

INFORMES TECNICOS DEL INSTITUTO DE INVESTIGACIONES PESQUERAS

Autodepuración de las aguas residuales
en el litoral de Barcelona

Por

J. CASTELLVÍ, H. FERNÁNDEZ, JOSÉ M.º PANADÉS,
J. VALERO y A. OJEDA

46

Barcelona, junio 1977

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTIFICAS

Publicación de tecnología pesquera editada
por el Instituto de Investigaciones Pesqueras

LA CORRESPONDENCIA DEBE DIRIGIRSE A:

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES PESQUERAS

Paseo Nacional s/n
BARCELONA-3 (España)

Director: Dr. B. ANDRÉU

© Printed in Spain

Depósito legal B. 54973 - 1972

IMPRENTA JUVENIL
Teléf. 345 92 66

Tanto el Instituto de Investigaciones Pesqueras como los autores de los trabajos publicados en estos INFORMES TÉCNICOS eluden toda responsabilidad sobre los resultados que se puedan obtener al aplicar, a escala industrial, la información contenida en los mismos. Reservados los derechos de autor.
Se prohíbe la reproducción total o parcial del contenido de estos INFORMES TÉCNICOS sin autorización expresa del Editor.

Autodepuración de las aguas residuales en el litoral de Barcelona*

Por

J. CASTELLVÍ, H. FERNÁNDEZ, JOSÉ M.^a PANADÉS,
J. VALERO y A. OJEDA **

INTRODUCCIÓN

Las zonas del litoral relacionadas directa o indirectamente con núcleos urbanos, presentan una contaminación cuya intensidad es función de la densidad humana y del tipo de actividad industrial predominante en la zona. En líneas generales pueden hacerse dos grandes grupos de polutantes: los industriales (hidrocarburos, sustancias químicas tóxicas, compuestos clorados, calor, etc.) y los domésticos (detergentes, bacterias heterotrofas, gérmenes patógenos, etc.). En realidad, sólo en casos excepcionales puede encontrarse una separación neta entre zonas contaminadas por uno u otro, lo común es que exista una mezcla de ambos, lo que hace mucho más difícil su estudio.

Una sustancia contaminante, sea cual sea su origen al entrar en contacto con el agua de mar, sufre generalmente una transformación que, en el mejor de los casos, llega a su degradación total. Cuando esto ocurre, su persistencia es efímera y, por tanto, su acción benéfica o dañina, deja de sentirse al salir del área de influencia del agua residual. En realidad el concepto de contaminación surge del desequilibrio entre la intensidad del vertido de sustancias contaminantes y la capacidad de regeneración del sistema marino. Cuando el aporte es grande, el área de influencia se ensancha, y los efectos que produce son mayores por alcanzar concentraciones más elevadas en un área más extensa.

* Recibido el 18 de marzo de 1976.

** Instituto Investigaciones Pesqueras. Paseo Nacional, s/n. Barcelona-3.

En el trabajo que aquí se presenta se han considerado algunos aspectos de la desaparición de bacterias de tipo fecal que acompañan a las aguas residuales que produce toda aglomeración humana. Desde antiguo ha preocupado a higienistas y médicos, el hecho de que bacterias fecales en general y patógenas en particular, cuando son vertidas al mar, no desaparezcan totalmente y que además, mantengan su virulencia. Es típica por ejemplo, la asociación entre la frecuencia de fiebres tíficas o paratíficas de una comunidad y la ingestión de moluscos crudos.

El problema de la autodepuración ha sido estudiado con profusión y la bibliografía es abundante. Existen multitud de hipótesis que intentan explicar la desaparición de una descarga fecal en contacto con el medio marino, pero debido a que no se trata de un material homogéneo y que los factores que actúan son múltiples y cambiantes en el espacio y en el tiempo, no es posible encontrar explicación satisfactoria para determinados problemas. Hay que hacer notar que existe un fuerte contraste entre las apetencias de orden práctico y las científicas. Para la instalación de un emisario submarino es suficiente el estudio de corrientes, los cálculos de dilución y en definitiva el valor del T_{90} (tiempo necesario para que la concentración bacteriana se reduzca al 90 %). Pero con este estudio no puede llegarse al conocimiento de la conducta que sigue cada especie al encontrarse frente a factores cuya integración le llevan a una resistencia o labilidad específica.

El hecho de que el medio marino tenga características tan peculiares como son salinidad, temperatura, bajo contenido en materia orgánica y que siga ciclos anuales bien definidos respecto a su contenido en poblaciones fito y zooplanctónicas, son motivos suficientes para que cada germen tenga un comportamiento peculiar. En general se admite que los gérmenes de contaminación humana que se encuentran en el agua de mar, son formas resistentes pero incapaces de reproducirse. No obstante, STEINIGER (1951) encuentra que *Salmonella paratyfi* B llega a multiplicarse cuando en el medio hay una elevada tasa de materia orgánica.

Nuestro estudio no tiene ningún fin sanitario ni intenta determinar la salubridad de las aguas costeras, sólo contempla la acción de ciertos factores naturales, determinados «in situ» que actúan sobre el mecanismo general de autodepuración. Impedimentos de orden técnico han hecho que el programa, que en principio abarcaba una gran longitud de costa, haya quedado restringido a unos pocos kilómetros dentro de los cuales tenemos la influencia de la ciudad de Barcelona.

Existen trabajos sobre esta zona (CARTAÑÁ, HERNÁNDEZ, JOSA, MIRAVITLLES, SUÑER y VALLMITJANA, 1959-61; PIÑOL y SUBIRÁ, 1965) que nos han orientado sobre el grado de contaminación de las aguas balnearias pero por ser algo antiguos no pueden ser comparables con los actuales si tenemos en cuenta el grado de crecimiento del núcleo urbano. En 1972 la FAO (citado por BRISOU, 1975) da una carga orgánica de las aguas resi-

duales domésticas españolas que se vierten al Mediterráneo, de 130.000 toneladas DBO₅ por año, con Barcelona a la cabeza como núcleo urbano contaminante. A partir de esta época, la ciudad ha crecido incesantemente y aunque se ha procedido a la instalación de una planta de depuración de aguas residuales, su efectividad es muy restringida frente al volumen total que se vierte sin tratamiento alguno.

Características de la zona sometida a estudio

A continuación se presenta un breve resumen de los datos climatológicos del área de Barcelona extraído de un estudio realizado por el Servicio Meteorológico Nacional y en el que se consideran los parámetros meteorológicos más importantes recogidos en 30 años de observaciones

CUADRO 1

Valores normales mensuales de los datos climatológicos de Barcelona

Mes	\bar{T}	\bar{T}_M	\bar{T}_m	T_M	T_m	\bar{R}	R_M	R_D	\bar{H}	\bar{D}_R	\bar{C}	\bar{D}	\bar{T}
Enero	9	13	6	21,9	-4,4	33	136	63	69	7	7	8	146
Febrero	10	14	7	25,2	-6,7	42	242	143	66	6	6	8	164
Marzo	12	16	9	26,2	0,0	46	113	53	73	10	8	6	174
Abril	15	18	11	27,8	-1,6	47	152	52	69	10	8	6	213
Mayo	18	22	14	34,2	4,5	52	163	76	68	10	7	5	252
Junio	22	25	18	34,5	9,4	43	156	56	67	8	4	7	278
Julio	24	28	21	36,3	12,3	29	161	65	67	6	3	11	313
Agosto	24	28	21	36,1	13,2	48	143	83	72	8	5	8	239
Setiembre	22	25	19	34,3	6,8	77	261	107	74	9	6	6	202
Octubre	18	21	15	30,4	2,4	80	367	106	74	11	8	6	174
Noviembre	14	16	11	26,8	-0,3	49	253	70	72	7	6	7	150
Diciembre	10	13	7	23,0	-3,6	47	183	92	70	8	7	9	132

\bar{T} = Valor medio de la temperatura media diaria en °C (promedio entre la máxima y la mínima)

\bar{T}_M = Valor medio de la temperatura máxima diaria en °C

\bar{T}_m = Valor medio de la temperatura mínima diaria en °C

T_M = Temperatura máxima absoluta en °C

T_m = Temperatura mínima absoluta en °C

\bar{R} = Valor medio de la precipitación total en l/m²

R_M = Precipitación máxima en el mes o año en l/m²

R_D = Precipitación máxima en 24 horas en el mes o año

\bar{H} = Humedad relativa media, en tanto por ciento

\bar{D}_R = Valor medio del número de días de lluvia

\bar{C} = Valor medio del número de días cubiertos

\bar{D} = Valor medio del número de días despejados

\bar{T} = Valor medio del número total de horas de sol despejado

(1931-1960). El gran número de datos promediados, permiten tener una visión sinóptica de la zona y considerar a estos valores como *normales*.

En el cuadro 1 se consignan los valores mensuales de los distintos parámetros y en la figura 1 su representación gráfica. La temperatura media anual de la ciudad es de $16,4^{\circ}\text{C}$ con valores extremos en enero (8°C) y julio-agosto (24°C). La pluviosidad alcanza un valor medio de $594\text{ l/m}^2/\text{año}$ con un máximo en octubre (801 l/m^2) y un mínimo en julio (291 l/m^2). El valor medio anual del número de días de lluvia es de 101. La humedad relativa media anual es del 70 % oscilando entre el 66 % (febrero) y el 74 % (septiembre-octubre). La nubosidad media a lo largo del año se cifra en 4/10 de cielo cubierto, siendo abril el mes que tiene mayor número de días de cielo cubierto (8 en 30) y julio el de menor nubosidad (3 en 31). La ciudad presenta un promedio de 72 días al año de cielo cubierto y 25 completamente despejado. El número total de horas de sol a lo largo del año es de 2.437 siendo julio el mes de mayor insolación (313 h) y diciembre el de menor (132 h). En el cuadro 2 se resumen los valores climatológicos anuales normales.

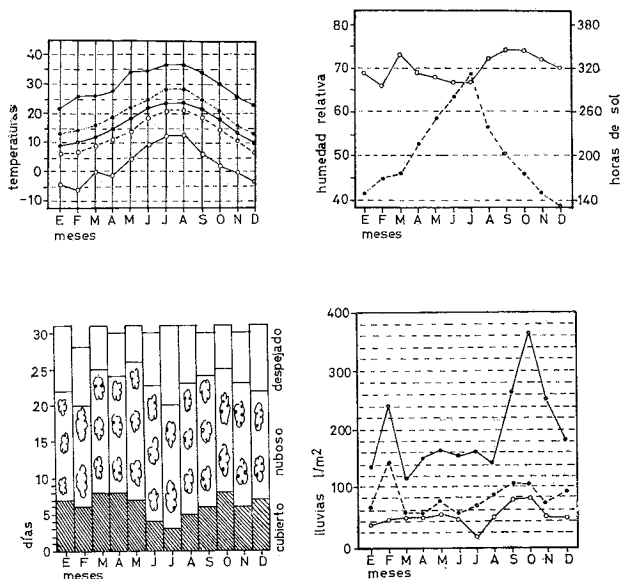


Fig. 1. — Valores normales de los elementos meteorológicos en Barcelona.

Merece una especial atención el estudio de vientos de la zona, ya que más tarde veremos que es uno de los factores más importantes que condiciona la dispersión de la contaminación. Los datos de este estudio están basados en el trabajo de Álvarez (1922), en el que se agrupan los valores de vientos obtenidos a lo largo de 6 años. En las figuras 2, 3, 4 y 5 se representan las frecuencias de viento de cada dirección en porcentaje de

CUADRO 2

Valores normales anuales de los datos climatológicos de Barcelona

Altitud	T	T _M	T _m	T _M	T _m	R	R _M	R _D	H	D _R	C	D	I
93	16	20	13	36,1	-6,7	478	1007	143	70	101	72	25	2437

los días de observación en función de la rosa de los vientos dividida en 16 rumbos.

Del estudio de estas gráficas se concluye que por un lado, el rumbo de mínima frecuencia se encuentra entre el ESE y SE y por otro, particularmente en las horas de sol, se encuentra otro mínimo en dirección N (os-

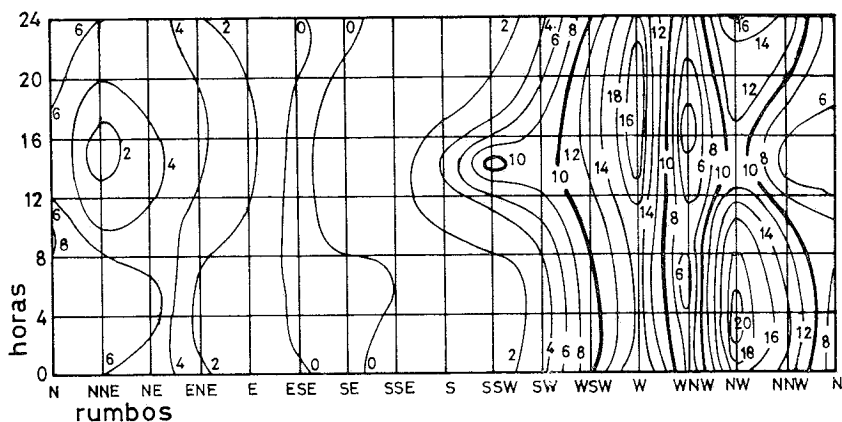


Fig. 2. — Frecuencia, referida a cien días, de las direcciones del viento durante el invierno (diciembre, enero y febrero).

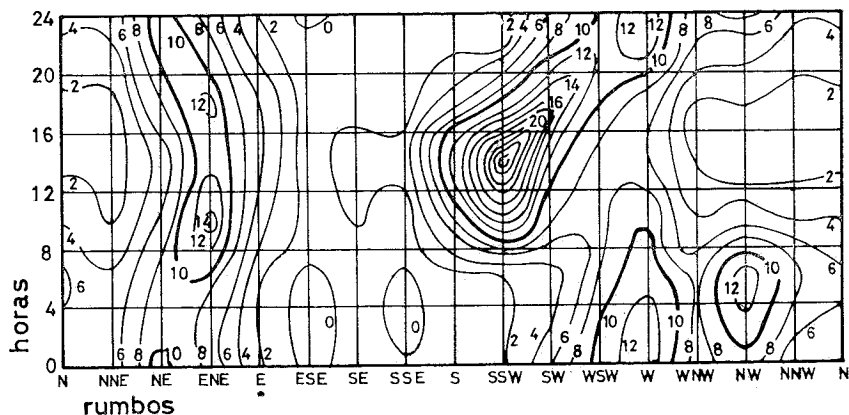


Fig. 3. — Frecuencia, referida a cien días, de las direcciones del viento durante la primavera (marzo, abril y mayo).

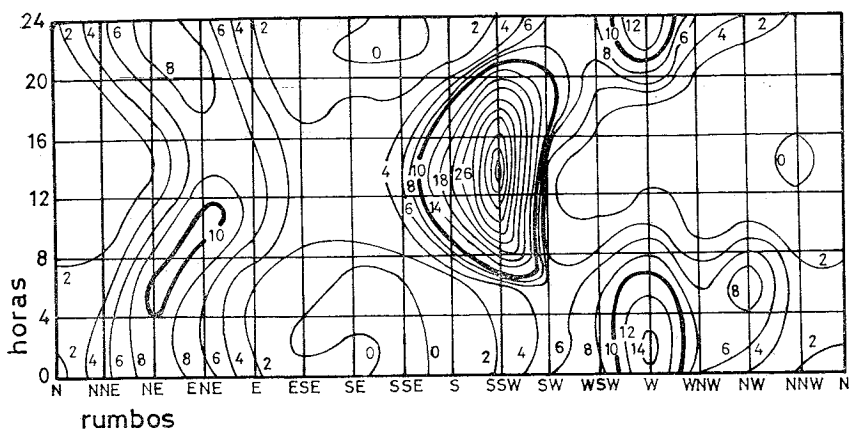


Fig. 4. — Frecuencia, referida a cien días, de las direcciones del viento durante el verano (junio, julio y agosto).

cilando entre NNE en invierno, fig. 2, y NNW en verano, fig. 4). Este último se debe a la anulación de los vientos del N por las brisas marinas en los días serenos tan frecuentes en esta zona. Existe una pequeña franja entre el NE y el ENE en la que hay una mayor frecuencia relativa, muy poco pronunciada en invierno (fig. 2) pero más acusada en las otras estaciones, sobre todo en primavera (fig. 3) debido a que en estos meses entran en el Mediterráneo frecuentemente por el sur de la península ibérica depresiones que generan las denominadas «llevantades». Se observa una zona de alta frecuencia detectable sobre todo en primavera, verano y otoño (figuras 3, 4 y 5) en el sector comprendido entre SSE y WSW bien delimitadas

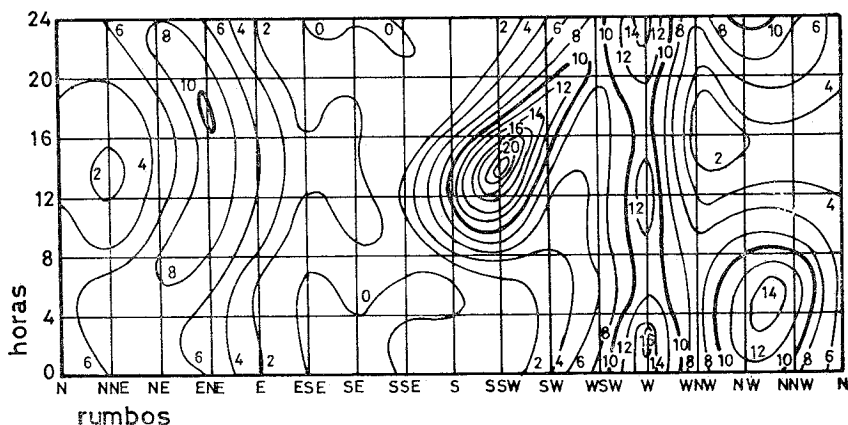


Fig. 5. — Frecuencia, referida a cien días, de las direcciones del viento durante el otoño (septiembre, octubre y noviembre).

entre las 8 h y las 20 h, es la llamada «marinada», que tiene su máximo a las 14 h (48 % en el verano, fig. 4), siendo notable su importancia respecto a los demás vientos.

En invierno (fig. 2), se observa una fuerte preponderancia de los vientos del WNW debido por una parte a las depresiones que pasan por los países del N y por otra, al efecto de enfriamiento de las tierras que, junto con la irradiancia nocturna que se produce en la montaña, dan una corriente terral con un máximo de frecuencia del 20 % a las 4 h de la mañana.

Damos finalmente una idea de la frecuencia de calmas, de viento en la figura 6. Se observa que éstas son muy poco frecuentes, casi inexistentes, a mitad del día, pero mucho más frecuentes desde el anochecer al amanecer. Un máximo de calmas se encuentra en julio y agosto y un mínimo en noviembre y diciembre.

Esta configuración climatológica considerada como normal, se puede hacer extensiva a toda la zona que abarca este estudio y que queda comprendida entre la desembocadura del río Besós y unos 5 km al SW de la desembocadura del Llobregat.

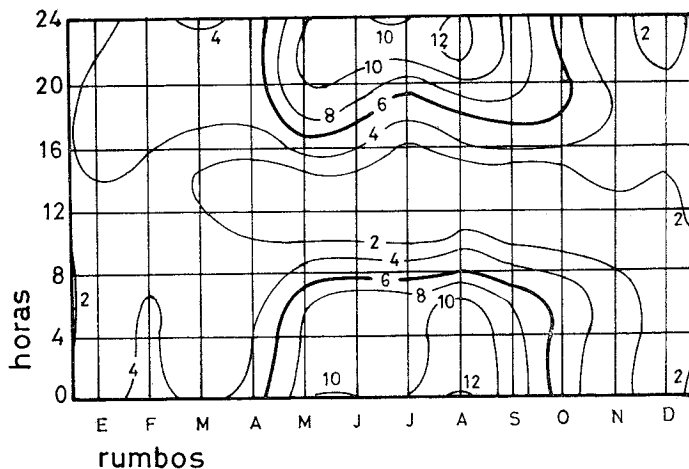


Fig. 6. — Frecuencia, referida a cien días, de los períodos de calma que han superado los cuatro horas de duración.

Se trata de una zona que en general es poco profunda, con una plataforma que suaviza su inclinación a medida que avanzamos hacia el SW (ver isóbatas, fig. 7). El fondo es de aluvión o arena a excepción de la zona influenciada directamente por los colectores de la ciudad (fig. 8), cuyo aporte ha originado un sedimento de consistencia fangosa y fuertemente reducido.

Uno de los factores más importantes que condicionan el transporte de la contaminación, son las corrientes superficiales locales que se generan

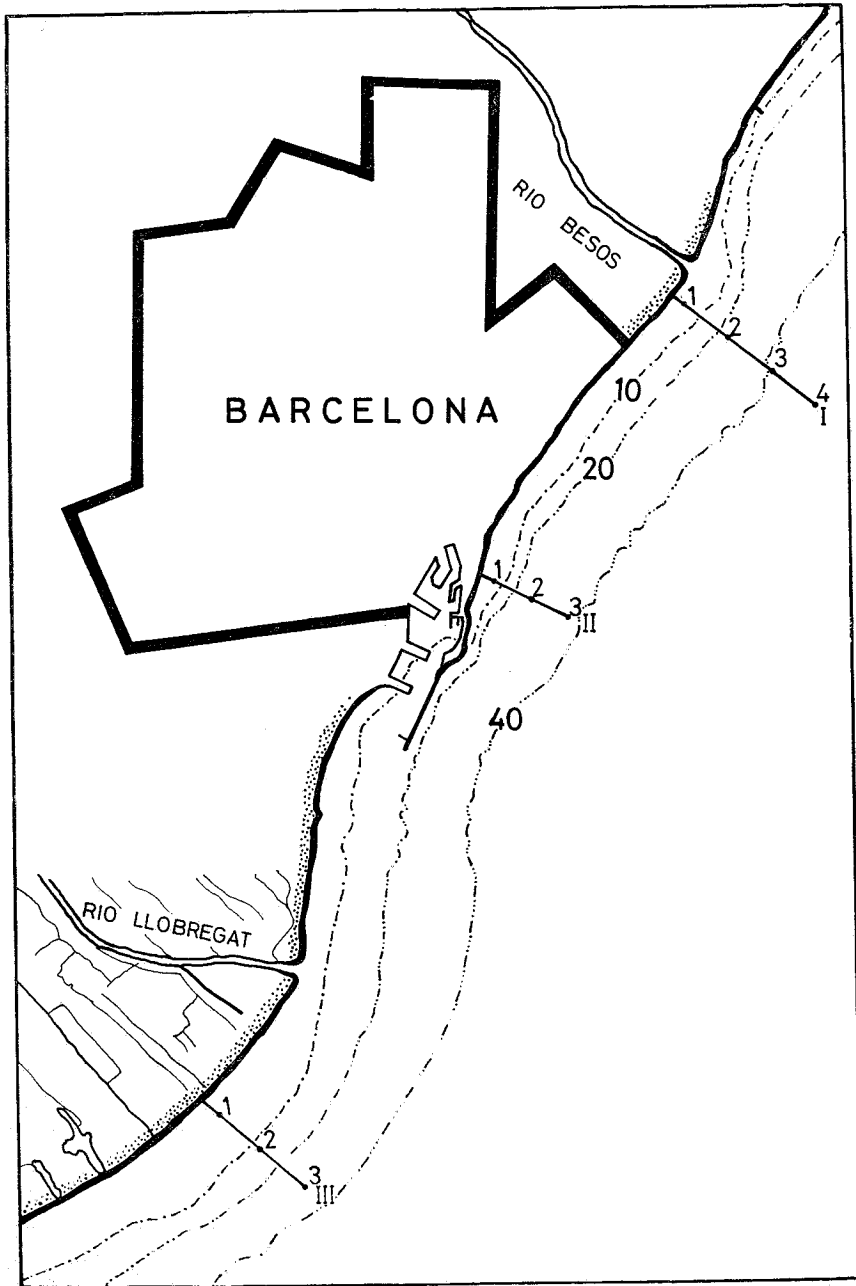


Fig. 7. — Localización de las zonas de estudio con los puntos de muestreo.

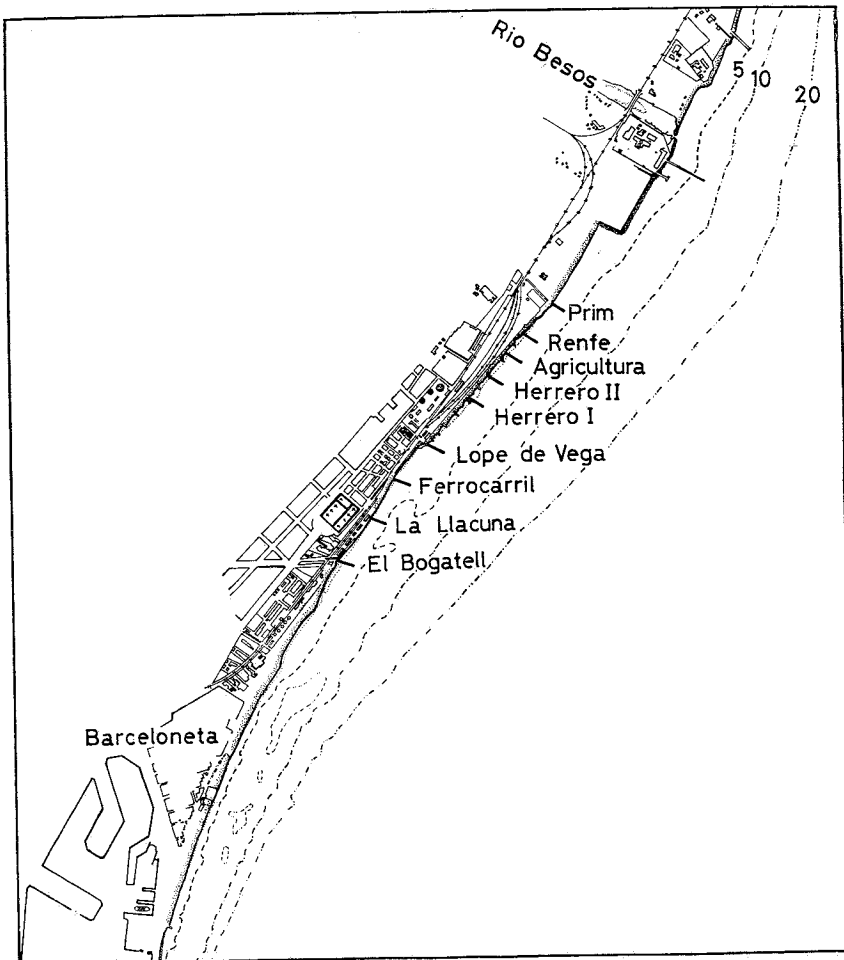


Fig. 8. — Situación de los principales colectores de la ciudad.

y actúan en el litoral y que, en la mayoría de los casos no participan en el régimen general de circulación de las grandes áreas (en este caso Mediterráneo occidental y particularmente golfo de León). Más tarde se comentarán su importancia así como la dificultad que hemos tenido para determinarlas, de manera que el primer problema que se planteó fue el criterio de elección de los puntos de muestreo, ya que según la dirección e intensidad de la corriente podrían estar afectados o no por las descargas contaminantes.

La zona I (fig. 7) está situada frente a la desembocadura del emisario Prim, de evidente interés, ya que constituye el colector de aguas residuales más importante de Barcelona, y cuyo estudio nos puede servir de mo-

delo de comportamiento de los distintos gérmenes al incorporarse en el ecosistema marino. Hay que señalar que está situado en la zona más contaminada de Barcelona, y no sólo por los aportes urbanos, de los cuales recibe una influencia directa, sino también por la existencia de 9 colectores en el tramo que va del final del Paseo Marítimo al Besós y que vierten directamente en la playa.

La zona II, está situada en un área balnearia, en principio no influida directamente por ningún colector, aunque en la práctica, según el sentido de la corriente superficial, puede estar afectada por los numerosos e importantes colectores situados al norte.

La localización de la zona III, finalmente, ha obedecido a la necesidad de obtener información sobre el área situada al sur del Llobregat, de características costeras muy diferentes, con una plataforma de pendiente suave, y con la particularidad de estar surcada por numerosos emisarios submarinos procedentes de las industrias de la zona.

En principio se ha supuesto que la difusión de la contaminación se hacía desde la costa hacia alta mar, aunque más tarde veremos que no siempre es verdad. De esta manera por cada zona de muestreo se han elegido 3 estaciones que se han situado sobre una radial perpendicular a la costa.

MATERIAL Y MÉTODOS

A continuación se detallan algunos pormenores de la metodología empleada y estrategia de trabajo ya que, en cierto modo, son las que condicionan los resultados y en definitiva las limitaciones de este trabajo.

El hecho de que las estaciones 1 de cada radial estén situadas en aguas muy poco profundas, hace que no puedan muestrearse a bordo de una embarcación de un cierto calado. Se eligió como vehículo, una lancha de salvamento con motor fueraborda (Zodiac Mark III) que permitía hacer las maniobras con cierta facilidad y a la vez está dotada de una velocidad de crucero bastante elevada que permite desplazarse desde la base, que se estableció en el interior del puerto, hasta puntos tan lejanos como las estaciones 3 y 4 de la Radial I, y regresar en un período de unas 4 horas.

La lancha fue equipada y adaptada convenientemente para utilizar todos aquellos aparatos que nos permitían la determinación de parámetros físicos y obtención de muestras que más tarde se analizarían en el laboratorio. Las muestras y temperaturas de profundidad se obtuvieron con botellas Niskin provistas de termómetros de inversión que se lanzan a la profundidad deseada mediante un torno manual fijado a un costado de la lancha.

Las estaciones de muestreo se situaban determinando dos demoras fijas, mediante un compás de enfilaciones, o en caso de que la neblina existente sobre la ciudad no permitía la observación de los puntos de re-

ferencia más alejados, con una demora y la profundidad que se medía con un ecosondador portátil. Llegados al punto exacto, se fondeaba la embarcación y se hacían las medidas de viento, temperatura superficial y profunda, corrientes superficiales, transparencia del agua y se tomaban las muestras de agua superficial y profunda (los análisis bacteriológicos se han realizado únicamente en el agua superficial). Las pescas de plancton se realizaron antes o después de fondear la lancha.

De esta manera se muestreaban todas las estaciones de la radial y se regresaba al laboratorio para proceder inmediatamente a los análisis bacteriológicos. La rapidez con que se hacía la operación tenía la ventaja que nos procuraba muestras que no habían permanecido demasiado tiempo fuera del medio natural. Esto tiene una gran importancia en el tipo de trabajo que aquí se plantea, ya que es importante determinar las abundancias relativas de los distintos gérmenes y toda alteración de la muestra supone un falseamiento de los resultados. Es difícil prever en qué sentido se produce esta alteración, ya que por un lado tiene lugar el llamado efecto de pared (ZOBELL, 1943; ZUYAGINTEV, 1959) con un manifiesto aumento de la biomasa bacteriana, pero por otro, hay una posible inhibición producida por sustancias contaminantes más o menos tóxicas que, al permanecer en contacto con la muestra a analizar durante un largo período de tiempo, pueden producir un marcado descenso en la viabilidad de las células bacterianas. La suma algebraica de estos dos efectos, da como resultado una composición florística que, en muchos casos, tiene poco que ver con la original.

A continuación se consigna la metodología usada para la determinación de cada uno de los parámetros.

A. Parámetros físicos

Temperatura: En la superficie del agua se medía con un termómetro de varilla. En profundidad se utilizaba un termómetro de inversión o un batitermógrafo cuando la profundidad de la estación lo permitía.

Transparencia del agua: Se utilizó el método oceanográfico típico de medir la profundidad de desaparición del disco de Secchi.

Corriente superficial: Se midió de una manera muy rudimentaria, soltando una tarjeta plastificada unida a un hilo de nylon y midiendo el tiempo que tardaba en recorrer una distancia fija. El hilo permitía medir la distancia y la dirección de la corriente.

B. Parámetros químicos

Salinidad: Se midió con un salinómetro Beckman.

pH: Las determinaciones de pH se hicieron en un pHmetro Metrom Herisau E-150.

Nutrientes: Se hicieron solamente determinaciones de NO_3 y NO_2 en autoanalizadores (Technikon).

C. Parámetros biológicos

DBO₅: Se medían los consumos de O_2 de muestras de agua o de sus diluciones incubadas durante 5 días a 27°C y en la oscuridad (Standard Methods, 1971). Para determinar las concentraciones de O_2 , se utilizaba un sensor de oxígeno (Beckman).

Producción Primaria: Se ha utilizado el método de Steeman-Nielsen (1952) basado en la fijación de ^{14}C por parte de las células autotróficas, cuando se incuban a la luz en presencia de $^{14}\text{CO}_3\text{HNa}$. Después de la incubación las células se retienen sobre un filtro de membrana de 0,8 micras de poro y su radioactividad se mide en un contador de centelleo líquido (Beckman).

Pigmentos: Se ha determinado su concentración por la medida de las absorbancias de los extractos metanólicos de las células concentradas sobre un filtro de fibra de vidrio. Los volúmenes de muestra que se utilizaron eran función de su riqueza en fitoplancton. La extracción se llevó a cabo durante 24 horas a baja temperatura y en la oscuridad.

Recuento de células de fitoplancton: Las muestras fijadas con lugol se dejaron sedimentar en cámaras especiales durante 48 horas. Las lecturas se realizaron en un microscopio invertido (Utermöhl).

Biomasa zooplanctónica: La pesca de zooplancton se hizo arrastrando una manga de 200 micras de tamaño de malla, durante 10 minutos en el área de la estación de muestreo. La biomasa se determinó midiendo el volumen de la totalidad de la captura por desplazamiento.

Debido a la gran cantidad de detritus que se recogían en las muestras capturadas en las estaciones de la radial 1, antes de su valoración se sometían a una filtración a través de una malla de 2 mm con el fin de separar los organismos de los otros sólidos. Este tratamiento no siempre dio buenos resultados debido a que, frecuentemente se encontraban multitud de fibras que no quedaban retenidas por la malla de 2 mm.

Recuentos bacterianos

La determinación de las concentraciones de los distintos gérmenes que se han elegido como test de contaminación, ha sido el trabajo central de este estudio. En un primer tiempo tuvo que elegirse una metodología que satisficiera las exigencias del programa, de manera que su puesta a punto fue, en sí misma un trabajo completo. Era importante fijar unos métodos y unos criterios que pudieran reproducirse constantemente a lo largo de

toda la campaña ya que es la única manera de poder comparar los resultados.

En todos los casos se ha utilizado el método de las membranas filtrantes debido a dos razones:

a) Nuestro estudio no es un control sanitario que se rige por unos mínimos de contaminación que aseguran una salubridad. Para el fin que nos proponemos es importante conocer la concentración real de un germen, tanto si es elevada como si es muy baja, y la única manera de poder hallar recuentos muy bajos de una bacteria es concentrándola por filtración.

b) Gran parte de las muestras analizadas proceden de zonas influenciadas por aguas residuales con elevadas concentraciones de todo tipo de contaminantes. Si las siembras se hacen con la propia muestra, hay un aporte, a veces considerable, de sustancias inhibitoras del crecimiento que acompañan al propio inóculo. Este inconveniente queda paliado cuando se elimina por filtración el líquido de la muestra y únicamente se inoculan las bacterias que han quedado retenidas en el filtro.

En una primera fase de puesta a punto se hicieron tests cualitativos y cuantitativos de una serie de cepas de laboratorio, frente a distintos medios de cultivo específicos. En general la selectividad de un medio de cultivo está basada en la producción de un cierto grado de inhibición frente a otros grupos bacterianos, pero en ocasiones llega a afectar en mayor o menor grado a la especie que selecciona. Después de todas las pruebas se tomó como criterio, el de seleccionar aquel medio de cultivo que cualitativamente diera una buena diferenciación de la bacteria que se trataba de enumerar y que cuantitativamente diese el máximo rendimiento.

En resumen las pruebas realizadas fueron las siguientes:

Streptococcus foecalis

El análisis cualitativo se llevó a cabo con una mezcla de gérmenes (*E. coli*, *E. aerogenes*, *S. enteritidis*, *St. foecalis* y *C. albicans*) sobre dos medios de cultivo:

- a) Medio KF (Difco).
- b) Medio de Slanetz y Batley (Merck).

Las pruebas se realizaron a 35° C y 37° C.

Después de la identificación de las colonias que se desarrollaron se vio que el medio a) no permitía el crecimiento de otras bacterias que no fueran *Streptococcus*. Finalmente se escogió el medio KF, debido a que las pruebas cuantitativas daban con este medio rendimientos mayores.

Staphylococcus

Se contrastaron los medios de cultivo:

- a) Bacto Chapman Stone Medium (Difco).
- b) Bacto Staphylococcus Medium 110 (Difco).

El test cualitativo dio resultados parecidos pero el cuantitativo reveló que mientras el medio a) producía un 43,9 % de inhibición en los recuentos, el *Staphylococcus* 110 este valor descendía al 28,1 %.

Las lecturas de las placas deben hacerse a las 24 horas de incubación ya que si en la muestra existe *C. albicans* ésta se desarrolla dificultando el recuento.

E. coli

Se probaron diversos medios de cultivo y aun distintas marcas del mismo medio, obteniéndose el mejor resultado con el ácido bórico (BBL) incubado a 44,5° C. No obstante pudo comprobarse que crecen también *Proteus* y *Enterobáctér*. La mejor resolución se obtuvo incubando durante dos horas a 37° C y luego pasarlas a 44,5° C. Las lecturas se efectúan a las 72 horas.

Salmonella

Es el germen que más dificultades ha procurado a este trabajo, debido a que no es susceptible de ser puesto en evidencia por la misma técnica que se usa con el resto de gérmenes test y por tanto la cuantificación no es comparable.

Hay varios medios selectivos que han dado buenos resultados cualitativa y cuantitativamente (Selenito-Verde Brillante-Manita-Merck-Selenito-F-broth-BBL) pero con la condición que la siembra se realice con individuos en buen estado fisiológico, lo que no ocurre prácticamente nunca cuando se trata de una muestra natural. En tales casos se recomienda un previo cultivo de enriquecimiento de la muestra y una posterior puesta en evidencia del germen. Estos enriquecimientos rompen la estructura cuantitativa de la muestra y los resultados que se obtienen no son comparables con el resto. No obstante dado el interés de la identificación de *Salmonella* en el mar, se ha puesto a punto la técnica de GRUNET, GUNDSTRUP y BONDE (1970) con cuantificación por el NMP. En este trabajo todavía no constan los resultados obtenidos.

Candida albicans

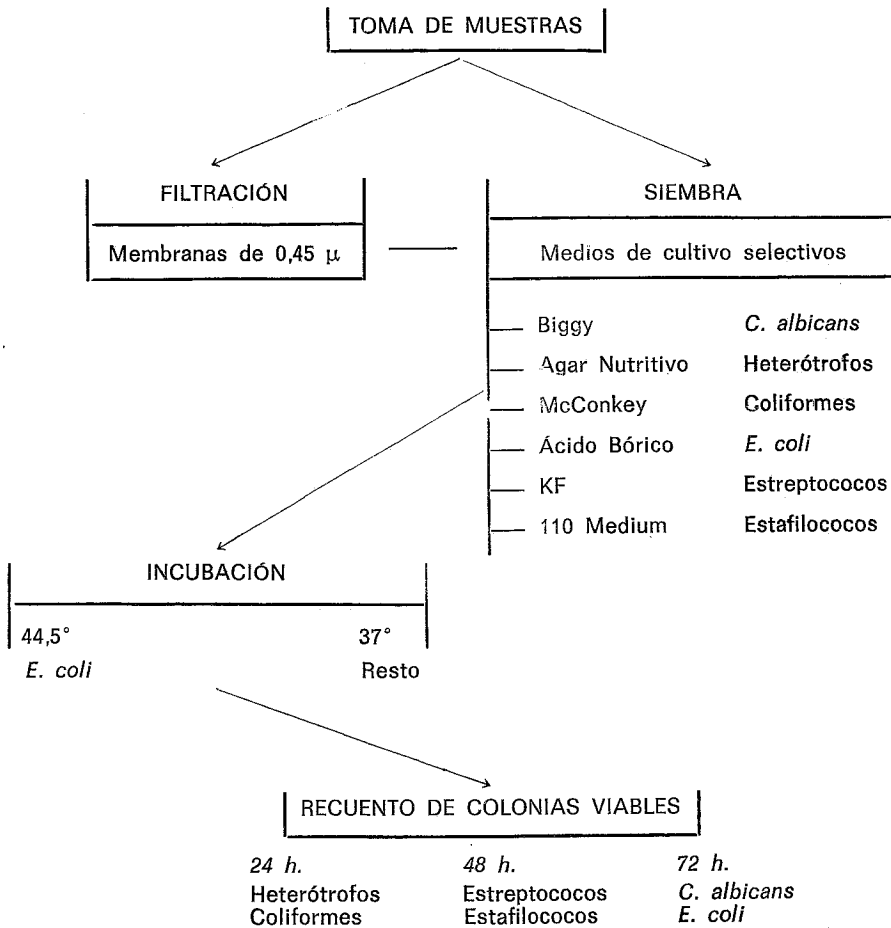
Se hicieron las pruebas de selectividad para el recuento de esta levadura con los medios siguientes:

- a) Bacto Pagano Levine Base (Difco).
- b) Cándida Medium (Oxoid).
- c) Biggy (BBL).

Este último resultó el más efectivo tanto para la diferenciación cualitativa como para la cuantificación (PANADÉS, FERNÁNDEZ, GONZÁLEZ y VALERO, 1974).

CUADRO 3

Esquema del tratamiento de las muestras para determinar las concentraciones de gérmenes



Después de este trabajo previo basado únicamente en experiencias de laboratorio, se llegó a la conclusión de utilizar los siguientes medios de cultivo:

- | | |
|-----------------------|------------------------------------------------|
| Heterótrofos | agar nutritivo (BBL) |
| Coliformes | McConkey (Merck) |
| <i>E. coli</i> | Ácido bórico (Difco) |
| <i>Streptococcus</i> | KF (Difco) |
| <i>Staphylococcus</i> | Bacto <i>Staphylococcus</i> Medium 110 (Difco) |
| <i>C. albicans</i> | Biggy (BBL) |

CUADRO 4

Tabla general de resultados

Radial	Fecha	Estación	cel/ml Heterótrofos	Coliformes cel/ml	E. coli cel/ml	Streptococcus foecalis cel/ml	Staphylococcus cel/ml	Candida albicans cel/ 100 ml	E. coli/ Strept.	DBO ₅ mg O ₂ /l	mg clor/l	
I	11- 1-74	1	164.000,0	> 30.000,0	858,3	2.400,0	10.200,0	45,0	0,357	475,2	—	
		2	> 100.000,0	> 30.000,0	600,0	1.200,0	1.330,0	15,0	0,500	524,4	—	
		3	9.400,0	> 300,0	7,3	27,0	796,0	1,0	0,270	61,2	—	
		4	> 1.000,0	> 30,0	3,0	50,0	—	0,0	0,060	64,6	—	
	26-11-74	1	646.000,0	70.000,0	6.333,0	1.840,0	1.340,0	40,0	3,442	1.170,0	—	
		2	302.000,0	37,0	140,0	560,0	1.560,0	29,0	0,250	584,0	—	
		3	106.000,0	440,0	866,6	780,0	1.240,0	14,0	1,111	237,8	—	
	16-12-74	1	690.000,0	102.000,0	5.416,6	1.240,0	8.900,0	40,0	4,368	345,0	—	
		2	194.000,0	11.500,0	491,0	2.000,0	113.000,0	2,0	0,245	375,0	—	
		3	> 10.000,0	1.095,0	5,6	320,0	520,0	0,0	0,017	337,5	—	
		4	>> 1.000,0	1.540,0	3,0	820,0	70,0	0,0	0,004	—	—	
	4- 3-75	1	900.000,0	51.000,0	9.500,0	2.700,0	1.000,0	—	3,518	—	0,00	
		2	610,0	300,0	7,5	6,2	14,0	—	1,209	—	8,75	
		3	360,0	320,0	3,5	4,2	2,2	—	0,833	—	11,90	
	10- 6-75	1	7.500.000,0	760.000,0	80.000,0	13.500,0	12.600,0	10,0	5,926	192,5	—	
		2	1.900,0	70,0	3,3	1,0	240,0	0,0	3,300	50,0	6,23	
		3	22.000,0	53,0	6,2	10,5	300,0	0,0	0,580	49,0	8,20	
	28- 7-75	1	1.180.000,0	290.000,0	9.333,0	4.300,0	3.500,0	920,0	2,170	—	—	
		2	54.000,0	4.500,0	101,6	8,1	32,0	0,0	12,543	—	—	
		3	24,0	0,0	0,3	0,1	2,3	0,0	3,000	—	—	
	14-10-75	1	1.480.000,0	73.000,0	7.000,0	5.500,0	4.600,0	22,0	1,273	—	—	
		2	38.000,0	7.200,0	1.300,0	1.010,0	620,0	0,0	1,287	—	—	
		3	10,0	0,0	0,0	0,0	380,0	0,0	—	—	—	
	II	14- 1-75	1	1.350,0	46,0	8,5	5,7	7,2	0,2	1,480	103,3	3,61
2			1.600,0	130,0	3,1	6,7	930,0	0,6	0,470	76,6	7,50	
3			1.370,0	110,0	3,0	6,2	90,0	0,4	0,480	46,6	1,00	
17- 3-75		1	620,0	0,0	5,8	0,0	324,0	0,0	—	39,0	3,40	
		2	680,0	1,8	1,1	0,4	99,0	0,0	2,940	35,0	3,30	
		3	> 3.000,0	6,5	5,8	0,1	60,0	0,0	41,500	39,0	2,70	
22- 5-75		1	158,0	12,0	2,8	0,8	140,0	0,0	3,440	116,0	10,48	
		2	162,0	25,0	5,6	0,2	100,0	0,0	28,200	106,0	2,89	
		3	480,0	14,0	2,6	0,7	310,0	4,0	3,785	114,0	1,66	
14- 7-75		1	203,0	37,0	2,0	0,1	3.800,0	0,0	14,210	145,0	3,90	
		2	49.000,0	180,0	3,7	0,3	100,0	0,0	12,160	127,5	1,59	
		3	8.900,0	—	4,0	0,1	2.000,0	0,0	49,750	171,0	0,94	
16- 9-75		1	1.760,0	570,0	26,6	11,4	14,0	0,0	2,330	163,0	0,63	
		2	7.300,0	690,0	34,9	9,7	43,0	2,0	3,590	116,0	0,76	
		3	130,0	21,0	1,3	0,6	480,0	0,0	2,150	90,0	0,00	
29-10-75		1	7.000,0	90,0	0,6	0,0	0,0	0,0	14,750	—	2,66	
		2	300,0	1,0	0,4	0,1	1,8	0,0	4,870	—	0,88	
		3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,000	—	1,00	
III		19- 2-75	1	240,0	13,0	0,8	0,5	7,3	0,0	1,800	76,9	12,50
			2	290,0	19,0	1,9	0,3	27,4	0,0	6,430	71,0	5,80
			3	1.700,0	12,0	0,5	0,6	2,7	0,0	0,860	69,0	3,10
		7- 4-75	1	290,0	36,0	3,6	0,9	52,0	0,0	4,000	92,0	15,70
			2	95,0	> 30,0	0,5	0,0	620,0	0,0	—	83,0	5,06
			3	230,0	0,0	1,5	0,0	6.500,0	0,0	—	92,0	6,02
	7- 7-75	1	18.100,0	5.000,0	6,0	1,4	3,0	0,0	4,280	360,0	24,40	
		2	7.700,0	2.000,0	2,0	0,1	1,0	0,0	16,660	30,0	20,80	
		3	1.420,0	300,0	4,1	0,0	2,4	0,0	102,500	67,5	17,90	
	29- 9-75	1	> 500.000,0	> 300.000,0	0,0	0,3	1.290,0	0,0	—	92,0	7,94	
		2	>> 50.000,0	>> 30.000,0	0,2	0,0	78,0	0,2	—	88,0	6,11	
		3	>> 5.000,0	>> 3.000,0	3,3	0,8	20,0	1,2	4,120	122,0	6,67	

CUADRO 4 (Continuación)

Radial	Fecha	Estación	Índice de Margalef	Fitoplancton n.º cel/100 ml	Productividad primaria mg C/m³/hora	Biomasa zooplancónica ml	Salinidad ‰	Nitratos μ moles NO ₃ /l	Nitritos μ moles NO ₂ /l	pH	Disco de Secchi (ms)	Temperatura °C	Intensidad corriente s ms/seg	Dirección corriente s	
I	11- 1-74	1	—	—	—	—	28,377	—	—	8,10	—	17,5	—	—	
		2	—	—	—	—	29,883	—	—	8,12	—	17,2	—	—	
		3	—	—	—	—	37,666	—	—	8,05	—	16,5	—	—	
		4	—	—	—	—	37,114	—	—	8,16	—	16,7	—	—	
	26-11-74	1	—	—	—	—	26,782	19,94	15,71	7,39	0,22	15,5	—	—	
		2	—	—	—	—	34,273	98,74	9,51	7,56	1,00	14,7	—	—	
		3	—	—	—	—	33,867	70,13	3,39	7,41	1,30	15,0	—	—	
	16-12-74	1	—	—	—	—	32,210	105,05	12,00	7,80	0,20	15,0	—	—	
		2	—	—	—	—	33,736	78,82	6,00	7,80	0,70	13,6	—	—	
		3	—	—	—	—	36,075	19,98	3,45	7,90	3,00	13,2	—	—	
		4	—	—	—	—	36,941	9,18	2,00	8,00	4,00	12,8	—	—	
	4- 3-75	1	3,50	—	—	54,60	27,950	23,05	10,25	8,71	0,20	14,7	0,200	90°	
		2	3,00	1,012	—	7,45	37,806	2,52	0,40	8,60	0,60	13,2	0,170	280°	
		3	2,90	5,572	—	5,35	37,846	0,76	0,18	8,30	5,00	13,0	—	330°	
	10- 6-75	1	—	—	—	—	22,759	52,70	16,80	7,70	0,20	19,5	—	—	
		2	3,60	5,350	12,0	1,70	37,207	1,86	0,26	8,10	4,75	18,5	—	—	
		3	4,60	11,104	15,7	4,20	37,198	1,38	0,23	8,10	4,75	18,5	—	20°	
	28- 7-75	1	—	—	—	—	25,714	31,25	32,10	8,60	0,20	22,5	0,142	230°	
		2	—	300	5,7	3,70	36,838	0,00	—	8,22	14,00	24,4	0,181	225°	
		3	—	598	2,1	2,30	37,187	0,00	—	8,29	24,00	24,5	0,181	240°	
	14-10-75	1	—	—	1,9	—	23,376	142,10	19,39	—	0,20	20,0	—	—	
		2	—	—	3,8	36,90	37,684	12,80	3,15	—	6,00	19,0	0,180	175°	
		3	—	—	7,2	4,40	37,820	0,0	0,00	—	16,00	19,1	0,140	55°	
	II	14- 1-75	1	3,07	1,153	2,1	0,40	37,994	3,45	0,53	8,11	—	13,0	—	—
2			1,66	880	2,7	2,40	37,010	3,24	0,54	8,23	4,70	13,0	—	—	
3			1,57	1,304	1,8	3,00	38,029	2,89	0,46	8,24	5,00	12,7	—	—	
17- 3-75		1	3,20	2,780	3,6	0,60	38,010	1,78	0,09	—	—	—	—	—	
		2	3,17	5,622	—	2,00	38,062	2,33	0,12	—	—	—	0,062	350°	
		3	3,00	—	3,9	2,20	37,979	2,07	0,33	—	—	—	—	—	
22- 5-75		1	1,68	1,320	13,5	1,50	37,694	1,55	0,37	8,40	3,70	17,5	—	—	
		2	2,37	3,956	3,8	—	37,511	1,45	0,34	8,40	4,50	17,0	0,040	40°	
		3	3,47	3,368	3,4	—	37,702	1,50	0,33	8,30	5,00	17,0	0,110	360°	
14- 7-75		1	4,03	3,200	13,5	0,30	37,543	10,00	6,06	8,60	—	22,5	—	—	
		2	3,04	1,623	3,8	0,50	37,511	0,61	0,31	8,59	6,50	23,2	0,210	50°	
		3	2,90	977	1,1	0,80	37,790	0,15	0,00	8,60	13,50	23,5	0,280	20°	
16- 9-75		1	9,80	—	15,2	0,80	37,217	—	—	—	—	—	—	—	
		2	4,09	—	8,8	0,30	37,603	—	—	—	3,40	—	—	—	
		3	0,00	—	6,5	1,00	38,145	—	—	—	20,00	—	—	—	
29-10-75		1	2,16	668	44,8	0,40	36,193	3,28	—	8,62	4,00	19,1	0,117	60°	
		2	2,25	1,067	0,6	0,70	37,709	2,66	—	8,62	18,00	19,1	0,280	40°	
		3	2,00	—	0,9	1,70	37,852	0,78	—	8,63	30,50	19,1	0,160	60°	
III		19- 2-75	1	2,40	52	5,8	1,35	37,910	2,36	0,55	8,20	1,00	13,5	0,100	50°
			2	2,71	1,059	4,5	2,57	38,065	2,36	0,53	8,35	1,25	13,6	0,170	65°
			3	2,80	1,177	3,6	1,35	38,091	2,17	0,51	8,43	5,00	13,8	0,140	90°
		7- 4-75	1	3,18	4,521	91,2	—	37,936	0,39	0,25	7,99	2,00	14,0	0,160	105°
			2	3,16	2,055	24,4	1,80	37,964	0,94	0,26	8,07	7,00	13,6	0,120	95°
			3	3,15	2,214	29,6	3,20	37,952	0,89	0,26	8,06	7,00	13,6	0,110	330°
	7- 7-75	1	3,00	13,909	49,9	—	31,235	—	—	7,80	1,00	22,3	—	—	
		2	3,10	8,589	41,0	0,20	36,650	—	—	8,00	1,70	22,1	0,140	270°	
		3	3,00	5,662	27,8	0,30	37,193	—	—	8,00	2,00	21,7	0,140	270°	
	29- 9-75	1	3,90	—	7,2	—	36,325	1,51	—	9,40	—	20,7	—	—	
		2	3,90	3,782	6,1	0,05	36,226	1,72	—	8,88	3,10	20,7	0,130	240°	
		3	4,08	1,900	6,6	0,02	35,169	4,14	—	8,86	5,50	20,8	0,200	215°	

La técnica consiste en filtrar la muestra o sus diluciones (según el grado de contaminación) sobre membranas filtrantes estériles de 45 mm de diámetro y 0,45 micras de poro. Los filtros se siembran en placa sobre los medios de cultivo pertinentes y se incuban. En el cuadro 3 se esquematiza todo el proceso.

El recuento de colonias se realiza directamente o con ayuda de la lupa binocular. En el caso de las placas de agar nutritivo y con el fin de facilitar el conteo, se tiñen las membranas con azul de metileno.

Excepto en el caso de *Salmonella*, al pasar de las experiencias de laboratorio a las muestras de agua de mar, se ratificaron los resultados tanto cualitativos como cuantitativos, si bien aparecieron algunos problemas que estaban ligados con las características intrínsecas de las muestras.

Al no conocer «a priori» el grado de contaminación de una muestra, ya que variaba constantemente, era difícil de prever las cantidades que debían sembrarse. Esto obligaba a preparar una larga secuencia de siembras a distintas concentraciones de las que más tarde, se escogerían las adecuadas para el recuento.

En general las muestras naturales de zonas contaminadas, presentan abundantes detritus que sirven de soporte a grumos de bacterias, lo que hace que la muestra no sea homogénea. Esto unido a la probabilidad de coincidencia de los gérmenes a grumos sobre la membrana, hace que los resultados estén sometidos a grandes variaciones. Se intentó disgregar los grumos de las muestras añadiéndoles 20 ppm de Tween 80 (JONES y JANNASCH, 1959; GLASSMAN, 1948). Se hicieron pruebas de toxicidad de este tensioactivo y se vio que a esta concentración no tenía efecto inhibidor sobre el crecimiento bacteriano. A pesar de que en la bibliografía se cita como un producto eficaz para la dispersión de los agregados bacterianos, en nuestro caso no se observó ningún resultado efectivo. Después de algunas pruebas se llegó a la conclusión que los mejores resultados se obtenían agitando mecánicamente la muestra durante dos minutos con una batidora doméstica.

RESULTADOS

En el cuadro 4 se consignan todos los valores de los parámetros hallados durante este estudio.

Ya se ha comentado que los resultados que se obtenían en los recuentos bacterianos, estaban sometidos a una gran variación que, si bien podía ser real, estaba afectada por errores estadísticos de conteo a distintos grados de dilución de la muestra. Con el fin de que los valores obtenidos en distintos momentos y en muestras con grados de contaminación muy diversos, pudieran ser comparables, se adoptaron unos criterios para el recuento que se han respetado a lo largo de todo el trabajo:

1.º Realización sistemática de una amplia gama de diluciones que alcanzaba hasta la 10^{-7} en la estación 1 de la radial 1, que era la más contaminada, y hasta la 10^{-5} en todas las demás estaciones de las otras radiales, lo que permitió obtener por lo menos, una placa cuyo número de colonias era susceptible de poder ser contado, y prever la gran variabilidad existente en el número de gérmenes de un momento a otro.

2.º Los recuentos se llevaban a cabo únicamente sobre placas que contenían un número óptimo de colonias que se fijó en un mínimo de 20 y un máximo de 100. Esta densidad permitía un buen crecimiento de las colonias con una baja probabilidad de coincidencia.

3.º Dado el error estadístico que comporta el aumento de dilución de la muestra, se hacían los recuentos en aquellas placas que teniendo un número óptimo de colonias, correspondían a la menor dilución.

Se observará que los valores de salinidad, particularmente de las estaciones de la radial 1, son muy variables, debido a que hay un aporte considerable de agua residual que afecta a la zona de manera desigual gracias a un régimen variable de vientos y corrientes.

En la figura 9 se muestra una curva patrón que se ha obtenido mezclando distintas proporciones de agua de mar limpia, de salinidad típica del Mediterráneo (37 ‰) con agua procedente del emisario Prim que de-

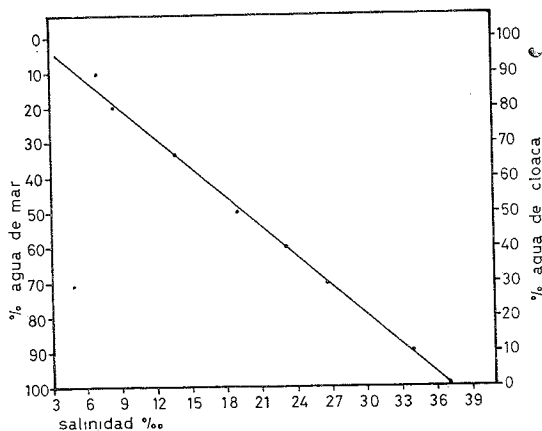


Fig. 9. — Curva patrón de salinidad obtenida con mezclas a distintas proporciones, de agua de mar y agua residual.

sagua en la Riera de Horta. Comparando los valores reales de las salinidades obtenidas de las muestras, con los calculados en la curva, deducimos la proporción de la mezcla entre agua residual y agua de mar. Estos cálculos han servido para determinar la tasa de dilución, que más tarde se comenta, y que parece ser el factor más importante de la autodepuración.

DISCUSIÓN

El área que se ha escogido como sujeto de estudio exploratorio, de un programa mucho más amplio, es, por esencia heterogénea y enclavada en el seno de la influencia de una ciudad de alrededor de tres millones de habitantes.

El acercamiento al problema que hemos intentado, ha sido esencialmente el ver cómo una flora típicamente fecal, asociada a la presencia del hombre, se ve afectada por una serie de factores ambientales extraños a su hábitat usual. No obstante, dado el emplazamiento particular de los puntos de muestreo y muy singularmente la radial I, no podemos descartar la influencia de factores que por su especificidad, no hemos podido controlar y que, en ocasiones, han podido ser decisivos y mucho más importantes que los ambientales propiamente dichos. Nos referimos concretamente al acarreamiento de sustancias tóxicas de tipo industrial, por las propias aguas residuales (hidrocarburos, detergentes, metales pesados, etcétera). Estudios hechos por BONDE (1974) indican que en zonas muy contaminadas por residuos industriales se llegan a encontrar valores de T_{50} de hasta 10 minutos, y en tales ocasiones el 99,9 % de bacterias desaparecen antes de las 4 horas de su llegada al mar. Probablemente, la zona estudiada, está más afectada por una contaminación urbana que por la industrial, pero no puede descartarse el que, resultados que consideramos aberrantes, tengan su origen en la presencia de sustancias tóxicas. Ya en 1965, PIÑOL y SUBIRÁ hacen comentarios sobre la variabilidad de contaminación de muestras recogidas frente a un colector de Barcelona. Sin razón aparente la concentración de *E. coli* pasa de 4.300.000 por ml a 0,43/ml. Estas enormes variaciones se intentan explicar por la existencia de corrientes, vientos y temporales, pero a nuestro juicio no hay que despreciar la posibilidad de que el contenido de sustancias de la propia cloaca tenga una acción letal sobre la flora contaminante. En la figura 10 se presenta de forma sinóptica, una panorámica de la contaminación de la zona en función de las concentraciones de coliformes. Se puede observar la gran variabilidad entre los distintos muestreos aún en zonas como la radial I, que están afectadas constantemente por los emisarios de la ciudad.

El factor más importante que distribuye una contaminación en el mar es la existencia de corrientes. Su estudio, aunque sea únicamente el de corrientes superficiales, tiene en sí mismo una problemática difícil de resolver. En el cuadro de valores se consignan la dirección e intensidad registradas en los momentos que se han llevado a cabo la toma de muestras, no obstante su valor es muy relativo, ya que nos da una visión instantánea de un sistema en movimiento y es posible que la dispersión de la contaminación esté afectada por condiciones de corrientes inmediatamente anteriores a las que estamos determinando. Ha sido frecuente el encontrar cambios notables de circulación a lo largo de las 4 horas que

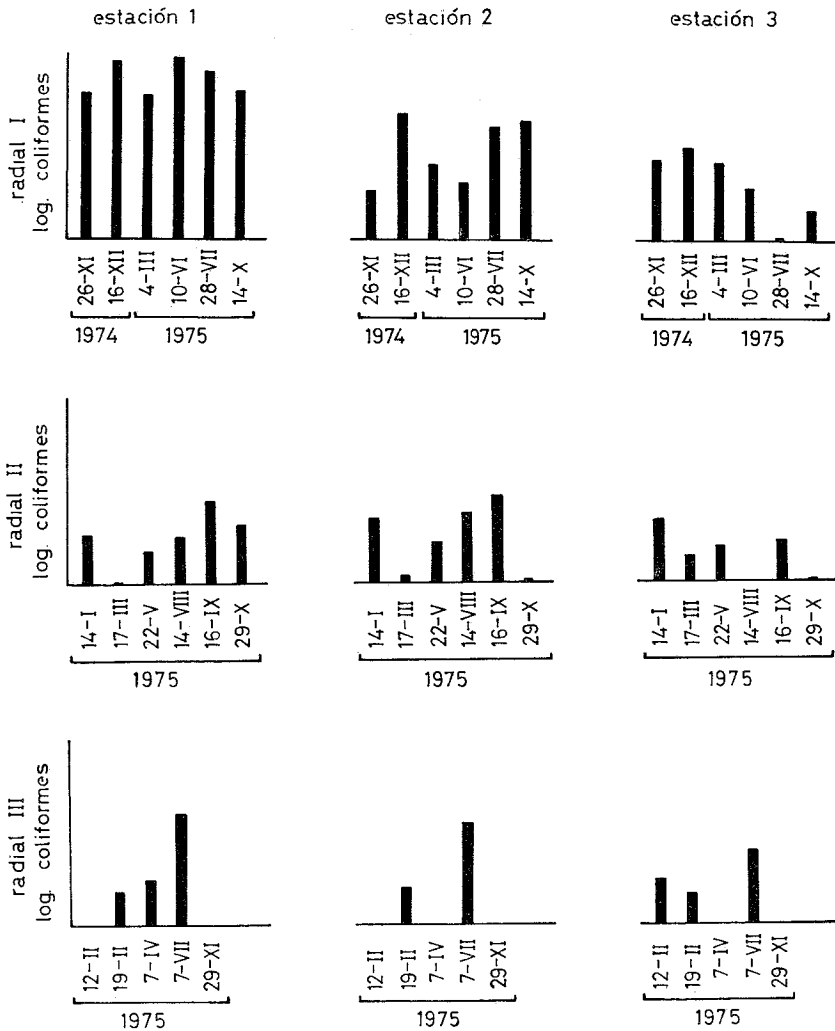


Fig. 10. — Representación de las concentraciones de coliformes determinadas en distintos momentos en los nueve puntos de muestreo.

aproximadamente se empleaban en la recogida de muestras de la radial I. El hecho de que se produjera un cambio brusco de tiempo con levantamiento de viento, típico de estas zonas mediterráneas, hacía que en un corto espacio de tiempo se detectaran cambios fundamentales en la dinámica de las aguas superficiales. En repetidas ocasiones se han encontrado direcciones de viento y corrientes totalmente opuestas, pero basta que aquél se mantenga durante unas horas para que se venza la inercia de la

corriente anterior y llegue a orientarse guardando un cierto ángulo con el viento. Es evidente que si se pudiera tener un registro continuo o valores muy frecuentes del viento que actúa en la zona, la interpretación de algunos fenómenos se facilitaría notablemente, pero esto no es posible ni tan sólo con los datos que puede facilitar el Servicio Meteorológico, ya que sus estaciones están lejos de nuestra área de estudio y el «ángulo de sombra» que ofrece la cadena montañosa que se encuentra detrás de Barcelona (Tibidabo-Sant Pere Màrtir, Montjuich) hace que puntos aparentemente próximos estén sometidos a condiciones de viento muy distintas.

En la figura 11 se ofrecen unos ejemplos de las corrientes superficiales halladas en las tres zonas de estudio. Nótese que en la mayor parte de los casos no tenemos el valor correspondiente a la estación 1. En todos los casos, esta estación está situada en aguas someras de la playa, precisamente en el rompiente de las olas. Es prolijo hacer comentarios sobre la peligrosidad de fondear la lancha de salvamento en esta zona, aunque sólo sea por unos minutos. En estas estaciones, por lo general, únicamente se hizo la toma de muestras y medida de parámetros, compatibles con un cierto movimiento que permitía el control de la embarcación.

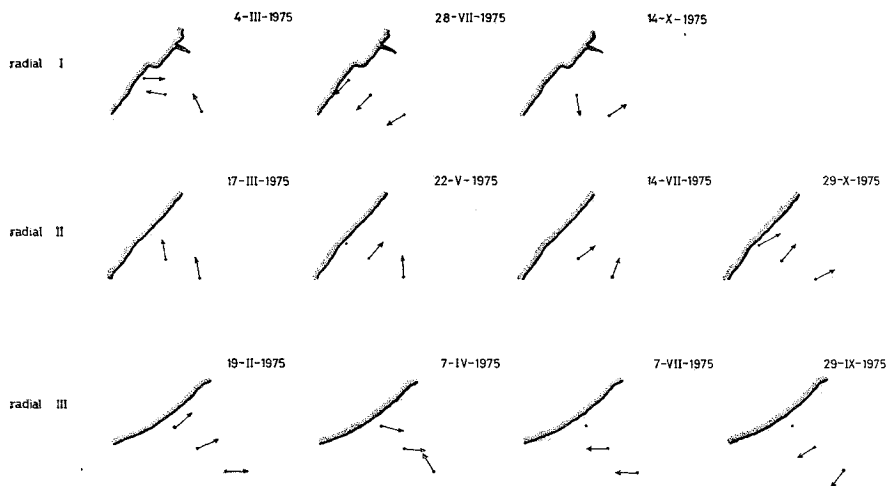


Fig. 11. — Representación de la dirección de la corriente superficial, determinada en los lugares y fechas indicados.

El modelo de circulación superficial más complicado nos lo ofrece la radial I. Con cierta frecuencia encontramos direcciones de corrientes que sugieren remolinos y que probablemente están inducidos por una serie de frentes de agua de distinta densidad. No olvidemos que en esta zona además del aporte de agua residual que estamos estudiando, se hallan otros varios (ver fig. 8) y que en dirección NE está la desembocadura del río

Besós con un régimen de aporte de agua dulce muy variable y dos centrales térmicas que utilizan el agua de mar para su refrigeración. Todo ello condiciona la existencia de una multitud de pequeñas masas de agua de distintas densidades y que por la proximidad a sus puntos de origen todavía no se han mezclado, provocando interacciones mutuas que complican el dinamismo circulatorio de la zona.

En 1961 un equipo de investigadores del Ayuntamiento de Barcelona (CARTAÑA, HERNÁNDEZ, JOSA, MIRAVITLLES, SUÑER y VALLMITJANA) hicieron un estudio de corrientes superficiales de la zona, del que se desprende la complejidad del sistema y sobre todo su gran variabilidad en el tiempo.

El factor más importante que reduce la contaminación producida por un agua residual al llegar al mar, es la dilución. Aparentemente, los gérmenes en contacto con el agua de mar se autodepuran y llegan a desaparecer después de un cierto recorrido. No obstante no se puede hablar de depuración real si no se tiene en cuenta el factor de dilución, ya que el número de gérmenes puede mantenerse, aunque su concentración relativa disminuya al aumentar el volumen de agua. Junto a este proceso hay que considerar la sedimentación, que puede llegar a ser importante en las zonas con aportes detríticos grandes, y por tanto con abundante material en suspensión, que ofrece superficies de adsorción para los gérmenes, siendo arrastrados al fondo por un simple proceso gravitatorio.

Existen varios métodos para determinar la dilución del agua de un emisario; los más corrientes son la utilización de isótopos radiactivos de vida corta y el marcado de agua con sustancias fluorescentes (usualmente rodamina B). Ambos tienen una limitación temporal ya que los factores de dilución que se hallan a distancias variables de las descargas, están influenciados por el caudal de agua residual y por la dinámica circulatoria, y en nuestro caso ambos aspectos fluctúan constantemente, de manera que los valores de dilución que pudieran hallarse durante un experimento de este tipo, sólo serían válidos para aquel momento, pero en ningún caso podrían extrapolarse en el tiempo.

Como se ha consignado en el capítulo de metodología hemos hecho un cálculo del factor de dilución de las muestras obtenidas de la radial I, a base de las diferencias de salinidad. En función de este factor se ha calculado la concentración teórica de cada uno de los gérmenes. Los resultados están expuestos en el cuadro 5, y en la figura 12 se representan las concentraciones reales halladas por los análisis correspondientes, frente a las teóricas. Los valores que se encuentran sobre la línea indican que estas bacterias en realidad no desaparecen del medio natural y su concentración depende únicamente del grado de dilución. Los puntos que se hallan por debajo de la línea deben interpretarse como gérmenes que desaparecen realmente, de manera que además de la dilución están sometidos a la acción de otros factores específicos (temperatura, radiaciones, etc.) o no (sedi-

mentación, corrientes, etc.), que provocan su disminución en el agua. Finalmente, los puntos situados sobre el límite del factor de dilución, teóricamente representan acumulaciones debidas a una resistencia del germen, ya que la concentración de una muestra no depende de un aporte instantáneo sino que es fruto de una secuencia continua de aportes. En cierta manera podemos decir que es una visión instantánea de un flujo contaminante que depende de sus características presentes y pasadas. No obstante estas consideraciones, aun teniendo en cuenta estos tres tipos de comportamiento, resulta un modelo demasiado esquemático para una zona tan compleja como es la radial I.

En primer término, cuando se observa el comportamiento de las corrientes (fig. 11) se concluye fácilmente que no siempre los cálculos teóricos son ciertos, ya que se ha presupuesto que la llegada del agua residual y, en consecuencia la estación 1, es la fuente contaminante de las otras estaciones; pero se puede apreciar claramente que, en determinados momentos, el transporte debido a la corriente no sigue una dirección perpendicular a la costa, de manera que es posible que el foco contaminante sea dis-

CUADRO 5

Concentraciones reales y teóricas, correspondientes a las estaciones de la radial I

Fecha	Estación	Concentración real de gérmenes					
		Heterótrofos	Coliformes	<i>E. coli</i>	<i>Streptococcus</i>	<i>Staphylococcus</i>	<i>Candida albicans</i>
11-11-74	1	164.000,0	> 30.000,0	858,3	2.400,0	10.200,0	45,0
	2	> 100.000,0	> 30.000,0	600,0	1.200,0	1.330,0	15,0
	3	9.400,0	> 300,0	7,3	27,0	796,0	1,0
	4	> 1.000,0	> 30,0	3,0	50,0	—	0,0
26-11-74	1	646.000,0	70.000,0	6.333,0	1.840,0	1.340,0	40,0
	2	302.000,0	37,0	140,0	560,0	1.560,0	24,0
	3	106.000,0	440,0	866,6	780,0	1.240,0	14,0
16-12-74	1	690.000,0	102.000,0	5.416,6	1.240,0	8.900,0	40,0
	2	194.000,0	11.500,0	491,0	2.000,0	113.000,0	2,0
	3	> 10.000,0	1.095,0	5,6	320,0	520,0	0,0
	4	> 1.000,0	1.540,0	3,0	820,0	70,0	0,0
4- 3-75	1	900.000,0	51.000,0	9.500,0	2.700,0	1.000,0	—
	2	610,0	300,0	7,5	6,2	14,0	—
	3	360,0	320,0	3,5	4,2	2,2	—
10- 6-75	1	7.500.000,0	760.000,0	80.000,0	13.500,0	12.600,0	10,0
	2	1.900,0	70,0	3,3	1,0	240,0	0,0
	3	22.000,0	53,0	6,1	10,5	> 300,0	0,0
28- 7-75	1	1.180.000,0	290.000,0	9.333,0	4.300,0	3.500,0	920,0
	2	54.000,0	4.500,0	101,6	8,1	32,0	0,0
	3	24,0	0,0	0,3	0,1	2,3	0,0
14-10-75	1	1.480.000,0	73.000,0	7.000,0	5.500,0	4.600,0	22,0
	2	38.000,0	7.200,0	1.300,0	1.010,0	620,0	0,0
	3	10,0	0,0	0,0	0,0	380,0	0,0

CUADRO 5 (Continuación)

Concentración teórica de gérmenes							
Fecha	Estación	Heterótrofos	Coliformes	<i>E. coli</i>	<i>Streptococcus</i>	<i>Staphylococcus</i>	<i>Candida albicans</i>
11-11-74	1	—	—	—	—	—	—
	2	13.802,0	—	722,3	2.020,0	8.584,0	37,8
	3	3.764,0	—	19,7	55,1	234,1	1,0
	4	13.285,0	—	69,5	194,3	826,3	4,2
26-11-74	1	—	—	—	—	—	—
	2	210.116,0	22.768,0	2.059,8	598,6	435,8	13,0
	3	233.746,0	25.328,0	2.291,6	666,0	484,8	14,5
16-12-74	1	—	—	—	—	—	—
	2	504.473,0	74.574,0	3.960,0	906,0	6.507,0	29,2
	3	219.987,0	32.519,0	1.626,6	395,0	2.837,0	12,7
	4	114.669,0	16.951,0	900,0	206,0	1.479,0	6,6
4- 3-75	1	—	—	—	—	—	—
	2	7.067,0	400,0	74,6	21,2	7,8	—
	3	3.430,0	194,0	36,2	10,3	3,8	—
10- 6-75	1	—	—	—	—	—	—
	2	335.691,0	34.016,0	3.574,0	604,2	563,9	0,4
	3	340.200,0	34.473,0	3.622,0	612,3	571,5	0,4
28- 7-75	1	—	—	—	—	—	—
	2	96.090,0	24.924,0	82,8	369,6	302,0	79,0
	3	63.857,0	16.610,0	0,0	246,3	200,0	52,7
14-10-75	1	—	—	—	—	—	—
	2	20.405,0	1.006,0	96,5	75,8	63,0	0,3
	3	6.531,0	322,0	30,8	24,3	20,0	0,0

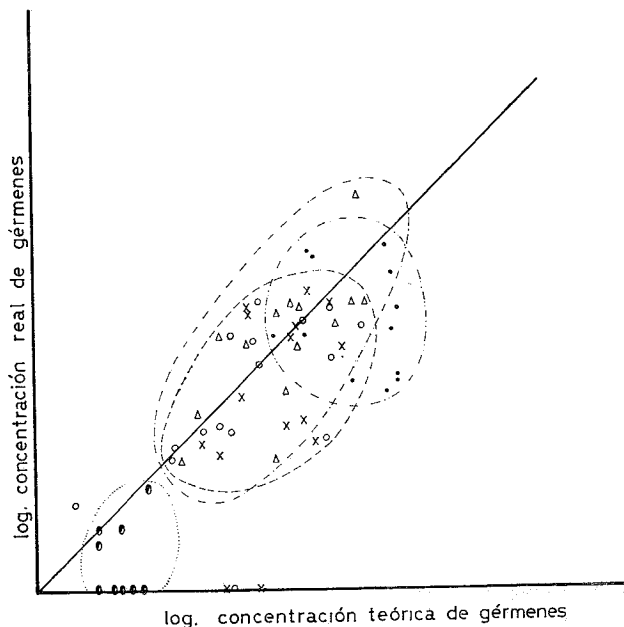


Fig. 12. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas consignadas en el Cuadro 5 (radial I). Coliformes ● — · — · —; *E. coli* ○ — — — —; estreptococos × — — — —; estafilococos △ — · — · —; *C. albicans* ● ····.

tinto. No obstante, no se puede descartar la posibilidad de que las determinadas en aquel momento, sean corrientes de nueva formación y, por tanto, de efectividad muy limitada respecto a la dispersión de la contaminación.

En las gráficas de las figuras 13, 14, 15, 16, 17, 18 y 19, se presentan desglosados por momentos de muestreo, los mismos parámetros que en la gráfica anterior. Aquí se puede analizar separadamente el comportamiento de cada germen en función de unos factores, conocidos o no, pero que probablemente varían en el tiempo.

Como comportamiento típico se podría considerar el representado en la figura 16. La depuración sigue la conducta marcada por la dilución. El caso opuesto sería el de la figura 18 en la que es evidente que además de la dilución existe algún otro factor que distorsiona el comportamiento general. Son interesantes las evoluciones representadas en las figuras 13 y 19. En ambas se observa un comportamiento normal, en líneas generales, pero desplazado respecto al factor de dilución. Da la impresión de que éste no corresponde con el que realmente ha condicionado la disminución de la contaminación, a pesar de que se mantiene paralelo a él. Quizá, podría explicarse respectivamente por una difusión más lenta y más rápida a la normal, de manera que la efectividad de la sedimentación queda afectada.

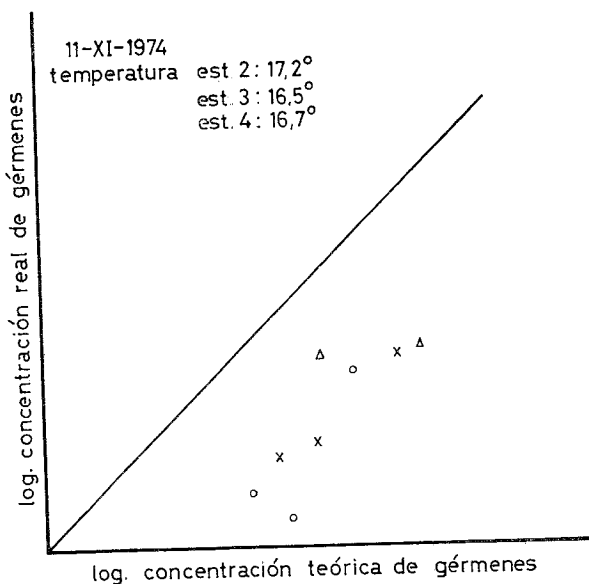


Fig. 13. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 11-XI-74 (radial I). *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

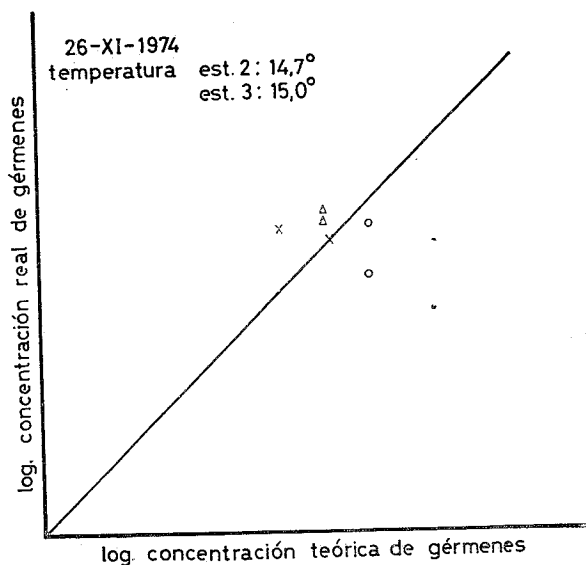


Fig. 14. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 26-XI-74 (radial I). Coliformes ●; *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

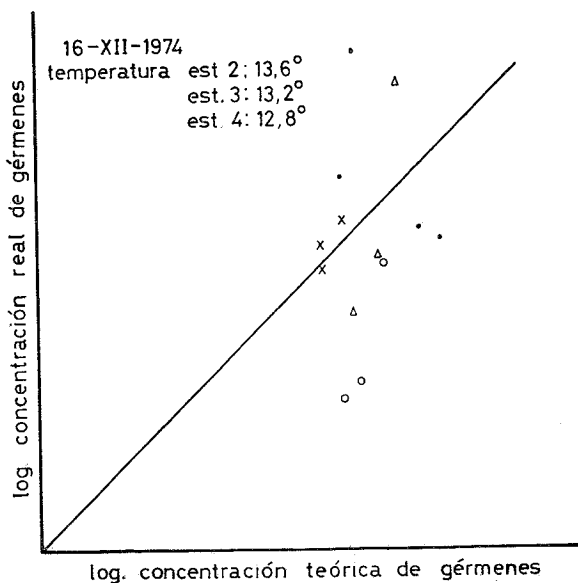


Fig. 15. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 16-XII-74 (radial I). Coliformes ●; *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

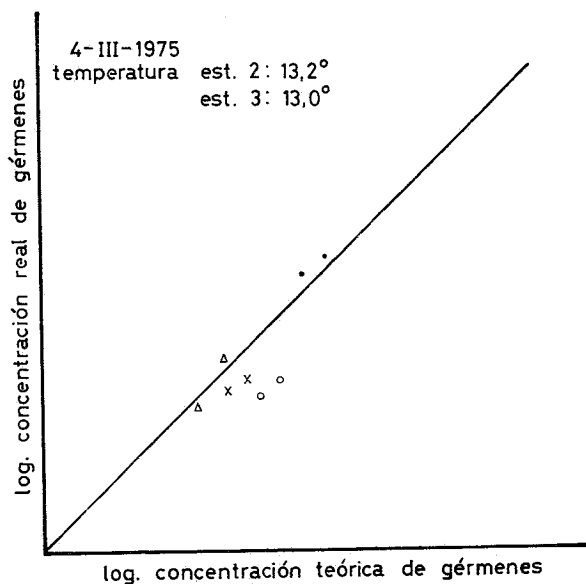


Fig. 16. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 4-III-75 (radial I). Coliformes ●; *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

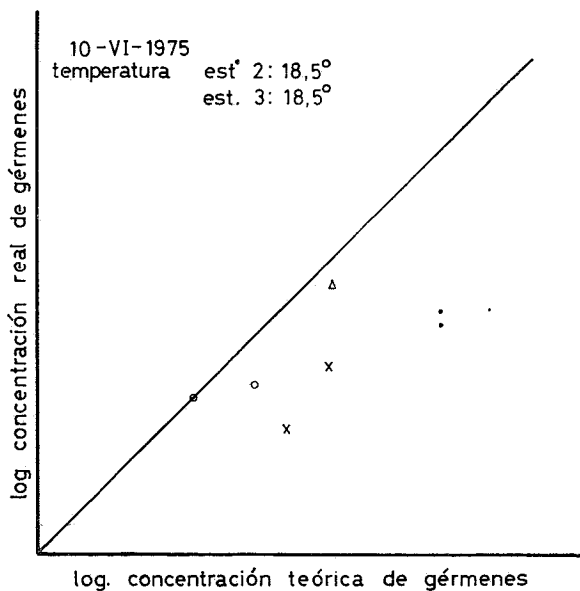


Fig. 17. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 10-VI-75 (radial I). Coliformes ●; *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

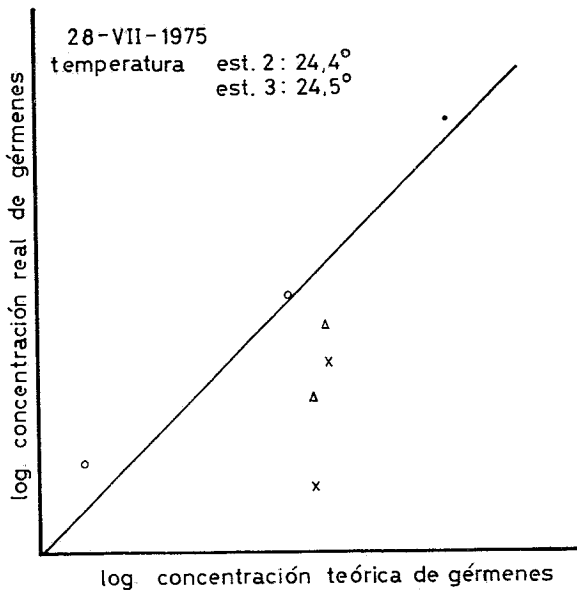


Fig. 18 — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 28-VII-75 (radial I). Coliformes ●; *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

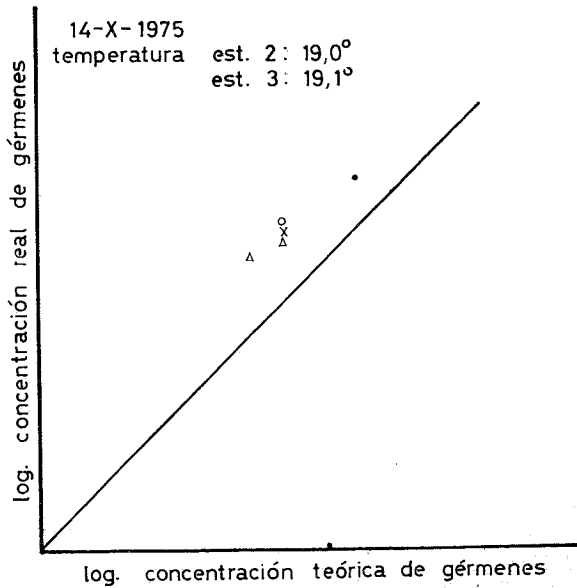


Fig. 19. — Relación entre las concentraciones reales y teóricas correspondientes al 14-X-75 (radial I). Coliformes ●; *E. coli* ○; estreptococos ×; estafilococos △.

La contaminación producida por el agua residual en esta zona, se deja notar sobre todo en la superficie, ya que al tener una menor densidad se mantiene sobre el agua salada y se mezcla muy poco con ella. Es importante tener en cuenta la persistencia en el mar de masas de agua de distinta densidad ya que de lo contrario pueden falsearse los cálculos de dilución. En realidad sólo una pequeña parte del sistema receptor se mezcla con el emisario y al formarse una masa menos densa de poca potencia, se desliza sobre él llevada por la corriente y puede invadir grandes zonas con un mínimo de dilución.

De los datos de salinidad determinados a distintas profundidades, extraemos dos ejemplos observados en la estación 2 de la radial I (fig. 20) que nos ilustran sobre situaciones bien distintas. En el muestreo del 16-12-74 se observa un fuerte gradiente de salinidad entre la superficie y los dos metros de profundidad. Por debajo se encuentra la salinidad normal del

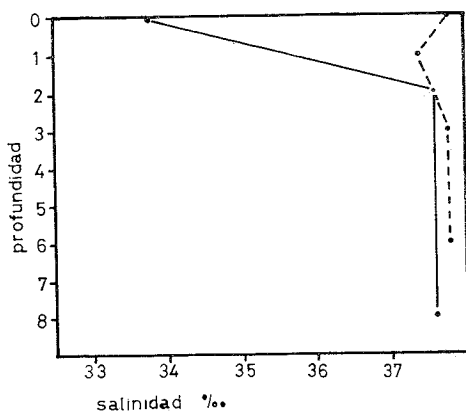


Fig. 20. — Distribución de la salinidad en la estación 2 (radial I) el 16-XII-74 (—) y el 4-III-75 (---).

agua de mar de esta zona. Por el contrario, los valores de la misma zona obtenidos el 4-3-75 manifiestan una clara influencia del agua exterior que queda ratificada por las características de la corriente superficial (fig. 11) que empuja la mancha de agua dulce contra la costa. Es evidente que esta influencia de agua exterior que, en principio es más limpia, se refleje en el grado de contaminación de la estación 2 respecto a la 1. En efecto, en el Cuadro General de resultados (4) se puede observar un fuerte descenso de las concentraciones que es general para todos los gérmenes determinados.

Aparte de la zona de la radial I, influenciada directamente por los emisarios de la ciudad, se produce un aporte contaminante más intenso en verano que en invierno, debido a la utilización de las playas como zonas de

recreo. En una primera estima parece que la concentración de gérmenes debería ser más elevada a las temperaturas que acompañan a la estación estival, pero se observa que algunas bacterias son particularmente sensibles al aumento de temperatura.

Debido a que las tres radiales estudiadas están sometidas a influencias de contaminación muy dispares, no es posible tratar todos los datos indiscriminadamente a pesar de que lo que busquemos sea únicamente el efecto de la temperatura, ya que hay factores que actúan tan drásticamente sobre la concentración de gérmenes, que enmascaran el esquema general. En el caso de la radial I es claro que la influencia directa de la descarga de aguas residuales sobre la estación 1, condicione la tasa de gérmenes que encontramos. Además la propia proximidad de la fuente de contaminación hace que los microorganismos tengan un tiempo de residencia muy corto y por tanto los factores que condicionan su desaparición, no hayan tenido tiempo de actuar.

El caso de la estación 2 presenta una situación intermedia, ya que a lo largo del estudio realizado se han encontrado ocasiones en que se hallaba plenamente dentro de la mancha que produce el agua residual, pero en otra quedaba fuera. Finalmente, la estación 3, se nos ofrece como un punto ideal para este tipo de estudio ya que siendo una zona típicamente contaminada, su posición lejana de la costa permite obtener muestras cuyos gérmenes hayan tenido un cierto tiempo de residencia en el mar.

Se ha considerado el comportamiento de *Streptococcus* y *E. coli* en las radiales I y II, clasificando los datos por intervalos de temperatura (hasta 15°, de 15° a 20° y de 20° a 25°) y se han hallado las medias de las concentraciones de gérmenes dentro de cada intervalo. (En este estudio no se ha tenido en cuenta la radial III debido a que no existe ningún dato en el intervalo de 15° a 20°.) Los resultados se consignan en el cuadro 6.

No se puede hablar de un tratamiento estadístico ni de una significación de los valores medios calculados, ya que no se dispone de suficientes datos y aún la dispersión, dentro de cada intervalo, es grande, pero nos puede ayudar a la comprensión del comportamiento de los gérmenes dentro de ciertos límites.

Se observa que en la radial I las medias de concentración de estreptococos en la estación 1 son independientes de la temperatura y que la distribución, lógicamente, está condicionada por la llegada de la contaminación. En la estación 2 se inicia una dependencia negativa respecto a la temperatura que queda confirmada en la estación 3. En la radial II se han tratado todas las estaciones conjuntamente ya que, no pueden diferenciarse por una influencia particular de una descarga contaminante. Aquí se observa igualmente una disminución de la concentración de estreptococos al aumentar la temperatura. Aparentemente estamos frente a un germen cuya resistencia se ve disminuida por el incremento de temperatura.

Un estudio igual para con la presencia de *E. coli* revela que ni la esta-

CUADRO 6

Valores medios de las concentraciones de *E. coli* y *Streptococcus foecalis* en los intervalos de temperatura que se consignan

RADIAL I				
	Intervalos temperatura	Est. 1	Est. 2	Est. 3
<i>Streptococcus</i>	hasta 15°	1970,00	855,40	534,70
	15° - 20°	5810,00	737,00	20,90
	20° - 25°	4300,00	8,10	0,10
<i>E. coli</i>	hasta 15°	7458,30	212,80	219,60
	15° - 20°	23547,80	634,40	4,115
	20° - 25°	9333,00	101,60	0,30

RADIAL II		
	Intervalos temperatura	Est. 1
<i>Streptococcus</i>	hasta 15°	6,20
	15° - 20°	0,30
	20° - 25°	0,17
<i>E. coli</i>	hasta 15°	4,86
	15° - 20°	2,01
	20° - 25°	3,20

ción 1 ni la 2 (radial I) están influenciadas por la temperatura, sólo en la estación 3 se observa una disminución con el aumento de temperatura, pero no puede descartarse la posibilidad de una distribución al azar ya que en la radial II se vuelve a encontrar una falta de dependencia entre ambos parámetros.

Cuando estos aspectos se analizan a la luz de los cálculos teóricos hechos a partir del factor de dilución se observa que a bajas temperaturas (alrededor de los 13°) la desaparición de los estreptococos sigue la dilución (figs. 15 y 16), a temperaturas medias (18°, fig. 17) se encuentran concentraciones más bajas que las calculadas por dilución y este descenso es máximo a altas temperaturas (24°, fig. 18). Si en estos mismos casos se observa el comportamiento de *E. coli* vemos que casi se puede considerar inverso. El descenso de concentraciones reales respecto a las calculadas es máximo alrededor de los 13° (fig. 15) para hacerse mínimo a temperaturas medias y altas (figs. 17 y 18 respectivamente).

En las figuras 21 y 22 se intenta poner en evidencia el comportamiento específico de estos gérmenes respecto a la temperatura, representando la diferencia entre los valores teóricos y reales respecto a la temperatura de las muestras (se han eliminado todos los valores negativos cuya interpretación escapa a las posibilidades de este trabajo). Se observa una disminución de la resistencia de los estreptococos al aumentar la temperatura

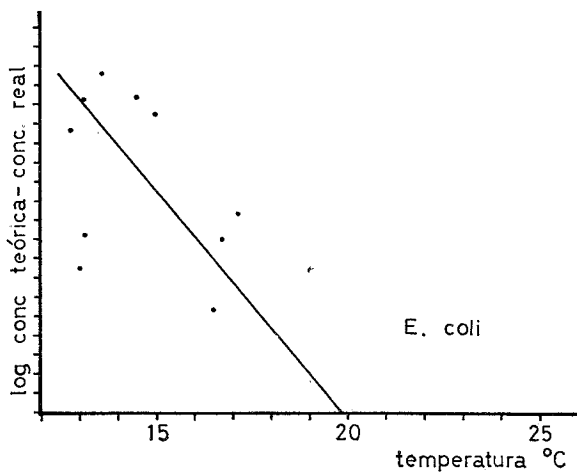


Fig. 21. — Relación entre la desaparición de estreptococos (concentración teórica menos real) y la temperatura del agua.

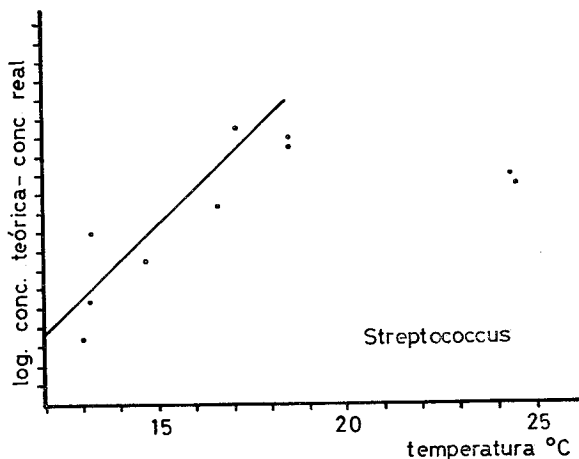


Fig. 22. — Relación entre la desaparición de *E. coli* (concentración teórica menos real) y la temperatura del agua.

e incluso puede intuirse que la selección de individuos es tal, que una vez superada una temperatura crítica (alrededor de los 19°) no disminuyen proporcionalmente al aumento de temperatura.

En el caso *E. coli* la dispersión de puntos es mayor, pero da idea de una tendencia opuesta. Téngase en cuenta que estamos intentando analizar la influencia de un factor aislado, pero que los datos con los que trabajamos son el resultado de una interacción de múltiples factores, de manera que difícilmente puede irse más allá de la determinación de ciertas tendencias. Sólo un tratamiento estadístico con un abundante número de valores, podría demostrar la veracidad de esta relación que aquí se apunta.

La concentración de *E. coli* en un agua de mar, se ha tomado tradicionalmente como un índice de contaminación fecal, pero hay que reconocer que este microorganismo, al igual que la mayoría de coliformes, no se ajusta al concepto de «indicador» (BONDE, 1972) particularmente en el sentido de resistencia al medio donde se encuentra. En puntos suficientemente distantes de la descarga contaminante donde *E. coli* ya no es detectable por las técnicas usuales, se encuentran todavía gérmenes del tipo de *Streptococcus* y *Staphylococcus*. Según SCARPINO (1971 y 1974) y SHUVAL (1970) los mejores indicadores de polución humana serían los virus ya que su resistencia en el agua de mar es excepcional. Experiencias realizadas en Israel demuestran que mientras los coliformes tienen un T_{90} de 1 hora, los poliovirus, en iguales condiciones, tienen un T_{90} mínimo de 24 horas. Esto hace que las relaciones de virus a coliformes, que en un principio son de 1/100.000 pasen a valores de 1/1.000 después de un cierto recorrido. No obstante es muy difícil cambiar la metodología radicalmente, ya que se pierde el valor comparativo de un gran número de trabajos que se han hecho a base de las determinaciones colimétricas clásicas, tanto más cuanto la puesta en evidencia y cuantificación de virus, exige técnicas muy específicas que no están al abasto de laboratorios sanitarios corrientes. En realidad es factible trabajar con metodologías no muy depuradas siempre que en la interpretación de los resultados, se tenga en cuenta las limitaciones a que están sometidas.

Cuando una flora contaminante se pone en contacto con el agua de mar, existen una serie de factores ambientales que empiezan a actuar sobre estos gérmenes, condicionando su desaparición. Si estos factores tienen una acción inespecífica sobre la flora, es evidente que a lo largo de un trayecto, la relación de concentraciones entre las distintas especies, se mantiene. Cualquier alteración en estos índices nos denuncia una sensibilidad especial de los gérmenes en cuestión.

La relación *E.coli*/*Streptococcus* ha sido estudiada por GELDREICH y KENNER (1969) llegando a la conclusión que valores del orden de 4 son típicos de una contaminación humana.

La determinación de este índice en los muestreos realizados en la radial I nos muestra que sufre variaciones a medida que la contaminación

se aleja de la costa en el sentido de que la muestra se enriquece en estreptococos en virtud de una aparente menor resistencia de *E. coli*. Es muy difícil establecer valores medios que definan esta relación en función de la distancia al punto de descarga, ya que son muchos los factores incontrolados que intervienen en la depuración, pero valores del orden de 3-4 para la estación 1, una media de 1 para la estación 2 y alrededor de 0,1 para la estación 3, creemos que no deben apartarse mucho de la realidad, considerando un caso ideal de ausencia de fuertes corrientes y con difusión perpendicular a la costa.

El interés que tiene el estudio del índice *E. coli*/*Streptococcus* está ligado a la determinación de la antigüedad de una contaminación en puntos aislados, que aparentemente no están influenciados por un aporte directo. Por supuesto se trata de un parámetro que da únicamente una visión orientativa ya que alguno de los gérmenes puede estar afectado por una sensibilidad específica a algún factor esporádico (recuérdese la disminución de la resistencia de los estreptococos en caso de temperaturas elevadas) y en todo caso lo que llamamos «antigüedad» no puede cifrarse en términos de unidades concretas. Para ello sería necesario obtener análisis secuenciales lo más frecuentes posible de un agua residual que pudiera rastrearse en el espacio y en el tiempo desde su primer contacto con el mar. A pesar de que un experimento de este tipo, nos daría una información que nos es muy necesaria, con los medios que están a nuestro alcance, no ha sido posible su realización.

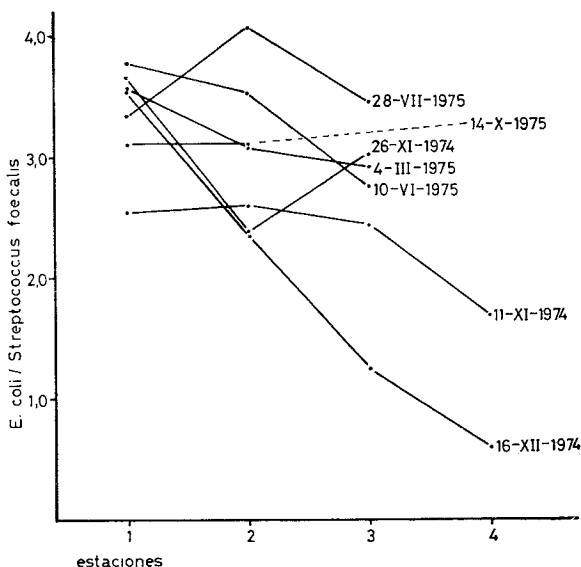


Fig. 23. — Evolución del índice *E. coli*/*Streptococcus foecalis* a lo largo de las estaciones de la radial I.

El comportamiento del índice de *E. coli*/*Streptococcus* en la radial I se muestra en la figura 23. Excepto en dos casos el comportamiento del índice *E. coli*/*Streptococcus* es normal, descendiendo a medida que se aumenta la distancia al foco de contaminación. En el muestreo del 28-7-75 se observa una subida anormal del índice en las estaciones 2 y 3 que es difícil de interpretar, ya que tanto podría ser debido a una influencia contaminante de otro origen, como sugiere la dirección de las corrientes superficiales (fig. 11), como una acción específica de la alta temperatura sobre los estreptococos (fig. 18). Otro caso interesante es el de las estaciones 1 y 2 del 14-10-75 cuyo índice no varía. Esto coincide con el comportamiento anormal que se ha comentado al hablar del factor de dilución (fig. 19). Son muestras que, muy posiblemente, correspondan a un momento de difusión más rápida que la que se encuentra normalmente, lo que hace que ni el envejecimiento (especial labilidad de *E. coli* con el tiempo) ni la sedimentación, correspondan con la distancia al foco de contaminación.

La existencia de gérmenes patógenos del tipo *Salmonella* en aguas residuales es consecuencia de la intensidad de la incidencia de la enfermedad en la población. KEHR y BUTTERFIELD (1943) por ejemplo, encuentra que en un área donde la morbosidad es de 10/100.000, la relación entre bacterias típicas y coliformes alcanza un valor de 8/1.000.000. Por otro lado, BONDE (1972) cita una relación casi rectilínea entre la presencia de especies de *Salmonella* y el logaritmo del NMP de *E. coli*.

Se ha comentado ya la dificultad de utilizar una metodología adecuada para la determinación de *Salmonella* que permitiese comparar los resultados obtenidos con el del resto de gérmenes. No obstante, aunque sólo tenga un valor cualitativo, podemos citar que la presencia de *Salmonella* únicamente se ha hecho patente en las estaciones de la radial I, en relación por tanto, a un fuerte nivel de contaminación. Excepcionalmente se ha detectado en el muestreo del 29-10-75 en la radial III asociada a unas condiciones muy particulares como son: pH muy alcalino, gran concentración de estafilococos y prácticamente ausencia de *E. coli* y estreptococos.

La determinación de *C. albicans* en este estudio tiene su origen en el conocimiento adquirido a nivel médico, de las múltiples infecciones ginecológicas producidas por esta levadura que se detectan en la época de los baños.

En general se observa un comportamiento bastante lábil, de manera que basta alejarse del foco de contaminación, para que *Candida* deje de detectarse incluso inexplicablemente, teniendo en cuenta el factor de dilución. En zonas poco contaminadas, como la radial III, sólo se ha puesto en evidencia en dos ocasiones.

Dada la apetencia específica de este microorganismo, que se localiza frecuentemente en la arena de la playa, es posible que su estudio en los sedimentos de fondo nos procurara una mayor información sobre su conducta.

La medida del DBO_5 suele usarse como un índice de contaminación (VEIGA-PIRES y col., 1974), ya que en general da una buena correlación con las concentraciones de *E. coli* y coliformes. En las determinaciones que se han realizado en este estudio, el valor del DBO_5 nos da una idea global de la influencia de la polución en las distintas áreas, pero no llega a encontrarse una superposición con las concentraciones de los distintos gérmenes. Una vez más hay que considerar la posibilidad, de que ciertas sustancias contaminantes tóxicas inhiban el consumo de oxígeno de la muestra, de manera que el resultado no es un fiel reflejo de la cantidad real de materia orgánica metabolizable.

El hecho de que en el sistema marino, según las épocas del año, se encuentren unas poblaciones naturales bien establecidas o no, es evidente que tiene que repercutir sobre la evolución de la flora contaminante.

Las interrelaciones que se establecen pueden ser de varios tipos. Por un lado hay un efecto físico de presencia de partículas en el agua que favorece los procesos de adsorción y formación de agregados y si la partícula está desprovista de mecanismos de flotación (detritus, células muertas, etc.) se acelera la depuración del agua por sedimentación. No puede tampoco descartarse un efecto químico, por sustancias elaboradas y excretadas por las poblaciones fitoplanctónicas, si bien en el medio natural se conoce muy poco. Finalmente hay un efecto que es el que aquí intentamos buscar, relacionado con la existencia de poblaciones del zooplancton. Se trata de la disminución de la concentración bacteriana debido a la capacidad de ingestión de la flora bacteriana por parte de ciertos organismos (ZOBELL, 1954; ZOBELL y LANDON, 1937; WAVRE y BRINKHURST, 1971). Es muy posible que el aparato bucal de estos organismos no permita la captación de partículas tan pequeñas como una bacteria, pero cuando éstas se encuentran agregadas entre sí o sobre partículas detríticas o inorgánicas (limos, arcillas, etc.) puedan representar una importante fuente de materia orgánica.

Hemos intentado ver si existe una relación entre la biomasa zooplanctónica y la concentración de bacterias, tomando como índice de la flora contaminante, el valor de gérmenes heterótrofos. Se han descartado todos los correspondientes a las estaciones de la radial I ya que a pesar de haber determinado los volúmenes de zooplancton, estamos conscientes de que no corresponden a la realidad, ya que al estar bajo la influencia directa del agua residual, la red captura un gran volumen de deshechos (particularmente fibras) que es imposible separar del zooplancton, y por tanto los resultados quedan falseados.

En la figura 24 se han representado las concentraciones de heterótrofos en relación a las biomásas de zooplancton. El índice de correlación entre ambos parámetros es de $-0,480$ y el margen de confianza es de $0,05$ (valor mínimo de $r = 0,433$ para los grados de libertad que se trabaja). No puede decirse que exista una dependencia total pero los puntos quedan compren-

dididos entre dos envoltentes. Es muy posible que gran parte de esta variabilidad esté afectada por la propia metodología empleada, sobre todo la referente a la biomasa zooplanctónica. Tal como se ha indicado en el capítulo de metodología las pescas de zooplancton se han hecho de una duración de 10 minutos. Teniendo en cuenta los volúmenes que se capturaban, parecía un tiempo adecuado, pues al aumentarlo, el rendimiento de captura de la red baja notablemente. No obstante parece que es un tiempo demasiado corto en relación a la probabilidad de encontrar o no una nube de plancton, de manera que posiblemente no son buen reflejo de la masa real existente en la zona. Salvadas estas fluctuaciones creemos que la existencia de una masa zooplanctónica debe tenerse en cuenta como factor que incide sobre el proceso de autodepuración del agua.

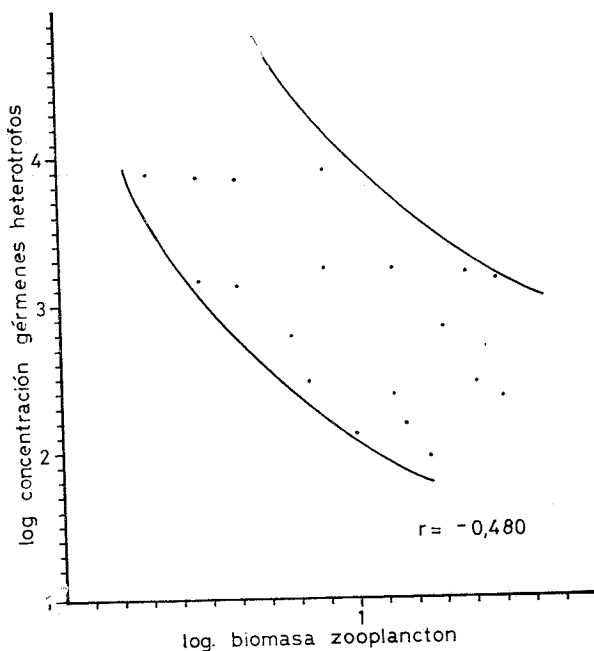


Fig. 24. — Relación entre la concentración de gérmenes heterótrofos y la biomasa zooplanctónica.

No se observa una relación simple entre la existencia de una población fitoplanctónica y la desaparición de las bacterias contaminantes, a menos que pueda interpretarse como un eslabón trófico necesario para la implantación de una población de zooplancton. En general se observa que el fitoplancton sigue la evolución estacionaria general con un máximo de producción en primavera y otro en otoño. A pesar de que la contaminación

urbana supone una eutroficación del sistema, los máximos valores de producción primaria se obtienen en la radial III con menor influencia de los emisarios. Probablemente en las aguas residuales existen compuestos inhibidores que afectan a la población.

De manera general, una contaminación provoca un descenso en el índice de diversidad de la población ya que hay especies que ven limitado su desarrollo por encontrarse frente a unas condiciones ambientales adversas. En estas condiciones, los organismos que no son sensibles a la polución encuentran la oportunidad de crecer rápidamente, de forma que la estructura de la población cambia fundamentalmente. Esta distorsión afecta a la composición de los pigmentos, de manera que el índice D_{430}/D_{665} llega a valores muy altos para descender cuando empieza el desarrollo de las especies resistentes.

En las determinaciones que se han hecho durante este estudio, se han encontrado en general diversidades muy bajas con predominio de ciliados en las zonas muy sucias y abundancia de peridíneas. El estudio de la radial I tiene una problemática particular desde este punto de vista, debido al gran contenido en material detrítico. A pesar de que en la tabla de resultados se hacen constar los resultados obtenidos, los datos adolecen de múltiples errores debido a la calidad de la muestra. Es muy posible que al hacer los extractos metanólicos para la determinación de pigmentos se hayan extraído a la vez, sustancias orgánicas de origen contaminante que producen desviaciones en las absorbancias determinadas. Por otro lado hay que tener en cuenta que la abundancia de material particulado produce un aumento incontrolado del intercambio isotópico de ^{14}C cuando se determina la productividad primaria.

Después de esta primera exploración de los datos para intentar comprender la dinámica de la depuración en la zona sometida a estudio, se ha recurrido a un tratamiento estadístico de los datos, mediante un análisis factorial de componentes principales que, en ocasiones, puede servir para descubrir estructuras no visibles por la metodología clásica.

Este análisis consiste en buscar nuevas variables que expliquen mejor que las variables iniciales, la dispersión de los resultados. Estas nuevas variables son combinaciones lineales de las iniciales, para las cuales la varianza es máxima. Su cálculo equivale a hallar los ejes de máximo alargamiento para los cuales las dispersiones de la nube son mayores.

Para ello se realizó un análisis de componentes con las 11 variables estudiadas constantemente y tratándolas indiscriminadamente, tanto por zonas como por momentos de muestreo. De este estudio puede concluirse (fig. 25) que el primer eje está determinado exclusivamente por la variable salinidad, con la cual está correlacionado positivamente ($r = 0,92$) y por el conjunto de variables compuesto por el grupo de gérmenes, NO_2 , NO_3 y DBO, con las cuales está en estrecha correlación negativa (el valor de r

oscila entre $-0,77$ y $-0,98$). Las únicas variables que parecen ser independientes de la salinidad son la temperatura y el pH.

La mayor parte de la variabilidad encontrada en los datos (68 % de la varianza) es explicable exclusivamente por el aporte de agua dulce, que en nuestro caso es equivalente a agua contaminada. El segundo eje (que corresponde al 16 % de la varianza) presenta una correlación positiva con la temperatura ($r = 0,86$) y con el pH ($r = 0,71$) pero no parece que la distribución de gérmenes esté influida por este factor.

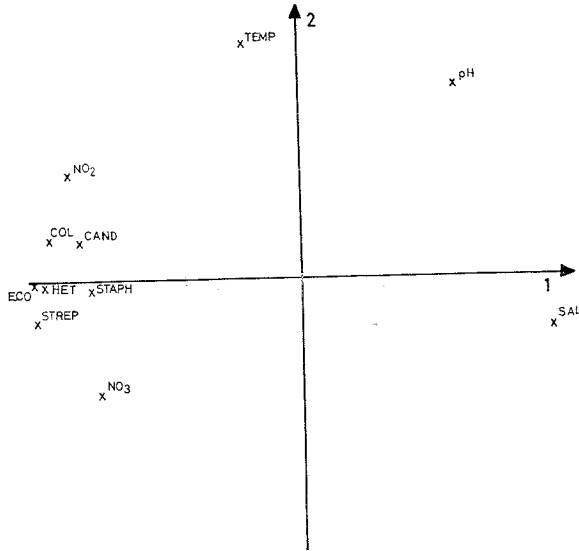


Fig. 25. — Representación en un plano de los dos factores principales.

En realidad, este tratamiento matemático de los datos no hace más que corroborar lo apuntado anteriormente, pero es importante ya que indica que la metodología empleada para la determinación de gérmenes da resultados aceptables. Todos los puntos que indican contaminación (gérmenes, NO_3 y NO_2) se mueven conjuntamente condicionados por las variaciones de salinidad.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado fundamentalmente por el grupo de bacteriología, pero debido a la amplia panorámica desde la que se ha querido enfocar este estudio, hemos tenido que recabar la ayuda de un gran número de personas, sin las cuales no se hubiera podido llevar a cabo.

Queremos desde aquí, agradecer la ayuda de todos aquellos compañeros que, de una manera u otra, han asistido, colaborado, o se han interesado por este estudio. De una manera particular, debemos mencionar a Francisco Javier Martorell, Alberto Tejero, Leopoldo O'Shanahan, María Dolores González y Fernando Vallespinós, que han participado activamente en la puesta a punto y realización de los análisis bacteriológicos así como en la operativa del muestreo. Agradecemos a Inmaculada Canal, Rosario Gallegos, Silvia Atrián, Carmen Escatllar y Juan Luis Serra, que en períodos más o menos largos se han incorporado al grupo de bacteriología. Los datos meteorológicos así como su elaboración y presentación han sido realizados por Ricardo Ametlla. Los parámetros químicos, particularmente los nutrientes, han sido determinados por Pedro Caldentey. Pilar Sacristán, además de asistir al programa de una forma continuada, ha realizado todos los originales de figuras y representaciones gráficas.

Francisco Vives y personal de su grupo, nos ha orientado sobre la problemática de la pesca de zooplancton.

Marta Estrada ha procesado los datos matemáticos para la realización del análisis de componentes.

Hay que señalar también la asistencia que en múltiples ocasiones y fundamentalmente los días de salida al mar, hemos recibido de Jordi Camp, Agustín Juliá, José Martínez y Juan Comas.

SUMMARY

SEWAGE SELFPURIFICATION IN COASTAL WATERS OFF BARCELONA. — A study on the disappearance of fecal bacterial pollution in coastal waters off Barcelona, in relationship to several environmental factors, is presented in this paper. Theoretical estimates of the bacterial concentrations at different distances from the point of discharge of the effluent, have been calculated (taking account of the dilution factor) and, compared with the real values found.

Streptococcus faecalis presented a special sensibility in front of high water temperature. Microbial pollution tends to decrease when a zooplanktonic population is present.

BIBLIOGRAFÍA

- ALVAREZ CASTRILLON, M. — 1922. Freqüència de les direccions del vent a Barcelona. *Servei Meteorològic de Catalunya*, Llibre I.
- BONDE, G. J. — 1968. Studies on the dispersion and disappearance phenomena of enteric bacteria in the marine environment. *Rev. Int. Océan. Méd.*, 9: 17-44.
- 1972. Contaminants microbiològics. *FAO/SIDA/TF.*, 95 sp. 1: 11-127.
- 1975. Bacterial Indicators of sewage pollution. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Prog. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 37-48.
- BRISOU, J. — 1968. La pollution microbienne, virale et parasitaire des eaux littorales et ses conséquences pour la santé publique. *Bull. Org. Mond. Santé*, 38: 79-118.
- 1975. Medidas que procede poner en práctica para asegurar la salubridad del litoral Mediterráneo. *Cuadernos de salud pública*, núm. 62: 1-100. Ed. Org. Mund. Salud.
- BUTTIAUX, R. — 1968. Pollutions marines et santé publique. *Rev. Int. Océan. Méd.*, 11: 157-172.
- BUTTIAUX, R. T. LEURS. — 1953. Survie des Salmonella dans l'eau de mer. *Bull. Acad. Nat. Méd.*, 137-457.
- CABELLI, V. J., M. A. LEVIN, A. P. DUFOUR, L. J. MC CABE. — 1975. Discharges of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium London. Sup. Prog. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 63-74.
- CARTANA, P., F. HERNÁNDEZ, F. JOSA, L. MIRAVITLES, J. SUÑER, L. VALLMITJANA. — 1959-1961. Informes del servicio de estudios de saneamiento de las zonas afectadas por los desagües de la ciudad. Ayuntamiento de Barcelona.
- CASTELLVÍ, J. — 1967. Ciclo de las bacterias planctónicas marinas en la costa catalana. *Inv. Pesq.*, 31: 611-620.
- CHU MING CHENG, WILLIAM C. BOYLE and J. M. GOEPFERT. — 1971. Rapid Quantitative Method for *Salmonella* detection in polluted waters. *Appl. Micr. Apr.*, 662-667.
- FERNÁNDEZ, H., J. CASTELLVÍ. — 1975. Quelques aspects de la contamination de l'eau littorale par germes pathogènes. Comunicación presentada al «Séminaire sur la protection des eaux côtières contre la pollution d'origine tellurique». Nations Unies. Lisboa.
- FONTSERÈ, E. — 1932. Condicions climatològiques de les costes occidentals de la Mediterrània i en particular de les terres catalanes. *Notes d'Estudi del Servei Meteorològic de Catalunya*, IV, núm. 49: 1-27.
- GAMESON, A. L. H., D. J. GOULD. — 1975. Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in sea water. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Prog. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 209-220.
- GELDREICH, E., BERNARD A. KENNER. — 1969. Concepts of fecal Streptococci in stream pollution. *Water Poll. Contr. Fed.*, 41, II, R-336.
- GLASSMAN, H. N. — 1948. Surface active agents and their application in bacteriology. *Bact. Rev.*, 12: 105-148.
- GRUNNET, T. — 1974. Quantitative demonstration of *Salmonella* by the PAD Technique. *Rev. Int. Océan. Méd.*, XXXIV: 115-161.
- GRUNNET, T., A. GUNDSTRUP, G. BONDE. — 1970. Isolation of *Salmonella* from a polluted marine environment Technique and enrichment media. *Ibidem*, XVII: 165-177.
- GUNNERSON, C. G. — 1975. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Prog. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 415-426.
- JONES, G. E., A. B. COBET. — Heavy metal ions as the Principal Bactericidal agent in Caribbean Sea Water. 1975. Discharge of sewage from sea outfalls. *Ibidem*, 199-208.
- JONES, G. E., H. W. JANNASCH. — 1959. Aggregates of bacteria in sea water as determined by treatment with surface active agents. *Lim. Ocean.*, 4: 3269-276.
- KEHR, R. W., y C. T. BUTTERFIELD. — 1943. Notes on the relationship between coliform and enteric pathogens. *Publ. Hlth. Rep. Wash.*, 58: 589-607.
- KENNER, B. A., H. F. CLARK and P. W. KABLER. — 1961. Fecal Streptococci in Surface Waters. *Appl. Micr.*, 9, 15.
- LAGARDE, E. J. CASTELLVÍ. — 1964. Quelques aspects de la pollution bactérienne d'un milieu saumâtre du littoral Méditerranéen. *Poll. Mar. Microorg. Prod. Petrol. Symp. Monaco*, 43-54.
- 1965. A propos de la survie de *Streptococcus faecalis* dans le milieu marin. *Rap. Proc. Verb.*, 18.

- MC INTYRE, A. D., R. JOHNSTON. — 1975. Effects of nutrient enrichment from sewage in the sea. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Proc. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 131-142.
- MARGALEF, R. — 1974. Ecología. Ed. Omega. Barcelona.
- MAURO, D. — 1975. Observed and predicted coliform distributions near a sea outfall. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Proc. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 353-362.
- MOSLEY, J. W. — 1975. Epidemiological aspects of microbial standards for bathing beaches. Discharge of sewage from sea outfalls. *Ibidem*, 85-94.
- PANADES, J. M., H. FERNÁNDEZ, D. GONZÁLEZ, J. VALERO. — 1974. Présence de *Cándida albicans* dans les eaux côtières influencées par un apport résiduaire. *Rap. Proc. Ver.* (En prensa.)
- PAOLETTI, A. — 1964. Microorganismes pathogènes dans le milieu marin. *Sym. Poll. Mar. Micr. Prod. Petrol. Monaco*, 133-184.
- PAVLOVA MARIA, T., E. BEAUVAIS, F. T. BREZENSKI and WARREN LITSKY. — 1972. Rapid assessment of water quality by identification of fecal streptococci. *Advances in water poll. research. Jerusalén*.
- PEARSON, A. E. — 1956. State Water Pollution Control Board California, 14, 154 p.
- PIÑOL, J., M. SUBIRA. — 1965. Els index de contaminació bacteriològica d'origen fecal de l'aigua de mar de les platges i del port de Barcelona. *Treb. Soc. Cat. Biol.*, 21: 55-64.
- SCARPINO, P. V. — 1971. Bacterial and viral analysis of water and waste water. «*Water and water pollution handbook*». Vol. 2. Ed. Ciaccio Dekker, New York, p. 639.
- 1975. Human Enteric Viruses and Bacteriophages as Indicators of sewage pollution. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Proc. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 49-62.
- SELLECK, R. E. — 1975. The significance of surface pollution in coastal waters. Discharge of sewage from sea outfalls. *Ibidem*, 143-154.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL. — 1968. Guía resumida del tiempo en España. Serie D, núm. 23.
- SHUVAL, H. I. — 1970. Detection and control of enteroviruses in the water environment. «Developments in water quality research.» (Ed. Shuval.) *Ann. Arbor-Humphrey Science Press. Ann. Arbor, Mich.*, 47-71.
- SHUVAL, H. I., N. COHEN, Y. Y. FURER. — 1968. The dispersion of bacterial pollution along the Tel-Aviv Shore. *Rev. Int. Océan. Méd.*, 9: 107-121.
- STANDARD METHODS for the examination of water and waste water. — 1971. *American Public Health Association*. New York.
- STEEMAN-NIELSEN, E. — 1952. The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. *J. Conseil*, 18: 117-140.
- STEINIGER, F. — 1951. *Zentralbl. Bact.*, 157: 52.
- STRICKLAND, J. D. H., T. R. PARSONS. — 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Board of Canada. Ottawa*.
- VEIGA-PIRES, H., F. DERRIENIC, A. LECLERC, G. MARTIN-BOUYER, F. ROGER et A. ROGER. — 1974. Relations entre germes-témoins de contamination fécale et paramètres physicochimiques. *Rev. Int. Océan. Méd.*, 34: 95-104.
- — — — — 1975. Application de l'analyse factorielle en composantes principales au contrôle de la pollution des eaux de surface. *Ibidem*, 29-30, 11-32.
- WALKER, J. D., L. J. GUARRAIA. — 1975. Other factors determining life expectancy of microorganisms in the marine environment. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Proc. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 221-226.
- WATER AND WATER POLLUTION. *Handbook. Ed. Ciaccio*. Vol. 2, p. 686.
- WAVRE, M., R. O. BRINKHURST. — 1971. Interactions between some tubificid oligochaetes and bacteria found in the sediments of Toronto Harbour, Ontario. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 28: 335-341.
- WOOD, P. C. — 1975. The discharge of sewage from sea outfalls into the North Sea. Discharge of sewage from sea outfalls. *Int. Symposium. London. Sup. Proc. Wat. Tech. Ed. Gameson*, 1-8.
- YOSHPE PURER, Y., SH. RICKLIS y M. PAIST. — 1971. A method of isolation of *Salmonella* from fresh and marine polluted water. *Wat. Res. Pergamon Press*. Vol. 4, 113-120.
- ZOBELL, C. E. — 1943. The effect of solid surfaces upon bacterial activity. *J. Bact.*, 46: 39-56.

- 1954. The occurrence of bacteria in the deep sea and their significance for animal life. *Int. Union biol. Sci. Ser. B., núm. 16*: 20-26.
- ZOBELL, C. E., C. B. FELTHAM. — 1938. Bacteria as food for certain marine invertebrates. *J. Mar. Res.*, 312-324.
- ZOBELL, C. E., W. A. LANDON. — 1937. Bacterial nutrition of the California mussel. *Proc. Soc. expl. Biol. Med.*, 36: 607-609.
- ZUYAGINTEV, D. G. — 1959. Adsorption of microorganisms by glass surfaces. *Mikrobiologiia*, 28: 112-115.

NÚMEROS PUBLICADOS

1. Uso del hidróxido sódico en el tratamiento previo para la conserva de caballa, jurel y sardina. — M. LÓPEZ-BENITO. Octubre, 1972.
2. Contenido en mercurio de los mejillones (*Mytilus edulis*) silvestres y cultivados de la zona noroeste española. — R. ESTABLIER. Diciembre, 1972.
3. El problema de enturbiamiento del líquido de gobierno en las conservas de crustáceos y moluscos al natural. — M. LÓPEZ-BENITO y J. M. GALLARDO. Marzo, 1973.
4. Estudios sobre la precocción de túnidos en la industria conservera. — M. LÓPEZ-BENITO. Mayo, 1973.
5. Tratamientos químicos para evitar el ennegrecimiento de los crustáceos. — R. ESTABLIER. Junio, 1973.
6. Pelado de merluza, jurel, caballa y sardina congelados con baño alcalino de hidróxido sódico. — M. LÓPEZ-BENITO y G. SAMPEDRO. Julio, 1973.
7. Recursos pesqueros del océano Índico y Pacífico Occidental Tropical. — M. GÓMEZ LARRAÑETA. Agosto, 1973.
8. Estudios sobre la fabricación de conservas y platos preparados a partir de merluza congelada. — M. LÓPEZ-BENITO y J. M. GALLARDO. Septiembre, 1973.
9. Perspectivas de la acuicultura marina en España. — B. ANDRÉU. Septiembre, 1973.
10. Estudio de calidad de semiconservas de anchoa en aceite. — M. LÓPEZ-BENITO; J. M. GALLARDO y O. NAVARRETE. Octubre, 1973.
11. Estudio del contenido en mercurio de las conservas de pescados y moluscos españolas. — R. ESTABLIER. Octubre, 1973.
12. Contenido de estaño en conservas de mejillones en escabeche. — M. LÓPEZ-BENITO; J. GALLARDO y M. GIL. Enero, 1974.
13. Estudio de calidad de conservas de sardinas en aceite. — M. LÓPEZ-BENITO; A. PANIZO; J. M. GALLARDO y M. GIL. Febrero, 1974.
14. Seminario Interdisciplinar de Acuicultura Marina. Vigo (España), 18 al 21 de septiembre, 1973. Mayo, 1974.
15. Obtención de concentrado de proteínas a partir de especies de pescado de bajo precio. — M. LÓPEZ-BENITO y M. GIL. Junio, 1974.
16. Estudios sobre la fijación de larvas de ostión, *Crassostrea angulata* (Lmk), en la desembocadura del Guadalquivir. — E. PASCUAL. Julio, 1974.
17. Distribución y abundancia de especies bentónicas de Galicia: I. Merluza, Gallo y Cigala (octubre 1972, marzo y noviembre 1973 y marzo 1974). — E. C. LÓPEZ-VEIGA; A. VÁZQUEZ; E. LABARTA; J. M. ALONSO-ALLENDE; J. R. FUERTES y M. G. LARRAÑETA. Agosto, 1974.
18. Preparación de marinade de espadín (*Sprattus sprattus* L.). — M. LÓPEZ-BENITO y G. SAMPEDRO. Septiembre, 1974.
19. Recientes avances sobre propagación y cultivo de peces. — S. ZANUY y M. CARRILLO. Noviembre, 1974.
20. Experiencias sobre alimentación artificial del langostino (*Penaeus kerathurus*) (Forskäl, 1775). — F. MUÑOZ; J. M. SAN FELIÚ y A. SANZ. Noviembre, 1974.
21. Selectividad de la merluza y el jurel con artes de arrastre de polietileno y polipropileno en la pesquería de Galicia. — A. VÁZQUEZ; E. C. LÓPEZ-VEIGA; E. LABARTA y M. G. LARRAÑETA. Enero, 1975.
22. Fabricación de productos comerciales a partir de especies de bajo precio. — M. LÓPEZ-BENITO; L. PASTORIZA y A. CORES. Febrero, 1975.
23. Ventajas del uso de lámparas de halógenos en la pesca con luz y estudio comparativo de rendimientos. — A. JULIÁ. Marzo, 1975.

NÚMEROS PUBLICADOS

24. Distribución y abundancia de especies bentónicas de Galicia. II Faneca, Pota y Pulpo blanco (octubre 1972, marzo y noviembre 1973 y marzo 1974). — E. LABARTA; G. PÉREZ-GÁNDARAS; J. R. FUERTES y E. C. LÓPEZ-VEIGA. Abril, 1975.
25. Estudio de calidad de conservas de túnidos en aceite. — M. LÓPEZ-BENITO y A. PANIZO. Mayo, 1975.
26. Concentración de cadmio en organismos marinos de la costa sudatlántica española. — R. ESTABLIER. Junio, 1975.
27. Fabricación de platos preparados esterilizados a partir de bacalao seco-salado. — J. M. GALLARDO y M. LÓPEZ-BENITO. Julio, 1975.
28. Las Pesquerías del Krill Antártico: I. Biología y pesca. — E. LABARTA y J. R. FUERTES. II. Tecnología de aprovechamiento del Krill. — M. LÓPEZ-BENITO. Septiembre, 1975.
29. Estudio del contenido en cadmio y plomo de las conservas de pescados y moluscos españoles. — R. ESTABLIER. Octubre, 1975.
30. Preparación de marinade de mejillón (*Mytilus edulis*, L) y berberecho (*Cardium edule*, L). — M. LÓPEZ-BENITO y G. SAMPEDRO. Noviembre, 1975.
31. Concentrado de proteína de jurel (*Trachurus trachurus*, L). Propiedades funcionales y utilización industrial. — M. LÓPEZ-BENITO, M. GIL y L. PASTORIZA. Enero, 1976.
32. Fabricación de concentrado de proteína de pescado por el método alcalino. — M. LÓPEZ-BENITO, M. GIL y L. PASTORIZA. Febrero, 1976.
33. Alimentos para animales domésticos. — M. LÓPEZ-BENITO y A. PANIZO. Marzo, 1976.
34. Fabricación de conservas de productos pesqueros. — L. PASTORIZA, G. SAMPEDRO y M. LÓPEZ-BENITO. Abril, 1976.
35. Estudios de calidad de conservas de filetes de caballa en aceite. — M. LÓPEZ-BENITO y A. PANIZO. Mayo, 1976.
36. Cultivo experimental de larvas de crustáceos y peces en tanques. — J. M. SAN FELIU, F. MUÑOZ, F. AMAT, J. RAMOS, J. PEÑA y A. SANS. Junio, 1976.
37. Selectividad de la merluza, jurel, faneca y cigala con artes de arrastre de poliamida en la pesquería de Galicia. — J. M. ALONSO-ALLENDE, J. R. FUERTES, G. PÉREZ-GÁNDARAS y J. TOURÓN. Julio, 1976.
38. Liofilización de productos pesqueros alimenticios. — M. LÓPEZ-BENITO, M. GIL y G. SAMPEDRO. Septiembre, 1976.
39. Presencia de DDT, sus derivados, y bifenilos policlorados (PCB) en sardina (*Sardina pilchardus*) y jurel (*Trachurus trachurus*) del NW de España. — M.^a J. FERNÁNDEZ y J. M. FRANCO. Octubre, 1976.
40. Ensayos sobre alimentación del langostino (*Penaeus kerathurus*) con piensos compuestos. — F. MUÑOZ y J. M. SAN FELIU. Noviembre, 1976.
41. Selectividad de la bacaladilla, cigala, gallo y faneca con artes de arrastre de polietileno, polipropileno y poliamida en la pesquería de Galicia. — J. R. FUERTES, J. TORÓN, E. LABARTA, G. PÉREZ-GÁNDARAS, J. M. ALONSO-ALLENDE, E. C. LÓPEZ VEIGA y A. VÁZQUEZ. — Enero, 1977.
42. La pesquería de merluza de Galicia: Estudio de la distribución de juveniles y análisis de rendimiento. — E. C. LÓPEZ VEIGA, A. VÁZQUEZ, E. LABARTA, J. M. ALONSO-ALLENDE, J. R. FUERTES, G. PÉREZ-GÁNDARAS y J. TOURÓN. Febrero, 1977.
43. Estudio sobre el rendimiento de conservas de mejillones al natural. — J. M. GALLARDO y M. LÓPEZ-BENITO. Marzo, 1977.
44. Contaminación del medio por plaguicidas organoclorados. X. Residuos de insecticidas y PCBs en especies faunísticas del litoral del sur y sudeste español. — C. BALUJA, M. A. MURADO y L. M. HERNÁNDEZ. Abril, 1977.
45. Influencia del procedimiento de fabricación en las características del concentrado de proteína de pescado (método alcalino). — M. LÓPEZ-BENITO, L. M. GALLARDO y L. PASTORIZA. Mayo, 1977.