was greater on the nekton, composed of a high number of marine species, than on the hyperbenthos, which was mainly composed of estuarine species with higher osmoregulatory capacity.

Temperature, on the contrary, showed a strong seasonal component. During the warm period, the high water temperature favours estuarine production, enhancing the reproductive and growth rates of sedentary species (able to complete their biological cycle in the estuary). This fact probably attracts the juvenile and adults of marine species that enter the estuary in search of food (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994). Lastly, turbidity, which is known to play an important role in species distribution in other estuaries, mainly for turbidity under 80 NTU (Blaber and Blaber, 1980), did not have an important effect on the number of species, abundance or biomass in the community studied in the present work. The high turbidity (>80 NTU) of the estuary during a considerable part of the year, producing a non-linear relationship between turbidity and the biotic variables, could have contributed to this fact.

In the estuaries of warm regions, salinity and temperature changes are produced simultaneously. For this reason, it is difficult to ascertain the effect of each variable on the aquatic communities. In the Guadalquivir estuary, this effect can be separated by comparing rainy and dry years. By doing so, it was observed that, during the second winter, both abundance and biomass increased considerably even though salinity did not suffer the expected winter decrease. This indicated that temperature was the main factor explaining the observed lower winter values in abundance and biomass; however, the decrease observed during the dry winter was lower than that recorded in the first cold period, which was particularly rainy. Valesini *et al.* (1997) observed, in an Australian estuary, that winter migration of marine species towards the sea was particularly related to changes in salinity, caused by the winter increase in freshwater discharge into the estuary. A comparable effect was observed in the present work during the warm periods, when the decreased salinity values, coupled to the needs of the rice fields, provoke a noticeable decrease in the abundance and biomass of the aquatic macrofauna.

In summary, the regulation of freshwater inflow into the estuary, mainly associated with farming purposes, produced important alterations in the estuarine macrofauna, which are

Referencias

- Azeiteiro, U.M.M., Jesus, L. and Marques, J.C. (1999). Distribution, population dynamics, and production of the suprabenthic mysid *Mesopodopsis slabberi* in the Mondego Estuary, Portugal. *J. Crust. Biol.*, 19: 498–509.
- Baldó, F. and Drake, P. (2002). A multivariate approach to the feeding habits of small fishes in the Guadalquivir estuary. *J. Fish Biol.*, 61 (Suppl. A): 21–32.
- Blaber, S.J.M. and Blaber, T.G. (1980). Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish Biol.*, 17: 143–162.
- Castel, J. (1993). Long-term distribution of zooplankton in the Gironde estuary and its relation with river flow and suspended matter. *Cah. Biol. Mar.*, 34: 45–163.
- Clark, J.R. (1992). Integrated management of coastal zones. FAO Fish. Tech. Pap., 327, Rome.
- Costa, M.J. (1988). The Tagus and Mira estuaries (Portugal) and their role as spawning and nursery areas. *J. Fish Biol.*, 33: 249–250.
- Cunha, M.R., Sorbe, J.C. and Moreira, M.H. (1999). Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 190: 69–87.
- Drake, P., Baldó, F., Cuesta, J.A., García-González, D., Silva-García, A., Arias, A.M., Rodríguez, A., Sobrino, I. and Fernández-Delgado, C. (1999). Initial effects of the toxic waste spill (Aznaicóllar mine accident) on the aquatic macrofauna of the Guadalquivir estuary. *Sci. Total Environ.*, 242: 271–280.
- Drake, P., Arias, A.M., Baldó, F., Cuesta, J.A., Rodríguez, A., Silva-García, A., Sobrino, I., García-González, D. and Fernández-Delgado, C. (2002). Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with a regulated freshwater inflow. *Estuaries*, 25: 451–468.
- Elliott, M., O'Reilly, M.G. and Taylor, C.J.L. (1990). The Forth Estuary: A nursery and overwintering area for North Sea fishes. *Hydrobiologia*, 195: 89–103.
- Fernández-Delgado, C., Drake, P., Arias, A.M. y García-González, D. (2000). Peces de Doñana y su entorno. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, 272 pp.
- Greenwood, J.G., Jones, M.B. and Greenwood, J. (1989). Salinity effects on brood maturation of the mysid crustacean *Mesopodopsis slabberi*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 69: 683–694.
- particularly related to salinity decreases during the warm periods. The apparent consequences imply sudden drops in density and biomass, although these trends tend to rapidly resume once salinity values get back to normal. This suggests that the observed community changes may be due, at least in part, to temporary migrations of marine species to the river mouth.

Acknowledgements

We wish to thank D. García-González, A. Silva-García and M. Ruiz for their field assistance, and M. Espigares for her help in processing the samples. This research was supported by the Junta de Andalucía, project “Ordenación y regulación de la actividad pesquera en el estuario del Guadalquivir”.

English translation by the authors.

-
- Marshall, S. and Elliott, M. (1998). Environmental influences on the fish assemblage of the Humber Estuary, UK. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 46: 175–184.
- Rebelo, J.E. (1992). The ichthyofauna and abiotic hydrological environment of the Ria de Aveiro, Portugal. *Estuaries*, 15: 403–413.
- Thiel, R., Sepúlveda, A., Kafemann, R. and Nellen, F. (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *J. Fish Biol.*, 46: 47–49.
- Valesini, F.J., Potter, I.C., Platell, M.E. and Hyndes, G.A. (1997). Ichthyofauna of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. *Mar. Biol.*, 128: 317–328.
- Vannéy, J.R. (1970). L'hydrologie du bas Guadalquivir. Instituto de Geografía Aplicada del Patronato “Alonso de Herrera”, Madrid, 174 pp.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L. and Pauly, D. (1994). Coastal lagoons as fish habitats. In: B. Kjerfve (ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Ser., Amsterdam, pp. 363–376.