

VIERAEA	Vol. 31	253-266	Santa Cruz de Tenerife, diciembre 2003	ISSN 0210-945X
---------	---------	---------	--	----------------

## **Efectos de un vertido de aguas residuales sobre una comunidad bentónica del litoral de Telde, NE de Gran Canaria (islas Canarias)**

LEOPOLDO O'SHANAHAN ROCA, ESTHER VELA TRONCOSO  
& AINHOA SÁNCHEZ GONZÁLEZ

*Instituto Canario de Ciencias Marinas. Dirección General de Universidades e Investigación. Consejería de Educación, Cultura y Deportes. Gobierno de Canarias. Apdo. 56. 35200 Telde. Las Palmas.*

O'SHANAHAN, L., E. VELA & A. SÁNCHEZ (2003). Effects of a sewage effluent on a benthic community in the coast of Telde, NE of Gran Canaria (Canary Islands). *VIERAEA* 31: 253-266.

**ABSTRACT:** Sampling of seawater for fecal bacteriological analysis and phytobenthos in five coastal points of Gran Canaria was carried out, in order to study the impact of a domestic sewage effluent on the rocky intertidal zone and bathing beaches. The study area was dominated by species typical of the climax benthic communities (*Hypnea spinella*, *Jania rubens* and *Cladophora* sp.), although the more eutrophic station was characterized by the presence of the cosmopolitan green algae *Ulva rigida*, *Corallina elongata* and *Cladophora* sp. The structural complexity (species richness, specific distribution) and biomass production was lower in the polluted site. Results indicate that the impacted area showed signs consistent with an intermediate degree of eutrophication. Nevertheless, the Fecal Coliforms and Fecal Streptococci levels complied with the EU requirements of Quality of Bathing Water. The role of macroalgae as indicators of eutrophication is confirmed. Key words: Marine phytobenthos, pollution, community structure, *Ulva rigida*, fecal coliforms, fecal streptococci. Canary Islands.

**RESUMEN:** Se han medido las concentraciones de indicadores fecales en cinco puntos de muestreo del litoral de Gran Canaria comparándose la estructura de las comunidades algales en zonas influidas por un vertido de aguas residuales y en otras libres de contaminación. Se comprueba una sensible disminución de la riqueza específica, la biomasa y dominancia y los índices de diversidad en los puntos afectados por el vertido. En estos, la especie dominante es *Ulva rigida* seguida de *Corallina elongata* y *Cladophora* sp., mientras que en los lugares no contaminados el predominio corresponde a *Hypnea spinella*, *Jania rubens* y *Cladophora* sp. no encontrándose *Ulva rigida*. Las concentraciones de

bacterias fecales no superan en ningún punto los límites legales para aguas de baño requeridos por la Unión Europea. Se confirma el papel de las macroalgas como indicadores de eutrofización muy útiles en zonas sensibles a la contaminación orgánica.

Palabras clave: Fitobentos marino, contaminación orgánica, estructura de comunidades, *Ulva rigida*, coliformes fecales, estreptococos fecales. Islas Canarias.

## INTRODUCCIÓN

Los vertidos de aguas residuales al mar constituyen un problema que tiene dos aspectos básicos, el sanitario y el ecológico o ambiental. Cuando el litoral se destina principalmente al uso recreativo turístico, el interés general suele dirigirse hacia el aspecto sanitario, ya que si las aguas de baño no alcanzan una calidad satisfactoria existen riesgos para la salud pública y el uso de las playas debe restringirse. Esto además sería un serio perjuicio para una economía basada en el turismo. También es sumamente importante el aspecto ambiental del problema, por el deterioro ecológico que producen los vertidos directos al litoral. En definitiva, ambos aspectos pueden traer consigo también problemas económicos para la región, no sólo por las playas sino por otras formas de aprovechamiento de los recursos que no son las meramente turísticas.

En el intermareal rocoso del litoral de Gran Canaria podemos encontrar numerosos lugares en los que se observa una fuerte cobertura de algas verdes, principalmente ulváceas, relacionada con vertidos de aguas residuales domésticas e industriales. Estas aguas, al ser muy ricas en materia orgánica y en minerales nutrientes, producen un efecto eutrofizante que favorece el desarrollo de las algas verdes nitrófilas, muy tolerantes a la contaminación. Tal es así que los géneros *Ulva* sp. y *Enteromorpha* sp. se consideran bioindicadores macroscópicos de la contaminación por aguas residuales domésticas o industriales, siguiendo a Ho (1987), Anderson *et al.* (1996) y Fletcher (1990). La normativa vigente, el Real Decreto 734/1988 de calidad de aguas de baño (Anónimo, 1988), enumera una serie de parámetros a comprobar (microbiológicos, físico-químicos, organolépticos), pero, en la mayoría de las ocasiones, los controles rutinarios se limitan al análisis de los tres parámetros bacterianos indicadores de contaminación fecal, los coliformes totales y fecales y los estreptococos fecales. Estos indicadores bacterianos, al contrario que los bioindicadores macroscópicos, tienen un tiempo de supervivencia limitado en el agua de mar, pasado el cual, los factores de autodepuración natural de las aguas marinas (Brisou & Denis, 1978) provocan la disminución de su concentración hasta reducirse a cifras por debajo de los límites legales tolerados, lo cual permite declarar una zona de baños como apta para el uso público aunque haya vertidos en su proximidad.

En la legislación vigente sobre calidad de aguas de baño, la Directiva europea 76/160/CEE de 8 de diciembre de 1975, concerniente a la calidad de las aguas de baño (Anónimo, 1976) ni su transposición a la legislación española, el Real Decreto 734/1988 de 1 de julio (Anónimo, 1988) contemplan a las macrofitas ni al fitoplancton como indicadores de contaminación orgánica, pero la importancia que se ha dado en los últimos años a las macroalgas como bioindicadores de contaminación orgánica ha motivado que en la Propuesta de Nueva Directiva de la Unión Europea relativa a la calidad de las aguas de baño

(Anónimo, 2002), en su Anexo I, Apartado de Parámetros Microbiológicos, se introduzca un nuevo parámetro: “Floraciones de fitoplancton o proliferación de macroalgas”, considerando como aguas de “Buena calidad” las que produzcan un “Resultado negativo de las pruebas”, cuando se emplea como método de análisis el “Control microscópico, pruebas de toxicidad e inspección visual”.

En el presente trabajo describimos una zona del litoral de Telde (Gran Canaria) en la que se encuentra un vertido de aguas residuales que descarga en el intermareal rocoso, formado por una rasa con charcos intermareales que se extiende unos 800 m desde la playa de Hoya del Pozo hacia el norte. Los alrededores del vertido dan muestra visible de eutrofización, al existir una comunidad de la clorófita *Ulva rigida* C. Ag. asentada tanto en las charcas intermareales como en la rasa emergida en la bajamar. Hemos estudiado una charca y una rasa en el intermareal rocoso influidos por el vertido y otra charca y rasa emergida en la bajamar, con apariencia de no estar eutrofizada por el vertido. Al mismo tiempo se han analizado las concentraciones de coliformes fecales y estreptococos fecales en ambas charcas y en varios puntos más a sotavento de las corrientes locales, el oleaje y las mareas con posible influencia, “a priori”, de los efectos del vertido.

Con anterioridad, O’ Shanahan & Valle (1988) realizaron un estudio en aguas de la Playa del Hombre, contigua a la Hoya del Pozo hacia el sur, detectando altísimos niveles de bacterias fecales que superaban los límites legales, a causa de un vertido ubicado en el mismo punto que el actual. En aquel entonces el vertido procedía directamente de la EDAR de Hoya Pozuelo sin existir emisario submarino, que actualmente está en funcionamiento. Todo el intermareal rocoso de la zona estaba profusamente invadido por una gran cobertura de ulváceas. Actualmente esta cobertura se ha reducido considerablemente, restableciéndose las comunidades bentónicas naturales de aguas oligotróficas, salvo en el lugar que hemos estudiado en este trabajo.

## MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se encuentra en el municipio de Telde, al nordeste de Gran Canaria (27° 58’ N; 15° 25’ W), el cual cuenta con una población de unos 84.000 habitantes. El estudio se centra en dos playas arenosas contiguas, las playas del Hombre y de la Hoya del Pozo, separadas por una rasa intermareal. En el extremo norte de la Hoya del Pozo, en un saliente rocoso en el que comienza la rasa objeto de estudio, se encuentra una tubería de vertido por la que fluyen aguas residuales de origen desconocido. La playa del Hombre se encuentra al sur de la playa de la Hoya del Pozo (Figura 1). Todo el entorno se encuentra muy batido por un intenso oleaje y viento a lo largo de buena parte del año, como corresponde a la vertiente oriental de la isla.

### Localización de las estaciones de muestreo bacteriológico

Para el análisis bacteriológico se recogieron un total de 11 muestras una vez por semana, en los cinco puntos siguientes, del 1 de junio al 31 de agosto de 2002 (Figura 1):

ESTACION B ó St 0. Charca intermareal situada en una rasa al norte de la playa de Hoya del Pozo, localizada al norte de la tubería de vertido, sin indicios de eutrofización por contaminación por aguas residuales. Esta charca se estudió en los cuatro últimos muestreos, para comparar con la zona contaminada; ESTACION A ó St 1. Charca intermareal sobre la que descarga una tubería de aguas residuales que muestra indicios de estar

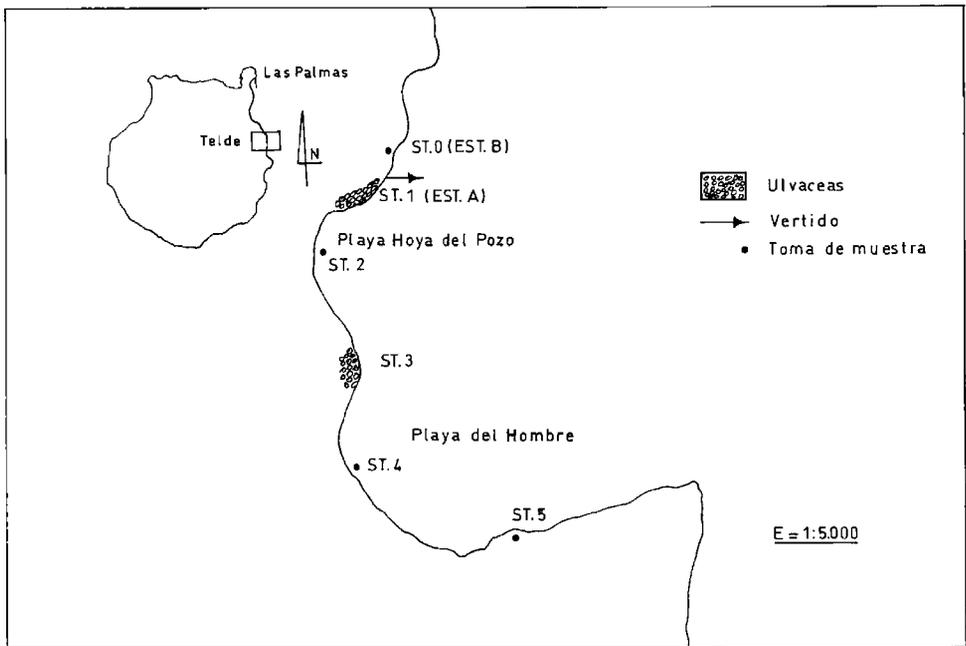


Fig. 1.- Localización del vertido de aguas residuales y de las estaciones de toma de muestra en el litoral de Telde, Gran Canaria, islas Canarias

sometida a su influencia (contaminación fecal) en virtud de su composición fitobentónica. La descarga de la tubería no es continua. De hecho en los momentos de muestreo, sólo mostraba un goteo del que se tomó una muestra que evidenció la naturaleza fecal de las aguas; St 2. Playa de Hoya del Pozo. Playa de baños, de arena; St 3. Charca intermareal situada en la rasa que separa las playas de la Hoya del Pozo y la del Hombre; St 4. Playa del Hombre. Playa de baños, de arena; St 5. Charca intermareal al sur de la playa del Hombre.

La toma de muestras se realizó siempre en bajamar, con objeto de poder acceder con facilidad a las charcas intermareales. Los análisis bacteriológicos se realizaron mediante las técnicas y métodos ampliamente descritos en la bibliografía especializada (Mujeriego *et al.*, 1983; APHA, AWWA & WPCF, 1989). Se utilizó el método de las membranas filtrantes para la determinación de los coliformes totales (agar de Endo, incubación a 37° C durante 24 horas), coliformes fecales (agar m-FC, incubación durante 24 horas a 44,5° C) y estreptococos fecales (agar de Slanetz-Bartley, incubación a 37° C durante 48 horas). Se realizó una prueba confirmativa para los estreptococos fecales (Figueras *et al.*, 1996). También se analizó una muestra del agua que manaba por la tubería con objeto de identificar su naturaleza. Dada la fuerte carga bacteriana de coliformes y estreptococos fecales, resultó ser de origen fecal, posiblemente mezclada con otro tipo de agua dulce. A los datos bacteriológicos se les aplicó la probabilidad lognormal para obtener los percentiles 95, 90 y 80 y compararlos con los Límites Imperativo y Guía de la normativa de calidad de aguas de baño (R.D. 734/1988) (O' Shanahan, 1988).

### **Estudio del macrofitobentos de charcas y rasa intermareal al norte de Hoya del Pozo**

Para valorar el efecto del vertido sobre las comunidades de macroalgas presentes en la rasa intermareal de Hoya del Pozo, se realizó un análisis cuantitativo en el que se determinó la biomasa de las especies algales de mayor preponderancia en la zona, se evaluó cualitativamente la riqueza en especies y se comparó, también cualitativamente, la variación en cuanto a composición específica de las comunidades de algas influidas directamente por el vertido (Estación A), la composición específica de las comunidades presuntamente libres de dicha influencia (Estación B) y la de una zona que podríamos llamar “de transición” entre ambas. Todos estos estudios se llevaron a cabo en la misma franja del intermareal, concretamente el mesolitoral y en marea baja. El muestreo se realizó durante el mes de septiembre de 2002, tras un estudio piloto en el que se determinó el área de muestreo mínima a emplear, adoptándose una cuadrícula de 25x25 cm (625 cm<sup>2</sup>) como unidad de muestreo (Soltan *et al.*, 2001; Smith, 1996). Para la determinación de la biomasa y la riqueza específica se tomaron muestras en las dos estaciones A y B en la rasa de la Hoya del Pozo. La Estación A, contaminada por el vertido y la B, situada a barlovento del vertido y lejos de su influencia. En cada una de las estaciones se fijaron a su vez dos hábitats: I. Charcos aislados en bajamar y II. Zonas rocosas emergidas en bajamar. Se hicieron raspados de superficies de 25x25 cm. El material se recolectó y guardó en bolsas con agua de mar y formol al 4% para su posterior procesado en laboratorio, donde se determinó la biomasa en peso seco en estufa a 70° C. Las diferentes muestras se fueron pesando a intervalos de media hora hasta obtener un peso estable. Con los valores de biomasa media, medida en peso seco/m<sup>2</sup>, se determinó la dominancia de las distintas especies para cada estación y hábitat considerado. Para ello se tiene en cuenta la biomasa media de cada especie y la biomasa media total, obteniéndose el porcentaje que le corresponde a cada una de las especies respecto del total.

El estudio de la variación en la composición específica desde la zona más contaminada a la menos contaminada se llevó a cabo a lo largo de un transecto de 45 m desde la estación A hasta la estación B y se anotó, cada 5 m en una superficie de 25x25 cm, la presencia o ausencia de especies. La determinación y revisión posterior de los géneros, especies y autores de los especímenes estudiados se ha realizado con la ayuda de la bibliografía especializada, en particular la relativa al archipiélago canario (Gil-Rodríguez & Carrillo, 1980; Afonso-Carrillo & Sansón, 1999; Haroun *et al.*, 2002).

## **RESULTADOS**

### **Estudio de las comunidades algales**

La rasa intermareal situada al norte de la playa de Hoya del Pozo muestra una riqueza específica menor en el área afectada por el vertido, la Estación A, que en la no afectada, Estación B, tanto en los charcos (I) como en las superficies rocosas (II) que quedan expuestas durante la bajamar (Tabla I). Además, la composición específica para hábitats equivalentes es diferente, a pesar de que encontramos especies comunes. Esto mismo ocurre si comparamos la composición específica no entre estaciones sino entre hábitats de una misma estación de toma de muestras. Por otro lado, y como se observa en la Tabla II, en el área afectada por el vertido (Estación A), los valores de biomasa total media que se consiguen son inferiores a los alcanzados en la no afectada. Esto ocurre para los dos

hábitats considerados: los charcos intermareales (A.I. y B.I.) y la superficie rocosa emergida en bajamar (A.II. y B.II.). También insistimos en que la estructura de las comunidades es distinta en ambas estaciones, de forma que en el área afectada por el vertido predomina en primer lugar el alga verde *Ulva rigida*, tanto en A.I como en A.II, aunque en esta última aparece como segunda especie dominante después de *Gelidium pusillum* (Satckh.) Le Jolis. En la Estación B predominan rodófitas como *Hypnea spinella* (C. Ag.) Kütz y *Jania rubens* (L.) Lamour. También se encuentra presente *Cladophora sp.* como tercera especie dominante en las dos estaciones y en los dos hábitats.

La diferencia en la estructura de las comunidades en A y B es debida, fundamentalmente, a factores derivados del vertido de aguas residuales que afecta muy directamente a la estación B, y de los requerimientos y tolerancia de las distintas especies frente a las condiciones ambientales: las inducidas por el hombre y las naturales. El elevado contenido en nitratos y fosfatos del efluente influye en la vegetación permitiendo un mayor desarrollo de especies nitrófilas, como es el caso de *Ulva rigida*, que encuentra en la zona contaminada A condiciones ideales. En esta zona A, la contaminación debida al vertido

	ESTACIÓN A.	ESTACIÓN B.
<b>I</b>	<i>Cladophora sp.</i> <sup>(a)(b)</sup>	<i>Cladophora sp.</i> <sup>(a)(b)</sup>
	<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsk.) J. Ag. <sup>(b)</sup>	<i>Caulerpa racemosa</i> (Forsk.) J. Ag. <sup>(b)</sup>
	<i>Jania rubens</i> (L.) Lamour. <sup>(d)</sup>	<i>Jania rubens</i> (L.) Lamour. <sup>(a)(d)</sup>
	<i>Corallina elongata</i> Ellis et Sol. <sup>(d)</sup>	<i>Hypnea spinella</i> (C. Ag.) Kütz <sup>(d)</sup>
	<i>Ulva rigida</i> C. Ag <sup>(a)(b)</sup>	<i>Cystoseira humilis</i> Kütz <sup>(e)</sup>
		<i>Padina pavonica</i> (L.) Thivy <sup>(e)</sup>
		<i>Cystoseira foeniculacea</i> (Linnaeus) Greville <sup>(e)</sup>
		<i>Valonia utricularis</i> Kütz. <sup>(a)(b)</sup>
		<i>Codium intertextum</i> Collins et Hervey <sup>(b)</sup>
		<i>Ceramium sp.</i> <sup>(d)</sup>
<b>II</b>	<i>Gelidium pusillum</i> (Satckh.) Le Jol. <sup>(d)</sup>	<i>Gelidium pusillum</i> (Satckh.) Le Jol. <sup>(d)</sup>
	<i>Grateulopia dichotoma</i> J. Agardh <sup>(d)</sup>	<i>Grateulopia dichotoma</i> J. Agardh <sup>(d)</sup>
	<i>Laurencia sp.</i> <sup>(d)</sup>	<i>Laurencia sp.</i> <sup>(d)</sup>
	<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützing <sup>(b)</sup>	<i>Chaetomorpha aerea</i> (Dillwyn) Kützing <sup>(b)</sup>
		<i>Fucus spiralis</i> L. <sup>(e)</sup>
	<i>Spyridia sp.</i> <sup>(d)</sup>	
<b>S</b> (riqueza de especies)	<b>9</b>	<b>16</b>

(a) Presente tanto en I. como en II.

(b) DIVISION CHLOROPHYTA

(c) DIVISION PHAEOPHYTA

(d) DIVISION RHODOPHYTA

Tabla I. Riqueza específica. Estación A, zona de influencia del vertido de aguas residuales. Estación B, zona libre de la influencia del vertido. I, charcos intermareales. II, rasa emergida en bajamar.

Estación A.			Estación B.				
A.I.			B.I.				
Especie	Biomasa media (peso seco/m <sup>2</sup> )		Dominancia (%)	Especie	Biomasa media (peso seco/m <sup>2</sup> )		Dominancia (%)
<i>Ulva rigida</i>	143.5	36.4 ± 21.0	46.4	<i>Hypnea spinella</i>	283.6	146.2 ± 84.4	40.1
<i>Corallina elongata</i>	67.7	37.3 ± 21.9	21.9	<i>Jania rubens</i>	234.6	100.7 ± 58.1	33.2
<i>Cladophora sp.</i>	50.7	52.1 ± 30.1	16.4	<i>Cladophora sp.</i>	119.5	104.1 ± 60.1	17.0
<i>Caulerpa racemosa</i>	28.3	18.6 ± 10.7	9.1	<i>Cystoseira humilis</i>	24.5	38.4 ± 22.2	3.5
<i>Jania rubens</i>	19.7	21.8 ± 12.6	6.4	<i>Caulerpa racemosa</i>	20.3	22.6 ± 13.1	2.9
				<i>Padina pavonica</i>	11.7	14.0 ± 8.1	1.6
				<i>Cystoseira foeniculacea</i>	6.4	11.1 ± 6.4	0.9
				<i>Valonia utricularis</i>	3.2	2.8 ± 1.6	0.4
				<i>Ceramium sp.</i>	3.2	5.5 ± 3.2	0.4
<b>Biomasa total media</b> (g peso seco/m <sup>2</sup> )	309.4			<b>Biomasa total media</b> (g peso seco/m <sup>2</sup> )	707		
A.II.			B.II.				
Especie	Biomasa media (peso seco/m <sup>2</sup> )		Dominancia (%)	Especie	Biomasa media (peso seco/m <sup>2</sup> )		Dominancia (%)
<i>Gelidium pusillum</i>	85.9	59.0 ± 34.1	55.2	<i>Fucus spiralis</i>	235.2	407.4 ± 235.2	60
<i>Ulva rigida</i>	43.2	33.1 ± 19.1	27.7	<i>Laurencia sp.</i>	51.7	49.7 ± 28.7	13.2
<i>Cladophora sp.</i>	14.9	24.5 ± 14.1	9.6	<i>Cladophora sp.</i>	33.1	32.8 ± 18.9	8.4
<i>Grateulopia dichotoma</i>	6.4	11.1 ± 6.4	4.1	<i>Jania rubens</i>	32.5	39.7 ± 22.9	8.3
<i>Laurencia sp.</i>	3.7	6.5 ± 3.7	2.4	<i>Grateulopia dichotoma</i>	18.7	32.3 ± 18.7	4.8
<i>Chaetomorpha aerea</i>	1.6	2.8 ± 1.6	1.0	<i>Valonia utricularis</i>	10.7	18.5 ± 10.7	2.7
				<i>Gelidium pusillum</i>	4.8	8.3 ± 4.8	1.2
				<i>Spyridia sp.</i>	4.8	8.3 ± 4.8	1.2
				<i>Chaetomorpha aerea</i>	0.5	0.9 ± 0.5	0.13
<b>Biomasa total media</b> (g peso seco/m <sup>2</sup> )	155.7			<b>Biomasa total media</b> (g peso seco/m <sup>2</sup> )	392		

Tabla II. Biomasa y dominancia. A.I., charcos intermareales con influencia del vertido de aguas residuales. B.I., charcos intermareales sin influencia del vertido. A.II., rasa emergida en bajamar con influencia del vertido. B.II., rasa libre de la influencia del vertido.

de aguas residuales urbanas da lugar a una oscilación en el grado de salinidad del agua de mar, con disminuciones y aumentos sucesivos a lo largo del día por efecto del oleaje y las mareas, creando unas condiciones en las que sólo pueden proliferar especies eurihalinas. Sin embargo en la zona no afectada B, el aporte de nutrientes corresponde al de una zona oligotrófica y la salinidad se mantiene constante de modo que aparecen comunidades más diversas y maduras.

Con respecto a los índices de diversidad, la  $\alpha$ -diversidad, que hace referencia a la diversidad dentro de un hábitat, los valores que se alcanzan en la Estación B, son mayores que los obtenidos en la Estación A (Tabla III). En todo caso, los resultados obtenidos para los puntos de muestreo A.I, A.II y B.II son inferiores a 2, lo que implica que se trata de medios poco diversos. Sin embargo en los charcos intermareales no afectados por el vertido (B.I) el índice de Shannon-Weaver es propio de un medio muy diverso. El índice de Morisita ( $\beta$ -diversidad), que compara la diversidad de dos hábitats distintos, para conocer el grado de solapamiento entre sus comunidades, muestra valores similares para los hábitats considerados en las dos estaciones, lo cual indica una mínima semejanza entre las comunidades de charcos y las de superficies rocosas.

A partir del análisis cluster de los datos de ausencia/presencia se ha obtenido el dendrograma (Tabla IV) en el que se observan dos grupos principales, aquellos en los que se engloban las comunidades de charco (I) y aquellos en los que se agrupan las comunidades presentes en el sustrato rocoso (II). Dentro del grupo I se aprecia una diferencia entre las comunidades próximas a la estación A (I.2) y las más alejadas de esta (I.1). En el grupo II se aprecia una tendencia similar pero no tan marcada.

### Estudio bacteriológico del área

El agua que fluye por el vertido es agua residual doméstica probablemente mezclada con aguas de inferior carga bacteriana, dadas las concentraciones de los parámetros bacterianos obtenidos en los análisis:  $10^6$  coliformes totales/100 ml;  $5,3 \times 10^5$  coliformes fecales/100 ml y  $8,2 \times 10^4$  estreptococos fecales/100 ml. Las concentraciones alcanzadas por estos parámetros, tanto en los charcos intermareales como en las playas, son poco importantes desde el punto de vista sanitario pero muy significativas desde el punto de vista cualitativo. La charca intermareal sobre la que desemboca el vertido (St 1, Est. A) es

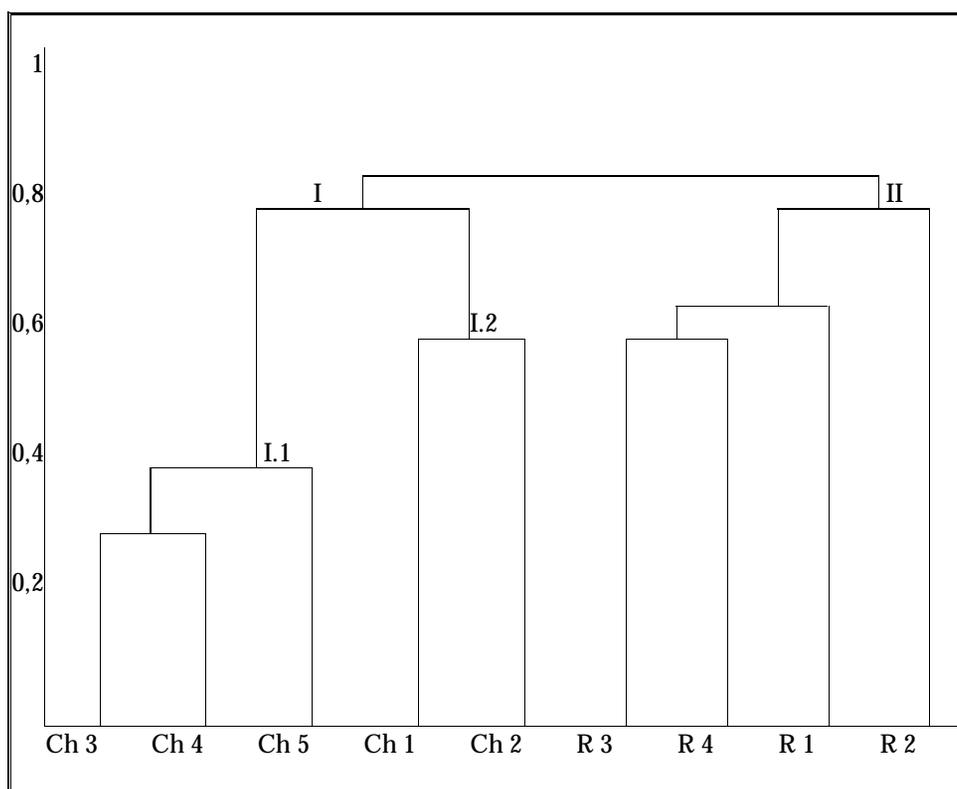
	ESTACIÓN A.		ESTACIÓN B.	
	A.I.	A.II.	B.I.	B.II.
<b><math>\alpha</math>-Diversidad</b> Índice de Shannon Weaver (H')	1.97	1.74	2.72	1.91

<b><math>\beta</math>-Diversidad</b> Índice de Morisita (CD)		Charco	
		A.I.	B.I.
Superficie rocosa	A.II.	0,3	-
	B.II.	-	0,2

Tabla III. Índices de diversidad en las charcas y rasa con influencia del vertido (A) y en las libres de tal influencia (B).

la que mayor concentración de coliformes fecales y de estreptococos fecales ha dado en promedio: 39,5 CF/100 ml y 8,6 EF/100 ml, respectivamente (Figura 2), mientras que la charca intermareal a barlovento del vertido (St 0, Est. B) ha sido la que ha dado menores concentraciones. Las demás estaciones de muestreo han dado concentraciones inferiores a la St 1 y superiores a la St 0 y van disminuyendo a medida que nos alejamos del punto de vertido. En ningún caso alcanzan el límite Guía del R.D. 734/1988 de calidad de aguas de baño, pero denotan una presencia de aguas fecales en la zona estudiada, confirmada por la actividad constatada del vertido, la naturaleza del agua vertida (con una elevadísima concentración bacteriana fecal) y, sobre todo, por la proliferación masiva de ulváceas en el entorno. Las bajas concentraciones bacterianas sugieren una rápida dilución a causa de las mareas y el fuerte oleaje de la zona.

Los valores de los percentiles 95, 90 y 80 constatan el cumplimiento de los límites Guía e Imperativo de la normativa de calidad de aguas de baño. Las figuras 3 y 4 revelan que, efectivamente, en todos los casos se cumplen sobradamente dichos límites para los coliformes fecales y los estreptococos fecales. Por lo tanto ambas playas y los demás puntos de toma de muestra serían aptos para el baño.



I Comunidades de charco

I.1 Comunidades de charco cercanas a la estación B

I.2 Comunidades de charco cercanas a la estación A

II Comunidades de sustrato rocoso

Tabla IV. Dendrograma.

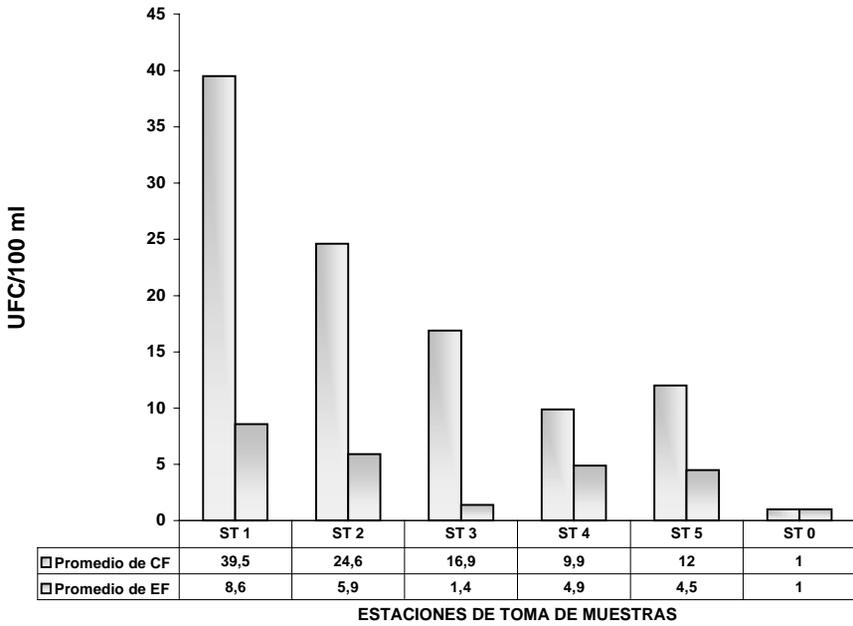


Fig. 2.- Valores de los promedios de coliformes fecales (CF) y estreptococos fecales (EF) en las estaciones de muestreo.

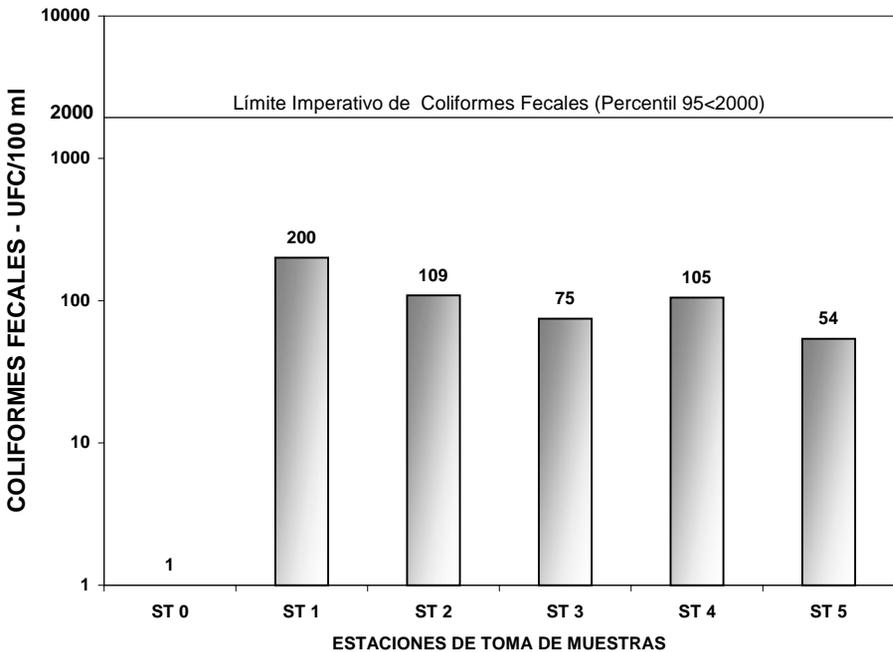


Fig. 3.- Expresión del Límite Imperativo de coliformes fecales (percentil 95 < 2000).

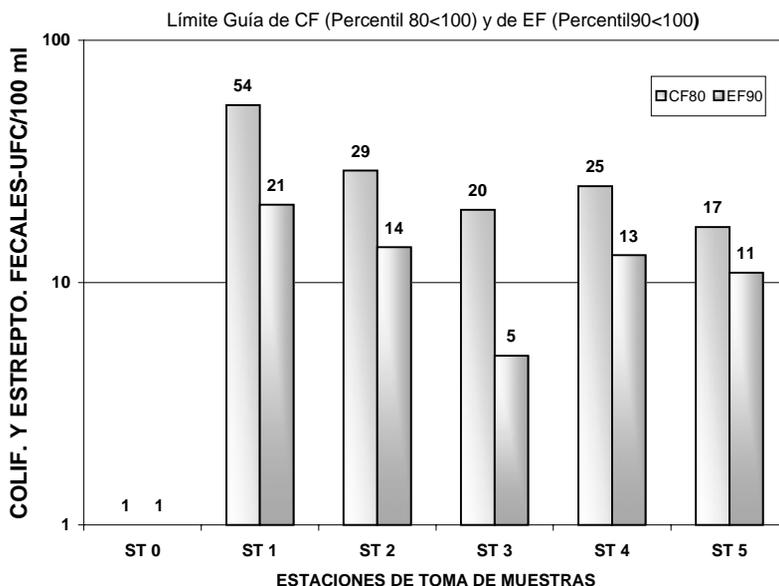


Fig. 4.- Valores de los Límites Guía de coliformes fecales (percentil 80<100) y de estreptococos fecales (percentil 90<100).

## DISCUSION

La relación entre eutrofización por aguas residuales domésticas e industriales, la proliferación de ulváceas en la zona intermareal y las repercusiones ecológicas y económicas negativas están ampliamente descritas por diversos autores. Así, Ho (1987) describe la presencia de *Ulva* sp. en lugares contaminados por vertidos de aguas residuales de origen doméstico, y la considera un buen indicador de eutrofización. Anderson *et al.* (1996) describen el efecto eutrofizante de un efluente industrial muy rico en amonio, procedente de una factoría de pescado que produjo una proliferación de ulváceas y que inutilizó una explotación comercial de la rodofita *Gracilaria verrucosa* (Hudson) Parpenfuss. MacKenzie (1997) describe la destrucción de una pradera de *Zostera marina* Linnaeus por una invasión de *Ulva lactuca* Linnaeus, la cual impidió el desarrollo de una explotación comercial de la almeja *Mya arenaria* Linné 1758. Smith (1997) estudia el impacto de un efluente de aguas residuales domésticas depuradas que producía una alteración sobre la comunidad de invertebrados en un campo de *Fucus vesiculosus* Linnaeus. La cobertura de *Ulva* era superior a la de zonas no contaminadas. También Fletcher (1990) relaciona las descargas de las aguas residuales en el litoral con el crecimiento excesivo de *Ulva* sp. y *Enteromorpha intestinalis* (Linnaeus) Nees.

En el caso que nos ocupa, la zona estudiada presenta evidentes signos de contaminación fecal, a pesar de que se cumpla la normativa de calidad de aguas de baño (R.D.734/88). Esta contaminación se ve reflejada en la composición algal de las charcas y rasa más próximas al punto de vertido (EST. A), sobre todo cuando se compara con los mismos

hábitats de la EST. B, que, por nuestros resultados, no está al alcance del vertido. En la EST. A, bastante más protegida del oleaje que la B, predomina la clorófito nitrófila y oportunista *Ulva rigida*, mientras que en la EST. B encontramos especies mucho menos tolerantes a la contaminación orgánica, como es el caso de *Cystoseira* spp. e *Hypnea spinella* (C Ag.) Kützinger. También Rodríguez-Prieto & Polo (1996), en el NW de Cataluña, encuentran una fuerte proliferación de *Ulva rigida* en una comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau, contaminada por aguas residuales. En este caso, la riqueza en especies, la distribución específica y la biomasa fueron inferiores a las de una estación no contaminada. Tagliapietra *et al.* (1998), en la laguna de Venecia (Italia), encuentran diferencias significativas en la composición y diversidad de las comunidades bentónicas en puntos altamente influenciados por *Ulva rigida*, con respecto a puntos menos influidos por esta alga.

La zona B está más expuesta al oleaje y a barlovento del vertido, con una mayor posibilidad de renovación del agua. Por otra parte, la riqueza específica y la biomasa son inferiores en la zona contaminada (A) con respecto a las que presenta la zona no contaminada (B), tanto en comunidades de charco como en la rasa expuesta. Además, en B encontramos representantes de todas las divisiones algales, mientras que los feófitos no se encuentran en A. Estos resultados son similares a los encontrados por otros autores en estudios de comunidades bentónicas de macroalgas influenciadas por aguas residuales domésticas e industriales (López-Rodríguez & Pérez-Cirera, 1994; Gorostiaga & Díez, 1996; Díez *et al.*, 1999; Soltan *et al.*, 2001).

El hecho de que el valor de  $\alpha$ -diversidad sea más bajo en A que en B también avala la hipótesis de una contaminación por materia orgánica en la EST.A. Al contrario, el valor obtenido en B para la  $\alpha$ -diversidad, es característico de un medio muy diverso, de aguas no contaminadas por materia orgánica.

En este trabajo hemos querido poner de manifiesto la utilidad de los bioindicadores macroscópicos en la detección de la contaminación por aguas ricas en materia orgánica, apenas evidenciable por análisis bacteriológicos. En nuestra Región, a la hora de calificar las playas y, en general, el litoral, los parámetros bacterianos de contaminación fecal son casi los únicos que se tienen en cuenta. Sin embargo, la nueva directiva propuesta a la Comisión de la Unión Europea introduce la presencia de macrófitos como indicadores de contaminación orgánica. Por esta razón y, a la espera de que la nueva directiva sea aprobada, la detección de las zonas de eutrofización y la localización de los vertidos responsables constituyen un instrumento muy útil para el control del litoral, dado que, aunque las cifras bacterianas en los lugares de baño cumplan los requisitos legales, la proximidad de los vertidos de aguas residuales son un riesgo para la salud pública y un deterioro de la calidad ambiental de estas zonas del litoral.

## BIBLIOGRAFÍA

- AFONSO-CARRILLO, J. & M. SANSON (1999). Algas, hongos y fanerógamas marinas de las Islas Canarias. Clave analítica. MATERIALES DIDÁCTICOS UNIVERSITARIOS. SERIE BIOLOGÍA/2. Servicio de Publicaciones de la Universidad de La Laguna. 254 pp.
- ANDERSON, R. J., P.M.S. MONTEIRO & G. J. LEVI (1996). The effect of localised eutrophication on competition between *Ulva lactuca* (Ulveae, Chlorophyta) and a commercial resource of *Gracilaria verrucosa* (Gracilariaceae, Rhodophyta). *Hydrobiologia* 326-327: 291-296.
- ANÓNIMO (1976). Directiva 76/160/CEE del Consejo, de 8 de diciembre de 1975, relativa a la calidad de las aguas de baño, DO L 31 de 5.2.1976.
- ANÓNIMO (1988). Real Decreto 734/1988 de 1 de julio por el que se establecen las normas de calidad de aguas de baño. BOE nº 167 de 13 de julio de 1988.
- ANÓNIMO (2002). Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo relativa a la calidad de las aguas de baño. Bruselas, 24.10.2002; COM(2002) 581 final; 2002/0254(COD).
- APHA, AWWA & WPCF (1989). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17<sup>th</sup> Edition. Washington, USA.
- BRISOU, J. F. & F. A. DENIS (1978). Hygiène de l'environnement maritime. Ed. MASSON, Paris, 1978. 218 pp.
- DÍEZ, I., A. SECILLA, A. SANTOLARIA, & J. M GOROSTIAGA (1999). Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. Pollut. Bull.* 38 (6): 463-472.
- FIGUERAS, M.J., I. INZA, F. POLO, M. T. FELIU & J. GUARRO (1996). A fast method for the confirmation of fecal streptococci from m-Enterococcus medium. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 2177-2178.
- FLETCHER, R.L. *et al.* (1990). The "green tide" problem, with particular reference to the Venice Lagoon. *Br. Phycol. J.* 25 (1): p 87.
- GIL-RODRÍGUEZ, M. C. & J. A. CARRILLO (1980). Catálogo de las algas marinas bentónicas (Cyanophyta, Chlorophyta, Phaeophyta y Rhodophyta) para el archipiélago canario. Act (Aula de Cultura de Tenerife).
- GOROSTIAGA, J. M. & I. DÍEZ (1996). Changes in sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). *Marine Ecology Progress Series.* 130: 157-167. En Soltan, D., Velarque, M., Boudouresque, C. F. & Francour, P. (2001). Changes in macroalgal communities in the vicinity of a mediterranean sewage outfall after the setting of a treatment plant. *Mar. Pollut. Bull.* 42:59-70.
- HAROUN, R. J., M. C. GIL-RODRÍGUEZ, J. DÍAZ DE CASTRO & W. F. PRUD'HOMME VAN REINE (2002). A checklist of the marine plants from the Canary Islands ( Central Eastern Atlantic Ocean). *Bot. Mar.* 45: 139-169.

- HO, Y. B. (1987). *Ulva lactuca* (Chlorophyta, Ulvales) in Hong Kong intertidal waters. Its nitrogen and phosphorus contents and its use as a bioindicator for eutrophication. *Asian Mar. Biol.* 4: 97-102.
- LÓPEZ-RODRÍGUEZ, M. C. & J. L. PÉREZ-CIRERA (1994). Aportación al conocimiento de la contaminación industrial en *Fucus vesiculosus* y *Fucus spiralis* en el NO de la península ibérica. *Studia Botanica* 13:21-29. En Soltan, D., Velarque, M., Boudouresque, C. F. & Francour, P. (2001). Changes in macroalgal communities in the vicinity of a mediterranean sewage outfall after the setting of a treatment plant. *Mar. Pollut. Bull.* 42:59-70.
- MACKENZIE, C. L., JR. (1997). The natural history and habitat characteristics of softshells (*Mya arenaria*) in Northern New Jersey. *J. Shellfish Res.* 16 (1): p. 310.
- MUJERIEGO, R., J. M. GONZÁLEZ CABRÉ & S. GRANÉ (1983). Informe de la calidad de las aguas litorales. Generalitat de Catalunya. Departamento de Sanitat i Seguritat Social. 75 pp.
- O' SHANAHAN, L. (1988). Estudios microbiológicos de los vertidos de aguas residuales urbanas en el litoral de Telde y Las Palmas de Gran Canaria. Tesis Doctoral. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. 338 pp.
- O' SHANAHAN, L. & R. VALLE (1988). Informe sobre el estado de contaminación de la Playa del Hombre, Telde (Gran Canaria). Centro de Tecnología Pesquera. Cabildo Insular de Gran Canaria.
- O' SHANAHAN, L. (2002). Introducción a la contaminación biológica. Master en Medio Ambiente Litoral y Marino. CEMA y Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- RODRÍGUEZ-PRIETO, C. & L. POLO (1996). Effects of sewage pollution in the structure and dynamics of the community of *Cystoseira mediterranea* (Fucales, Phaeophyceae). *Sci. Mar.* 60 (2-3): 253-263.
- SMITH, S.D.A., (1997). The effects of domestic sewage effluent on marine communities at Coffs Harbour, New South Wales, Australia. *Mar. Pollut. Bull.* 33 (7-12): 309-316.
- SOLTAN, D., M. VELARQUE, C. F. BOUDOURESQUE & P. FRANCOUR (2001). Changes in macroalgal communities in the vicinity of a mediterranean sewage outfall after the setting of a treatment plant. *Mar. Pollut. Bull.* 42:59-70.
- TAGLIAPIETRA, D., M. PAVAN & C. WAGNER (1998). Macrobenthic community changes related to eutrophication in Palude della Rosa (Venetian Lagoon, Italy). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 47 (2): 217-226.