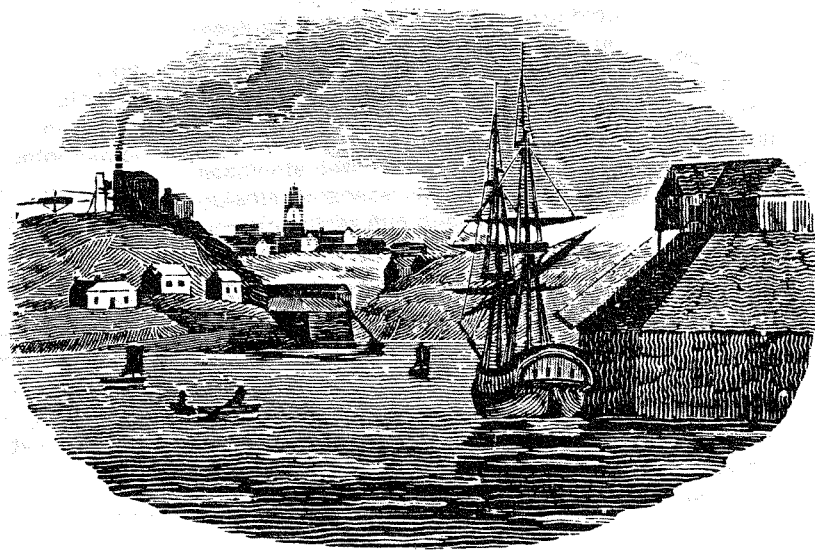


**ASPECTOS DINAMICOS Y EVALUACION
DE LA CONTAMINACION POR AGUAS DE ORIGEN URBANO
EN EL LITORAL DE LA BAHIA DE ALMERIA**



ASPECTOS DINAMICOS Y EVALUACION DE LA CONTAMINACION POR AGUAS DE ORIGEN URBANO EN EL LITORAL DE LA BAHIA DE ALMERIA

AGRADECIMIENTOS

El estudio que aquí se presenta ha sido subvencionado por el Instituto de Estudios Almerienses de la Excm. Diputación Provincial de Almería, a través de la Vocalía de Medio Ambiente. A este respecto, el papel desempeñado por el Dr. F. Santos, como responsable de dicha Vocalía, ha sido fundamental para la viabilidad de lo que en su momento fue solo proyecto de investigación.

La realización material del trabajo no hubiera sido posible sin las facilidades prestadas por el Dr. G. Verdejo, Director de la Estación Experimental de Zonas Áridas de Almería (CSIC), en cuanto a la utilización de los laboratorios de dicha Estación para el procesamiento de algunas técnicas que no admitían la demora temporal del traslado de las muestras al Departamento de ecología de la Universidad de Málaga y la Comisión Asesora de Investigación Científica y Técnica.

Queremos también dejar constancia de nuestro agradecimiento a los Departamentos de Química Analítica y Química Técnica del Colegio Universitario de Almería por solucionarnos algún problema de material surgido inesperadamente durante el período de muestreo. En esta fase también hemos contado con la amabilidad del personal de la Estación Depuradora en Costacabana, que en todo momento nos ha suministrado la información necesaria para el trabajo.

Para la realización de los modelos de adecuación a normas de calidad de las aguas costeras, ha sido fundamental la ayuda del Departamento de Ingeniería Sanitaria de la Universidad Politécnica de Barcelona. A su Director, Dr. R. Muñerregio, y a D. Angel López como especialista en informática y realizador material del trabajo de ordenador, queremos dejar constancia de nuestro agradecimiento.

LOS AUTORES

J. RODRIGUEZ

Dpto. de Ecología, Fac. de Ciencias Univ. de Málaga

J. M. BRAVO

Depto. de Ecología, Fac. de Ciencias, Univ. de Málaga
Dirección actual: Dpto. de Ingeniería Sanitaria Univ. Politécnica, Barcelona

V. RODRIGUEZ

Depto. de Ecología, Fac. de Ciencias, Univ. de Málaga

L. GARCIA

Estación experimental de Zonas Áridas. CSIC, Almería

P. ALGARRA

Depto. de Ecología, Fac. de Ciencias, Univ. de Málaga

INTRODUCCION

1.—*El problema de la contaminación litoral.*

Durante los últimos años se está produciendo un aumento considerable de los aportes de residuos al Mediterráneo, debido a un aumento de la población y a la expansión industrial en las zonas costeras. En algunos puntos, durante la estación estival, puede multiplicarse el volumen de aguas residuales de origen doméstico debido al fenómeno turístico. Por otra parte, se están introduciendo productos completamente nuevos cuyos efectos tóxicos a medio y largo plazo son prácticamente desconocidos, con la consiguiente amenaza para las comunidades biológicas que pueblan las franjas costeras.

Es necesario insistir sobre el interés socio-económico del control de la contaminación costera donde el turismo constituye una de las bases de desarrollo. Los efectos —posibles— sobre la salud humana derivan de la presencia en las aguas residuales de microorganismos patógenos que pueden originar infecciones por contacto directo o por

consumo de organismos marinos infectados, principalmente moluscos. Esas formas patógenas alcanzan el mar, como hemos indicado, a través de la descarga de aguas residuales de uso doméstico. Como es lógico, estos efectos pueden frenar decisivamente el desarrollo turístico de una costa como la que nos ocupa. A más largo plazo, pero con unas consecuencias mucho más graves para el futuro de una región costera, la contaminación puede afectar a los recursos biológicos, ya de por sí castigados por otras y diversas razones. Además de efectos tóxicos agudos, las consecuencias suelen hacerse crónicas, alterándose la salud, crecimiento, reproducción, etc., de peces, moluscos y otros organismos explotables económicamente. Por supuesto, las interferencias producidas en un paso intermedio de las redes alimentarias de la región pueden, indirectamente, tener consecuencias similares. De la misma forma, la alteración de la capa más superficial del sedimento debido a los aportes de materia orgánica y otros contaminantes, pueden destruir zonas de puesta, causando así un daño a la vida marina mucho más vasto que el que se derivaría de la sola extensión de la zona receptora. Es importante señalar también que, además del interés económico del control de la contaminación litoral, existe hoy una preocupación general por la conservación de las características naturales del ambiente en las diferentes regiones y por la protección de especies y comunidades amenazadas.

El problema que plantea el binomio tratamiento - dilución es uno de los ejemplos en el que se pone de manifiesto cómo una buena solución que no olvide el aspecto económico, debe basarse en el conocimiento de ciertas características del medio receptor que, en resumen, podrían denominarse "capacidad de asimilación" o de "autodepuración". Siempre que se ha planteado

do un problema de saneamiento litoral, han debido tenerse en cuenta dos aspectos (Blondeau, 1979): un aspecto *técnico*: definición del grado de purificación necesario para proteger el sistema litoral; un aspecto *económico*: coste de la realización y explotación del proyecto. De esta forma, el conseguir una purificación tal que la contaminación residual no afecte al medio receptor o a puntos sensibles de la costa, implica soluciones que se encuentran en el interior del binomio "estación depuradora-emisario", cuyos extremos serían: estación depuradora muy eficaz-emisario de longitud nula, y tratamiento nulo-emisario de gran longitud y vertiendo a gran profundidad.

De hecho, el campo de elección es más estrecho de lo que se podría creer: no puede garantizarse la fiabilidad de una estación depuradora al 100% (salvo mediante costes económicos muy elevados), y la población litoral rechaza intuitivamente un vertido —aunque sea de agua depurada— a pie de playa. Así, la elección dentro del binomio es un problema fundamentalmente económico, aunque no está exento de tendencias más o menos oficiosas: así algunos autores franceses (Blondeau, op.ct.) llegan a calificar la solución emisario submarino como ocultadora de la realidad contaminante bajo una capa de agua, cuando la realidad es que un emisario bien diseñado y en una localización bien estudiada para el aprovechamiento de la capacidad receptora del medio, puede ser una solución idónea y mucho más económica. Por ejemplo Pearson (1974) ha demostrado, utilizando distintos grados de tratamiento y distintas longitudes de emisario, que, para la zona de San Francisco, la solución más eficaz y barata es la que supone menor tratamiento y mayor longitud de emisario, solución que además parece tener el menor impacto negativo sobre el ecosistema marino.

2.—Objetivos:

Dentro del marco de ideas expuestas en cuanto a preocupación por la calidad del medio litoral, y con un enfoque dirigido a la adquisición de conocimientos básicos sobre la capacidad asimiladora de las aguas costeras respecto a los vertidos de residuos que reciben, se ha planteado la necesidad de cubrir los siguientes objetivos:

1.º) Modelación de los procesos de dilución y dispersión horizontal de los vertidos de aguas residuales que se realizan a través del principal emisario submarino de la bahía de Almería. Dichos modelos han de centrarse en el periodo de estratificación térmica estival, como situación de gravedad teórica máxima en cuanto a las consecuencias de los vertidos.

2.º) Valoración de la situación actual que, respecto al grado de contaminación orgánica, presenta el litoral de la bahía de Almería. Especial énfasis ha de hacerse en la obtención de modelos probabilísticos que reflejen, para diferentes sectores litorales, su adecuación a diferentes criterios nacionales e internacionales de calidad de las aguas costeras.

3.º) Como derivación de los puntos anteriores, se debería poder establecer el grado de influencia de los vertidos realizados a través del emisario submarino estudiado tienen sobre el conjunto del litoral de la bahía de Almería.

3.—Antecedentes

El conocimiento de la capacidad de autodepuración del medio marino litoral respecto a los vertidos —continuamente incrementados— de aguas residuales de origen doméstico, es uno de los objetivos primordiales dentro del "Plan Azul para el Mediterráneo", elaborado en la convención intergubernamental de Barcelona (1975) en el seno del Plan de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Así, uno de

los proyectos-piloto definidos ha sido el que, bajo las siglas MED POL VII, trata del control y vigilancia de la calidad de las aguas costeras principalmente en lo que respecta a su contaminación por aguas residuales con fuerte carga microbiana. Estos programas de investigación son los que han servido de marco a los estudios desarrollados anteriormente en el Departamento de Ecología de la Universidad de Málaga en la zona de Fuengirola (Rodríguez et al, 1980-81), zona en la que la Confederación Hidrográfica del Sur promovió el estudio del ecosistema marino litoral afectado por los vertidos realizados a través del primer emisario submarino construido dentro del Plan de Saneamiento Integral de la Costa del Sol Occidental (CHS, 1973). Los resultados de dicho estudio, cuyo planteamiento fue enteramente similar al presente, han sido presentados al VI Workshop on Pollution of the Mediterranean (Bravo et al, 1982), celebrado bajo los auspicios del PNUMA y otros organismos internacionales.

La preocupación por los problemas de dispersión de contaminantes en nuestro litoral tuvo su comienzo también con el Plan de Saneamiento Integral ya citado, mediante las experiencias de dispersión de isótopos radioactivos que dieron lugar a los artículos de Baonza y Plata (1979) y Ruiz y Solé (1979). Ya directamente ligado al problema de la dispersión de microorganismos aportados con las aguas residuales, se desarrolla el estudio de Mujeriego et. al. (1980) en emisarios de antiguo diseño del mismo sector costero, sobre los que Borrego et. al. (1982 a,b) han introducido el estudio de bacteriófagos como posibles indicadores de contaminación fecal.

Todos estos estudios han sido realizados en áreas de fuerte hidrodinamismo, revistiendo especial interés su posible comparación con los resultados que se obtengan en áreas de circu-

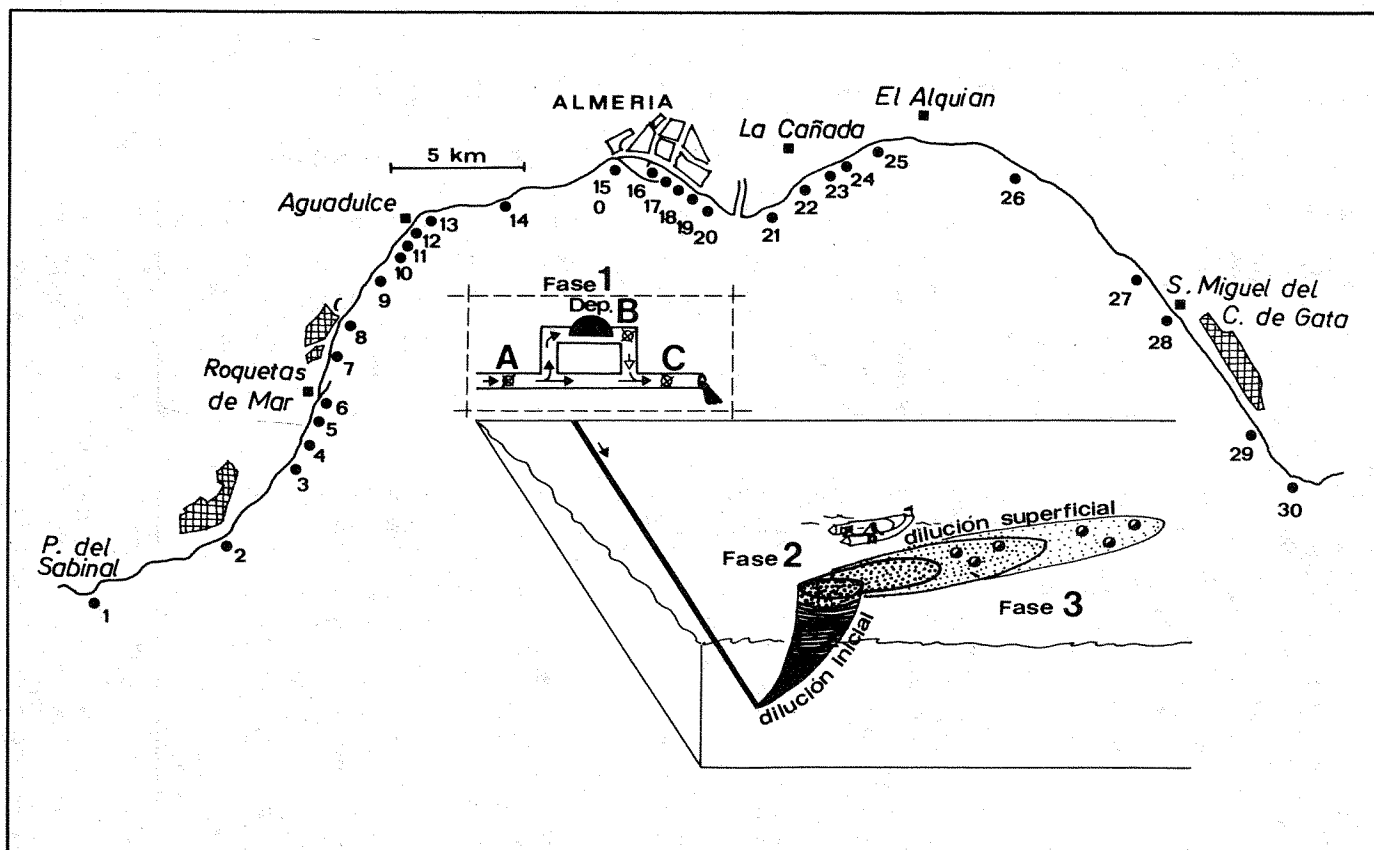


Figura 1.— Localización de las estaciones fijas litorales, y estrategia de muestreo seguida en el estudio de dilución-dispersión de los vertidos.

lación más restringida, como es la bahía de Almería, donde es de esperar una menor capacidad de asimilación de compuestos alóctonos, o que la circulación del agua implique solamente el traslado del problema de un punto geográfico a otro. Hay que tener en cuenta que, independientemente del valor comparativo que puedan tener estos datos, éste es el primer estudio realizado en la bahía de Almería con una visión dinámica del proceso de contaminación por aguas residuales, lo que unido a su limitación a un breve periodo del año, le confiere un carácter de introducción al problema de la contaminación litoral en la bahía de Almería.

MATERIAL Y METODOS

De acuerdo con los objetivos perseguidos, el estudio se ha desarrollado a dos niveles, tal y como se detalla a continuación.

1.—Estudio de la dilución y dispersión de vertidos.

Se ha realizado en el emisario submarino de Costacabana, el cual, con

una longitud de aproximadamente 800 metros, vierte las aguas residuales de la ciudad de Almería a una profundidad de unos 12 metros. El volumen de vertidos puede estimarse en unos 20.000 m³/día, una parte de los cuales son sometidos a un proceso de depuración antes de su lanzamiento al mar, mezclados con el resto del agua residual no tratada¹. La estrategia de muestreo diseñada ha sido la siguiente (fig. 1): 1.ª Fase) muestreo del agua residual antes de su entrada en la estación depuradora, a su salida de ésta y en el tramo de mezcla de aguas tratadas y sin tratar, inmediatamente antes de su vertido al mar. 2.ª fase) localización y muestreo de la mancha superficial o zona superficial de mezcla entre aguas residuales y medio receptor. 3.ª fase) muestreo, a intervalos regulares de tiempo, en los puntos marcados por tres flotadores semisumergidos, arrojados al inicio de la fase anterior.

2.—Valoración de la situación actual del litoral.

Para ello se han establecido 30 esta-

ciones de muestreo a lo largo del litoral de la bahía, entre la punta del Sabinal y el cabo de Gata (fig. 1). En este primer estudio, la situación de dichos puntos ha sido subjetiva, intentándose prestar especial atención a aquellas zonas a priori más conflictivas y a su vez no descuidar ningún sector posible receptor de la contaminación originada en otro punto.

3.—Periodo de estudio.

El muestreo se ha centrado en la época estival, durante la cual varios factores inciden en agravar teóricamente los problemas de la contaminación litoral: a) en primer lugar, la estratificación térmica del agua frena la mezcla vertical, influyendo sobre la capacidad de asimilación del medio receptor. La profundidad de la termoclina estacional, respecto a la profundidad a la que se realizan los vertidos, puede favorecer a su dispersión subsuperficial (termoclina a menor profundidad) o puede hacer que queden concentrados en la capa superior cálida y homogénea (termoclina a mayor profundidad). b) el aumento de pobla-

TABLA 1
VARIACION CUANTITATIVA DE LA COMPOSICION DEL EFLUENTE

Punto	C T	C F col./100 ml.	E F	N-NO ²
A	5.49 x 10 ¹¹	1.05 x 10 ⁸	1.17 x 10 ⁶	0.37
B	8.9 x 10 ⁸	3.5 x 10 ⁷	3.02 x 10 ⁵	0.18
C	1.4 x 10 ⁹	1.0 x 10 ⁸	3.24 x 10 ⁵	0.21
REDUCCION A — B	99.8 %	66.7 %	74.2 %	51.35 %

TABLA 2
CONCENTRACION DE INDICADORES BIOLÓGICOS DE CONTAMINACION
AL PRINCIPIO Y FINAL DEL PROCESO DE DILUCION INICIAL

CAMPAÑA	EFLUENTE	ZONA SUP. DE MEZCLA	INACTIVACION %	INDICADOR BIOLÓGICO
1	7.76 x 10 ⁹	8.51 x 10 ⁶	99.89	COLIFORMES TOTALES
2	7.70 x 10 ⁹	4.37 x 10 ⁷	99.44	
3	7.41 x 10 ⁷	8.71 x 10 ⁵	98.82	
4	1.41 x 10 ⁹	1.91 x 10 ⁷	98.65	
1	4.79 x 10 ⁷	2.57 x 10 ⁵	99.46	COLIFORMES FECALES
2	4.70 x 10 ⁷	3.63 x 10 ⁶	92.42	
3	1.23 x 10 ⁷	8.91 x 10 ⁴	99.28	
4	1.62 x 10 ⁸	8.51 x 10 ⁵	99.47	
1	1.2 x 10 ⁵	2.63 x 10 ³	97.81	STREPTOCO- COS FECALES
2	1.2 x 10 ⁵	2.19 x 10 ³	98.18	
3	5.37 x 10 ⁵	4.37 x 10 ³	99.19	
4	3.24 x 10 ⁵	1.32 x 10 ⁴	95.93	

ción en esta época debe hacer aumentar el volumen de agua residual y, sobre todo, aumenta enormemente el uso recreativo que la población hace de las aguas litorales.

Así, durante el verano de 1982 se realizaron las siguientes campañas: 1.º) 14-19 de junio: prospección del litoral; 2.º) 7 de julio: experiencias de dilución-dispersión en el emisario; 3.º) 28 de julio: experiencias de dilución-dispersión en el emisario; 4.º) 16-24 de agosto: prospección del litoral y experiencias de dilución-dispersión en el emisario submarino.

4.—Parámetros utilizados.

Las muestras obtenidas mediante las estrategias y período expuestos, han permitido estudiar la distribución espacio-temporal de las variables listadas a continuación, estimadas mediante lectura in situ o análisis en el laboratorio: *temperatura* (°C, monitor portátil YSI,

mod.), *salinidad* (%), *monitor portátil YSI, mod.*), *conductividad* (mhos/cm, monitor YSI, mod. 33.), *oxígeno* (mg/l, monitor YSI, mod. 57) (eventualmente se ha determinado por el método de Winkler²), *nitritos* (µg at N/1, método de Shinn²), *nitratos* (µg at N/1, método de Shinn, previa reducción en columna de Cd.), *fosfatos* (µg at de P/1, método de Murphy & Riley²), *clorofila a* (µg/l, método de Whitney et al; 1980.), *coliformes totales y fecales* (n.º col/100 ml, filtración por membrana.), *estreptococos fecales* (n.º col/100 ml, filtración por membrana).

5.—Adecuación a criterios de calidad.

Para la confección de modelos probabilísticos, las 30 estaciones se han agrupado en 6 sectores, con el conjunto de datos de cada uno de los cuales se ha ensayado su respectiva adecuación a diferentes criterios de calidad. Para ello se han utilizado los indicado-

res microbianos de contaminación ya citados, cuyos datos se han ajustado al modelo log-normal. De dicho ajuste se han derivado los siguientes parámetros de calidad microbiológica: CT50, CF50 y SF50 (concentraciones microbianas no superadas en un 50% de las muestras), CT80, CF80 y SF80 (idem en un 80%), CT90, CF90 y SF90 (idem en un 90%). El uso de papel "log-probabilidad" permite representar, junto al modelo concreto para un sector y un indicador, los respectivos criterios de calidad, que han sido los siguientes: "California" (1943), CMS (1974), MOPU (1978) y CEE (1976).

RESULTADOS Y DISCUSION

1.—Modelos de dilución-dispersión en el emisario submarino.

1.1.—Datos sobre el efluente.

Como se observa en la Tabla 1, los tantos por ciento de reducción de contaminantes al paso por la estación

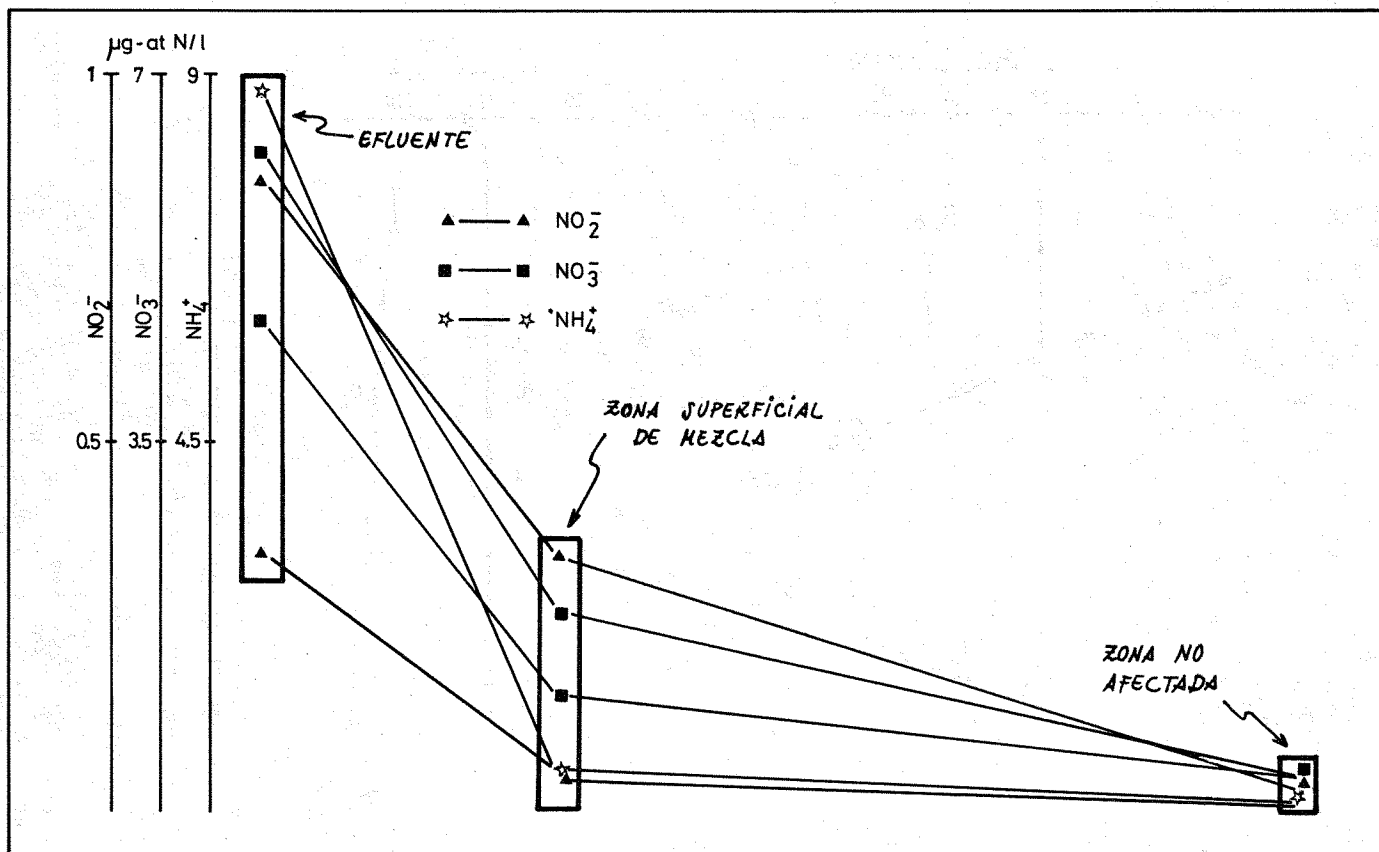


Figura 2.— Valores medios de dilución inicial de algunos compuestos inorgánico.

depuradora es elevado, pero, dado que las aguas depuradas vuelven a mezclarse con agua sin tratar, las concentraciones finales en el vertido al mar son aún elevadas. Esta situación, a la vez que aumenta la posible importancia de los mecanismos de dilución y dispersión del medio receptor, plantea ya las primeras cuestiones que pueden derivarse del estudio: ¿sería posible el aprovechamiento del volumen de aguas depuradas? (pues hay que tener en cuenta que se está realizando un esfuerzo económico a nuestro juicio bastante inútil, por lo menos durante la época en que el aporte de agua residual a la estación supera su capacidad de tratamiento). Si se piensa en lo comentado al principio, respecto al binomio depuradora-emisario, se verá claramente la necesidad de aprovechar el esfuerzo realizado en la depuración.

1.2.—Dilución inicial.

Las mejores condiciones para la estimación de la dilución física inicial se dan con la utilización de trazadores o con la medida de un parámetro de tipo "conservativo", como es la salinidad

del medio receptor. Desgraciadamente, algunos fallos técnicos en el salinómetro empleado nos hacen desconfiar de algunos resultados obtenidos, por lo que hemos preferido utilizar los datos relativos a algunos compuestos inorgánicos, cuya media en el agua residual vertida y en la zona superficial de mezcla (fig. 2), nos pueden dar una idea aproximada del valor de la dilución física del vertido en su ascenso hacia superficie. Para ello se ha tenido en cuenta, además, las concentraciones de dichos compuestos a suficiente distancia (pero siempre en la misma zona geográfica) del foco superficial de dispersión como para dar una idea real del carácter del medio receptor. Mediante expresiones sencillas (Vigliani et al, 1979), se han obtenido valores de dilución física inicial que no superan el 1:10, salvo en el caso del ión NH_4^+ (que, por otra parte, quizás sea el que más se acercaría al carácter de indicador de aguas residuales), en el cual el grado de dilución se acerca al 1:20. A pesar de las preocupaciones con que debe tomarse este valor, parece bastante lógico al compararlo con el obte-

nido por los mismos autores, pero con el parámetro salinidad, en el emisario submarino de Fuengirola (Bravo et al, 1982), donde los vertidos se realizan a una profundidad de 39 m. y sufren una dilución física inicial de valor medio 1:30. Hay que tener en cuenta que en la bahía de Almería el efluente sale a una profundidad de solo 12 m., lo que ya imposibilita la consecución de valores altos de dilución en el recorrido desde el fondo hasta la superficie.

De todas formas, a pesar de los bajos valores de dilución observados, la inactivación microbiana durante esta fase es bastante alta, como puede observarse en la Tabla 2. Todos los valores son superiores al 90% de inactivación respecto a las cantidades vertidas al mar (las cuales, como veíamos, ya representaban menos del 50% respecto a las concentraciones que caracterizan las aguas residuales sin tratar), y no hay que olvidar que en esta valoración del proceso de inactivación se incluye el efecto —ya estimado— de la dilución física del efluente en el medio receptor. Se pone así de manifiesto la importancia de una serie de factores o procesos

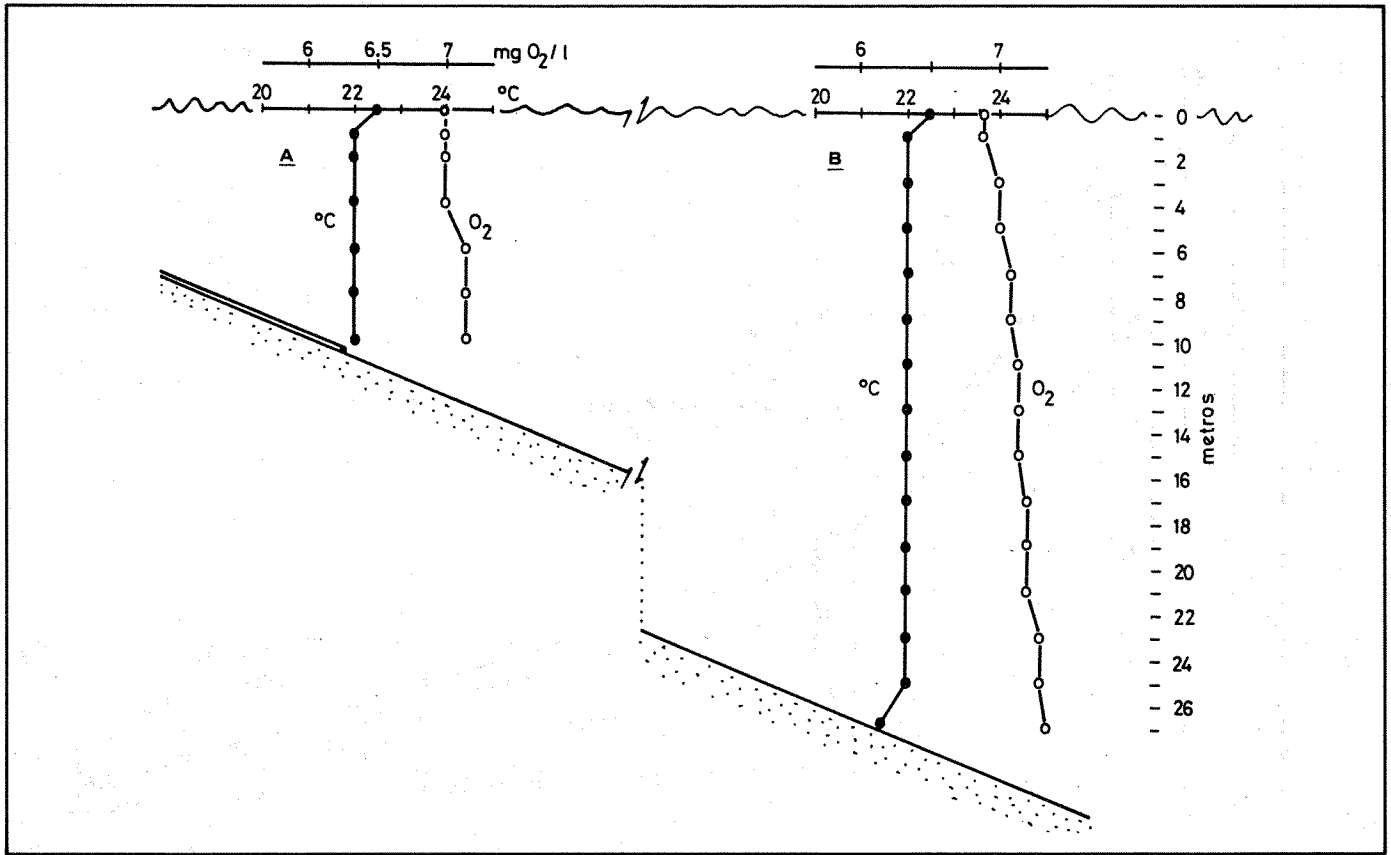


Figura 3.— Perfiles batimétricos de temperatura y oxígeno en el punto de vertido (A) y en aguas afuera (B).

diferentes de la simple dilución física, y que contribuyen de forma muy importante a la inviabilidad de un alto tanto por ciento de los microorganismos ligados a las aguas residuales.

En este momento hay que hacer referencia a otro aspecto relacionado con el proceso de dilución inicial. Como se ha señalado en los objetivos, en este estudio se planteó la necesidad de conocer qué influencia tiene la estratificación térmica estival sobre el proceso de dilución inicial, en base a la observación hecha por diferentes autores de un proceso de dispersión subsuperficial en casos en que los vertidos se realizan por debajo de la termoclina estacional. Este fenómeno de captura y dispersión del chorro ascendente antes de que pueda alcanzar la superficie tiene una consecuencia inmediata: la mejoría de las condiciones que respecto a la contaminación presenta la capa más superficial. Pues bien, los perfiles de temperatura y oxígeno realizados en el punto de vertido y en otro, aguas afuera, en el que la profundidad es el doble que la anterior (fig. 3.), ponen de manifiesto la existencia de

una ancha capa de carácter prácticamente homogéneo en cuanto a la temperatura (alta) y oxigenación, capa en el seno de la cual se realizan los vertidos. Es decir, durante las fechas de observación, la termoclina parece situarse a bastante profundidad (no ha llegado a ser detectada), con lo cual no es posible la existencia de un fenómeno de dispersión subsuperficial.

De todas formas, la posición de la termoclina puede variar bastante entre el momento en que se inicia su formación y el de su destrucción, a principios de otoño. Evidentemente, sería necesario conocer con mayor detalle este aspecto hidrográfico de las aguas de la bahía de Almería. Hasta el momento en que pueda detallarse esta información, baste señalar la necesidad de vigilar cuidadosamente los niveles de contaminación en las aguas superficiales en estos momentos en que la mezcla vertical de las aguas de la bahía es prácticamente nula, favoreciéndose la acumulación en superficie de cualquier elemento contaminante ligado a aguas más diluidas que el medio receptor.

1.3.—*Dispersión superficial.*

A pesar de las fuertes reducciones que experimentan los parámetros de contaminación hasta su llegada a la superficie del mar, las concentraciones que se dan en este punto son aún muy importantes, sobre todo en lo que concierne a los microorganismos potencialmente peligrosos para la población litoral. Es por tanto fundamental examinar los mecanismos de dispersión superficial de estos contaminantes y tratar de elaborar un modelo teórico que refleje lo mejor posible dicho proceso.

1.3.1.—*Patrones espaciales de dispersión.*

De acuerdo con lo expuesto en el apartado de metodología, durante el periodo estival de estudio se han llevado a cabo cuatro campañas de seguimiento de la dispersión superficial de aguas residuales. A pesar de que las corrientes pueden influir sobre el chorro ascendente variando mucho su posición superficial, dichos puntos de aparición han estado muy próximos en todas las observaciones (fig. 4), lo que

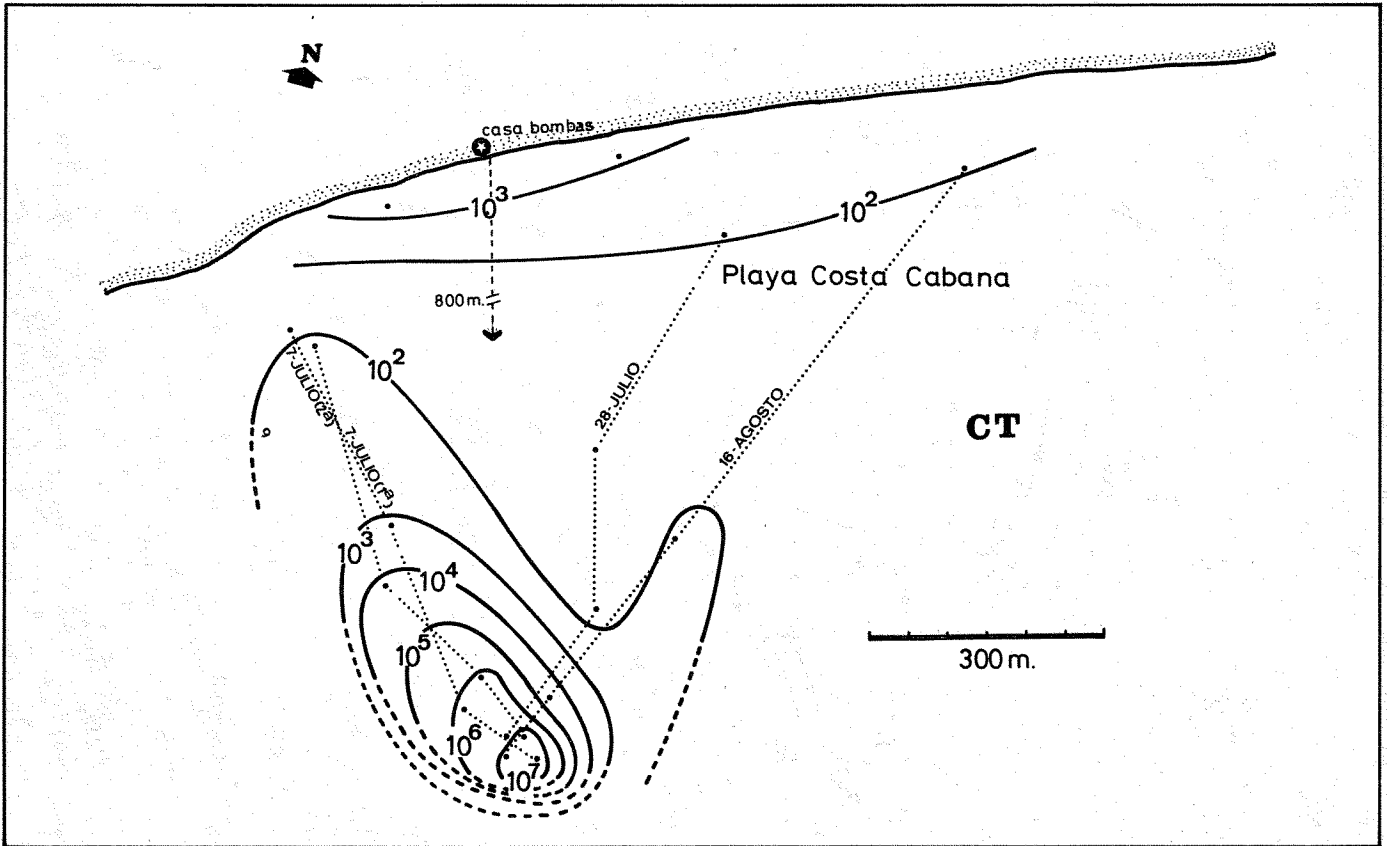
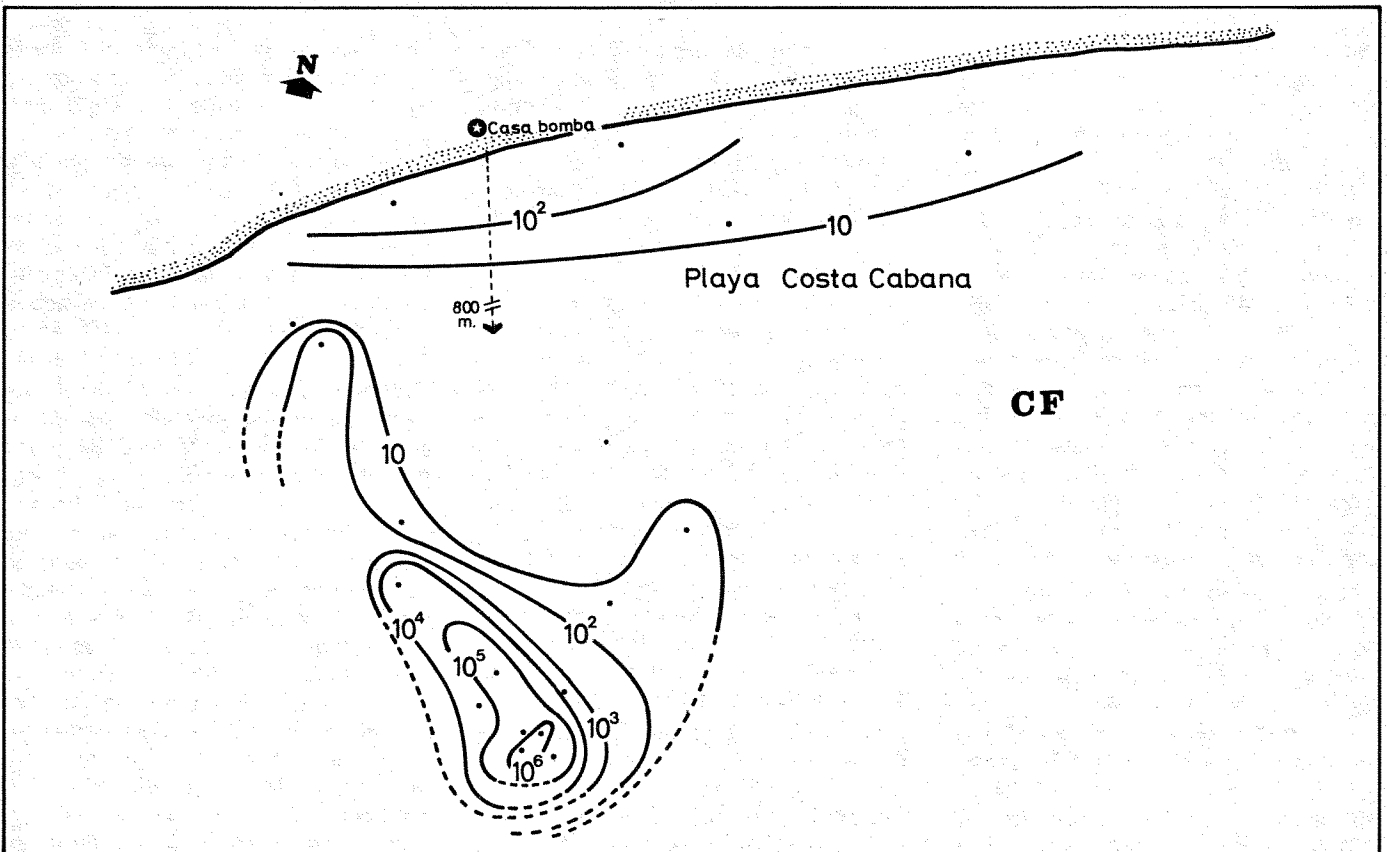


Figura 4.— Patrones direccionales de dispersión en cada una de las campañas realizadas (.....), e isolíneas de concentración de coliformes totales.

Figura 5.— Isolíneas de concentración de coliformes fecales.



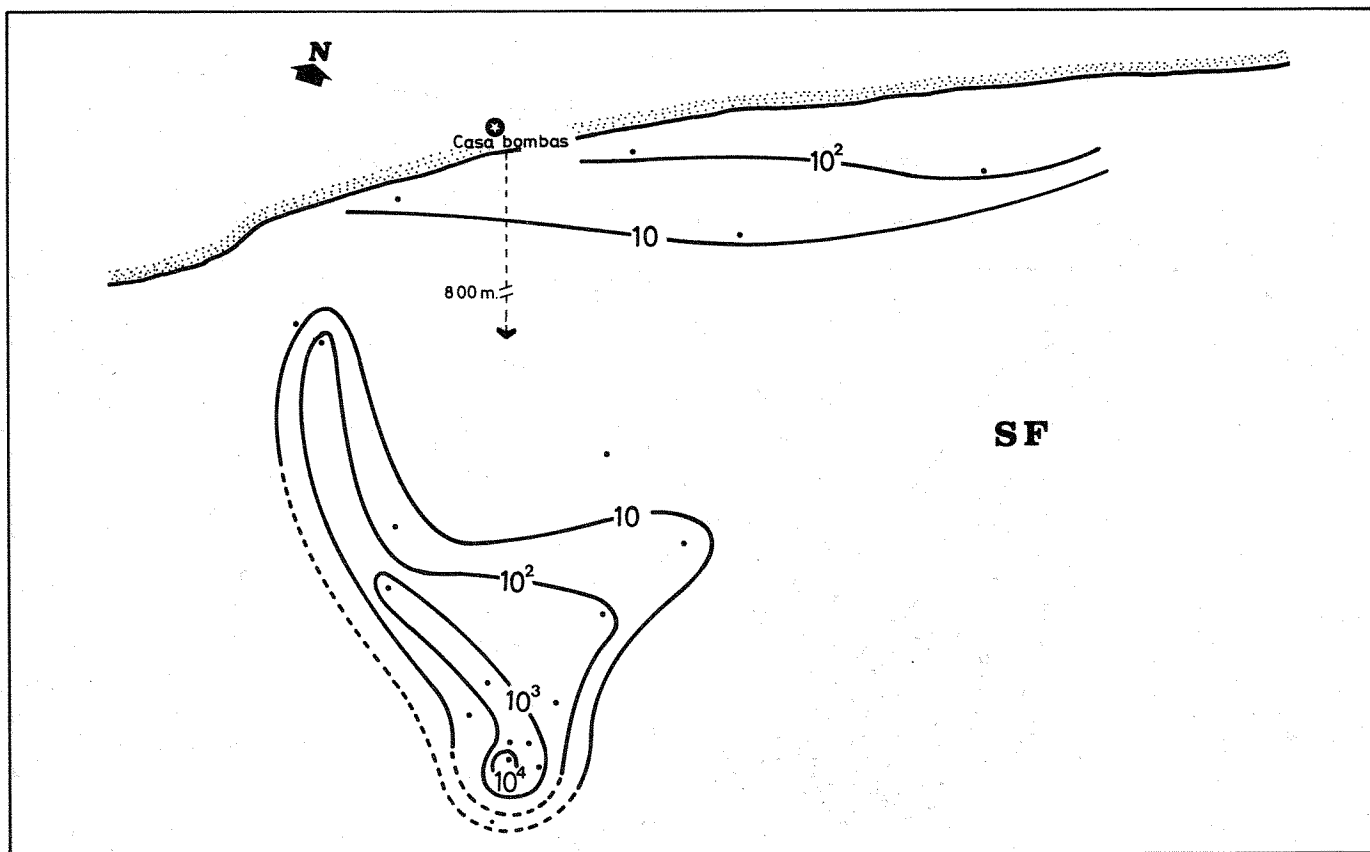


Figura 6.— Isolines de concentración de streptococos fecales.

es achacable a la poca profundidad a la que se realizan los vertidos. La distancia media desde el penacho superficial a la costa (caseta de bombeo) ha sido de 771 ± 18 metros. A partir de este foco superficial, se han puesto de manifiesto dos patrones direccionales bastante diferentes en cuanto a la dispersión: las observaciones realizadas el día 7 de julio lo fueron en condiciones de viento en calma, por lo que el patrón de dispersión debe achacarse a condiciones de circulación de la capa superficial independientes del viento, sobre todo teniendo en cuenta que durante la semana anterior al día de muestreo fueron los vientos del 3.^{er} cuadrante los más frecuentes (45%). Las observaciones de los días 28 de julio y 16 de agosto se realizaron bajo condiciones de calma o ligero viento de componente sur, con influencia por tanto en la dirección de dispersión. De todas formas, en esta época de contraste térmico entre el día y la noche, y entre la tierra y el mar, es de esperar que el régimen de brisas (dirección mar-tierra en las horas centrales del día) sea el principal factor controlador

del fenómeno de dispersión superficial con pequeñas variaciones impuestas por los vientos de levante o poniente, prácticamente nulos durante las fechas de observación. Es de resaltar que, al menos durante el período estival y teniendo en cuenta el carácter de "toma de contacto" que tiene este estudio, no se han observado direcciones de dispersión mar adentro. De todas formas teniendo en cuenta la relativamente alta frecuencia invernal de los vientos del 4.^o cuadrante, no es de extrañar que en un estudio a lo largo de todo un ciclo anual estas direcciones se pusieran de manifiesto. Las distancias recorridas por los flotadores semisumergidos durante la primera hora a partir del foco de dispersión, han oscilado entre 500 y 1000 m, siendo el valor medio de 715 ± 165 m., siendo muy semejante la velocidad de dispersión de dichos flotadores en las 4 campañas realizadas ($\bar{V} = 0.19$ m/seg).

Las ideas hasta aquí comentadas pueden definirse mejor observando el patrón espacial de dispersión de algunos parámetros de contaminación. Como se ve en las figuras 4, 5 y 6 las isolf-

neas que reflejan las concentraciones de microorganismos indicadores se extienden, a partir del foco de dispersión, formando una especie de "V" con el lado izquierdo más grande, hacia la costa. Hay que hacer notar que ésta es una imagen global de lo que puede ser la situación estival, de cómo las brisas y los vientos dominantes en esos momentos pueden condicionar el motivo espacial de las aguas residuales en su expansión a partir del foco superficial. Evidentemente, un mayor número de campañas y —sobre todo— su extensión a otros momentos del año regidos por condiciones ambientales diferentes, podrían ir completando dicho motivo espacial. De todas formas, en este primer contacto con la zona, parecen estar claras las tendencias de dispersión y, lo que es más importante, la intensidad del proceso. Obsérvese como, a pesar de la poca distancia de la costa a que se hace el vertido, las concentraciones disminuyen fuertemente de forma que en ningún momento han alcanzado la línea de playa concentraciones de 100 colonias de cualquier indicador por 100 ml. de agua.

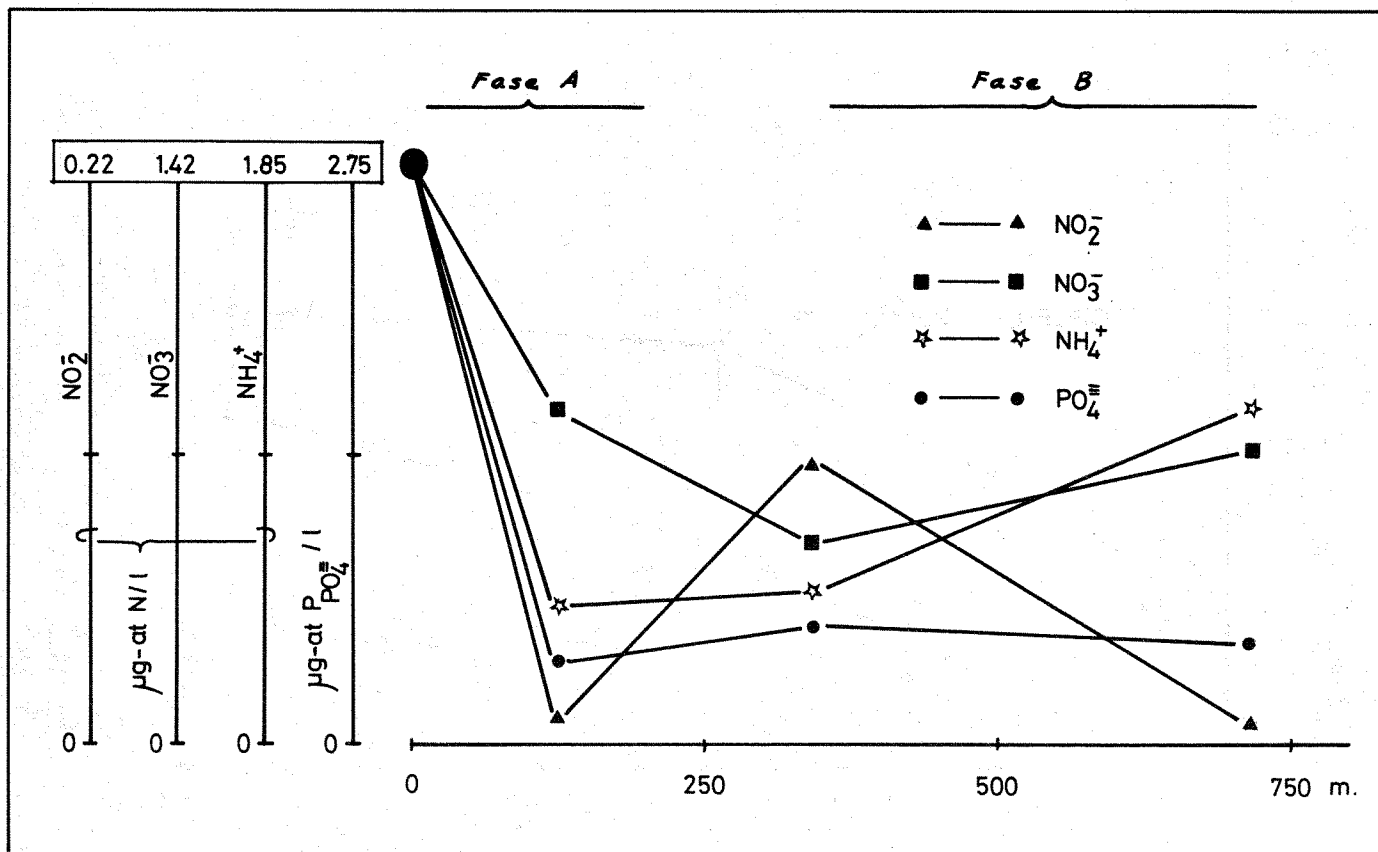


Figura 7.— Variación espacial de las concentraciones de nutrientes.

Esto no quiere decir que a nivel de playa no haya niveles de contaminación: en todos los casos aparece una banda más o menos paralela a la línea de la costa en la cual aumentan las concentraciones de microorganismos (hasta más de 1000 col/100 ml. en el caso de los coliformes totales). Lo que parece evidente es que estas concentraciones tienen otro origen: son debidas a efluentes de aguas residuales realizadas directamente a pie de playa (observación directa) y no parecen tener conexión —al menos por lo puesto de manifiesto en estas primeras observaciones— con los vertidos que se realizan a través del emisario submarino.

La evolución espacial de algunos de los parámetros químicos afectados por la contaminación orgánica no muestran un patrón tan claro como el de los microorganismos indicadores. Dado que los nutrientes inorgánicos existen en cantidades altas, y sobre todo variables, en las aguas costeras, una vez disminuidas las fuertes concentraciones del efluente mediante la dilución inicial, los valores remanentes muestran

una evolución espacial a veces irregular (fig. 7). De todas formas, y teniendo en cuenta las direcciones costeras de dispersión, las irregularidades son solo aparentes: en la figura se pone de manifiesto una zona de aproximadamente unos 200 m. (fase A) a partir del foco de dispersión, en la que se produce una fuerte disminución de las concentraciones de nutrientes inorgánicos con una escala espacial comparable a la de los indicadores biológicos (figuras anteriores). Con el acercamiento a la costa (alejamiento del foco de dispersión, fase B), la profundidad disminuye fuertemente, con lo que la influencia de los procesos microbianos que tienen lugar a nivel del sedimento se hace notar en la columna de agua, que muestra una mayor riqueza en nutrientes inorgánicos. Algo diferente sería de esperar en los casos de dispersión aguas afuera, caso que no se ha presentado durante el período de estudio.

Es importante recordar aquí el papel de la estratificación térmica: al estar situado el punto de vertido sobre la profundidad a que se establece la ter-

moquina estacional, la acumulación de nutrientes en esta capa superficial de elevada temperatura y sometida a fuerte insolación puede dar lugar a problemas derivados de estas condiciones de eutrofización. Estos problemas pueden concentrarse en proliferaciones anormalmente fuertes de algunas especies del fitoplácton ("aguas rojas"), que pueden ser productoras de toxinas o que, simplemente, en ese proceso de descomposición ulterior, provocan un secuestro de oxígeno disuelto cerca del fondo, con el consiguiente peligro para los organismos que viven cerca o en él. En lo que respecta al fitoplácton, como se observa en la figura 8, las concentraciones estimadas mediante los pigmentos fotosintetizadores son muy bajas a lo largo del gradiente de contaminación. Las estimaciones de *clorofila a total* muestran un aumento continuo a partir del foco superficial de dispersión sin llegar a sobrepasar, como valor medio para las campañas realizadas, los 0.15 µg/1. Estos valores, comparados con los que se encuentran en las aguas costeras de Málaga (Rodríguez, J., 1979) o en las aguas

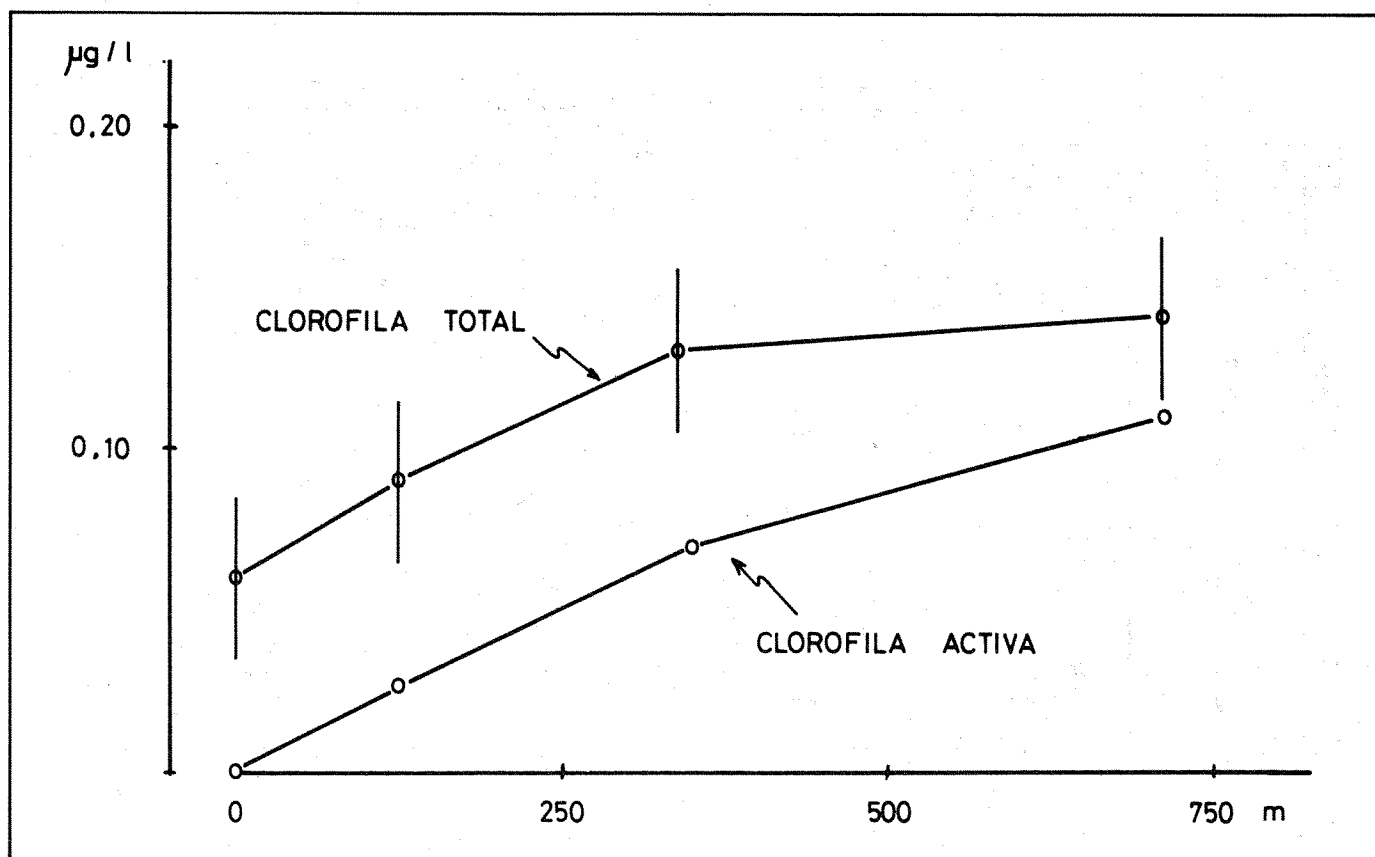


Figura 8.— Variación espacial, a partir del foco superficial de dispersión, de las concentraciones de clorofila a activa y total.

contaminadas de tipo portuario también en Málaga (Rodríguez, V., 1962), se apreciará la poca importancia de las concentraciones halladas en la zona estudiada de la bahía de Almería. Hay razones de tipo básico para explicar estos bajos valores: evidentemente, la turbulencia y turbidez que caracterizan a la columna de agua en la que se realizan los vertidos, hace que el fitoplancton pueda desarrollarse difícilmente; cuando las condiciones van siendo más estables (alejamiento del foco), los efectos fertilizantes de los vertidos deberían hacerse notar. Pero probablemente otros factores han contribuido al bajo desarrollo de estas poblaciones y, sobre todo, el hecho de que en estos momentos de fuerte insolación el fitoplancton se concentra a niveles más profundos y próximos a la termoclina. Evidentemente, podrán presentarse problemas de fuertes proliferaciones algales, en momentos en que la termoclina ascienda y constriña la capa superficial iluminada y fertilizada a un menor espesor. El aspecto de pobreza comentada respecto al fitoplancton resulta aún más acusado si

tenemos en cuenta que parte de lo que se estima como clorofila *a* son realmente productos de degradación de dicho pigmento, y por tanto no representa material "vivo". Para solucionar este problema, se han estimado las abundancias de clorofila *a* activa y no activa (Whitney & Darley, 1979), pudiendo utilizarse la razón entre ambas como índice indicador del estrés a que están sometidas las poblaciones (Algarrá, 1982). Como se observa en la figura 8, toda la clorofila existente en la zona superficial de mezcla es clorofila "detrítica", no existiendo poblaciones detectables de fitoplancton vivo. La proporción de clorofila *a* activa respecto a la clorofila *a* total solo es claramente superior al 50% a distancias superiores a 500 m. respecto al foco de dispersión.

Ahora bien, a pesar de que estos resultados parecen indicar una buena capacidad receptora del medio respecto a los nutrientes aportados, de forma que no se presentan problemas derivados de la eutrofización local, la llamativa pobreza del fitoplancton nos induce a plantearnos una pregunta: ¿no habrá

—dado el tratamiento que sufre parte del efluente en la estación depuradora— un efecto tóxico por parte del posible cloro que se vierte junto con las aguas residuales? ¿no será más importante el efecto tóxico del cloro que las condiciones ambientales observadas respecto a la profundidad de la termoclina?

Aunque de los primeros datos obtenidos no pueden extraerse conclusiones al respecto (no se ha estimado ese posible cloro) nos inclinamos a pensar en la existencia de un efecto tóxico como el comentado. Evidentemente, éste es uno de los puntos más interesantes a desarrollar en una posible continuación del estudio, ya que si la capacidad del medio es suficiente para diluir y dispersar los vertidos de aguas residuales, los posibles efectos negativos de éstos van a ser mucho menores que los que se deriven de la cloración de dichas aguas residuales. Esto lleva inmediatamente a una cuestión metodológica: sería fundamental realizar un muestreo similar al de este estudio pero sin ningún tipo de tratamiento depurador. Solo así estaríamos en con-

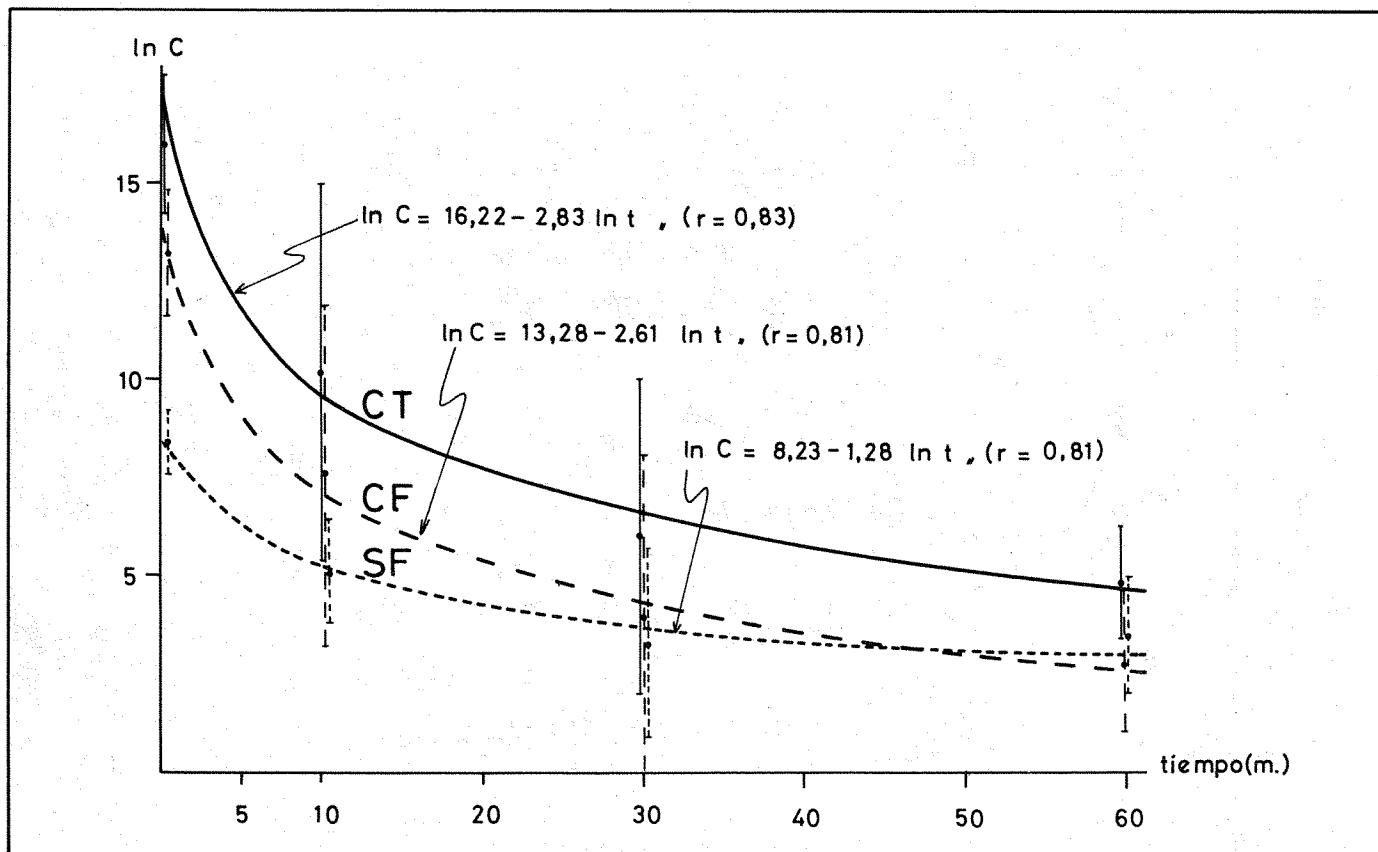


Figura 9.— Ajuste de las concentraciones medias microbianas al modelo logarítmico, en función del tiempo.

diciones de poder concluir sobre la conveniencia de un vertido tal cual pero a suficiente distancia y profundidad, parcial o completamente tratado, con vistas a la optimización de las condiciones ambientales tanto para el propio ecosistema marino como para los usos recreativos del litoral.

1.4.—Modelos de dispersión.

El conocimiento del proceso de inactivación microbiana es fundamental a la hora de la planificación de la longitud de un emisario submarino. Uno de los parámetros básicos utilizados es el T^{90} , tiempo en que la concentración microbiana sufre una reducción del 90%, y que, en base a diferentes informaciones, la Instrucción Pública (MO-PU, 1977) estima en 1.5 horas para los vertidos a realizar en el Mediterráneo español.

Uno de los modelos más frecuentemente aplicados es el de la disminución exponencial: $C_t = C^0 10^{-kt}$, donde C^0 y C_t son las concentraciones microbianas inicial y en el tiempo t , y

$k = -1/T^{90}$, siendo T^{90} una constante característica del proceso. Los datos obtenidos por nosotros muestran un ajuste relativamente bueno a este modelo que, obviamente, tiene la ventaja de permitir calcular la constante T^{90} . Dicha constante es igual para los coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF), y aproximadamente el doble para los estreptococos fecales (SF). En ambos casos es inferior a los valores de 1-2 horas que se citan generalmente en la literatura técnica. Este hecho, también puesto de manifiesto en estudios realizados en las costas de Málaga (Mujeriego et al, 1980; Bravo et al., 1982) pueden achacarse a las condiciones de fuerte insolación existentes durante el período de estudio (uno de los factores que favorecen la inactivación), pero también está influido por la adecuación de los datos al modelo citado. Así, a pesar del ajuste existente, los valores observados siguen una curva de pendiente más pronunciada en los primeros momentos para estabilizarse —e incluso aumentar ligeramente— a intervalos mayores de tiempo, por lo que, los logaritmos de las con-

centraciones de microorganismos muestran un ajuste mucho mejor al modelo logarítmico:

$\ln C_t = \ln C^0 + b \ln t$, representado en la figura 9.

La conclusión principal es que no existe una constante T^{90} que caracterice el proceso de inactivación microbiana en las condiciones de observación, estando dicho proceso marcado por una inactivación más intensa en los primeros momentos que es la responsable, en un modelo lineal como el primero, de los bajos valores de T^{90} observados. La constante que en el modelo logarítmico caracteriza la velocidad de inactivación sigue siendo menor en el caso de los SF, cuya mayor persistencia en el medio marino se confirma respecto a los resultados obtenidos por otros autores (Mujeriego et al, 1980; Borrego, 1982; Bravo et al, 1982).

La buena correlación existente entre tiempos y distancias recorridas durante las observaciones realizadas ($r=0,96$) permite una buena representación del proceso de inactivación en relación a

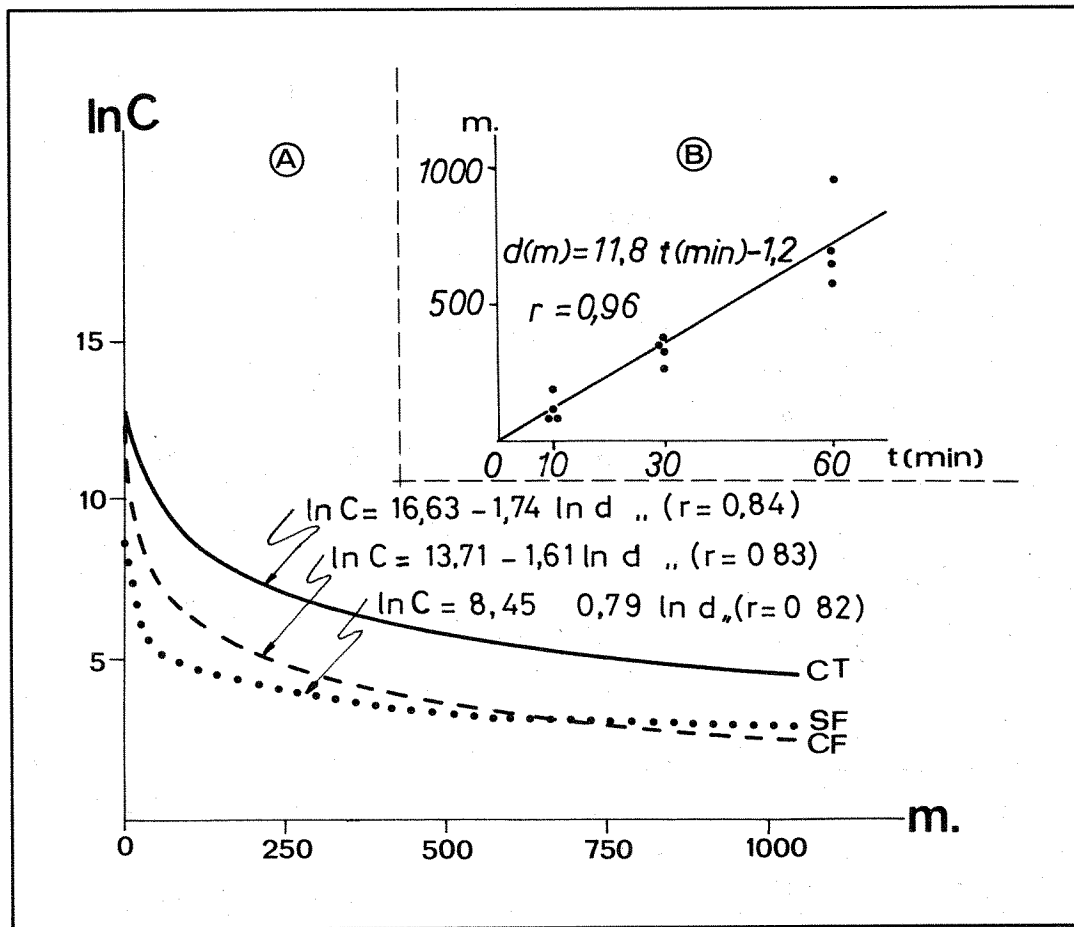


Figura 10.— Ajuste de las concentraciones medias microbianas al modelo logarítmico, en función de la distancia (A). Relación entre escala espacial y temporal durante el período de estudio (B).

la distancia al foco de dispersión mediante el modelo logarítmico. Las expresiones son muy parecidas (fig. 10) y nos permiten hacer un ensayo de predicción respecto a la zona de estudio. Así, teniendo en cuenta las dos principales direcciones de dispersión superficial, el modelo permite estimar las concentraciones teóricas de indicadores microbianos de contaminación que, vertidos a través del emisario submarino, pueden alcanzar las zonas de usos recreativos más próximas. Así, un sector de unos 1500 m., que puede ampliarse a las playas de La Cañada y Costacabana, puede resultar afectado por los vertidos recibiendo concentraciones entre 10^2 y 10^3 coliformes por 100 ml. de agua. Los SF, aunque muestren concentraciones bastantes inferiores, pueden estar presentes a mayor distancia del foco de dispersión, debido a su menor tasa de inactivación: el valor de 10 col/100 ml. (realmente sin importancia desde el punto de vista de la calidad del agua) abarcaría un sector de 2.5 km. de playa contrados

en la salida del emisario.

2.—Evaluación del estado del litoral.

Como se ha expresado en el apartado de objetivos, se ha intentado realizar una primera prospección del litoral con el fin de poder evaluar su situación respecto a los patrones de calidad definidos por organismos nacionales e internacionales, y obtener así una idea, una vez modelados los vertidos que se realizan a través del emisario submarino de Costacabana, de la importancia relativa de otros vertidos en diferentes puntos de la bahía. Es necesario recordar que los resultados que aquí se exponen corresponden a dos campañas de prospección realizadas durante el verano, y son por tanto una visión introductoria a lo que debería ser un estudio detallado (a escala espacial y temporal) del litoral de la bahía de Almería.

2.1.—Aspectos físico-químicos.

2.1.1.—Temperatura.

La distribución de temperaturas su-

perficiales en las aguas litorales muestra algunos rasgos interesantes (fig. 11): aparece un sector de temperatura más baja en el extremo occidental, aumentado progresivamente hacia el interior y alcanzándose las temperaturas más altas en el sector centro-oriental, en las proximidades del área de vertido del emisario principal. Esta situación debe estar en relación con los patrones de circulación vertical y horizontal en la bahía (problema no abordado en este estudio): el extremo occidental está más abierto a la influencia de las condiciones externas, y hay opiniones de diversos autores (aunque en general sin apoyo en estudios particulares) que consideran este sector sometido a la influencia de afloramientos de aguas profundas más frías y ricas en nutrientes. El sector más interior está claramente más protegido y las condiciones de estratificación térmica lo afectan más intensamente.

2.1.2.—Oxígeno disuelto.

El rasgo más interesante es la dismi-

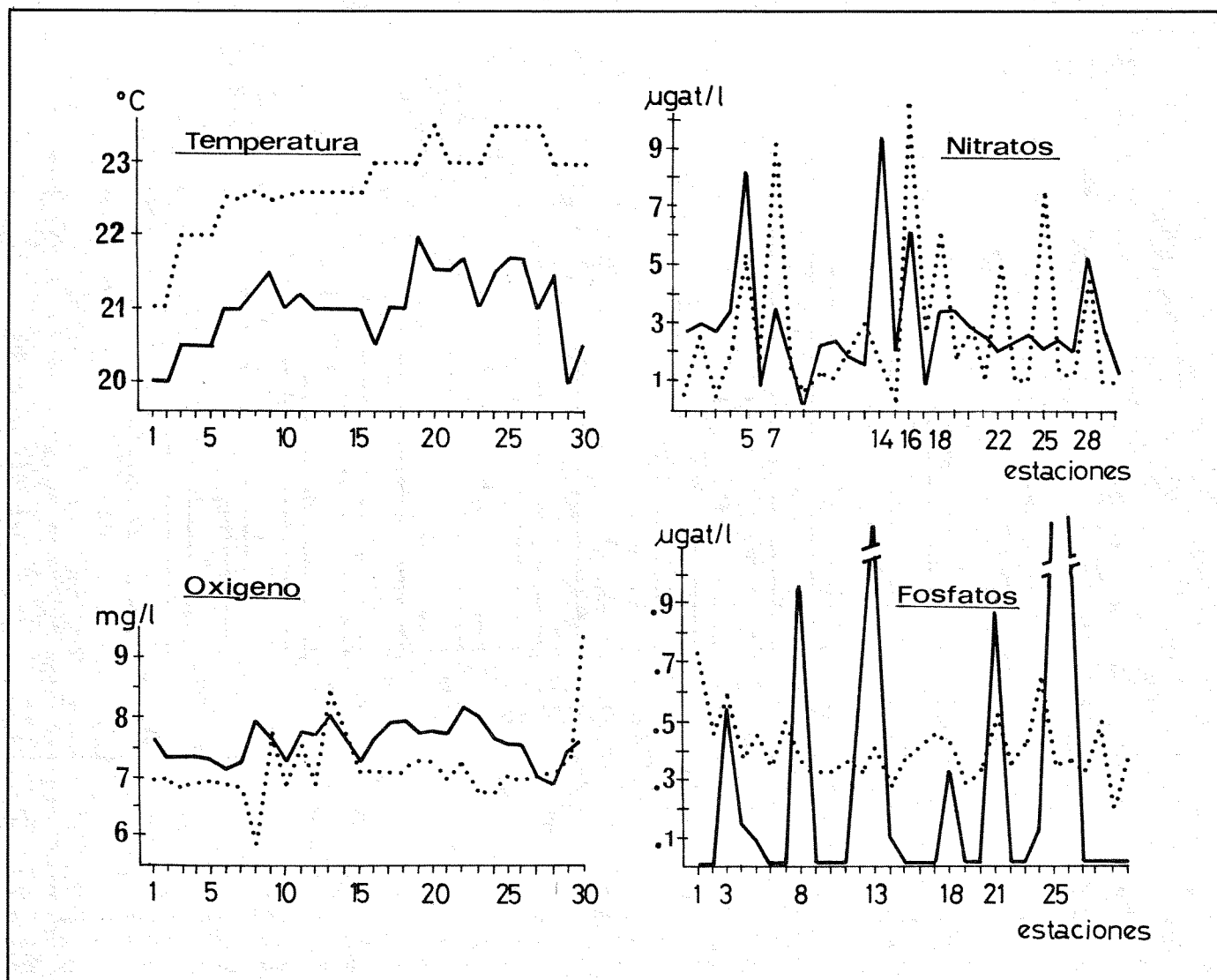


Figura 11.— Valores de temperatura, oxígeno disuelto, nitratos y fosfatos medidos en las estaciones litorales, en cada una de las campañas realizadas.

— 1ª campaña
 2ª campaña

nución de la oxigenación de las aguas costeras conforme avanza el verano, (fig. 11), pasando la concentración media de 7.53 a 7.11 mg/l, diferencia significativa para $p < 0,01$. De todas formas el conjunto de valores se ajustan muy bien a una distribución normal, correspondiendo la concentración media a condiciones muy próximas a la saturación de oxígeno. No son aparentes, por tanto, fenómenos de pobreza de oxígeno por oxidación de aportes externos de materia orgánica ni el caso contrario, pero relacionado con el anterior, de existencia de condiciones de sobresaturación debida a una actividad fitoplanctónica potenciada por la posible fertilización de las aguas litorales.

2.1.3.—Fosfatos.

Los resultados reflejan dos situaciones muy distintas en las campañas realizadas (fig. 11). En la primera (junio), se ha puesto de manifiesto una variación espacial, con valores puntuales muy contrastados y elevados en las estaciones 3, 8, 12-13, 21 y 25-26, junto a concentraciones prácticamente indetectables en el resto. Esta situación queda reflejada por un valor medio de $0.36 \pm 0.83 \mu\text{g-at P/1}$ y un coeficiente de variación muy elevado (230%). En la segunda campaña (agosto), el valor medio es ligeramente superior ($0.40 \pm 0.11 \mu\text{g-at P/1}$), al igual que ocurre con la generalidad de los valores puntuales. Se produce una fuerte reduc-

ción tanto del rango de valores (0.23 a 0.73) como del coeficiente de variación (27.5%), estando comprendidas más del 75% de las medidas entre 0.3 y $0.5 \mu\text{g-at P/1}$. En esta situación relativamente uniforme no destaca ningún punto importante de concentración.

2.1.4.—Nitratos.

Los resultados obtenidos indican contenidos en nitratos normales en las aguas costeras, estando comprendidos entre los valores extremos de 0.11 y $12 \mu\text{g-atN-NO}_3^3/1$ (estación n.º 16, agosto) y siendo el valor medio de $2.81 \pm 2.37 \mu\text{g-at/1}$. Se pone de manifiesto un proceso de empobrecimiento estival generalizado, simultáneo a la persistencia de concentraciones medias si-

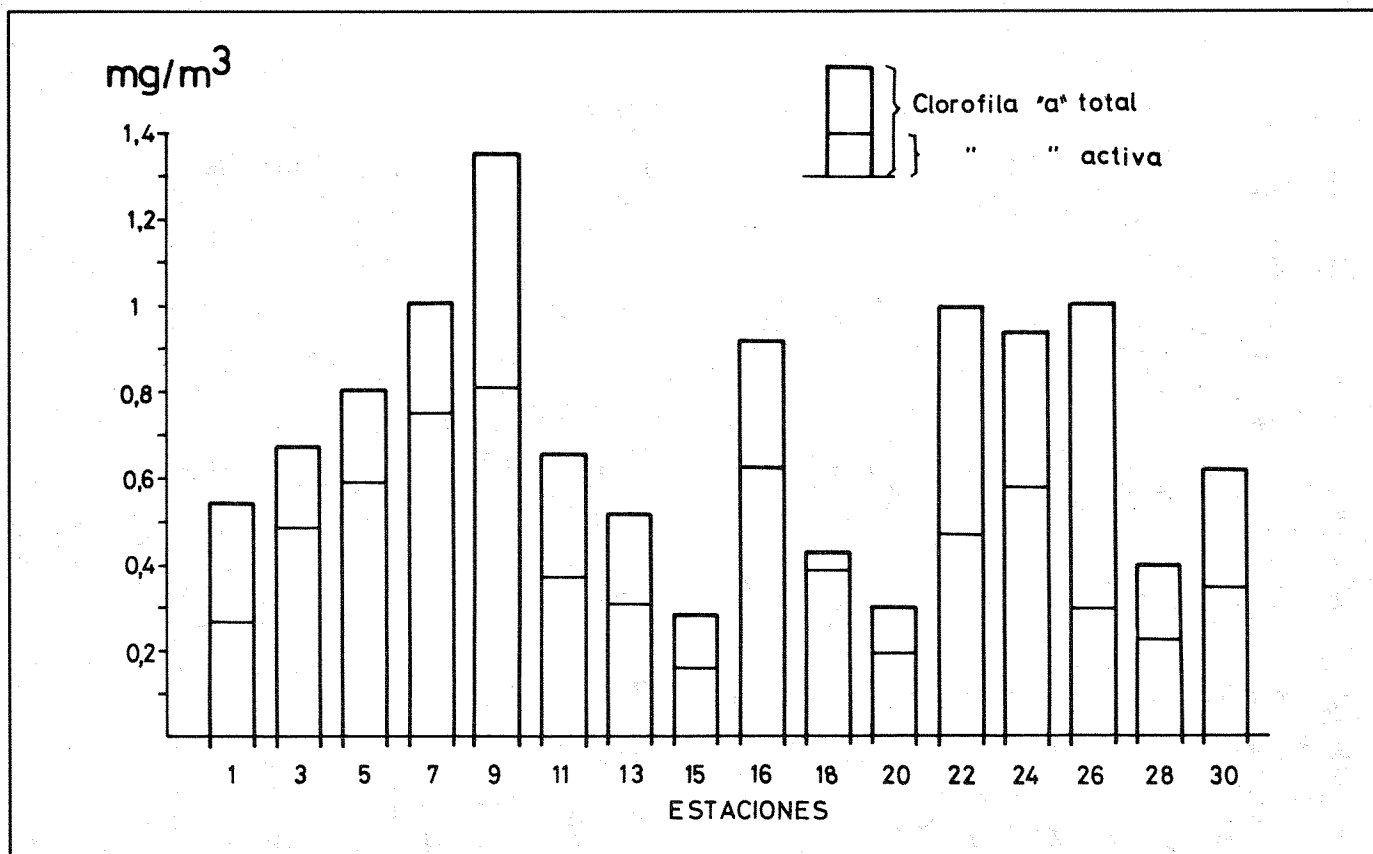


Figura 12.— Concentración de clorofila *a* total y activa, en algunas estaciones litorales, durante la campaña de Agosto.

milares. Este hecho refleja un comportamiento en el tiempo contrario al observado para los fosfatos, aunque espacialmente se mantiene el mismo patrón (fig. 11): a) en dos tercios de las estaciones se registraron concentraciones más altas durante la primera campaña, detectándose los valores más altos en las estaciones 5, 14, 16 y 28; su concentración media ha sido de 2.94 ± 1.95 , con un C.V. de 66.3%. En agosto se produce una proliferación de focos, más importantes en las estaciones 5, 7, 17 (máximo), 18, 25 y 28, junto a un empobrecimiento en las restantes estaciones. Todo ello se traduce en un valor medio de $2.72 \pm 2.75 \mu\text{g-at}/1$ y un C.V. de 101%.

2.2.—Aspectos biológicos.

Globalmente el contenido medio de clorofila *a* total ha sido de $0.99 \pm 0.58 \mu\text{g}/1$, estando comprendidos prácticamente el 50% de los valores entre 0.5 y $1.0 \mu\text{g}/1$, con un ajuste significativo ($p < 0.05$) a una distribución normal. Observando los datos por su campaña, las concentraciones medias bajan de 0.3 ± 0.7 en junio a 0.73 ± 0.32 en

agosto, oscilando en ambos casos los coeficientes de variación alrededor del 50%. En este último mes, el estudio de la variación espacial (fig. 12) pone de manifiesto un incremento paulatino (para la clorofila *a* activa pero sobre todo para la total) desde la estación 1 a la 9. Las concentraciones caen en el sector central a excepción de la estación 16. En la zona de influencia del emisario (22-26) se produce un incremento, estando la proporción de clorofila activa alrededor del 50%.

2.3.—Adecuación de las aguas litorales a criterios de calidad.

Las campañas de prospección realizadas han puesto de manifiesto cuales son los puntos más conflictivos en cuanto a la contaminación microbiana, puntos que aparecen relacionados lógicamente con los principales núcleos de población: Roquetas de Mar (urbanización y pueblo), Aguadulce, Almería, S. Miguel del Cabo de Gata, así como la zona directamente afectada por los vertidos que se realizan a través del emisario submarino de Costacabana.

Del tratamiento de los datos de acuerdo con lo expuesto en el apartado de metodología, se han obtenido las distribuciones de frecuencias para cada indicador microbiano de contaminación y en cada sector definitivo. En la figura 13 se ejemplifican algunas de estas gráficas, en las que se representan además los valores característicos de los diferentes criterios de calidad aplicados. Los parámetros estadísticos de calidad microbiológica deducidos de las anteriores distribuciones de frecuencias (Tabla 3) pueden asimismo compararse numéricamente con los valores de las respectivas normas nacionales e internacionales (California, 1943; OMS, 1974; CEE, 1976; MOPU, 1978).

En la tabla 4 se resume la calificación de las aguas costeras en los diferentes sectores de acuerdo con los criterios comentados. Hay que hacer notar que, en algún caso, la calificación de un determinado sector puede estar afectada por la eliminación, para el ajuste del modelo, de algunos datos que hemos considerado anómalos teniendo en cuenta la tendencia general

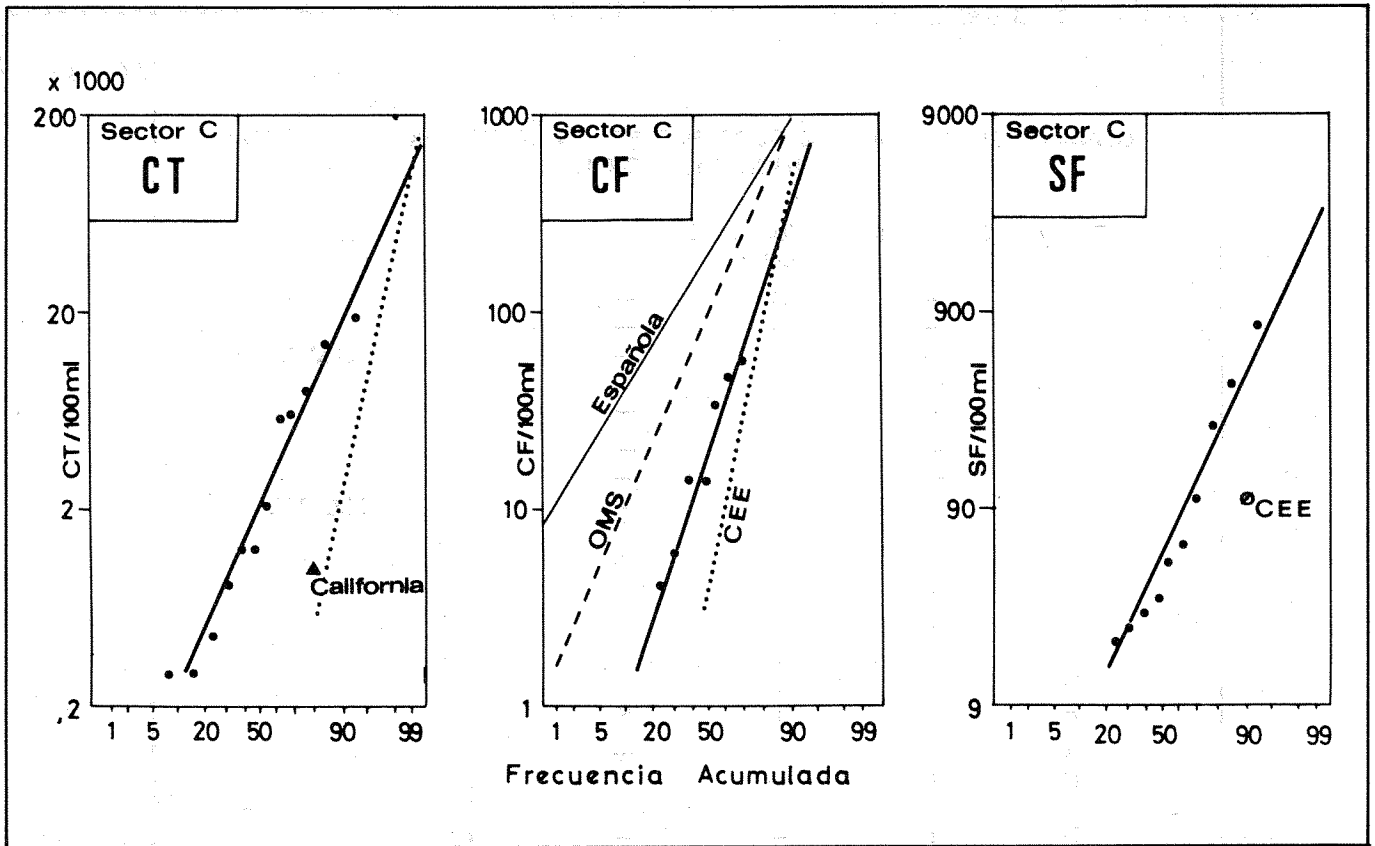


Figura 13.— Distribución de frecuencias asociadas a cada uno de los indicadores biológicos asociados, en el sector C (Almería), y su adecuación a diferentes criterios de calidad.

TABLA 3
PARAMETROS ESTADÍSTICOS DE CALIDAD MICROBIOLÓGICA DE AGUAS COSTERAS

Sector	Coliformes Totales/100 ml.			S	Coliformes Fecales/100 ml.			Streptococos Fecales/100 ml.		
	CT50	CT80	CT90		CF50	CF90	S	SF50	SF90	S
A	840	3900	8700	1,82	16	110	1,54	15	130	1,64
B	860	2200	3700	1,14	5	57	1,98	14	45	0,94
C	2100	8700	19000	1,71	19	380	2,35	52	430	1,65
D	980	4800	11000	1,89	70	430	1,43	27	100	1,03
E	1400	2700	4000	0,85	10	100	1,83	9	54	1,42

de los valores. Si dichos datos se incluyeran, el cambio sería de una calificación "satisfactoria" a "insatisfactoria" solamente en el sector "C", respecto al indicador CF y respecto a los criterios MOPU y OMS, siendo desde el principio "insatisfactoria" de acuerdo con la norma CEE. De la citada tabla se deduce la semejanza de resultados derivados de la aplicación de los criterios MOPU y OMS (bastante similares entre sí), siendo dichos resultados bastante positivos en cuanto a la

valoración de la calidad del agua litoral. Muy diferentes son los resultados que se obtienen al aplicar las normas "CEE" y "California", pues todo el litoral de la Bahía de Almería se encontraría en situación insatisfactoria. Como han puesto de manifiesto Mujeriego et al (1980), la norma CEE tiene un carácter especialmente restrictivo basado particularmente en las condiciones impuestas por los componentes CT80 y CF80, que son los responsables de la fuerte diferencia entre los resultados de la

aplicación de este criterio y, por otro lado, de los criterios MOPU y OMS.

A pesar de las conclusiones obtenidas sobre el problema planteado quedan numerosas cuestiones por resolver derivadas de algunos aspectos particulares: a) *inexistencia de datos previos*: Este es el primer estudio calificable de científico que, sobre el problema de la contaminación, se realiza en la bahía de Almería. Así, la inexistencia de datos previos ha obligado a tomar una

TABLA 4
CLASIFICACION DE AGUAS COSTERAS SEGUN LA NORMA DE CALIDAD
MICROBIOLÓGICA:

Sector	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	Streptococos Fecales	Global	Norma
A	—	S	—	S	O.M.S.
B	—	S	—	S	
C	—	S	—	S	
D	—	I	—	I	
E	—	S	—	S	
A	—	S	—	S	M.O.P.U.
B	—	S	—	S	
C	—	S	—	S	
D	—	S	—	S	
E	—	S	—	S	
A	I	I	I	I	C.E.E.
B	I	I	S	I	
C	I	I	I	I	
D	I	I	I	I	
E	I	I	S	I	
A	I	—	—	I	CALIFORNIA
B	I	—	—	I	
C	I	—	—	I	
D	I	—	—	I	
E	I	—	—	I	

serie de decisiones a priori que podrían modificarse en futuros estudios de acuerdo con los resultados obtenidos en éste. b) *duración del estudio*: Aspecto ligado indisolublemente a la cuestión económica, ha condicionado los resultados a un período del año, el estival. Aunque sea éste el período más conflictivo del año, lo que ocurra durante el período invernal puede ser de

extrema importancia para el mantenimiento en condiciones naturales de las aguas de la bahía de Almería. Esta es una de las cuestiones principales a resolver. c) *número de parámetros indicadores de contaminación*: Aunque los parámetros empleados han respondido satisfactoriamente, el conocimiento del aporte de compuestos como los organoclorados o los metales pesados,

la posibilidad de abordar el problema de su acumulación en sedimentos y sobre todo, iniciar el estudio de los efectos que sobre las comunidades biológicas tienen estos diferentes aspectos de la contaminación litoral, serían puntos que irían completando la imagen obtenida mediante este primer trabajo.

BIBLIOGRAFIA

- ALGARRA, P. (1982).—Gradientes espaciales de pigmentos clorofílicos como indicadores de stree en sistemas acuáticos y sedimentarios. *Tesis de licenciatura, Dpto. de Ecología, Univ. de Málaga*. 97 pp.
- BAONZA, E. & A. PLATA, (1980).—Estudios de corrientes litorales en la Costa del Sol, en relación con los emplazamientos de emisarios submarinos previstos en el plan de Saneamiento Integral. *Prog. Wat. Tech.*, 12(1): 345-367.
- BLONDEAU, O.D.A., (1979).—Solutions au probleme de la contamination littorale: Le binome station-emissaire. *IAWPR Specialised Conf. on Med. Poll.*, 507-526.
- BORREGO, J.J., (1982).—Estudio de los bacteriófagos de E.coli en el agua de mar. Relación con la polución de dicho medio. *Tesis Doctoral, Univ. Málaga*.
- BRAVO, J.M., V. RODRIGUEZ, A. CUEVAS y J. RODRIGUEZ, (1982).—Influence of a submarine outfall on the surrounding pelagic and coastal systems. *VI ICSEM/OC/UNEP Workshop on Poll. of the Medit.*, Cannes, Francia.
- CONF. HIDR. SUR. DE ESP. (1973).—*Plan de Saneamiento Integral de la Costa del Sol*.
- C.H.S.E.—Dpto de Ecología (1980-81).—*Estudio del ecosistema marino litoral en las costas y zona de influencia del emisario submarino del Saneamiento Integral de la Costa del Sol Occidental-Sector Fuengirola*. (en redacción).
- M.O.P.U. (1977).—Instrucción para el vertido al mar desde tierra de aguas residuales a través de emisarios submarinos. Dirección General de Puertos.
- MUJERIEGO, R., J.M. BRAVO, et al (1980).—Calidad de aguas costeras y vertido de aguas residuales en el mar: aspectos sobre la salud pública. *Comité conjunto Hispano Norteamericano para la Coop. Cient. y Técn.—Min. San. Seg. Soc.*
- PEARSON, E.A. (1974).—*Conceptual design of marine disposal systems*. Pergamon Press.
- P.N.U.E.—O.M.S. (1979).—*Principes et directives applicables au deversement de dechets dans le milieu marin*. 555 p.
- RODRIGUEZ, J. (1982).—*Oceanografía del Mar Mediterráneo*. Ed. Pirámide, Madrid, 174 p.
- RODRIGUEZ, J. (1982).—Estudio de una comunidad planctónica merítica en el Mar de Alborán. 1. Ciclo de los factores ambientales. *Bol. Inst. Esp. Ocean.* 7(1): 101-103.
- RODRIGUEZ, V. (1982).—Estudio de un ecosistema portuario: Estructura de la comunidad planctónica y explotación de recursos por especies congénicas de *Acartia* en sistemas fluctuantes. *Tesis Doct., Univ. de Málaga*, 227 p.
- RUIZ, A. & P. SOLE, (1980).—Predicción de niveles de contaminación producidos por vertidos realizados a través de emisarios submarinos. *Prog. Wat. Tech.*, 12(1): 301-320.
- STRICKLAND, J.D.H. & T.R. PARSONS—A practical handbook of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canadá*, n.º 167, 311 p.
- WHITNEY, D.E. & M. DARLEY (1979).—A method for the determination of Chlorophyll a in samples containing degradation products. *Limnol. Oceanogr.*, 24(1): 183-186.