

Inv. Pesq.	48 (2)	págs. 207-222	julio 1984
------------	--------	---------------	------------

VARIABLES HIDROGRÁFICAS Y BIOLÓGICAS DE UN SISTEMA PELÁGICO PORTUARIO *

V. RODRÍGUEZ

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

F. VIVES

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

Palabras clave: Hidrografía, plancton, ciclo anual, puerto de Málaga, Mediterráneo occidental.

Key words: Hydrography, plankton, annual cycle, Málaga harbour, Western Mediterranean.

RESUMEN: Los autores estudian el ciclo anual de una serie de variables hidrográficas y biológicas en un medio portuario (puerto de Málaga). Las muestras fueron recogidas, quincenalmente, en cinco estaciones y tres niveles de profundidad (1, 5 y 9 m) desde mayo de 1978 a julio de 1979, determinándose en todas ellas la temperatura, transparencia del agua, salinidad, oxígeno disuelto, nitratos, nitritos, fosfatos y clorofila *a*. Se ha realizado una síntesis de los procesos que caracterizan al medio pelágico portuario y su incidencia sobre el sistema planctónico en relación con el funcionamiento de ecosistemas costeros de mayor madurez.

La temperatura y la luz han mostrado ser los factores más importantes que determinan, al menos indirectamente, la biomasa del fitoplancton. Los nutrientes nunca se comportan como factores limitantes, ni aun en los períodos de mayor pobreza.

SUMMARY: HYDROGRAPHIC AND BIOLOGICAL VARIABLES IN A HARBOUR SYSTEM. — Several hydrographic and biological variables have been studied in the Málaga harbour during an annual cycle. The samples were taken every fifteen days at 3 depths (1, 5 and 9 m), from May 1978 till July 1979. Temperature, transparency, salinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate phosphate and chlorophyll *a* were determined. The incidence on the planktonic system of the hydrographic processes characterizing the harbour environment is discussed in relationship with the functioning of more mature coastal ecosystems.

Temperature and light appear to be the most important factors affecting the phytoplankton biomass. On the contrary, nutrients never are limiting factors, even during the poorer periods.

INTRODUCCIÓN

Teniendo en cuenta que la respuesta de los organismos a las perturbaciones del medio es consecuencia, entre otras causas, del tiempo en el que un determinado estado ambiental persiste en relación con el ciclo biológico de las especies, y que la inestabilidad del medio influye notablemente sobre los

* Recibido el 16 de julio de 1983.

cambios de la estructura de la comunidad, el estudio de las poblaciones de zooplancton sometidas a un ambiente hostil y relativamente aleatorio implica, como primer paso, el conocimiento de la dinámica de los factores ambientales más importantes.

En este trabajo se exponen los resultados obtenidos, a lo largo de un ciclo anual, sobre la variación espacio-temporal de una serie de parámetros ambientales en las aguas del puerto de Málaga.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se establecieron cinco estaciones de muestreo distribuidas estratégicamente entre las distintas dársenas portuarias (fig. 1). La selección, tanto de su número como de su situación, se hizo teniendo en cuenta la configuración del recinto portuario.

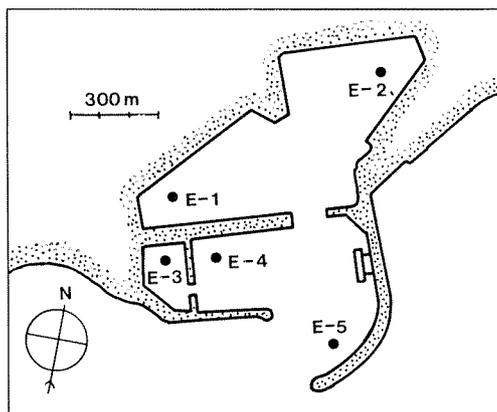


FIG. 1. — Situación de las estaciones en el puerto de Málaga.

El período de estudio abarca desde mayo de 1978 a julio de 1979, con un total de 29 campañas, efectuadas con una periodicidad aproximadamente quincenal. Los niveles de muestreo han correspondido a las profundidades de 1, 5 y 9 m, excepción hecha de la dársena pesquera (E-3), en la que se adoptaron las de 1, 3,5 y 7 m.

Las técnicas empleadas en la determinación de los distintos parámetros ambientales han sido las siguientes:

Temperatura: Termómetros basculantes.

Transparencia: Disco de Secchi, utilizándose la constante de Poole Atkins para la evaluación del coeficiente de extinción (K).

Salinidad: Método de Knudsen, simplificado, dada la poca precisión requerida en estos medios.

Oxígeno: Método de Winckler.

Nitratos, nitritos y fosfatos: Se han determinado siguiendo las técnicas descritas por STRICKLAND & PARSON (1968); habiéndose filtrado el agua para la determinación de fosfato.

Pigmentos fotosintetizadores: Se ha seguido la técnica-formulación recomendada por SCOR-UNESCO (1966), empleando filtros de ésteres de celulosa de 0,45 μm de tamaño de poro y previamente carbonatados. Hay que hacer constar que, en nuestras aguas, los productos de degradación de la clorofila, que absorben a su misma longitud de onda, son probablemente abundantes, introduciendo al método algunos errores al considerarlos como pigmento activo (LORENZEN, 1980; WHITNEY & MARSHALL, 1979).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Temperatura

El ciclo anual de temperatura ha mostrado una amplitud de variación de 11,35°C, con máximos y mínimos absolutos de 24,45°C y 13,10°C obtenidos a finales de junio y principios de marzo respectivamente.

Se ha comprobado que, en líneas generales, la temperatura del agua sigue las variaciones térmicas del aire (fig. 2) con un desfase más irregular y pro-

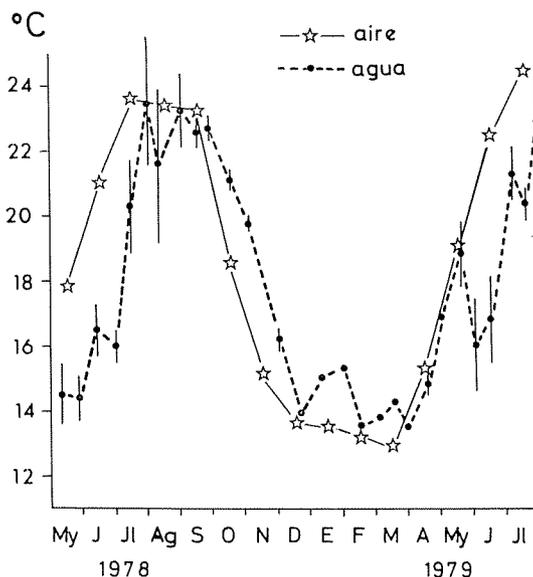


FIG. 2. — Ciclo anual de la temperatura del aire y del agua en el puerto de Málaga.

nunciado (45 días aproximadamente) durante el período estival, mientras que en otoño el retraso es más uniforme y de menor amplitud (20 días aproximadamente). Estos fenómenos han sido estudiados en la ría de Vigo (FRAGA, 1960; VIVES y FRAGA, 1961; ALCARAZ, 1977); para este último autor, todo este conjunto de relaciones entre los factores regidos directamente por ciclos meteorológicos anuales, como es el caso de la temperatura (que dependen de la energía incidente, sobre todo en aguas someras), muestran un retraso en su manifestación debido tanto a la inercia de los sistemas como al efecto acumulativo de la energía. Además, si estas aguas semiconfinadas carecen de un sistema propio de corrientes, el régimen de vientos dominantes será también uno de los factores implicados en la variación estacional de la temperatura.

Durante el ciclo estudiado se han observado cortos períodos de estratificación térmica y un gran período de homotermia, estando establecido el primero desde mayo hasta septiembre en 1978, o por lo menos hasta julio, en 1979 (fig. 3 a). No obstante, en ningún caso esta estratificación llega a tener la entidad de termoclina definida, limitándonos a hablar de gradientes más o menos acusados de temperatura que alcanzan, como máximo, valores de 4,5°C entre 0 y 9 metros.

Salinidad

Se han obtenido valores comprendidos en un amplio rango de variación, registrándose un máximo de 39,20 ‰ en mayo de 1978 y un mínimo de 31,71 ‰ en enero de 1979; prácticamente no existen gradientes espaciales importantes.

La variación estacional (fig. 3 b) muestra una serie de oscilaciones irregulares de corto período, más rápidas y acusadas al principio del ciclo (mayo-junio 1978), para, a partir de agosto, hacerse relativamente más persistentes y amortiguadas, lo que coincide con lo observado por SOULE & OGURI (1976). A finales de otoño la salinidad aumenta de nuevo, coincidiendo curiosamente con el incremento de las precipitaciones. Esta aparente contradicción implicaría el predominio del proceso de renovación e intercambio de aguas con el exterior. Por último, las intensas lluvias de enero (fig. 3 c) se consideran como responsables de la fuerte caída de la salinidad, que alcanza en estos momentos los mínimos del ciclo, así como los mayores gradientes entre 0 y 5 m. De la comparación de estos resultados con los descritos por RODRÍGUEZ (1979) para las aguas de la bahía de Málaga, se ponen de manifiesto notables diferencias tanto de orden cualitativo como cuantitativo, debido a que, si bien en la bahía el factor salinidad está estrechamente ligado al tipo de masa de agua presente en cada momento en función de la dinámica propia de la zona y de los factores climatológicos (régimen de vientos fundamentalmente), en el medio portuario influyen además otras variables como son los aportes de aguas dulces urbanas y de escorrentía.

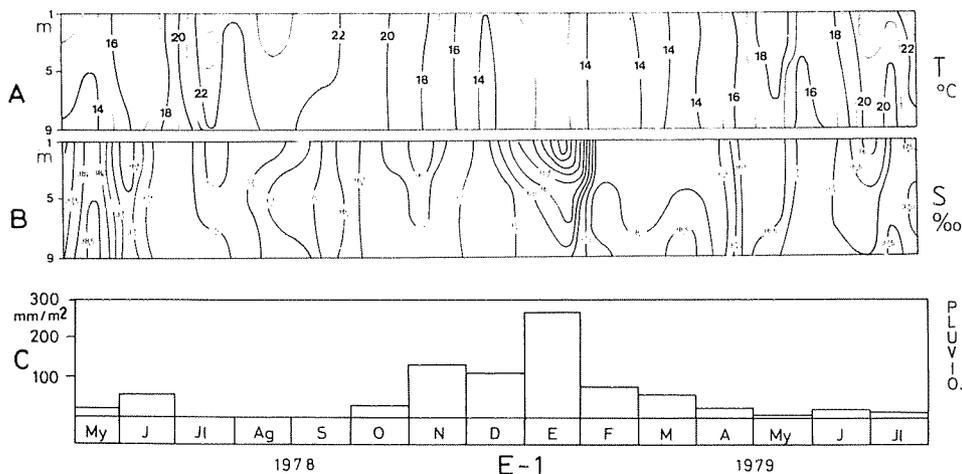


FIG. 3.—Variación estacional de los factores ambientales: A, temperatura; B, salinidad, en la estación 1. C, pluviosidad registrada en el puerto de Málaga.

Transparencia

Aunque en principio la cantidad de luz que llega a la superficie del agua podría parecer suficiente para iluminar la delgada capa de agua presente en las diferentes dársenas, de hecho el espesor efectivamente iluminado (estimado como el doble de la profundidad de visión del disco de Secchi, MARGALEF, 1972), sólo en muy contadas ocasiones fue igual a la profundidad total.

No parece existir ningún patrón general sobre la variación estacional de la transparencia. Los trabajos de BEER *et al.* (1971), BOUTLER *et al.* (1974) y ALCARAZ (1977) muestran una variación irregular y poco clara, de perfiles aserrados. Otros autores (ARIAS y MORALES, 1979; MORALES y ARIAS, 1965) describen transparencias elevadas durante el invierno, existiendo también referencias (BAKKER *et al.*, 1977; TRAVERS & TRAVERS, 1973) en las que, junto a una evolución irregular en el tiempo, en el curso de un año y de un año a otro, parece prevalecer un ciclo anual que comporta un máximo de transparencia en verano y un mínimo en invierno.

De nuestras observaciones se deduce que existe una variación irregular del coeficiente de extinción (*K*), variación que se explica, en gran parte, si lo estudiamos conjuntamente con la evolución de la clorofila *a* y la pluviometría (fig. 4). Así, durante el verano, la evolución del coeficiente *K* y la clorofila *a* es muy similar ($r = +0,72$), prolongándose incluso hasta noviembre en las dársenas interiores. Después, la cantidad de clorofila *a* disminuye bruscamente, pudiéndose presumir una misma tendencia en la curva seguida por el coeficiente de extinción que, no obstante, queda rápidamente interrumpida para pasar a describir picos que incluso coinciden con los mínimos de trans-

parencia. Esto conduce a que la correlación global, aunque significativa, sea baja (+0,31). Los ritmos de productividad de la clorofila no explican por completo las variaciones de la transparencia del agua.

Coincidiendo con las conclusiones apuntadas por DURÁN (1956), FRAGA (1960) y ALCARAZ (1977) en la ría de Vigo, la persistencia de valores elevados del coeficiente de extinción, durante la etapa invernal de depleción de las concentraciones de clorofila *a*, parece ser consecuencia, por una parte, del efecto

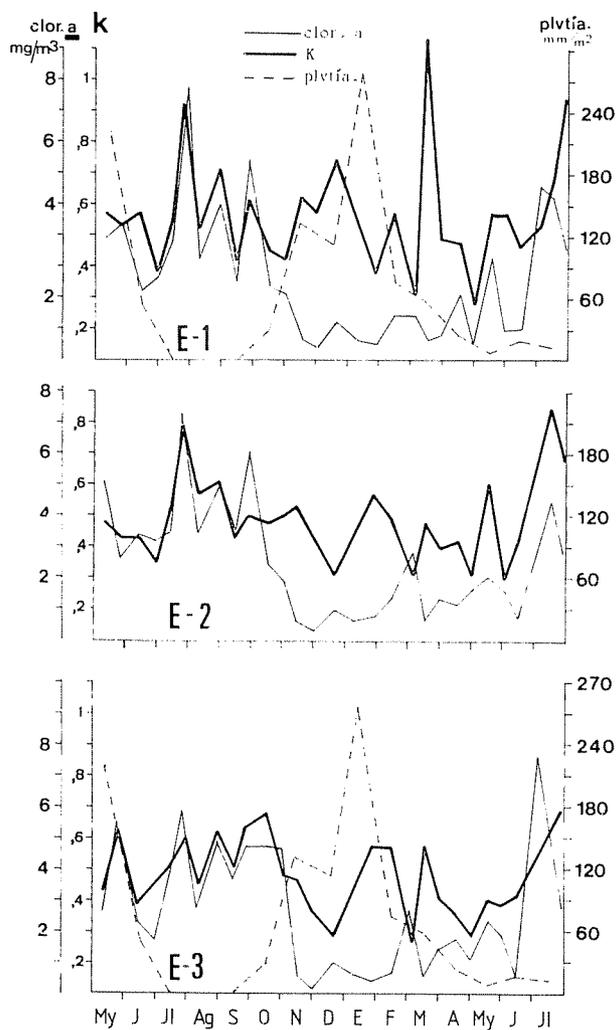


FIG. 4.— Variación estacional de los coeficientes de extinción (*K*), clorofila *a* y pluviometría en varias estaciones.

que tiene la turbulencia en cuanto a resuspensión de materiales en un medio poco profundo y con sustrato fangoso, y, por otra, de la pluviometría, con el aporte de materiales alóctonos que conlleva.

Fósforo

Las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto registradas están comprendidas entre 0 y 3,30 $\mu\text{g at P-PO}_4/\text{l}$. Estos resultados, aun sin ser cuantitativamente tan importantes como los hallados en otros medios portuarios por diversos autores (MOR *et al.*, 1970; COGNETTI, 1970; LEUNG TACK KIT, 1971), permiten suponer una gran producción primaria potencial. Además, es sabido que cuando el fósforo se presenta por encima de un valor umbral (variable según sea el tipo de alga) puede ser acumulado de forma reversible, o bien puede formar complejos coloidales que a su vez pueden reaccionar con iones metálicos. Estos complejos, favorecidos por pH elevados, forman sales insolubles que precipitan con la consiguiente pérdida de fósforo que pasa a los sedimentos (HUTCHINSON, 1957). Esta inmovilización de una parte de sus recursos fuera de los organismos que se ha interpretado como una manifestación de la relativa ineficacia de los sistemas de alta productividad (MARGALEF, 1972), puede hacerse reversible precisamente en estos medios productivos y someros (donde la descomposición de la materia orgánica en sedimentos debe generar condiciones anóxicas en la capa epibentónica) a través de la producción de SH_2 .

En aguas de la bahía, los valores son netamente inferiores, estando el 80 % de los mismos comprendidos entre 0 y 0,5 $\mu\text{g at/l}$, con máximos absolutos de 0,98 $\mu\text{g at/l}$ (RODRÍGUEZ, 1979).

En cuanto a la variación estacional seguida por este parámetro, se ha supuesto que las isoplejas reflejan los períodos de agitación y calma, así como los de máxima y mínima actividad biológica, lo cual implicaría una similitud entre el dominio biológico e hidrológico (LEUNG TACK KIT, 1971; ARIAS y MORALES, 1979). No obstante, en nuestro caso (fig. 5 c) la evolución ha sido muy aleatoria, presentando una correlación baja con la clorofila *a* y de $-0,49$ con la salinidad, que, aunque significativa, es también baja, no siendo por tanto la reducción de la salinidad ni la biomasa fitoplanctónica los únicos parámetros que expliquen toda la variación de los valores de fosfatos.

El ciclo estudiado comienza con una primera etapa que comprende desde mayo a agosto caracterizada, en general, por valores relativamente bajos ($< 0,5 \mu\text{g at/l}$), aunque a finales de junio se encuentran concentraciones muy altas de difícil interpretación. Una segunda etapa se extiende de agosto a octubre y se caracteriza por un aumento generalizado y homogéneo en todas las estaciones, que se intensifica a partir de este instante y hasta febrero, alcanzándose los máximos en enero, simultáneamente con diluciones superficiales intensas que hacen suponerle un origen alóctono.

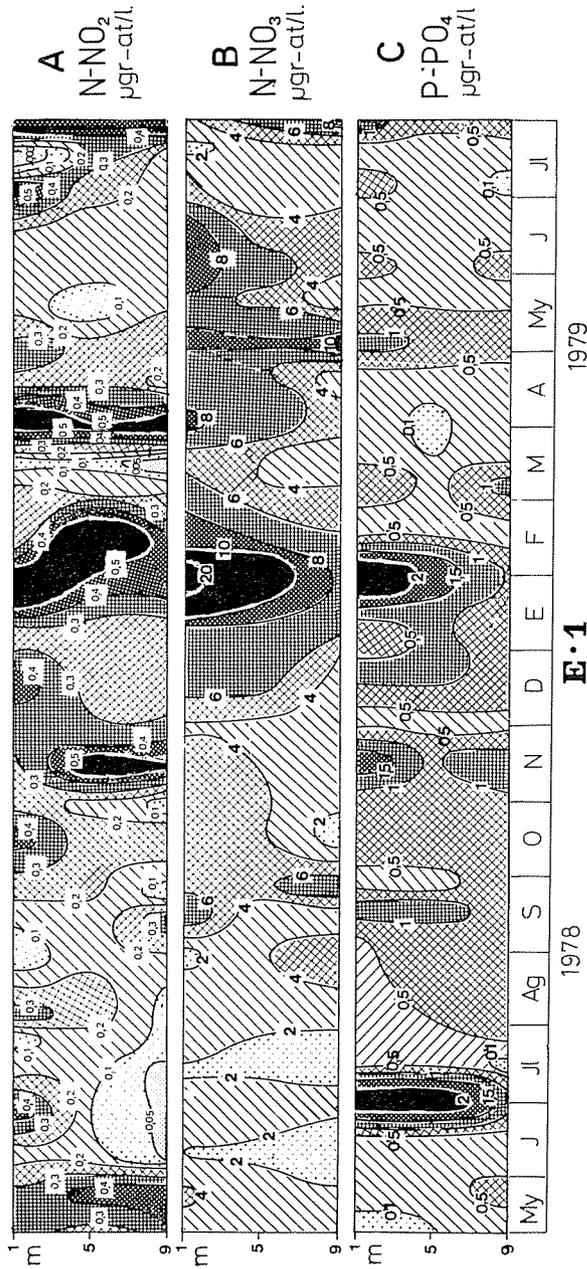


FIG. 5.— Variación estacional de nitritos (A), nitratos (B) y fosfatos (C) en la estación 1.

Nitratos

Se ha puesto de manifiesto una gran amplitud de variación en la gama de valores registrados, que van de 0,5 a 28,30 $\mu\text{g at N-NO}_3^-/\text{l}$, doblando este máximo al hallado por RODRÍGUEZ (1979) en la bahía de Málaga.

La variación estacional muestra concentraciones bajas en el período de verano-otoño y valores altos en invierno, aunque parece ser que de un año a otro su concentración es muy variable (CITARELLA, 1970). El ciclo estudiado (fig. 5 b) comienza en mayo con una etapa de valores mínimos, generalmente inferiores a 2 $\mu\text{g at/l}$, que se prolonga hasta agosto. Esta escasez relativa de nitratos, durante el verano, podría deberse a su utilización por las algas como consecuencia del aumento de la intensidad de asimilación (WEITZEL, 1981). Las explosiones fitoplanctónicas habidas en estos momentos, en presencia de concentraciones de nitratos relativamente débiles, podrían deberse o bien a una tasa de renovación rápida de nitrógeno, a fenómenos de asimilación heterotrofa ya señalados en numerosas algas, o a la utilización de otras formas de nitrógeno (BENON *et al.*, 1977). A continuación, durante el invierno, las concentraciones alcanzan los máximos anuales coincidiendo con la llegada de aguas de escorrentía, nitratos que no son consumidos por el escaso fitoplancton presente.

Aunque, como sucede con los otros parámetros considerados anteriormente, no se observan gradientes espaciales importantes, aquí se pone de manifiesto una disminución de las concentraciones medias de los nitratos con la profundidad.

Aun siendo conscientes de la importancia que tiene el ciclo del nitrógeno en sedimentos someros que carecen de turbulencia y que pudieran presentar bajas o nulas concentraciones de oxígeno disuelto, la existencia de gradientes negativos se podría atribuir esencialmente a la intrusión de aguas dulces, presentando una correlación negativa significativa, aunque baja ($-0,43$) con la salinidad.

Nitritos

El contenido en nitritos, siempre muy inferior al de nitratos, ha mostrado concentraciones extremas de 0 y 1,45 $\mu\text{g at/l}$, obtenidas respectivamente en varios momentos del ciclo y en agosto. Este rango se sitúa entre el descrito por MOR *et al.* (1970) en el puerto de Génova (0,24,64 $\mu\text{g at/l}$), donde la situación es similar a la de los nitratos, y el hallado por COGNETTI (1972) en Livorno, donde los valores máximos son de sólo 0,88 $\mu\text{g at/l}$ y se registraron también en las mismas zonas que los nitratos e incluso superándolos en los puntos más contaminados.

De este mismo orden es el rango de concentraciones hallado por RODRÍGUEZ (1979) en la bahía de Málaga, aunque la mayoría de las medidas son inferiores a 0,1 $\mu\text{g at/l}$.

La variación estacional de este parámetro en aguas oceánicas suele reflejar

un esquema similar al de los nitratos de primavera a otoño, y opuesta en el invierno. En las aguas portuarias la evolución ha sido muy irregular aunque similar en todas las estaciones (fig. 5 c): comienza con valores relativamente altos en mayo, que disminuyen durante el verano para alcanzar un máximo a principios de otoño y caer en seguida a valores bajos. RYLEY & CHESTER (1977) comentan la existencia de un máximo otoñal homólogo, y la subsiguiente disminución, como consecuencia de una floración fitoplanctónica estival tardía que vendría a interrumpir la uniforme regeneración de nitratos. Durante el invierno, las concentraciones de nitritos se mantienen generalmente altas, e incluso muy elevadas en enero-febrero. Este comportamiento es evidentemente anómalo puesto que durante el invierno los valores deben ser bajos al estar el proceso de nitrificación prácticamente finalizado. El mantenimiento de valores invernales elevados podría ser el resultado de un aporte de nitritos desde los sedimentos a toda la columna de agua debido a la inestabilidad invernal de la masa de agua y escasa profundidad de las cubetas, pero, como en el caso de los restantes nutrientes, tendría su origen en el importante volumen de aguas dulces que afluyen como consecuencia de las lluvias.

Clorofila a

Como ocurría con los parámetros físico-químicos, la concentración de clorofila presenta un amplio margen de variación, siendo los valores extremos absolutos de 0 y 13,7 mg/m³, obtenidos en febrero y julio respectivamente. Desde el punto de vista espacial, en general, se produce una reducción progresiva de este rango, así como de los valores medios anuales con la mayor influencia de las aguas externas al puerto.

En cuanto a la variación temporal (fig. 6 a), el ciclo estudiado comienza en primavera con valores elevados para, a continuación, durante los meses de julio a septiembre, obtenerse las mayores concentraciones anuales. Estas acusadas oscilaciones de corto período podrían ser atribuidas al efecto que una agitación brusca tiene sobre el plancton acumulado en superficie de aguas estancadas al distribuirlo uniformemente en toda la columna de agua, con la posible pérdida de células que esto pudiera suponer dada la proximidad del fondo (MARGALEF *et al.*, 1955). Una vez recuperadas las condiciones de estabilidad suficientes, se produciría una nueva explosión.

Fenómenos similares han sido descritos por diferentes autores. Así NIVAL (1975) considera que los máximos están ligados a períodos de estratificación en tanto que los mínimos lo estarían a períodos de baja estabilidad hidrológica. También podría ocurrir que la relación existente entre las cantidades de fitoplancton y zooplancton no fuera directa (como ocurre normalmente), sino que se registraran grandes cantidades de este último, en función de su capacidad de depredación y su mayor longevidad, dando lugar a fuertes reducciones de la biomasa vegetal en momentos en que las condiciones físicas resultan favorables para su desarrollo (VIVES y FRAGA, 1961).

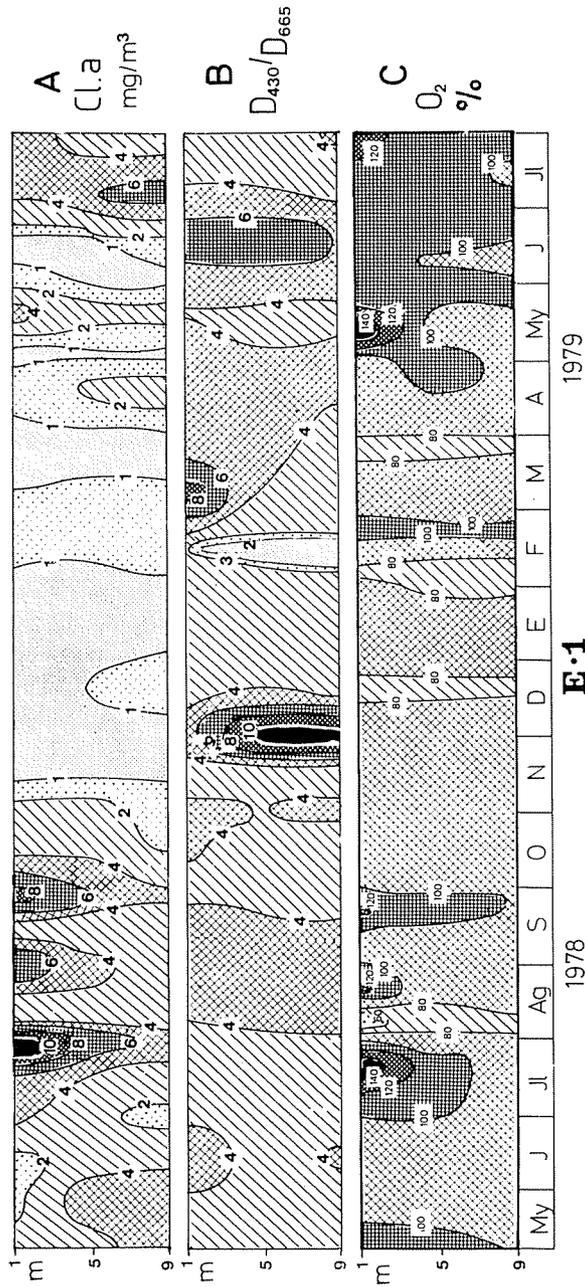


FIG. 6. — Variación estacional de clorofila *a* (A), del coeficiente D_{430}/D_{665} (B) y de oxígeno (C) en la estación 1.

En noviembre comienza la etapa de valores mínimos, que se prolonga hasta la primavera. Esta etapa de depleción está interrumpida por ligeros aumentos de concentración que al coincidir cronológicamente con la época de lluvias, habrían de estar relacionadas con la salinidad, siendo varios los autores (FIALA, 1972-73; BLANC *et al.*, 1976; BENON *et al.*, 1977) que constatan esta relación.

El análisis de los resultados anteriores, tanto por lo que se refiere a las concentraciones de clorofila *a* como a las épocas de las explosiones (sobre todo en relación con la disponibilidad de nutrientes), confirman el diferente comportamiento de este parámetro según sean las aguas confinadas o abiertas. En este sentido, SAN FELIU *et al.* (1970) y MUÑOZ y SAN FELIU (1972) describen, en aguas abiertas de Castellón, dos núcleos de valores altos: uno en los meses centrales del invierno y un segundo en mayo, no superándose nunca los 0,5 mg/m³. Una situación intermedia encuentra RODRÍGUEZ (1979) en la bahía de Málaga, en la cual son tres las etapas de altas concentraciones coincidentes con el final del invierno, primavera y final de verano, oscilando los valores entre 0,1 y 1,9 mg/m³.

Por último, nuestros resultados han reflejado altos valores en primavera y sobre todo en verano, así como ausencia del máximo invernal, y es que el problema que presentan las zonas interiores en general, y las portuarias en particular, difiere totalmente del que se plantea en mar abierto. En aguas confinadas la abundancia de sales nutritivas puede ser lo suficientemente elevada como para no constituir factores limitantes de la producción. Por tanto, parece lógico pensar que las fluctuaciones de la población fitoplanctónica estén más en relación con la luz y temperatura, aunque esta relación no sea totalmente directa, sino a través de procesos determinados precisamente por estos parámetros físicos.

Coefficiente pigmentario

La experiencia de muchos autores parece indicar que existe una cierta regularidad en la variación del índice de diversidad del contenido en pigmentos clorofílicos, con la sucesión y con las condiciones ambientales. Esta variación se ha interpretado como un reflejo de la estructura del sistema y de su función, aunque traduzca más fielmente el estado fisiológico de la población que su composición taxonómica; sin embargo, en muchos casos creemos que esta última tiene un importante papel en la determinación del citado índice.

En el puerto de Málaga no aparece una variación estacional neta, sino que presenta una notable constancia de valores relativamente bajos a lo largo del ciclo (fig. 6 b). En una primera etapa, cocientes con valores comprendidos entre 3 y 4 se han observado de mayo a octubre. A finales de noviembre, inmediatamente después de la caída de las fuertes concentraciones estivales de clorofila *a* y coincidiendo con el inicio de la etapa invernal, tiene lugar un aumento brusco del cociente pigmentario (hasta 12,4). Estos valores, sin duda excesivos, son raros si se consideran debidos exclusivamente a fitoplanc-

ton vivo. Tal vez pueden haber sido incrementados por la presencia de material detrítico (carotenoides de procedencia animal sobre todo) cuando las concentraciones de fitoplancton son bajas (MARGALEF, 1963). Los valores en la etapa que se extiende de diciembre a principios de julio son semejantes a los del período estival, lo que podría indicar un cambio en la composición específica de la población al sustituir las dinoflageladas a las diatomeas. A finales de enero se obtienen los mínimos anuales coincidiendo con las lluvias y, por último, un segundo máximo postprimaveral menos importante que el primero.

En resumen, en sólo dos momentos, coincidentes con el final de las explosiones de primavera y verano, se pone de manifiesto la inversión de la tendencia de variación en relación con la clorofila *a*.

Oxígeno

Los resultados obtenidos reflejan un rango de variación comprendido entre un mínimo de 0,39 ml/l y un máximo de 7,61 ml/l registrados en junio de 1978 y julio de 1979, respectivamente. Los valores medios por estación son todos ellos muy próximos a 5 ml/l, habiendo sido observados los más bajos en la dársena pesquera. Las concentraciones son, en general, menores que las halladas por RODRÍGUEZ (1979) en la bahía de Málaga aunque los máximos son más importantes, lógicamente, en la zona más eutrófica que es el puerto. Desde un punto de vista cuantitativo y dentro de la subsaturación que suele caracterizar los medios portuarios, nuestros resultados son elevados, estando comprendidos generalmente entre el 80-100 % de saturación.

La variación estacional seguida presenta dos etapas muy claras (fig. 6 c); la primera, que se extiende de mayo a finales de septiembre, coincide con el período de estratificación durante el cual el intercambio de agua entre la superficie y el fondo está limitado, y se caracteriza por la presencia de altas concentraciones superficiales (más importantes en las estaciones interiores), acusado gradiente en profundidad y oscilaciones bruscas de corto período. Estas altas concentraciones estivales declinan rápidamente después de alcanzar valores máximos, tal vez debidos, más que a la reducción de la biomasa de fitoplancton, a su dispersión, presentando durante esta etapa una relación directa con la clorofila *a* ($r = +0,71$). La desaparición de la estratificación señala el inicio de la segunda etapa, que permitirá la reoxigenación del fondo. Por otra parte, no hay que olvidar que en estos medios confinados y someros, esta desaparición también implicará la puesta en suspensión de fangos orgánicos, ricos en compuestos reductores tóxicos. Esta segunda etapa, que se extiende de octubre a finales de febrero, se caracteriza por la heterogeneidad de valores más débiles, de subsaturación, en toda la columna de agua.

CONCLUSIONES

En las áreas semiconfinadas estudiadas, la temperatura y la luz parecen ser los factores fundamentalmente responsables de la regulación de la producción potencial, aunque con etapas de influencia marcadamente distintas. De este modo, la temperatura, con sus máximos, determina los picos de producción, en tanto que la luz, en limitación, marcará los mínimos de la misma.

Los aportes esporádicos de agua dulce dan lugar a fluctuaciones bruscas de la salinidad, lo que puede ejercer un efecto indirecto al modificar la composición faunística de la comunidad.

La transparencia del agua está fuertemente asociada a la cantidad de seston. Cuando la densidad del fitoplancton es elevada, como ocurre en verano, el coeficiente de extinción está controlado por ella. Pero dada la poca profundidad de estos medios y su actuación como cubeta de recepción de materiales alóctonos, el coeficiente de extinción también está controlado por otros materiales distintos de las clorofilas (triptón orgánico e inorgánico), cuya presencia está asociada a las peculiaridades del sistema portuario.

El enriquecimiento en nutrientes, aparte de producirse en ciertas estaciones y en condiciones bien definidas, aumenta frecuentemente en razón de la proximidad de los fondos, facilidad de mezcla y llegada de aguas de desecho y de esorrentía. En base a ello, estas sales no constituyen factores limitantes y, aun en los momentos de mayor pobreza, traducen una gran capacidad de producción primaria potencial.

El sistema, una vez logradas las condiciones de estabilidad hidrográfica, presenta un desarrollo importante de las poblaciones fitoplanctónicas con valores bajos del cociente pigmentario, iniciándose sucesivamente varios procesos de maduración que son rápidamente interrumpidos.

Un estado generalizado de subsaturación de oxígeno alterna con momentos de notable sobresaturación superficial asociada al fitoplancton, y fuertes gradientes en profundidad.

Por todo ello, de acuerdo con BLANC *et al.* (1975), la contaminación, las fluctuaciones de salinidad, etc., no son factores que frenen en sí el desarrollo cuantitativo de las algas adaptadas a tales medios, sino que, por el contrario, lo favorecen; lo cual no quiere decir que las altas concentraciones obtenidas no presenten inconvenientes y no conduzcan a otro tipo de contaminación, eutroficación y cambio de especies.

AGRADECIMIENTOS

Deseamos manifestar nuestro agradecimiento a los Dres. B. Andréu y M. Alcaraz por la lectura y crítica del manuscrito, así como a doña Antonia Cruz por la ayuda prestada en la preparación del mismo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALCARAZ, M. — 1977. *Ecología, competencia y segregación en especies congénicas de Copépodos (Acartia)*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, 191 pp.
- ARIAS y MORALES. — 1979. Variación estacional de organismos adherentes en el puerto de Castellón de la Plana. *Inv. Pesq.*, 43 (2): 353-383.
- BAKKER, C.; W. J. PHAFF, M. von EWIK-ROSIER; N. PAUW. — 1977. Copepod biomass in an estuarine and a stagnant brackish environment of the SW Netherlands. *Hydrobiologia*, 52 (1): 3-13.
- BEER, R. M. & D. S. GORSLINE. — 1971. Distribution, composition and transport of suspended sediment in Redondo Canyon and vicinity (California). *Mar. Geol.*, 10: 153-175.
- BENON, P.; F. BLANC; B. BOURGADE; P. DAVID; R. KANTIN; M. LEVEAU; J.-CL. ROMANO; D. SAURIOT. — 1977. Impact de la pollution sur un écosystème méditerranéen côtier. II. Relation entre la composition spécifique des populations phytoplanctoniques et les taux de pigments et de nucléotides adényliques (ATP, ADP, AMP). *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 62 (5): 631-648.
- BLANK, F., M. LEVEAU, P. KERAMBRUN. — 1975. Eutrophie et pollution: Estructure et fonctionnement du sous-écosystème planctonique. *10th European Symposium on Marine Biology*, Ostend, Belgium, 2: 61-83.
- BOUTLER, J., L. CABIOCH, J. GRALL. — 1974. Quelques observations sur la pénétration de la lumière dans les eaux marines au voisinage de Roscoff et ses conséquences écologiques. *Soc. Phycol. de France*, 19: 120-140.
- CITARELLA, G. — 1970. *Zooplankton des eaux portuaires de Marseille*. Thèse Doctorat de Spécialité Oc. Biol. (planctonologie). Fac. Sciences Marseille. 147 pp.
- COGNETTI, G. — 1970. Influenza degli inquinamenti sulle popolazioni del bentos marino. *Publ. Staz. Zool. Napoli*, 38: 1-20.
- DURÁN, M., F. SANZ, M. LÓPEZ-BENITO, R. MARGALEF. — 1956. El fitoplancton de la ría de Vigo, de abril de 1954 a junio de 1955. *Inv. Pesq.*, IV: 67-95.
- FIALA, M. — 1972-73. Etudes physico-chimiques des eaux et sédiments de l'étang Bages Sigean. *Vie et milieu (B)*, 23 (1): 21-50.
- FRAGA, F. — 1960. Variación estacional de la materia orgánica suspendida y disuelta en la ría de Vigo. Influencia de la luz y la temperatura. *Inv. Pesq.*, 17: 127-140.
- HUTCHINSON, G. E. — 1957. A treatise on limnology. Vol. I. Part. 2. John Wiley & Sons Ed., 496 p.
- LEUNG TAK KIU, D. — 1971. Etude du milieu pollué: le vieux-port de Marseille. Influence des conditions physiques et chimiques sur la physionomie du peuplement du quai. *Téthys*, 31 (1): 767-826.
- LORENZEN, N. W. — 1980. Use of chlorophyll-secchi disk relationships. *Limnol. Oceanogr.*, 25 (2): 371-172.
- MARGALEF, R. — 1972. Luz y temperatura. En: *Ecología Marina*, Fundación La Salle. Editorial Dossat: 100-129.
- MOR, E., S. ETTORE, O. RELINI. — 1970. Founling in zone inquinate. Osservazioni nel porto di Genova. Caratteristiche ambientali e metodi di estudio. *Staz. Zool. Napoli*, 38: 55-91.
- MORALES, E. & E. ARIAS. — 1965. Ecología del puerto de Barcelona y desarrollo de adherencias orgánicas sobre placas sumergidas. *Inv. Pesq.*, 28: 49-79.
- MUÑOZ, F. & J. M. SANFELIU. — 1972. Hidrografía y fitoplancton de las costas de Castellón, de julio de 1968 a junio de 1969. *Inv. Pesq.*, 36 (2): 365-392.
- NIVAL, P., G. MALARA, R. CHARRA. — 1975. Evolution du plancton dans la Baie de Villefranche à la fin du printemps (mai et juin 1971). I. — Hydrobiologie, sels nutritifs, chlorophylle. *Vie et Milieu*, 25 (2B): 231-260.
- ORIAN, G. H. — 1975. Diversidad, estabilidad y madurez en los ecosistemas naturales. In: *Conceptos unificadores en Ecología*, W. H. van Dobben & R. H. Lowe-McConnel (eds.): 175-189 (edición española Editorial Blume. Barcelona).
- RILEY, J. P. & R. CHESTER. — 1971. *Introduction to Marine Chemistry*. Academic Press. 465 pp.

- RODRÍGUEZ, J. — 1979. *Zooplankton de la bahía de Málaga: Aproximación al conocimiento de una comunidad planctónica nerítica en el mar de Alborán*. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga, 147 pp.
- SANFELIU, J. M. & F. MUÑOZ. — 1965. Hidrografía y plancton del puerto de Castellón de junio de 1961 a enero de 1963. *Inv. Pesq.*, 28: 3-48.
- 1970. Hidrografía y fitoplancton de las costas de Castellón, de julio de 1967 a junio de 1968. *Inv. Pesq.*, 34 (2): 417-449.
- SCOR-UNESCO. — 1966. Determination of photosynthesis pigments in sea-water. *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1, 69.
- SOULE, D. F. & M. OGURI. — 1976. Marine studies of San Pedro Bay, California. Part. 10. Physical water quality in the Long Beach harbor area. Data report on temperature, salinity, oxygen pH and turbidity for the port of Long Beach in 1973 and 1974. *Rep. South. Calif. Univ. Sea grant Program.*, (n.º 1-76), 173 pp.
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSON. — 1968. A practical handbook of sea water analysis. *Fisheries Research Board of Canada. Bull.* 167.
- TRAVERS, A. & M. TRAVERS. — 1973. Données sur quelques facteurs de l'écologie du plancton dans la région de Marseille. 3 La Lumière. *Téthys*, 5 (1): 7-30.
- VIVES, F. & F. FRAGA. — 1961. Florística y sucesión del fitoplancton en la ría de Vigo. *Inv. Pesq.*, 19: 17-36.
- 1961. Pesca y energía solar. *Inv. Pesq.*, 20: 5-17.
- WEITZEL, R. G. — 1981. *Limnology*. W. B. Saunders Company. 743 p.
- WHITNEY, D. E., W. MARSHALL DARVEY. — 1979. A method for the determination of chlorophyll *a* in samples containing degradation products. *Limnol. Oceanogr.*, 24 (1): 183-186.