

Profundización mínima necesaria para la evaluación de impactos de cultivos marinos sobre la fauna bentónica

J. M. Garmendia, J. M. Parada, J. Murillo y J. Mora

Departamento de Biología Animal. Facultade de Biología. Universidade de Santiago de Compostela. Campus Sur. E-15782 Santiago de Compostela (A Coruña), España. Correo electrónico: bajoxemi@usc.es.

Recibido en octubre de 2005. Aceptado en noviembre de 2005.

RESUMEN

La obtención de la macrofauna bentónica (muestreo, separación e identificación) para evaluar el impacto provocado por los cultivos marinos resulta muy laboriosa y requiere mucho tiempo. Para ahorrar tiempo y esfuerzo, sería de gran ayuda trabajar con un volumen mínimo de muestra. Con este objetivo, este estudio pretende hallar la profundidad mínima que deben tener las muestras para poder llevar a cabo un adecuado seguimiento de los fondos afectados por cultivos marinos. Se muestrearon dos tipos de fondo (arenoso y fangoso) en dos rías gallegas (O Barqueiro y Vigo). En los primeros 6 cm del sedimento se recogió el 86,29 % de la riqueza específica y el 84,75 % en densidad de la fauna. Los resultados obtenidos en cuanto a la estructura de la población señalan que, para este tipo de estudios, son suficientes muestras cuya profundidad alcanza los 6 cm.

Palabras clave: Metodología, evaluación de impactos, macrobentos, estructura de la población, cultivos marinos, Galicia, España.

ABSTRACT

Minimum depth required for monitoring the impact of marine culture on benthic fauna

The macrobenthos is an useful tool for studying the impact of marine fish farms on the nearby area. Sampling macrobenthic fauna is both work- and time-intensive, so it is important to determine the minimum optimal volume to be sampled.

For this purpose, the present study aimed to find the depth of samples needed to carry out an accurate monitoring of a bottom affected by fish farms. Two different types of bottom (sandy and silty) were sampled in two Galician rias (O Barqueiro and Vigo) in which there are fish farms. In the first 6 cm, we found 86.29 % of the species richness and 84.75 % of fauna density. The results obtained for population structure also show that 6 cm depth samples can be adequate for these kinds of studies.

Keywords: Methodology, impact evaluation, macrobenthos, community structure, marine culture, Galicia, Spain.

INTRODUCCIÓN

La presencia de cultivos marinos en una zona conlleva, directa o indirectamente, una serie de consecuencias que provocan cambios en las condi-

ciones del entorno de esa zona, y que son considerados como impactos medioambientales. Algunos de estos efectos pueden (y suelen) reflejarse en los fondos, alterando sus características físicoquímicas y afectando, consecuentemente, a la fauna que lo

habita (Flores Nava, 1990; Vita *et al.*, 2002). Estos impactos han de ser registrados y controlados mediante el desarrollo de un plan de actuación y gestión sostenible (Borja, 2002), intentando reducirlos y mantenerlos dentro de unos límites aceptables y eludiendo daños irreversibles.

Una herramienta útil y válida para evaluar el alcance de los efectos de los cultivos marinos sobre el medio ambiente circundante es el estudio de la macrofauna bentónica. El tratamiento de las muestras correspondientes a la macrofauna y la obtención de los resultados que configuran la matriz inicial son fruto de una labor minuciosa y, como consecuencia de ello, extensa en el tiempo. Frente a esto, la realidad actual es que paulatinamente se demandan con mayor apremio los resultados de los estudios de investigación iniciados.

Ante esta situación de requerimientos enfrentados, principalmente en cuanto a los plazos mínimos de ejecución de los proyectos donde los investigadores intentan prolongar el tiempo de los estudios para corroborar y asegurar con la máxima fiabilidad posible sus resultados y conclusiones, y donde los empresarios y las administraciones públicas intentan acortar el periodo de estudio y obtener cuanto antes las conclusiones que les permitan tomar las decisiones pertinentes para continuar (o no) con su actividad, es necesario hallar una vía alternativa que requiera un menor tiempo de ejecución y que mantenga una plena fiabilidad de los resultados.

En este sentido, en los últimos años se han llevado a cabo ciertos ajustes metodológicos en lo concerniente a las fases que más se prolongan en estos estudios: la separación y la identificación de la fauna. Por un lado, en la línea del ahorro taxonómico se encuentran cuantiosos estudios que intentan demostrar la validez de la interpretación de los resultados a partir de niveles taxonómicos superiores (filos, familias o géneros), con el considerable ahorro de tiempo que conlleva el no tener que identificar la fauna hasta el nivel de especie (Ellis, 1985; Warwick, 1988; Ferraro y Cole, 1990, 1992; James, Lincoln Smith y Fairweather, 1995; Somerfield y Clarke, 1995; Drake *et al.*, 1999; Gómez Gesteira y Dauvin, 2000; Maurer, 2000; Mistri y Rossi, 2001; De Biasi, Bianchi y Morri, 2003; Dauvin, Gómez Gesteira y Salvande Fraga, 2003; Giangrande, 2003; Gómez Gesteira, Dauvin y Salvande Fraga, 2003; Lasiak, 2003; Terlizzi *et al.*,

2003; Böttger-Schnack, Lenz y Weiker, 2004; Defeo y Lercari, 2004; Venturini, Muniz y Rodríguez, 2004; Guzmán-Alvis y Carrasco, 2005). Por otro lado, en la línea del ahorro volumétrico se intenta establecer el volumen mínimo de muestra a considerar, con el objetivo de reducir de forma notable el volumen de material para separación y poder presentar unos resultados preliminares que reflejen, en cierta medida, lo que serán los resultados finales, permitiendo satisfacer (con cierto grado de fiabilidad) ese apremio en la obtención de conclusiones. El presente trabajo, que se incluye en la segunda línea propuesta del ahorro volumétrico, pretende determinar la profundización suficiente que han de tener las muestras destinadas a la realización de un seguimiento de la macrofauna bentónica presente en los fondos posiblemente afectados por los cultivos marinos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se muestrearon dos zonas con distintas características y cercanas a jaulas de cultivo de peces en dos rías gallegas.

- La ría de Vigo, en Pontevedra (figura 1), con jaulas en una zona resguardada sobre fondos fangosos muy alterados por instalaciones previas (cultivo de mejillón en batea realizado durante muchos años). Valores medios: 25,5 % (d.t. = 24) de arena y 68 % (d.t. = 26,1) de pelitas; 10,5 % (d.t. = 3,7) de materia orgánica; Eh a 5 cm: -308 mV (d.t. = 65) (figura 2a).
- La ría de O Barqueiro, en Lugo (figura 1), con jaulas en una zona relativamente expuesta sobre fondos arenosos y presumiblemente limpios, ya que no se tiene constancia de ninguna alteración previa de origen humano en la zona. Valores medios: 95,7 % (d.t. = 5,7) de arena y 1,3 % (d.t. = 2,7) de pelitas; 1,2 % (d.t. = 0,5) de materia orgánica; Eh a 5 cm: -15 mV (d.t. = 88) (figura 2b).

Los muestreos se llevaron a cabo en enero (Vigo) y mayo (O Barqueiro) de 2004. En la ría de Vigo se eligieron 8 estaciones (L) y en la ría de O Barqueiro 10 (JB), todas ellas distribuidas en dos recorridos dibujados en función de la dirección de las corrientes marinas y el perfil de

Figura 1. Zonas de estudio: ría de Vigo (Pontevedra) y ría de O Barqueiro (Lugo).

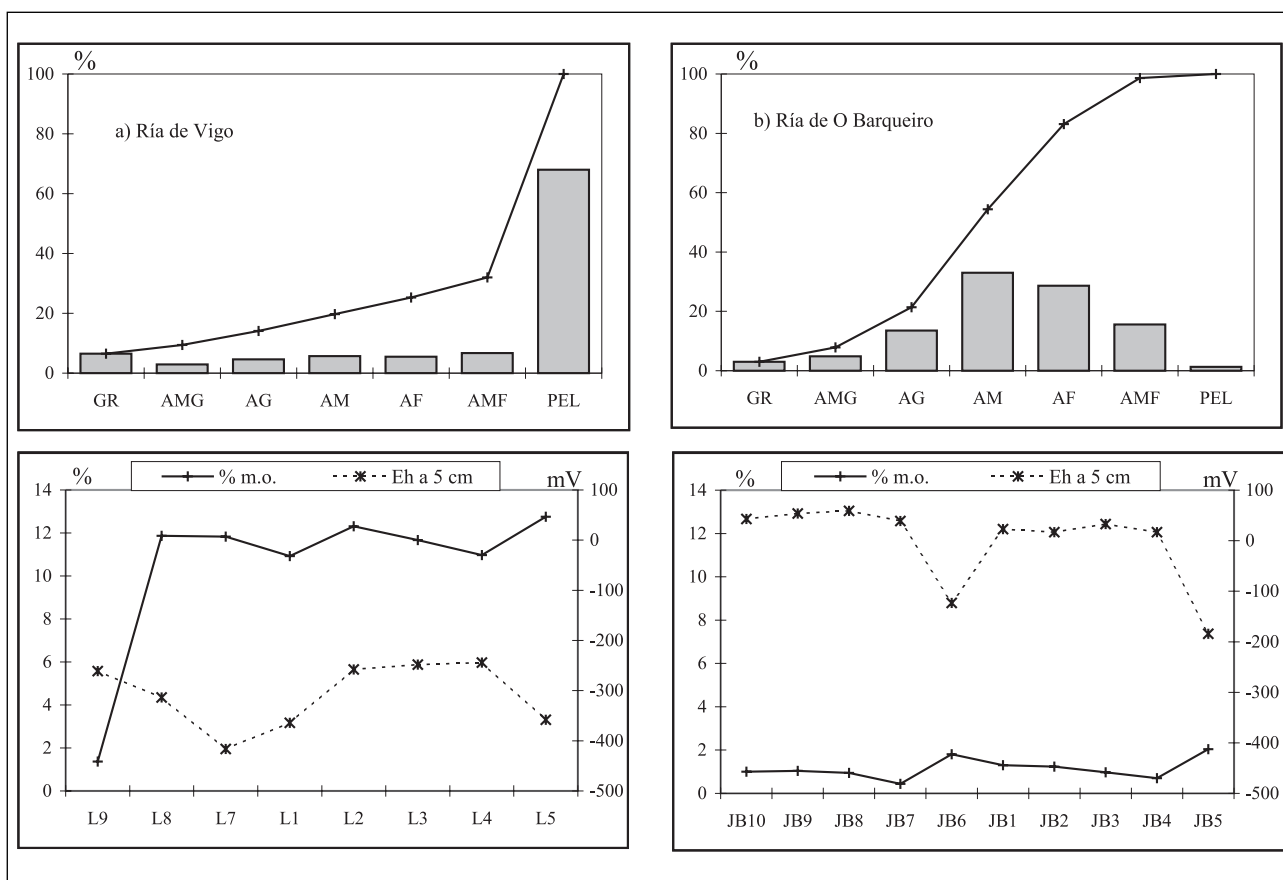
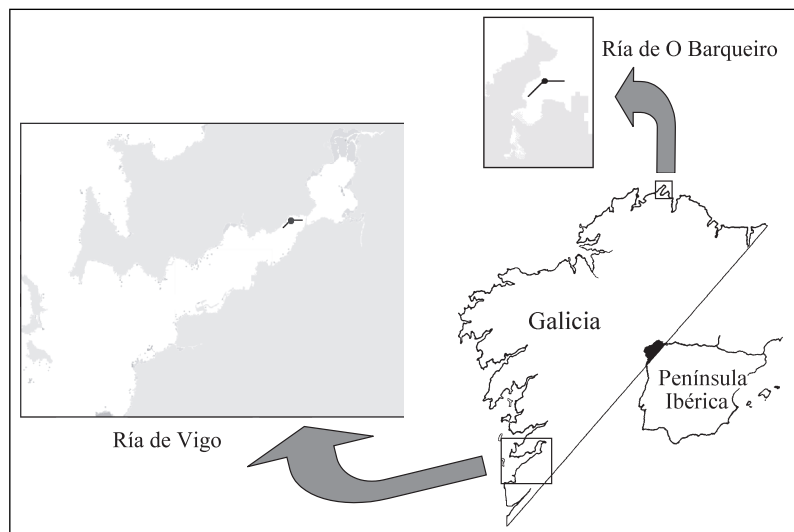


Figura 2. Características sedimentarias de las zonas estudiadas: fracciones granulométricas (porcentaje de cada fracción en barras y porcentaje acumulado en líneas). (GR): grava; (AMG): arena muy gruesa; (AG): arena gruesa; (AM): arena media; (AF): arena fina; (AMF): arena muy fina; (PEL): pelitas. (m.o.): materia orgánica; (Eh, mV): potencial redox.

costa. El primer punto de muestreo de cada recorrido coincidió con un borde de jaula, a partir del cual los siguientes puntos se situaron a 50,

100, 200 y 500 metros de distancia. Hay que señalar que, en el caso de Vigo, no se pudieron recoger las muestras de los puntos L0 y L6

correspondientes a las distancias de 0 y 50 m del recorrido externo. De este modo, y siempre comenzando a partir de las jaulas de cultivo, los puntos recogidos fueron: en la ría de Vigo L1-L2-L3-L4-L5 (recorrido interno) y L7-L8-L9 (recorrido externo); y en la ría de O Barqueiro JB6-JB7-JB8-JB9-JB10 (recorrido interno) y JB1-JB2-JB3-JB4-JB5 (recorrido externo). Cada muestra representa una superficie de fondo de 0,1 m², para cuya obtención se utilizó una draga cuantitativa *box-corer* de Reineck adaptada por Bouma y Marshall (1964), con una superficie de muestreo de 10 cm × 17 cm (0,017 m²) y una profundización media de 12,2 cm (d.t. = 2,1) en O Barqueiro y 18,3 cm (d.t. = 3,3) en Vigo, con la que se obtuvieron réplicas del fondo manteniendo su estructura vertical intacta. Las muestras se separaron en diferentes capas: 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm y 6-final de la muestra (6-F). La elección de estas capas es fruto de distintos estudios realizados durante varios años por el equipo de bentos de la Universidad de Santiago de Compostela (Sánchez Mata, 1996; Garmendia, 1997; García Gallego, 1998; Gómez Gesteira, 2001; Parada, 2005) en distintos tipos de fondo blando y están referidas a la distribución vertical de la fauna. Se ha considerado la macrofauna retenida al hacer pasar cada muestra a través de un tamiz de 1 mm de luz de malla.

Tras separar e identificar la fauna presente en cada muestra hasta el nivel taxonómico más bajo posible (nivel de especie en la mayoría de los casos), se han estimado las siguientes variables poblacionales: riqueza específica (número de especies), densidad (individuos/m²), diversidad H' de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963) y diversidad relativa o equitatividad J de Pielou (Pielou, 1966). Los registros han sido hallados de manera independiente (para cada capa) y de manera acumulada (mediante la suma progresiva de las capas inferiores a partir de la capa superficial, es decir, para las capas 0-2, 0-4, 0-6 y 0-F o total de la muestra).

La caracterización sedimentaria se realizó a partir de las muestras que se recogieron para tal fin: la granulometría se llevó a cabo por medio de la separación granulométrica en húmedo y el método de la pipeta Robinson (Buchanan, 1984); la materia orgánica se midió por pérdida de peso por ignición a 450 °C durante 4 h con

un testigo de CO₃Ca (Parada, Palacio y Mora, 1993); y el Eh a 5 cm de profundidad se midió rápidamente en la muestra con la ayuda de un autoanalizador de campo WTW. Los valores de potencial redox obtenidos en el campo fueron posteriormente corregidos en función del valor de referencia del electrodo de hidrógeno, del pH y del valor obtenido frente a la disolución patrón proporcionada por la casa suministradora del equipo autoanalizador.

Con el objetivo de comparar los distintos espesores de muestra, se han agrupado los resultados de diversidad, diversidad relativa, densidad y riqueza específica de todas las estaciones en función de las capas consideradas (0-2, 0-4, 0-6 y 0-F) y se ha aplicado el análisis de la t de Student para contrastar datos pareados, previa transformación de los datos: log (x + 1) para la densidad y la riqueza específica, x² para la diversidad y x^{1/2} para la diversidad relativa (Zar, 1999).

RESULTADOS

Analizando los resultados desde la perspectiva de la distribución vertical, la capa que muestra las mayores riquezas, tanto en especies como en individuos, es la superficial (tabla I). Por otro lado, la capa de 4 a 6 cm aparece como la más pobre. Esta menor aportación de dicha capa es más patente en el caso de las especies, ya que en valores de densidad, las menores contribuciones se reparten entre las capas 4-6 y 6-F.

Teniendo en cuenta el sedimento de la zona muestreada, la fauna no se encuentra distribuida del mismo modo en la vertical del sedimento (tabla I). En el caso de las arenas (O Barqueiro), la fauna se encuentra más dispersa que en el caso de los fangos (Vigo), lo que confiere una mayor importancia relativa a las capas más profundas a la hora de considerar la fauna (sin olvidar que la capa más importante sigue siendo la superficial en cada una de las estaciones). En la tabla I se han destacado aquellos casos en los que la capa 6-F adquiere cierta importancia (con una aportación superior al 20 % de la fauna hallada en la muestra).

Los perfiles dibujados con la densidad y riqueza específica (figuras 3 y 4) muestran un gran

Tabla I. Valores de riqueza específica (RE) y densidad encontrados en cada capa y en el total de la muestra y valores acumulados de las distintas profundizaciones de muestra en las dos rías estudiadas. Se han sombreado los niveles en los que se alcanzan los valores acumulados del 70 %, 80 % y 90 %, y las capas de 6-F que superan una aportación a la muestra del 20 %.

Ría de Vigo									
Estación	% densidad				Total (indiv/m ²)	% densidad acumulada			
	0-2	2-4	4-6	6-F		0-2	0-4	0-6	0-F
L1	51,9	20,5	15,5	12,0	2 580	51,9	72,5	88,0	100
L2	40,3	46,5	4,9	8,3	4 710	40,3	86,8	91,7	100
L3	52,9	31,1	10,1	5,9	4 440	52,9	84,0	94,1	100
L4	9,8	40,5	21,4	28,3	1 730	9,8	50,3	71,7	100
L5	40,0	31,8	13,3	14,9	1 950	40,0	71,8	85,1	100
L7	67,2	28,3	1,2	3,3	6 070	67,2	95,6	96,7	100
L8	83,7	8,3	4,0	4,0	3 010	83,7	92,0	96,0	100
L9	52,5	26,0	11,4	10,1	10 180	52,5	78,5	89,9	100

Ría de Vigo									
Estación	% RE				Total (n.º esp.)	% RE acumulada			
	0-2	2-4	4-6	6-F		0-2	0-4	0-6	0-F
L1	77,5	15,0	5,0	2,5	40	77,5	92,5	97,5	100
L2	63,3	23,3	3,3	10,0	30	63,3	86,7	90,0	100
L3	68,9	13,3	6,7	11,1	45	68,9	82,2	88,9	100
L4	24,3	40,5	5,4	29,7	37	24,3	64,9	70,3	100
L5	59,1	20,5	4,5	15,9	44	59,1	79,5	84,1	100
L7	53,7	31,7	2,4	12,2	41	53,7	85,4	87,8	100
L8	71,1	13,2	2,6	13,2	38	71,1	84,2	86,8	100
L9	75,3	13,7	6,8	4,1	73	75,3	89,0	95,9	100

> 20 % en 6-F

> 70 %
 > 80 %
 > 90 %

Ría de O Barqueiro									
Estación	% densidad				Total (indiv/m ²)	% densidad acumulada			
	0-2	2-4	4-6	6-F		0-2	0-4	0-6	0-F
JB1	27,5	28,2	19,0	25,4	1 420	27,5	55,6	74,6	100
JB2	45,9	21,1	12,0	21,1	1 330	45,9	66,9	78,9	100
JB3	44,6	14,3	10,7	30,4	560	44,6	58,9	69,6	100
JB4	59,8	19,6	10,9	9,8	920	59,8	79,3	90,2	100
JB5	48,0	22,6	19,7	9,7	2 790	48,0	70,6	90,3	100
JB6	34,1	18,5	18,5	28,8	2 050	34,1	52,7	71,2	100
JB7	61,1	21,3	5,1	12,5	7 220	61,1	82,4	87,5	100
JB8	41,4	20,7	13,8	24,1	1 150	41,4	62,1	75,9	100
JB9	48,7	28,6	13,4	9,2	1 190	48,7	77,3	90,8	100
JB10	57,6	11,0	14,4	16,9	1 180	57,6	68,6	83,1	100

Ría de O Barqueiro									
Estación	% RE				Total (n.º esp.)	% RE acumulada			
	0-2	2-4	4-6	6-F		0-2	0-4	0-6	0-F
JB1	55,3	10,5	15,8	18,4	38	55,3	65,8	81,6	100
JB2	63,6	6,1	12,1	18,2	33	63,6	69,7	81,8	100
JB3	60,9	8,7	4,3	26,1	23	60,9	69,6	73,9	100
JB4	68,8	12,5	9,4	9,4	32	68,8	81,3	90,6	100
JB5	73,3	6,7	8,3	11,7	60	73,3	80,0	88,3	100
JB6	59,0	17,9	5,1	17,9	39	59,0	76,9	82,1	100
JB7	72,9	14,6	4,2	8,3	48	72,9	87,5	91,7	100
JB8	64,9	18,9	8,1	8,1	37	64,9	83,8	91,9	100
JB9	58,3	22,2	8,3	11,1	36	58,3	80,6	88,9	100
JB10	59,5	18,9	2,7	18,9	37	59,5	78,4	81,1	100

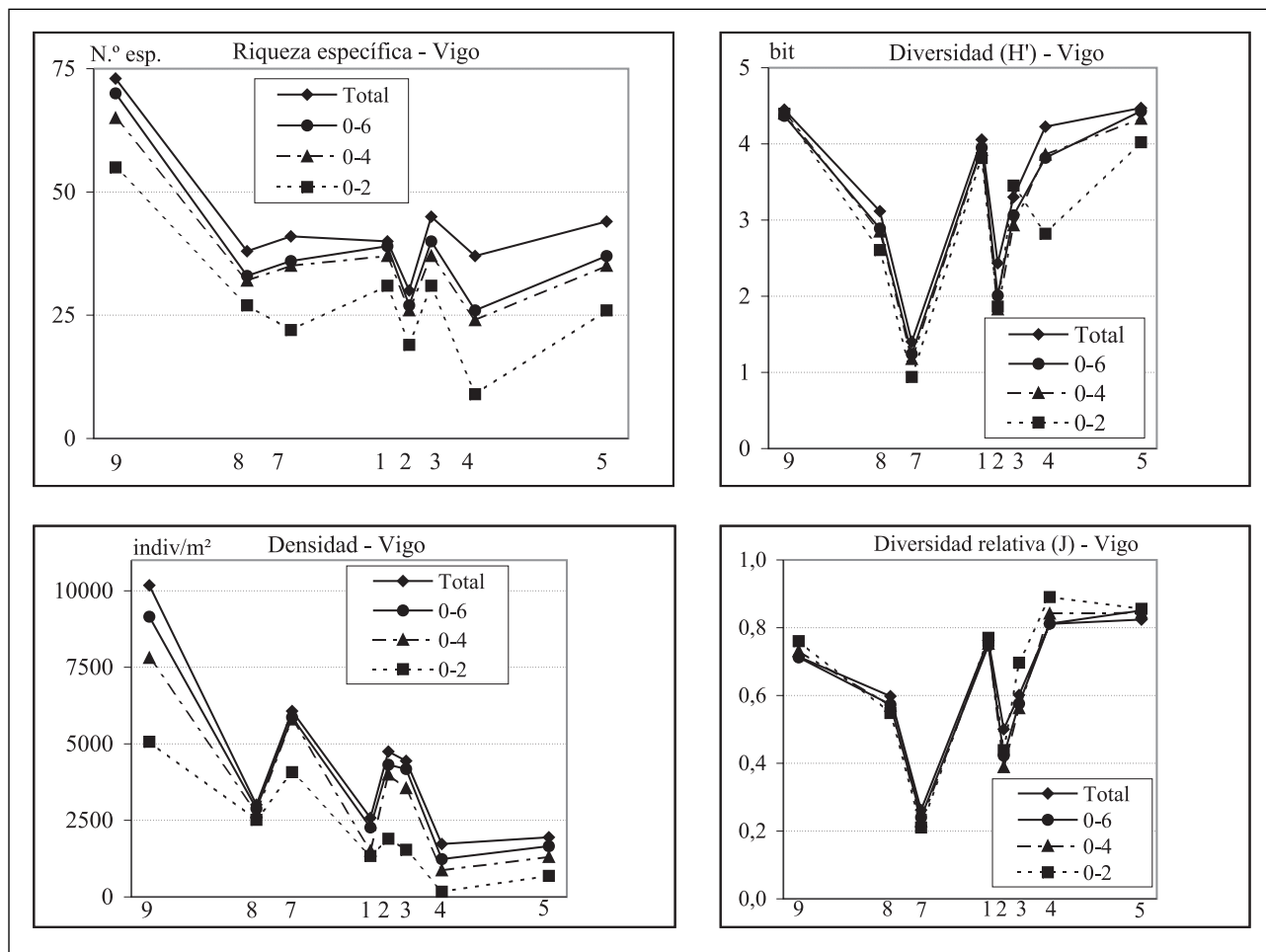


Figura 3. Variables estructurales de la macrofauna hallada en la ría de Vigo: riqueza específica, densidad, diversidad y diversidad relativa para las distintas profundizaciones consideradas: 0-2, 0-4, 0-6 y total de la fauna (0-F).

paralelismo en el comportamiento de los valores de todas las capas en función de la mayor o menor cercanía respecto a las jaulas de cultivo. Dentro de esta similitud, la capa 0-2 es la más diferenciada y las capas 0-4 y 0-6 alcanzan valores cercanos al total de la fauna (describiendo líneas muy próximas).

En los primeros 6 cm se recoge un promedio del 86,29 % (d.t. = 7,00) de las especies halladas en la muestra completa: 85,18 % (d.t. = 5,95) en los fondos arenosos y 87,66 % (d.t. = 8,34) en los fondos fangosos. Por otro lado, en el 88,9 % de las muestras se recoge más del 80 % de las especies en la capa superficial de 0 a 6 cm (tabla I).

Del mismo modo, para el caso de la capa 0-4 cm se han encontrado los siguientes resultados: promedio del 79,88 % (d.t. = 7,91) de las especies halla-

das en la muestra completa: 77,34 % (d.t. = 6,92) en los fondos arenosos y 83,05 % (d.t. = 8,36) en los fondos fangosos. En el 61,1 % de las muestras se recoge más del 80 % de las especies en la capa superficial de 0 a 4 cm.

En lo que se refiere a la densidad, un promedio de 84,75 % (d.t. = 8,91) de la fauna se encuentra en la capa superficial de 0 a 6 cm: 81,22 % (d.t. = 8,23) en los fondos arenosos y 89,16 % (d.t. = 8,10) en los fondos fangosos. El 66,7 % de las muestras presenta más del 80 % de sus ejemplares en los primeros 6 cm (tabla I).

Y en el caso de la capa 0-4 cm, los valores hallados en términos de densidad constituyen un promedio de 72,56 % (d.t. = 13,21) de la fauna hallada en la muestra completa: 67,46 % (d.t. = 10,18) en los fondos arenosos y 78,93 % (d.t. = 14,39) en los fondos fangosos. En los primeros 4 cm, el

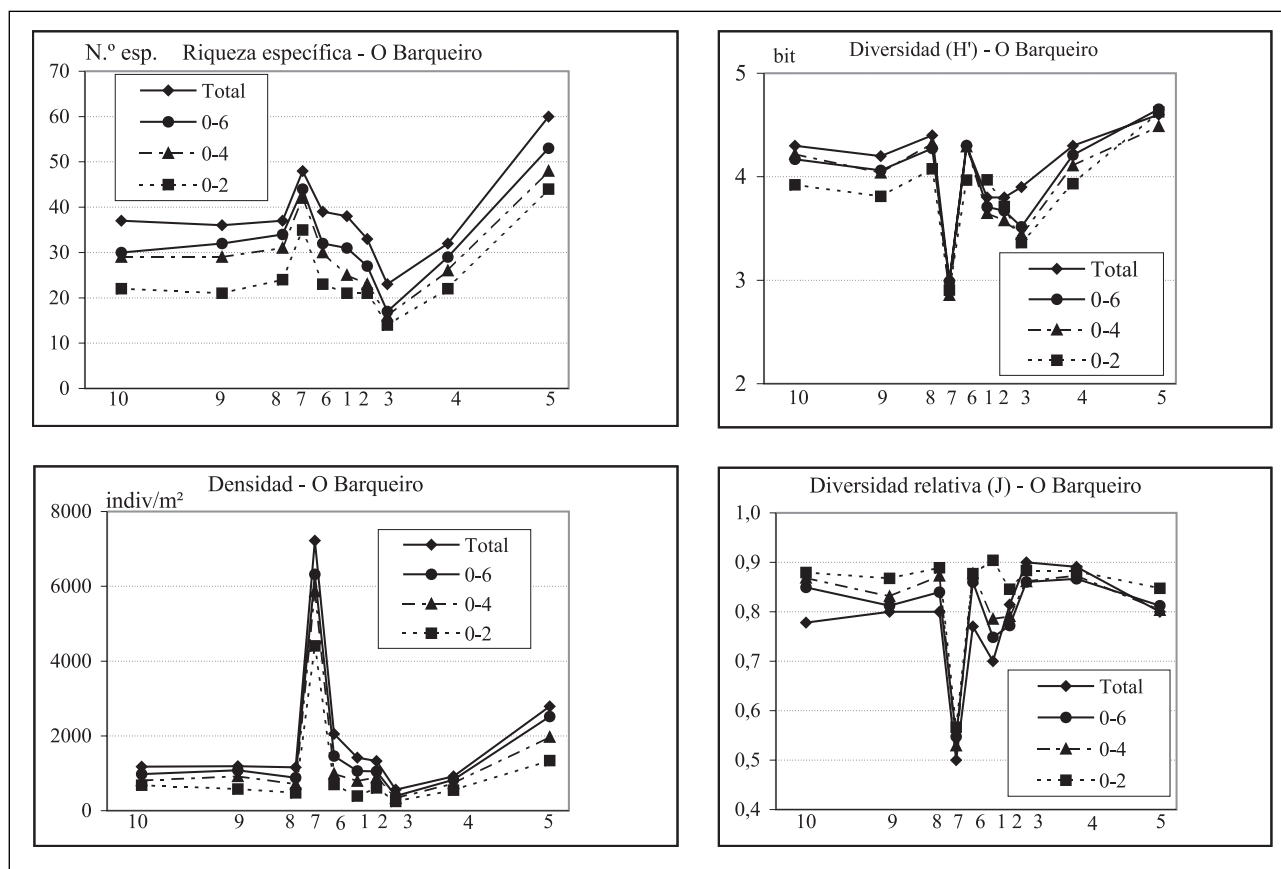


Figura 4. Variables estructurales de la macrofauna hallada en la ría de O Barqueiro: riqueza específica, densidad, diversidad y diversidad relativa para las distintas profundizaciones consideradas: 0-2, 0-4, 0-6 y total de la fauna (0-F).

22,2 % de las muestras presenta más del 80 % de sus ejemplares.

En cuanto a los perfiles de diversidad y diversidad relativa (figuras 3 y 4), no se observan grandes diferencias entre sus valores, aunque se evidencia un distanciamiento de los correspondientes a la capa 0-2 cm; los gráficos resultantes muestran un trazado paralelo y valores bastante similares, principalmente en la diversidad y en las capas 0-4 y 0-6. La diferencia principal entre estas dos capas se encuentra en el porcentaje de macrofauna que se considera en cada una de ellas (tabla I), siendo obviamente mayor en la 0-6.

El análisis estadístico refleja la ausencia de igualdad significativa a una probabilidad del 0,05 en todos los contrastes realizados excepto en las combinaciones 04-0F y 06-0F, tanto para la diversidad ($p = 0,08$ y $p = 0,16$ respectivamente) como para la diversidad relativa ($p = 0,73$ y $p = 0,73$ respectivamente).

DISCUSIÓN

El primer hecho destacable que se aprecia tras la observación de los resultados es la importancia que adquieren los centímetros superficiales a la hora de albergar a la fauna: la mayoría de los organismos macrobentónicos se concentran en los primeros centímetros de profundidad. En los sedimentos de nuestro estudio, los primeros 6 cm acogen entre el 69,6 y el 96,7 % de los efectivos de la fauna encontrada. Esta concentración faunística en la capa superficial ha sido citada por numerosos autores en distintos estudios de fondos blandos submareales europeos (Berge y Álvarez Valderhaug, 1983; Hines y Comtois, 1985; Dauer, Ewing y Rodi, 1987; Pearson, 1987; Sánchez Mata, 1996; Garmendia, 1997; Garmendia, Parada y Mora, 2003; Moreira, Domínguez y Troncoso, 2003), donde se encuentran valores de abundancia entre 66,5 y 94 % en los primeros 5-6 cm.

En cuanto a los resultados obtenidos en los dos tipos de fondo, la importancia de los primeros centímetros es mayor en el caso de los fangos. Esto puede estar relacionado con las diferencias entre las características sedimentarias (inestabilidad física y número y tamaño de intersticios) que condicionan la capacidad excavadora de los organismos (Mucha, Vasconcelos y Bordalo, 2004) y, por ello, su movilidad; también con el mayor grado de reducción del sedimento que suelen presentar los fangos frente a las arenas (Christie, 1975), lo que conlleva el establecimiento de un espacio con condiciones de habitabilidad adecuadas más estrecho. Por el contrario, los fondos arenosos ofrecen mayores intersticios entre los granos de sedimento que se reflejan en unas condiciones de habitabilidad menos exigentes y limitativas, lo que permite a la fauna profundizar más. Se deduce, entonces, que en los fondos fangosos se puede contar con una mayor fiabilidad en cuanto a la representatividad de la fauna encontrada en la capa más superficial.

Las variables estructurales (diversidad y diversidad relativa) de la fauna establecida en las distintas capas consideradas, no presentan diferencias considerables, principalmente entre las capas de 0-4 cm, 0-6 cm y 0-15 cm (profundidad alcanzada por la draga empleada). La diferencia entre las distintas capas se manifiesta, o adquiere nitidez, al comparar el número de especies e individuos que se considera en cada caso. Ante esta situación, y teniendo en cuenta, por un lado, el aumento del esfuerzo (fundamentalmente en tiempo) que supone la separación e identificación de la fauna de cada capa, y, por otro lado, la magnitud de la información que se adquiere en cada una de ellas, se optó por considerar suficiente el tratamiento y análisis de la macrofauna presente en los primeros 6 cm en aquellos estudios dirigidos al seguimiento del efecto producido por la presencia de jaulas de cultivo marino, principalmente en su fase inicial. No se debe olvidar que el impacto directo de estos cultivos (por acumulación de heces y alimento no ingerido, el mantenimiento de instalaciones u otros factores) (Flores Nava, 1990; Borja, 2002; Vita *et al.*, 2002) se produce inicialmente en la capa superficial del sedimento.

No obstante, aunque se haya concluido que son suficientes los primeros 6 cm de sedimento, y teniendo en cuenta la ausencia de apoyo de los resultados estadísticos, se recomiendan dichos espesores de muestra únicamente para la obtención de unos resultados preliminares y que requieran cierta celeridad, y se considera conveniente el tratamiento y análisis de las muestras al completo para obtener unos resultados definitivos y poder extraer conclusiones finales que sirvan de confirmación (en el mejor de los casos) o de corrección (en el peor de ellos) de las decisiones adoptadas a raíz de la interpretación de los resultados preliminares.

AGRADECIMIENTOS

Proyecto financiado por Jacumar 2002-2005: "Identificación de parámetros del sedimento que actúen como mejores indicadores del impacto ambiental generado por los cultivos marinos en jaulas flotantes".

BIBLIOGRAFÍA

- Berge, J. A. y V. Álvarez Valderhaug. 1983. Effect of epibenthic macrodepredators on community structure in subtidal organically enriched sediments in the inner Oslofjord. *Marine Ecology Progress Series* 11: 15-22.
- Borja, A. 2002. Los impactos ambientales de la acuicultura y la sostenibilidad de esta actividad. En: *VIII Congreso nacional de acuicultura: Acuicultura y desarrollo sostenible* (22-25 de mayo, 2001. Santander, Cantabria, España). I. Arnal Atarés, C. Fernández-Pato, C. Martínez-Tapia y C. Mosquera de Arancibia (eds.) *Boletín. Instituto Español de Oceanografía* 18 (1-4): 41-49.
- Böttger-Schnack, R., J. Lenz y H. Weikert. 2004. Are taxonomic details of relevance to ecologists? An example from oncaeid microcopepods of the Red Sea. *Marine Biology* 144: 1127-1140.
- Bouma, A. H. y F. Marshall. 1964. A method for obtaining and analysing undisturbed oceanic sediment samples. *Marine Geology* 2: 81-99.
- Buchanan, J. B. 1984. Sediment Analysis. En: *Methods for the study of Marine Benthos*. N. A. Holme y A. D. McIntyre (eds.) 16: 41-65. IBP Handbook. Blackwell Scientific Publications. Oxford, Reino Unido.
- Christie, N. D. 1975. Relationship between sediment texture, species richness and volume of sediment sampled by a grab. *Marine Biology* 30: 89-96.
- Dauer, D. M., R. M. Ewing y A. J. Jr. Rodi. 1987. Macrobenthic distribution within the sediment along an

- estuarine salinity gradient. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.* 67 (4): 477-489.
- Dauvin, J. C., J. L. Gómez Gesteira y M. Salvande Fraga. 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin* 46: 552-555.
- De Biasi, A. M., Bianchi, C. N. y C. Morri. 2003. Analysis of macrobenthic communities at different taxonomic levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 99-106.
- Defeo, O. y D. Lercari. 2004. Testing taxonomic resolution levels for ecological monitoring in sandy beach macrobenthic communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 65-74.
- Drake, P., F. Baldó, V. Sáenz y A. M. Arias. 1999. Macrobenthic community structure in estuarine pollution assessment on the Gulf of Cádiz (SW Spain): is the phylum-level meta-analysis approach applicable? *Marine Pollution Bulletin* 38 (11): 1038-1047.
- Ellis, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin* 16 (12): p. 459.
- Ferraro, S. P. y F. A. Cole. 1990. Taxonomic level and sample size sufficient for assessing pollution impacts on the Southern California Bight macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 67: 251-262.
- Ferraro, S. P. y F. A. Cole. 1992. Taxonomic level sufficient for assessing a moderate impact on macrobenthic communities in Puget Sound, Washington, USA. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1184-1188.
- Flores Nava, A. 1990. Breves consideraciones sobre el impacto ambiental de la piscicultura en jaulas flotantes. *Universidad y Ciencia* 7 (14): 31-37.
- García Gallego, M. A. 1998. *Seguimiento del impacto causado por la marea negra del "Aegean sea" sobre el macrozoobentos submareal de la Ría de Ares-Betanzos. Dinámica de poblaciones, 1993 y cartografía biosedimentaria, 1994.* Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 435 pp.
- Garmendia, J. M. 1997. *El macrozoobentos submareal de la Ría de Ares y Betanzos. II. Estructura faunística. Dinámica poblacional en sedimentos arenosos. Impacto inicial de la marea negra del Aegean Sea.* Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 556 pp.
- Garmendia, J. M., J. M. Parada y J. Mora. 2003. Niveles de penetración de los diferentes grupos macroinfaunales en los sedimentos arenosos sublitorales de la ría de Ares y Betanzos (Galicia) (noroeste de la península Ibérica). En: *XII Simposio ibérico de estudios del bentos marino* (22-25 de octubre, 2002. Gibraltar, Reino Unido – La Línea de la Concepción, Cádiz, España). J. C. García-Gómez, J. M. Guerra-García, C. Mosquera de Arancibia, C. M. López-Fe de la Cuadra y D. A. Fa (eds.). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía* 19 (1-4): 283-291.
- Giangrande, A. 2003. Biodiversity, conservation, and the "Taxonomic impediment". *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 451-459.
- Gómez Gesteira, J. L. 2001. *Seguimiento del impacto causado por la marea negra del "Aegean sea" sobre el macrozoobentos submareal de la Ría de Ares y Betanzos. Dinámica de poblaciones, diciembre 1992 - noviembre 1996.* Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 446 pp.
- Gómez Gesteira, J. L. y J. C. Dauvin. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 40 (11): 1017-1027.
- Gómez Gesteira, J. L., J. C. Dauvin y M. Salvande Fraga. 2003. Taxonomic level for assessing oil spill effects on soft-bottom sublittoral benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 46: 562-572.
- Guzmán-Alvis, A. y F. Carrasco. 2005. Taxonomic aggregation and redundancy in a tropical macroinfaunal assemblage of the southern Caribbean in the detection of temporal patterns. *Scientia Marina* 69 (1): 133-141.
- Hines, H. A. y K. L. Comtois. 1985. Vertical distribution of infauna in sediments of a subestuary of Central Chesapeake Bay. *Estuaries* 8 (3): 296-304.
- James, R. J., M. P. Lincoln Smith y P. G. Fairweather. 1995. Sieve mesh-size and taxonomic resolution needed to describe natural spatial variation of marine macrofauna. *Marine Ecology Progress Series* 118: 187-198.
- Lasiak, T. 2003. Influence of taxonomic resolution, biological attributes and data transformations on multivariate comparisons of rocky macrofaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 250: 29-34.
- Maurer, D. 2000. The dark side of taxonomic sufficiency (TS). *Marine Pollution Bulletin* 40 (2): 98-101.
- Mistri, M. y R. Rossi. 2001. Taxonomic sufficiency in lagoonal ecosystems. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 339-340.
- Moreira, J., M. Domínguez y J. S. Troncoso. 2003. Distribución vertical de la macroendofauna submareal en la Ensenada de Baiona (Galicia, NO España). *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 13: 89-102.
- Mucha, A. P., M. T. S. D. Vasconcelos y A. A. Bordalo. 2004. Vertical distribution of the macrobenthic community and its relationships to trace metals and natural sediment characteristics in the lower Douro estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 59: 663-673.
- Parada, J. M. 2005. *Cartografía biosedimentaria y comunidades bentónicas de los fondos blandos submareales de las Rías de Pontevedra y Aldán y la Ensenada de A Lanzada.* Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 563 pp.
- Parada, J. M., J. Palacio y J. Mora. 1993. Estudio comparativo de dos métodos de cuantificación de la materia orgánica en sedimentos marinos. *Cuadernos de Química Oceanográfica* 1: 1-17.
- Pearson, T. H. 1987. Benthic ecology in an accumulating sludge-disposal site. En: *Oceanic processes in marine pollution. Biological processes and wastes in the ocean.* J. M. Capuzzo y D. R. Kester (eds.) 1: 195-200. Robert E. Krieger Publishing. Malabar, Florida, EE UU.

- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144.
- Sánchez Mata, A. 1996. *El macrozoobentos submareal de la Ría de Ares y Betanzos: Estructura biosedimentaria y dinámica poblacional. Impacto de la marea negra del Aegean Sea*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela (A Coruña), España: 628 pp.
- Shannon, C. E. y W. Weaver. 1963. *The mathematical theory of communications*. University of Illinois Press. Urbana, Illinois, EE UU: 125 pp.
- Somerfield, P. J. y K. R. Clarke. 1995. Taxonomic levels, in marine community studies, revisited. *Marine Ecology Progress Series* 127: 113-119.
- Terlizzi, A., S. Bevilacqua, S. Fraschetti y F. Boero. 2003. Taxonomic sufficiency and the increasing insufficiency of taxonomic expertise. *Marine Pollution Bulletin* 46: 556-561.
- Venturini, N., P. Muniz y M. Rodríguez. 2004. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. *Marine Biology* 144: 119-126.
- Vita, R., A. Marín, J. A. Madrid, B. Jiménez-Brinquis, A. César y L. Marín-Guirao. 2002. Impacto ambiental de la acuicultura en el bentos marino: experimentos de exclusión-inclusión. En: *VIII Congreso nacional de acuicultura: Acuicultura y desarrollo sostenible* (22-25 de mayo, 2001. Santander, Cantabria, España). I. Arnal Atarés, C. Fernández-Pato, C. Martínez-Tapia y C. Mosquera de Arancibia (eds.). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía* 18 (1-4): 75-86.
- Warwick, R. M. 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin* 19 (6): 259-268.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. 4th Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, EE UU: 931 pp.