

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



TESIS DOCTORAL

El estudio limnológico del embalse de Valmayor

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR
PRESENTADA POR

Francisco Javier Haering Pérez

Madrid, 2015

HAL
est



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE



5310043645

F. Javier Haering

Francisco Javier Haering Pérez

EL ESTUDIO LIMNOLOGICO DEL EMBALSE DE VALMAYOR

Director: Jerónimo Corral Estrada.

Jerónimo Corral

*Pouente,
Francisco
pro Dña Pineda*

Departamento de Ecología

Facultad de Ciencias Biológicas

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE



1984

R. 28.043

Agradecimientos

Al doctor Jerónimo Corral, que accedió a dirigirme la tesis, quitando tiempo a sus múltiples quehaceres; y ha aportado abundantes ideas durante la elaboración del escrito.

Al profesor Francisco Diaz-Pineda por actuar de ponente en la facultad de Ciencias Biológicas.

Al señor Rodolfo Urbistondo por permitirme trabajar en el laboratorio Central del Canal de Isabel II, y el acceso al embalse de Valmayor.

A don Mariano Santos, por su ayuda en la obtención de instrumental.

Al doctor Miguel Alvarez-Cobelas por la bibliografía prestada, y por sus ideas y consejos.

A todo el personal del laboratorio del Canal de Isabel II por su ayuda en la realización del trabajo.

Y finalmente, a Manuel Cañedo, por su colaboración en la recogida de muestras.

INDICE

1.-	INTRODUCCION	1
2.-	DESCRIPCION DEL EMBALSE Y SU AREA	10
3.-	MATERIAL Y METODOLOGIA UTILIZADA	14
	Parámetros físicos	17
	Parámetros químicos	20
	Parámetros biológicos	21
	RESULTADOS Y DISCUSION	
4.-	PARAMETROS DEL EMBALSE Y FISICOS	24
	Agua tomada del embalse	27
	Climatología local	30
	Transparencia	34
	Temperatura	39
	Oxígeno	53
5.-	PARAMETROS QUIMICOS	78
	Amonio	78
	Nitrito	86
	Nitrato	93
	Ortofosfato	116
	Fósforo total	124
	Relación N/P	137
	pH	137
6.-	PARAMETROS BIOLOGICOS	140
	Clorofila a	140
	Fitoplancton	158
	Ciclo anual	165

Diversidad	179
Ecología de las especies más importantes	181
Similaridad entre estaciones de muestreo	187
7.- SITUACION TROFICA	189
8.- ESPECIES NUEVAS EN ESPAÑA	193
9.- CONCLUSIONES DEL ESTUDIO	196
Fotos	198
10.- BIBLIOGRAFIA	210
Tablas	238

1.- INTRODUCCION

El agua es un compuesto fundamental para la vida en la Tierra, tanto a nivel celular como al de organismos y comunidades.

Se puede decir que es el disolvente universal, que todas las reacciones tienen lugar en el agua, que gracias a ella es posible la vida. La ONU ha declarado a la década 1980-90 la década del agua, al entender que son unos años vitales los que estamos atravesando en nuestra absoluta dependencia del agua. Depende en gran medida de nuestra utilización actual la calidad y potencialidad en el futuro.

Los hombres no bebemos solamente el agua, también la empleamos para nuestro hogar, industria, agricultura y recreo. En algunas zonas de la Tierra con carencia de ella podemos ver su importancia. Incluso en la Historia, no se comprenden algunas particularidades de las civilizaciones babilónica y egipcia por ejemplo, sin considerar el papel que jugaron los ríos, tanto para las comunicaciones como la agricultura y el bienestar general de la población. En la actualidad el nivel de desarrollo de un país se puede medir por el consumo de agua, expresando la cifra en litros, por habitante y por día. Lo paradójico de esta utilización es que el hombre se basa casi exclusivamente en las aguas continentales, que son una mínima parte (menos del 0,05 %), del agua disponible en la litosfera (MARGALEF, 1974). El hombre obtiene su agua mayoritariamente de ríos, pozos, lagos, y embalses en los últimos años. Hace poco tiempo se ha empezado a desalinizar el agua de mar, y a pensar en los icebergs como reservas de agua dulce.

En España tenemos alrededor de 750 embalses, de los cuales el 75 % no tiene más de 40 años. La mayor parte de nuestra Península está sometida a un clima de tipo mediterráneo, con un periodo estival de sequía.

Unido a que las lluvias no sean muy abundantes durante el resto del año, ha hecho que el hombre español haya almacenado el agua desde tiempo inmemoriales en pequeñas presas o estanques.

Un embalse tiene unas características muy diferentes a las de un río o lago. El embalse no es sino una barrera que se le pone a un río, sobre todo en su parte alta o media, para evitar que siga su curso. Al frenar la velocidad de la corriente disminuye el arrastre de materiales, y aumenta la sedimentación de las materias en suspensión que el río transporta. Por eso un embalse tiene una vida media mucho más corta que la de un lago, porque el aterramiento o llenado del embalse llega más pronto o más tarde. Al disminuir la velocidad el agua y estabilizarse, aparece el componente pelágico del ecosistema, es decir el plancton, y comienza el transporte vertical de materia, además del horizontal. La diferencia con respecto a un lago es también morfológica, porque un embalse está llenando un valle fluvial, su forma es alargada, no como un lago que la tiene más o menos redondeada; la asimetría de las profundidades está mucho más acentuada, así como la línea costera, tanto en el desarrollo como en las comunidades que pueden colonizarla.

Un fenómeno que está afectando a muchos embalses españoles en los últimos años, y que es común a todos los países es la contaminación. Hay que tener en cuenta que la Limnología Aplicada empezó en Europa Central, y en gran parte como respuesta a la contaminación que sufrían sus lagos. Los embalses no suelen tener núcleos de población grandes en sus orillas, por lo que pueda ocurrirle no es contemplado por muchas personas, a no ser que sea de gran amplitud en el espacio o en el tiempo. En España, las aguas de los embalses suelen tener 3 destinos principales: suministro a ciudades, producción de energía eléctrica y utilización para riego agrícola. La contaminación va a afectar a las tres, incidendo negativamente de forma muy compleja y variada.

Conviene tener en cuenta un aspecto muy concreto de la contaminación y que está presente en mayor o menor grado en los embalses españoles: la eutrofización o eutrofización, que se puede definir como un aumento de sustancias disueltas que provocan un sobrecrecimiento de autótrofos, haciendo el agua inservible para el fin destinado, (SCHWOERBEL, 1974). Otra definición menos técnica dice que es un abonado del agua que la hace inservible para lo que se quiere hacer con ella.

La eutrofización ocurre, cuando no hay una carga excesiva en el agua de productos tóxicos o inhibidores del desarrollo biológico. En este caso aparecen las aguas "muertas", totalmente carentes de vida, que algunas veces se dan en las salidas de fábricas.

Lo que suele ocurrir es que la carga de nutrientes en el agua, puede ser artificial y excesiva o natural, si el agua pasa, por ejemplo, por un terreno con mucho apatito o nitratos, y el ciclo normal de producción primaria está distorsionado. Los nutrientes son sustancias directa o indirectamente disponibles para el desarrollo de los organismos o productores primarios de una comunidad o biocenosis acuática (ORTIZ CASAS, 1982).

Si el embalse se emplea para almacenar agua para consumo doméstico, la excesiva proliferación de las algas va a causar en la estación de tratamiento del agua una obturación de los filtros. Como parte de las algas mueren y van cayendo al fondo, se produce la mineralización que va a consumir el oxígeno. Puede llegar un momento en que se agote el oxígeno en las aguas profundas, y si se toma de esa profundidad el agua, ésta será desoxigenada, y en ella habrán tenido lugar reacciones reductoras productoras de H_2S , con su desagradable olor.

Si el embalse se emplea para producir energía eléctrica, el ácido sulfhídrico puede ocasionar corrosiones en las estructuras metálicas de las

turbinas.

Si el embalse se utiliza para los riegos agrícolas, no le resultará muy agradable al agricultor ver llegar una sopa verde o azul con olores desagradables. Incluso las actividades recreativas de navegación, natación o pesca, se verán también influenciadas. Las especies de peces adaptadas a aguas bien oxigenadas cambian, apareciendo otras más resistentes a la falta de oxígeno. Finalmente, el nadar en un agua llena de algas no es agradable, e incluso puede ser peligroso para la salud, porque está demostrada la acción nociva de algunas algas, principalmente cianofíceas (LUND, 1965).

Los embalses españoles son monimícticos cálidos por lo general, es decir, tienen una circulación del agua en vertical durante los meses de otoño, invierno y parte de la primavera, y una estratificación térmica en los meses de verano. La desoxigenación comentada anteriormente va a ocurrir sobre todo en el verano, cuando además la lluvia es más escasa. Al mismo tiempo, y debido a la carga de nutrientes y a la cantidad de luz solar, va a haber una sobresaturación de oxígeno en las capas del agua donde llega la luz (capa fótica), por la acción fotosintética de las algas. Cuando en otoño se rompe la estratificación, por la disminución de la temperatura, el oxígeno va a repartirse por todos los niveles, y se restituirán las condiciones para la putrefacción oxidativa. Afortunadamente estas condiciones de circulación duran en España varios meses, y no se da la estratificación invernal, como en el Norte de Europa, donde las aguas superficiales se hielan, y las del fondo están a 4°C.

Vistos los efectos negativos de la eutroficación, vamos a considerar las maneras de evitarla o de disminuirla. De los nutrientes que trae el agua sólo el nitrógeno y el fósforo se pueden considerar como factores limitantes, según la conocida ley del mínimo o de LIEBIG. El carbono, por ejemplo, no se suele considerar factor limitante, porque en el agua existen una gran cantidad

de carbonatos disueltos, y de CO_2 , en equilibrio con la atmósfera. Por eso, aunque las algas lo tomen en gran cantidad, no será casi nunca un factor limitante.

Por todo lo escrito anteriormente, cuando se habla de los nutrientes, normalmente se está hablando del nitrógeno y del fósforo. La proporción en la que se encuentran en el agua es de 7/1 en peso (RAST & LEE, 1978). Si sube esa proporción entonces el factor limitante será el fósforo, si baja, el factor limitante será el nitrógeno. Este último caso sucede en las cercanías de los vertidos de las aguas residuales, donde la relación es de 2/1. En los embalses no extremadamente eutróficos la relación es de hecho superior a 7, por lo que está aceptado que el factor limitante en estos ecosistemas es el fósforo.

Los medios acuáticos poseen maneras de contrarrestar la sobrecarga de nitrógeno y fósforo. El nitrógeno puede reducirse en las capas profundas o hipolimnion, transformándose en nitrógeno gaseoso que escapa a la atmósfera. El fósforo sedimenta con hierro o con calcio cuando el pH sube por la acción fotosintética. Es mucho más efectiva la sedimentación con calcio, es decir en aguas duras, (MARGALEF, 1976). Este fósforo puede movilizarse de los sedimentos en condiciones reductoras, debido a la transformación del ión férrico en ferroso, soluble este último en agua (MORTIMER, 1941). Este reciclado del fósforo es por lo general muy pequeño en comparación con las cantidades procedentes del exterior.

La eutroficación se puede dar en condiciones naturales, aunque no se puede considerar una sucesión ecológica. Se trataría de una regresión, ya que un sistema acuático eutrofizado es menos maduro que uno oligotrófico (MARGALEF, 1974), siendo la diversidad mucho menor, encontrándose un valor más bajo del cociente producción/biomasa.

Todos los problemas generados por la eutroficación han favorecido una investigación aplicada a la cuantificación. Así, se han desarrollado índices de estado trófico, cifras límites de eutrofia, y en general cargas de nutrientes que son asimilables por el sistema acuático. De toda la extensísima gama producida, extraemos las cifras aportadas por MARGALEF (1976), LEE (1980) y WELCH (1980) - (Tablas 1 y 2).

Las cifras de MARGALEF limitan embalses más o menos eutróficos.

Como se puede apreciar los criterios son muy variados, y está patente que se deben considerar varios factores y en diferentes épocas del año. Esto nos lleva a considerar otro aspecto importante y es la variabilidad temporal de los embalses. Esta variabilidad a escala anual es la que describimos anteriormente, diciendo que los embalses españoles son monomícticos cálidos, es decir año tras año se repetirá la estratificación térmica veraniega y la circulación otoño-invernal. Pero existe una variedad interanual, muy poco estudiada y que está fuertemente influenciada por las características climáticas de cada año. Sabemos que los embalses son sistemas acuáticos en los que el componente climático induce la mayor parte de su variación anual. Pues bién, como la variabilidad meteorológica es grande a escala interanual, se sabe, aunque no de modo preciso en los embalses españoles, que los fenómenos de estratificación, o agotamiento de oxígeno, experimentan adelantos o retrasos dependiendo de las características climáticas de cada año. Por ello los años de pluviosidad escasa por ejemplo, deben reflejarse en los parámetros limnológicos. Estos datos, posteriormente pueden ser de gran valor en el manejo del embalse, ya que las aguas pueden utilizarse de modo más racional y científico, según la distribución de ciertas variables a lo largo del tiempo. Y ésta es una faceta de la Limnología aplicada que conviene destacar.

Los objetivos del trabajo que presentamos fueron determinar las ca-

racterísticas limnológicas del embalse a lo largo del periodo de estudio, precisar el ciclo anual de fitoplancton, y conocer la situación trófica actual. Esto último es de gran interés, puesto que los embalses destinados al abastecimiento doméstico, y que sufren gran deterioro en la calidad de su agua, pueden quedar inutilizados para su fin primario. Si una vez conocida la situación trófica, no se toman medidas correctoras, no habrá servido de nada su construcción. Estas medidas correctoras sólo se pueden realizar, tras un conocimiento científico del problema.

MARGALEF:

P (Fosfato) 15 mg/m³ Nº células del fitoplancton 5000/ml
 N (nitrato) 140 mg/m³ Clorofila a 5 mg/m³

LEE:

	<u>Clor. a</u> <u>(media veraniega)</u>	<u>Disco SECCHI</u> <u>(metros)</u>	<u>P total₃(media)</u> <u>(mg/m³)</u>
Oligotrófico	< 2	> 4,5	< 6,2
Oligomesotrófico	2,1 - 2,9	4,6 - 3,4	6,3 - 10,1
Mesotrófico	3,0 - 6,9	3,5 - 2,1	10,2 - 29
Mesoeutrófico	7,0 - 9,9	2,2 - 1,7	30,0 - 45
Eutrófico	> 10	< 1,8	> 46

WELCH:

	<u>Oligotrofia</u>	<u>Eutrofia</u>
P total (invierno) (mg/m ³)	10 - 15	20 - 30
Clor. a (verano) mg/m ³)	2 - 4	6 - 10
Disco de SECCHI (verano) (metros)	5 - 3	2 - 1,5
Tasa de consumo ₂ de oxígeno en verano (mg/m ² /día)	250 - 310	330 - 400
Producción primaria ₂ (época de cre- cimiento (mg C/m ² /día)	30 - 100	300 - 3000

TABLA 1.-

.../...

Criterios cualitativos:

	<u>Oligotróficos</u>	<u>Eutróficos</u>
Hipolimnion/epilimnion	> 1	< 1
Productividad primaria	baja	alta
Densidad de fitoplancton	baja	alta
Nº especies del fitoplnc.	muchas	pocas
Desaparición del oxígeno del hipolimnion	No	Sí
Suma de nutrientes	bajo	alto
Especies de peces	de aguas frías crecimiento - lento en hipo- limnion.	de aguas cálidas crecimiento rápi- do, tolerancia a la baja concen-- tración de oxígeno

TABLA 2.-

2.- DESCRIPCION DEL EMBALSE Y SU AREA

El embalse de Valmayor se encuentra situado en el Noroeste de la provincia de Madrid (Fig. 1). La presa se halla en la situación $41^{\circ} 30' N$ y $4^{\circ} W$; se terminó su construcción en 1976. El llenado del embalse empezó exactamente el 22 de Marzo de 1977.

La función principal de este embalse es el abastecimiento de agua potable a Madrid y pueblos cercanos, ya que pertenece al Canal de Isabel II.

La presa es de escollera con pantalla asfáltica, con una longitud de 1214 m, y una altura de 53,50 m., siendo la cota más alta 834 m, y la cota más baja 780,50 m.

El río Aulencia que le llega por el Noroeste (Fig. 2), es el único suministro constante de agua al embalse. Se forma unos kilómetros antes, por la unión de los arroyos Batán y Cebadillas. Ambos proceden de la Sierra del Guadarrama. El arroyo Batán, que es el de mayor caudal, nace al Oeste del pueblo de San Lorenzo del Escorial, y el arroyo Cebadillas al Norte del mismo pueblo. El río Aulencia trae las aguas residuales de este pueblo al embalse.

Al norte del embalse (Fig. 2) llega un trasvase procedente del azud de las Nieves en el río Guadarrama. Este trasvase no está siempre abierto.

El río Guadarrama nace en Siete Picos, y recoge las aguas residuales de los pueblos Cercedilla, Los Molinos, Guadarrama y Collado-Villalba (Mapa de Cercedilla, 1:50.000).

Por el Norte también llegan al embalse los arroyos Ladrón y de la Cañada, que a partir del verano, y como consecuencia de la sequía están prácticamente sin agua.

Si no se considera el río Guadarrama, la cuenca tiene una superficie de $101,4 \text{ km}^2$ (Memoria del Canal de Isabel II, 1977). Su aportación máxi-

ma anual es de 67 Hm³ y mínima de 6 Hm³.

El embalse se encuentra en el macizo granítico del Guadarrama, (Hoja de Síntesis Geológica 1:200.000, Madrid). La vegetación de sus orillas es encinar (Junípero-Quercetum-rotundifoliae), con etapas de degradación (jarales). No hay pueblos en sus orillas, aunque hay dos urbanizaciones, pero no importantes.



Fig. 1.- Localización del embalse en la provincia de Madrid, M = Madrid.

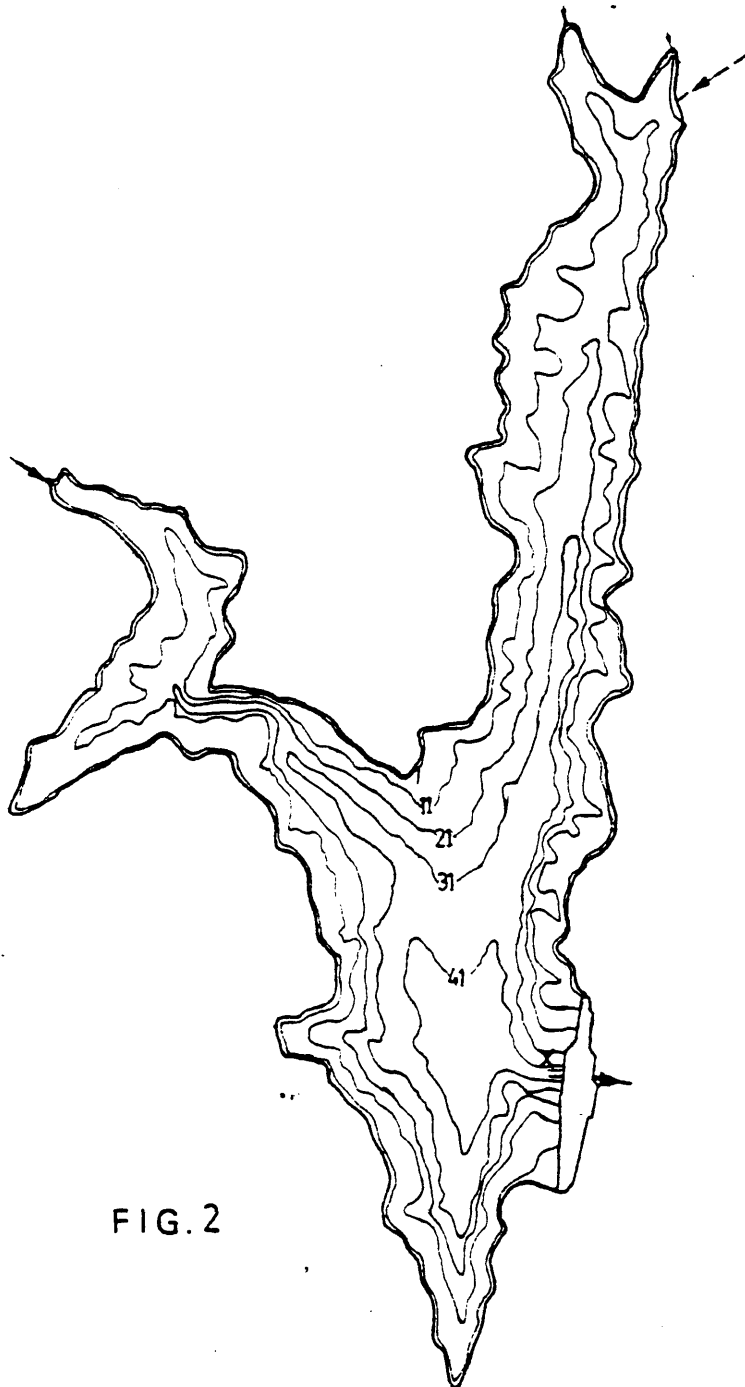


FIG. 2

Fig. 2.- Mapa batimétrico del embalse. El aspa indica la situación de la torre de toma.

3.- MATERIAL Y METODOLOGIA UTILIZADA

La investigación se realizó en dos fases: la primera de noviembre de 1979 a junio de 1980, y la segunda de febrero de 1981 a junio de 1982. En el periodo intermedio se realizaron algunos muestreos, pero no de forma intensiva. En la primera fase se estudiaron principalmente los afluentes al embalse, situando los puntos de muestreo en las orillas. En la segunda fase se estudió el propio embalse. La distribución de los puntos de muestreo se observa en las figuras 3 y 4.

Primera fase:

Punto nº 1: Al lado de la presa

Punto nº 2: A 30 m del punto 1.

Punto nº 3: En el embarcadero de la residencia del Canal.

Punto nº 4: Puente del Tercio.

Punto nº 6: Agua de filtración de la presa

Punto nº 7: Cola del embalse, entre los arroyos Ladrón y de la Cañada.

Punto nº 8: Cola del embalse, en el arroyo de la Cañada.

Punto nº 10: En el arroyo Batán, antes de la confluencia con el arroyo Cebadillas, para formar el Aulencia.

Punto nº 11: En el arroyo Cebadillas, antes de la confluencia con el arroyo Batán, para formar el Aulencia.

Segunda fase:

Punto nº 1: Al lado de la torra de toma

Punto nº 2: En el centro del embalse aproximadamente.

Punto nº 3: En la cola del Norte, al lado del Puente del Tercio.

Punto C: En la cola del Oeste, por donde entra el río Aulencia.

00 3645

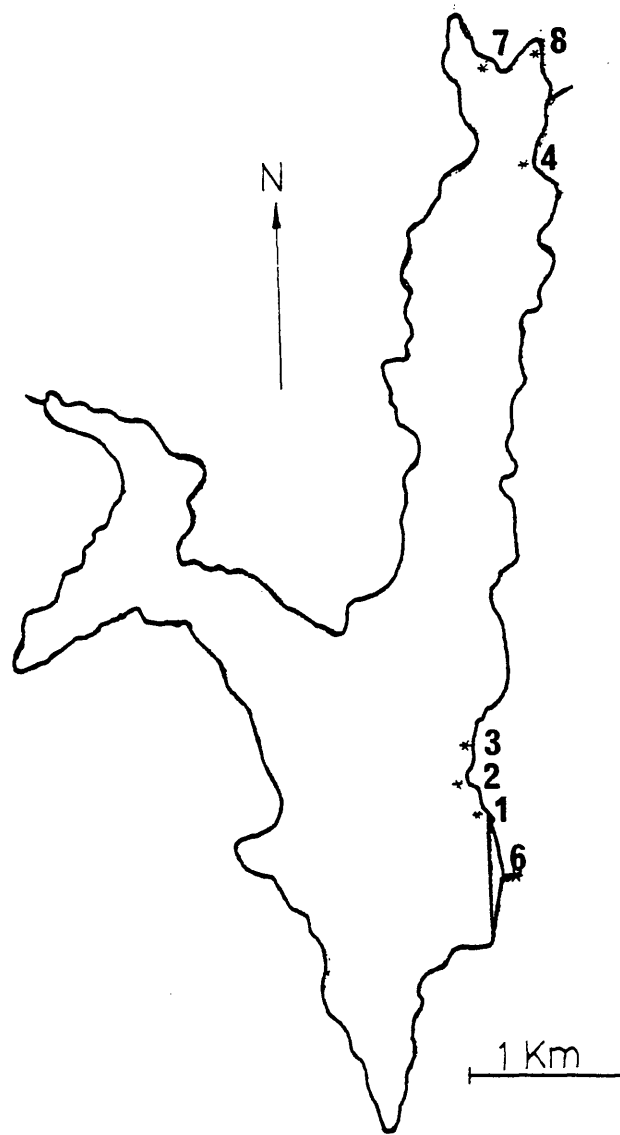


Fig. 3.- Puntos de muestreo en el embalse de la 1ª fase.

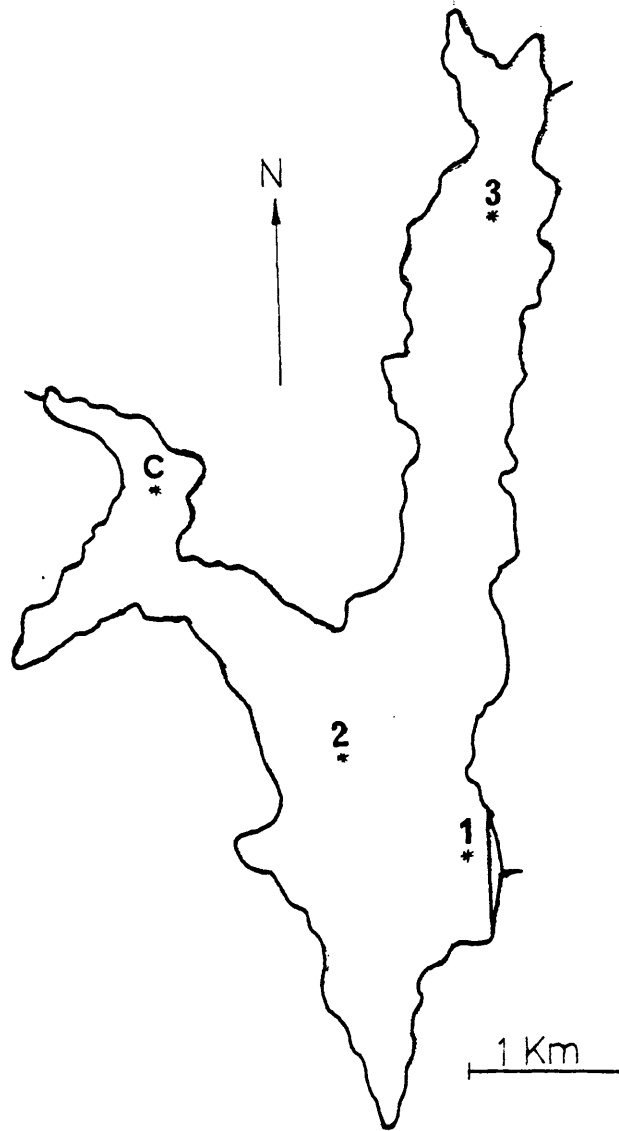


Fig. 4.- Puntos de meustreo de la 2ª fase.

En las dos fases se muestreó siempre entre las 9 y las 11 horas (hora solar).

En la primera fase no se recogieron muestras de agua a diversas profundidades, sólo en superficie, y desde la orilla. Una vez se hizo un muestreo con barca a diferentes profundidades, en junio de 1980. En la segunda fase se pudo mejorar el sistema de muestreo empleándose una barca con motor fueraborda, y un tomamuestras RUTTNER (SCHWOERBEL, 1966). Desde abril de 1981 se utilizó un sistema de toma de agua mediante bomba de succión, después de comprobar que no se producían diferencias significativas entre ambos métodos de muestreo. Con este sistema, antes de recoger una muestra, se vaciaba todo el tubo, (equivalente a unos 3 litros). Se intentó un muestreo de periodicidad mensual, aunque no siempre pudo cumplirse el calendario previsto por condiciones meteorológicas adversas. Alguna vez ha habido dos muestreos al mes, y una vez en días consecutivos. En las tablas 3 y 4 aparecen las fechas de todos los muestreos.

La cantidad de agua que se recogía era de 1 litro, al que se le añadían unas gotas de cloroformo, para impedir la acción de las bacterias. En esta muestra se determinaban todos los parámetros químicos y biológicos, excepto O_2 disuelto. Este se determinaba en una muestra independiente recogida en una botella de tapón esmerilado (botella WINKLER), a la que se añadía "in situ" sulfato manganeso e hidróxido sódico, (2 ml de cada); así fijado se llevaba al laboratorio. Todas las determinaciones químicas se realizaban en el mismo día por la tarde.

PARAMETROS FISICOS

Transparencia: Para medir la transparencia del agua se empleó el disco de SECHI, que es un disco pintado de blanco de unos 30 cm de diámetro. Se va soltan

<u>Fecha</u>	<u>Puntos muestreados</u>
1.12.79	1, 2, 3 y entrada a la planta de tratamiento ("agua bruta").
18.12.79	1, 2, 3, 4, y 6
12.01.80	1, 2, 3, 4 y 6
16.02.80	1, 4, 6, 7 y 8
15.03.80	1, 4, 6, 8, 10 y 11
5.05.80	1, 3, 4 y 8
20.05.80	1 (Torre de toma)
26.06.80	1 (Torre de toma)
8.09.80	1, 4, 6, 8 y 11
7.10.80	1, 4, 6, 7 y 11

TABLA 3.- Fechas de los muestreos y puntos muestreados en la primera fase.

<u>Fecha</u>	<u>Puntos muestreados</u>
29.10.80	1
28.11.80	1 y 2
17.12.80	1 y 2
18.02.81	1, 2 y 3
18.03.81	1, 2 y 3
20.05.81	1, 2 y 3
13.06.81	1
16.06.81	1
17.06.81	1, 2 y 3
22.07.81	1, 2, 3 y C
26.08.81	1, 2 y 3
16.09.81	1, 2, 3 y C
16.10.81	1, 2, 3 y C
27.11.81	1, 2, 3 y C
05.01.82	1, 2 y 3
05.02.82	1, 2 y 3
12.03.82	1, 2 y 3
06.04.82	1, 2, 3 y C
04.05.82	1, 2 y 3
20.05.82	1
24.06.82	1, 2 y 3

TABLA 4.-: Fechas de los muestreos y puntos muestreados en la segunda fase.

do en el agua, y a la profundidad a la que desaparece de nuestra vista es la que se denomina "profundidad de transparencia al disco de SECCHI".

Temperatura: Para la medida de la temperatura del agua se utilizaron termómetros de la casa HYDROBIOS de precisión $\pm 0,2^{\circ}\text{C}$, y un termistor de la casa ELECTRONIC INSTRUMENTS LTD. Las diferencias entre ambos aparatos para un mismo punto nunca sobrepasaron los $0,4^{\circ}\text{C}$. La determinación de la temperatura de la columna de agua se realizó tomando medidas a cada metro de profundidad.

PARAMETROS QUIMICOS

Se determinaron los iones amonio, nitrito, nitrato y ortofosfato; fósforo total, silicio y pH.

Se midieron con un espectrofotómetro HACH. Se hicieron duplicados en algunas ocasiones y se determinaron con autoanalizador TECHNICON, comprobándose que no se producían diferencias significativas entre los dos aparatos.

Amonio: Se determinó mediante el método de la nesslerización (APHA, 1980). Se basa en que el amonio produce con el reactivo de NESSLER una coloración pardo amarillenta.

Nitrito: Se midió por el método de la diazotización (APHA, 1980), formándose un complejo de color rosado, que se valora espectrofotométricamente.

Nitrato: El nitrato existente en el agua se reducía a nitrito, y se aplicaba el método anterior. El valor obtenido, una vez restados el valor de los nitritos determinados anteriormente nos daba la concentración de nitratos. La reducción se realizaba con el método de cadmio-cobre (APHA, 1980).

Ortofosfato: Se midió por el método de azul de molibdeno (APHA, 1980). Realmente con este sistema se sobrestima la cantidad (TARAPCHAK, 1982), por lo que la cifra que obtenemos es prácticamente la denominada fósforo soluble reactivo (MORRIS, 1980).

Fósforo total: Se transforma en ortofosfato mediante oxidación y digestión, y se determina por el método anterior (APHA, 1980).

Silicio: Se midió por el método del silicio-molibdato, (APHA, 1980). Este parámetro no se midió de forma sistemática.

pH: Se midió un par de veces, con un peachimetro de la casa METROHM.

PARAMETROS BIOLOGICOS

Clorofila a: La clorofila a se determinó espectrofotométricamente con un aparato COLEMAN-JUNIOR. Las muestras se pasaban a través de filtros de fibra de vidrio MILLIPORE de diámetro de poro de 1 μ m. Los filtrados se extraían con acetona al 90 %, durante 20 horas a 4°C, centrifugándose 15 minutos a 5.000 r.p.m., y efectuando la medición de las absorbancias. Se emplearon las fórmulas VOLLENWEIDER (1967). Cuando se determinaron feofitinas, tras acidificación de la muestra con ClH 1 N, se utilizaron las fórmulas del Standard Methods (APHA, 1980).

Fitoplancton: Las algas se clasificaron y se contaron con un microscopio invertido especial para plancton de la casa WILD, modelo M40.

Las muestras de agua era puesta en cámaras de sedimentación compuestas, de 10 o 50 ml según la densidad del fitoplancton, y se dejaba sedimentar al menos 2 días (SCHWOERBEL, 1966). Las algas se fijaban con lugol, o con formal al 4 % y lugol; la fijación con lugol ayuda a la sedimentación.

Para las especies grandes de Ceratium y Staurastrum se observaba toda la preparación. Para las especies de menor tamaño se observaba una banda diametral de anchura variable. Si la especie más frecuente no llegaba a 100 individuos contados, se contaba la banda diametral perpendicular a la primera. Con 100 individuos contados el error es del 20 % (LUND, 1958; JAVORNICKY, 1958)

Ya que el

$$\text{Error} = 2 \cdot \frac{100}{\sqrt{n}}$$

siendo n = número de individuos contados. Esta fórmula se obtiene al considerar que las algas se sedimentan según una distribución de POISSON (PARKER, 1981).

Sea N = Número total de algas sedimentadas en la cámara

n = Número de algas sedimentadas en la banda a contar

S = Superficie del fondo de la cámara

s = Superficie de la banda a contar

se tiene entonces que

$$\frac{N}{S} = \frac{n}{s}$$

$$N = \frac{S \cdot n}{s} = \frac{\left(\frac{d}{2}\right)^2 \cdot n}{b \cdot d} = \frac{4 \cdot d}{4 \cdot b} \cdot n$$

b = Anchura de la banda a contar

d = diámetro del fondo de la cámara = 2,5 cm.

La anchura de la cámara es la única variable, y de la que dependerá el factor que va a obtener. Este factor lo multiplicamos por n, y obtendremos el número total de algas sedimentadas, es decir N. Esto se hace para cada especie, y finalmente dividimos por el volumen de la cámara, (10 ó 50), si queremos obtener el número de individuos por mililitro.

Para contar Microcystis aeruginosa se empleó el método de BOX (1981) para separar las células.

La biomasa se determinó calculando el volumen de cada especie asumiendo formas geométricas sencillas. El volumen de cada especie se multiplicaba por el número de individuos contenidos en un mililitro. Se sumaban los valores obtenidos para cada especie, y este volumen total se dividía entre 10^3 para obtener $\mu\text{g}/\text{l}$, ya que $10^6 \mu\text{m} = 1 \mu\text{g}$. Se midieron al menos 10 individuos de cada especie para obtener el volumen. En resultados se darán los datos que hemos obtenido para cada especie.

El índice de diversidad que se empleó fue el de SHANNON & WEAVER, $H = -\sum_{i=1}^n p_i \log_2 p_i$, siendo $p_i = N_i/N$, siendo N_i = número de individuos de la especie i, y N = número total de individuos de la muestra. Para obtener este índice de diversidad nos ayudamos con la tabla del "Phytoplankton manual" (UNESCO, 1978).

4.- RESULTADOS Y DISCUSION

Parámetros del embalse: En la tabla 5 se exponen parámetros del embalse en la suposición de que hubiera estado lleno, lo que en su corta historia nunca ha tenido lugar. Al lado se exponen los parámetros en la época 81-82, es decir cuando se llevó a cabo la segunda fase del estudio.

En el año 1979, el embalse tenía unos 83 Hm³ embalsados. En el año 1980, y en plena sequía el volumen bajó a unos 45 Hm³ (Memorias de 1979 y 1980 del Canal de Isabel II). En el año 1981 es de unos 32 Hm³, y en el periodo de estudio de 1982 de 41 Hm³ (datos proporcionados por el Canal de Isabel II). Hemos considerado la cota de 813 metros como la media durante toda la segunda fase (desde Febrero de 1981 a Junio de 1982). Con esta cota se obtienen los parámetros de la segunda columna de la tabla 5.

Las líneas de costa y las áreas del embalse se obtuvieron por planimetría.

Tiempos de residencia calculados en los años del estudio:

1979 = 5 años

1980 = 0,92 años

1981 = 2,10 años

1982 = 2,32 años.

	Embalse lleno	2.1981 - 6.1982	
Area del embalse	7.550.200	2.956.250	m ²
Volumen	124,50	35	Hm ³
Profundidad máxima	50,50	32,50	m
Longitud	7,225	5,15	Km
Anchura	2,10	1,35	Km
Anchura media	1,045	0,57	Km
Profundidad media	16,49	11,84	m
Línea de costa	24,065	14,52	Km

TABLA 5.- Parámetros del embalse, en el supuesto de que estuviese lleno, y en la época de estudio.

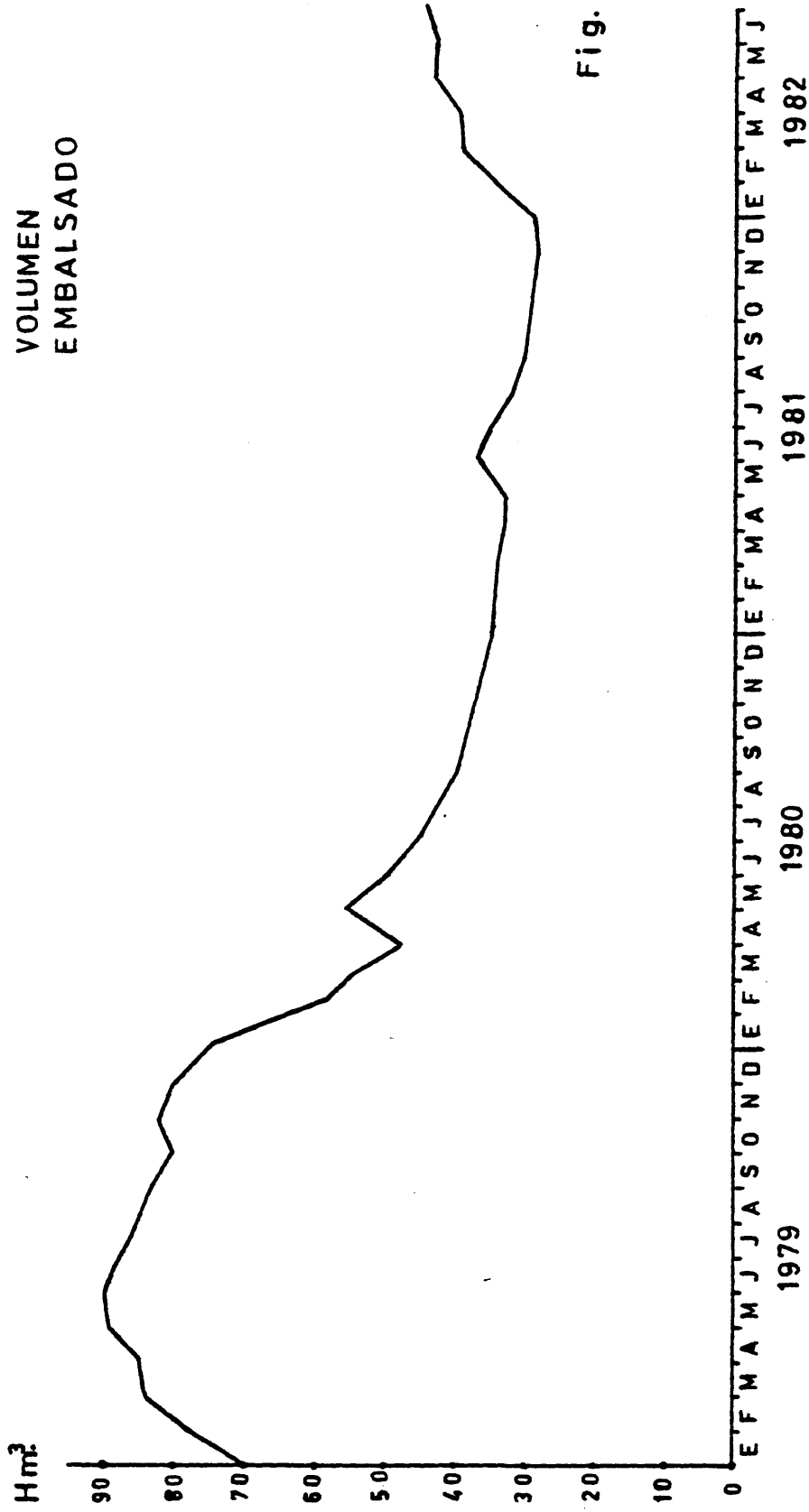


Fig. 5

Fig. 5 Volumen embalsado durante la época de estudio. Se observa los efectos de la sequía a partir de 1980.

AGUA TOMADA DEL EMBALSE

(Datos proporcionados por el CANAL DE ISABEL II)

<u>Mes</u>	<u>m³</u>	<u>Año 1979</u>
Junio	1.888.200	
Julio	535.680	
Agosto	535.680	
Septiembre	518.400	
Octubre	449.280	
Noviembre	611.280	
Diciembre	6.772.100	
	<hr/>	
	10.772.100	
Enero	8.044.760	<u>Año 1980</u>
Febrero	5.365.440	
Marzo	5.087.520	
Abril	1.518.840	
Mayo	4.014.000	
Junio	4.981.320	
Julio	2.946.240	
Agosto	2.946.240	
Septiembre	2.205.000	
Octubre	1.607.040	
Noviembre	939.600	
Diciembre	-----	
	<hr/>	
	39.656.000	

<u>Mes</u>	<u>m³</u>	<u>Año 1981</u>
Enero	190.080	
Febrero	787.320	
Marzo	1.339.200	
Abril	1.296.000	
Mayo	1.339.200	
Junio	2.002.320	
Julio	2.142.720	
Agosto	2.064.960	
Septiembre	1.347.840	
Octubre	907.200	
Noviembre	777.600	
Diciembre	803.520	
	<hr/>	
	14.997.960	

<u>Mes</u>	<u>m³</u>	<u>Año 1982</u>
Enero	803.520	
Febrero	1.010.140	
Marzo	1.607.040	
Abril	1.555.200	
Mayo	1.529.280	
Junio	777.600	
Julio	803.520	
Agosto	1.450.440	
Septiembre	1.555.200	
Octubre	1.607.040	
Noviembre	1.689.840	
Diciembre	2.678.400	
	<hr/>	
	17.067.220	

Climatología local:

Se dispone de las temperaturas medias del aire desde Julio de 1980 hasta junio de 1982. Los datos de pluviosidad abarcan desde octubre de 1980 hasta junio de 1982. Se aprecian claramente los periodos de sequía de finales del año 1980 y principios del año 1981, y los de octubre y noviembre de ese año, y marzo y abril de 1982.

La influencia de la sequía en el embalse se aprecia en 1980, ya que en este año bajó el volumen de agua a la mitad (de 80 a 40 Hm³), y posteriormente se ha mantenido en este volumen. Debido a la sequía el trasvase del río Guadarrama se abrió en Diciembre de 1981, y no se cerró en todo el invierno. Este trasvase ha aportado en esta época un caudal de 1 a 3 m³/s.

TEMPERATURAS MEDIAS DEL AIRE (media mensual)

MESES	AÑO 1980	AÑO 1981	AÑO 1982
ENERO		Aparato roto	10,37
FEBRERO	No se toman datos	8,43	10,39
MARZO		14,46	13,29
ABRIL		13,65	14,01
MAYO		16,05	18,29
JUNIO			24,07
JULIO	22,29	24,68	25,96
AGOSTO	23,38	25,46	25,84
SEPTIEMBRE	21,42	22,7	21,05
OCTUBRE	14,02	17,7	15,76
NOVIEMBRE	7,75	15,27	12,12
DICIEMBRE	4,54	11,15	9,78

TABLA 6.-

PLUVIOSIDAD EN VALMAYOR
Media mensual en mm (litros/m²)

MESES	AÑO 1980	AÑO 1981	AÑO 1982
ENERO		0	68,9
FEBRERO		23,2	47,5
MARZO		26,8	8
ABRIL		115,8	28,5
MAYO		46,2	69
JUNIO		17,5	48
JULIO		23	8,6
AGOSTO		14,2	8,5
SEPTIEMBRE		25,5	58,0
OCTUBRE	39	3,1	
NOVIEMBRE	43	0	
DICIEMBRE	1,5	151,3	

TABLA 6.-

EMBALSE DE VALMAYOR

Disco de SECCHI	3,25 m		
Clorofila a(a 3 m)	1,31 $\mu\text{g/l}$		
índice 430/665	4,42		
Profundidad	0,10	12	24
O ₂ (mg/l)	9,7	0	0
N-NH ₄ (mg/l)	0,1	0,92	1,75
N-NO ₂ "	0,021	0,15	0,009
N-NO ₃ "	0,3	0,6	1,5
P-PO ₄ "		0,37	

TABLA 7.- Datos del muestreo realizado por AVILES & GONZALEZ (1980), en el embalse de Valmayor al lado de la presa, el 13.VII.77.

PARAMETROS FISICOS

Transparencia

Con la transparencia se mide el espesor de la capa eufótica, (capa de agua en donde la actividad fotosintética es mayor que la actividad respiratoria). La relación capa eufótica/transparencia al disco de SECCHI ha sido ampliamente discutida; según GRANTHAM (1981) es de 2 a 3,5. WALMSLEY (1980); DAWES (1981) dan unos valores de 1,6 a 3. MARGALEF (1976) obtiene en los embalses españoles un valor de 2. La transparencia depende de la abundancia de plancton y de la materia en suspensión, de ahí la disparidad de valores.

La luz al atravesar una masa de agua se extingue según la ley de LAMBERT-BEER:

$$I_z = I_0 \cdot e^{-k \cdot z}$$

I_z = Intensidad de luz en el límite de la capa fótica; se hace igual a 1%

I_0 = Intensidad de luz que llega a la superficie del agua; se hace igual a 100%.

k = Coeficiente de extinción-

z = profundidad de la capa fótica.

La relación entre la transparencia al disco de SECCHI y el coeficiente de extinción es la fórmula $k = 1,7/\text{transparencia}$, según GRANTHAM (1981) y $k = 2,3/\text{transparencia}$, según MARGALEF (1976).

En el embalse de Valmayor el valor mínimo de transparencia fue de 0,5 m y el valor máximo 4 m. Los puntos 1 y 2 tuvieron valores similares (ligeramente mayores los del punto 1), y casi siempre mayores que los del punto 3.

HRBACEK (1966) en el embalse de Slapy (Checoslovaquia) obtiene los valores más altos en el punto de muestreo al lado de la presa. Como se ha dicho en la introducción, el agua al disminuir su velocidad, empieza a precipitar sustancias, lo que hace el agua más transparente por dos razones: Pérdida de materia en suspensión y pérdida de nutrientes para el fitoplancton. No se aprecian grandes variaciones a lo largo del año. ALVAREZ COBELAS (1982) obtiene para el Vellón (Madrid) valores entre 1 y 6 m. La transparencia en el punto 1 oscila entre un máximo de 4 m. y un mínimo de 1,4 m. El punto 2 un máximo de 3,5 m. y un mínimo de 1,5 m. El punto 3 un máximo de 2,5 m. y un mínimo de 0,5 m.

Estos valores son bajos en comparación con los obtenidos por REVENGA (1983) en el embalse de Bárcena (León), con mínimo de 2 m y máximo de 6 m. VELASCO (1978) mide la penetración de la luz en % en el embalse de San Juan (Madrid) con una fotocélula. Si consideramos que la relación capa eufótica/transparencia al disco de SECCHI = 2,3 sus valores oscilan entre 5 y 7,5 m. aproximadamente.

AVILES & GONZALEZ (1978) obtuvieron un valor de 3,25 m en el embalse de Valmayor, valor más alto que el obtenido en este estudio en la misma época del año.

Si no se consideran los valores de marzo y noviembre de 1981, la correlación entre el disco de SECCHI y la cantidad de clorofila a es negativa y significativa, con un $r = -0,60$ (Fig. 6). Si se consideran todos los meses no se obtiene una correlación significativa. Los meses citados anteriormente corresponden a épocas de circulación total del agua, y los materiales de los sesimientos influyen en la transparencia.

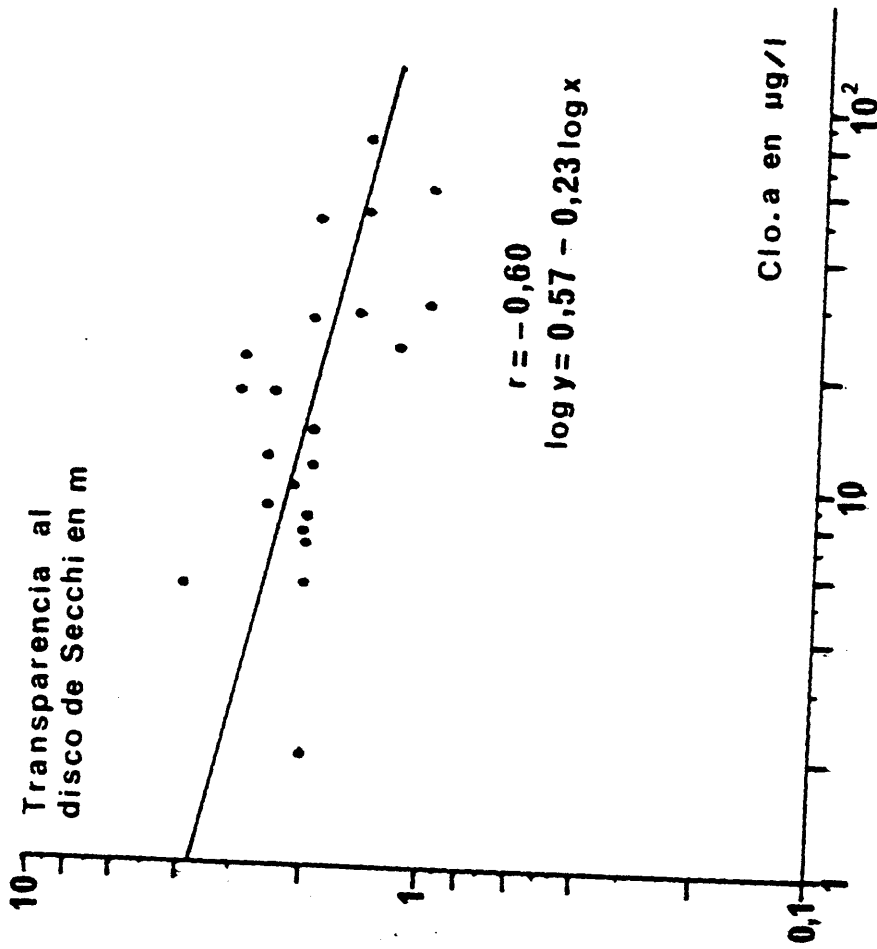


Fig. 6

Fig. 6.- Coeficiente de correlación y recta de regresión entre la transparencia del agua al disco de SECCHI y la concentración de clorofila a.

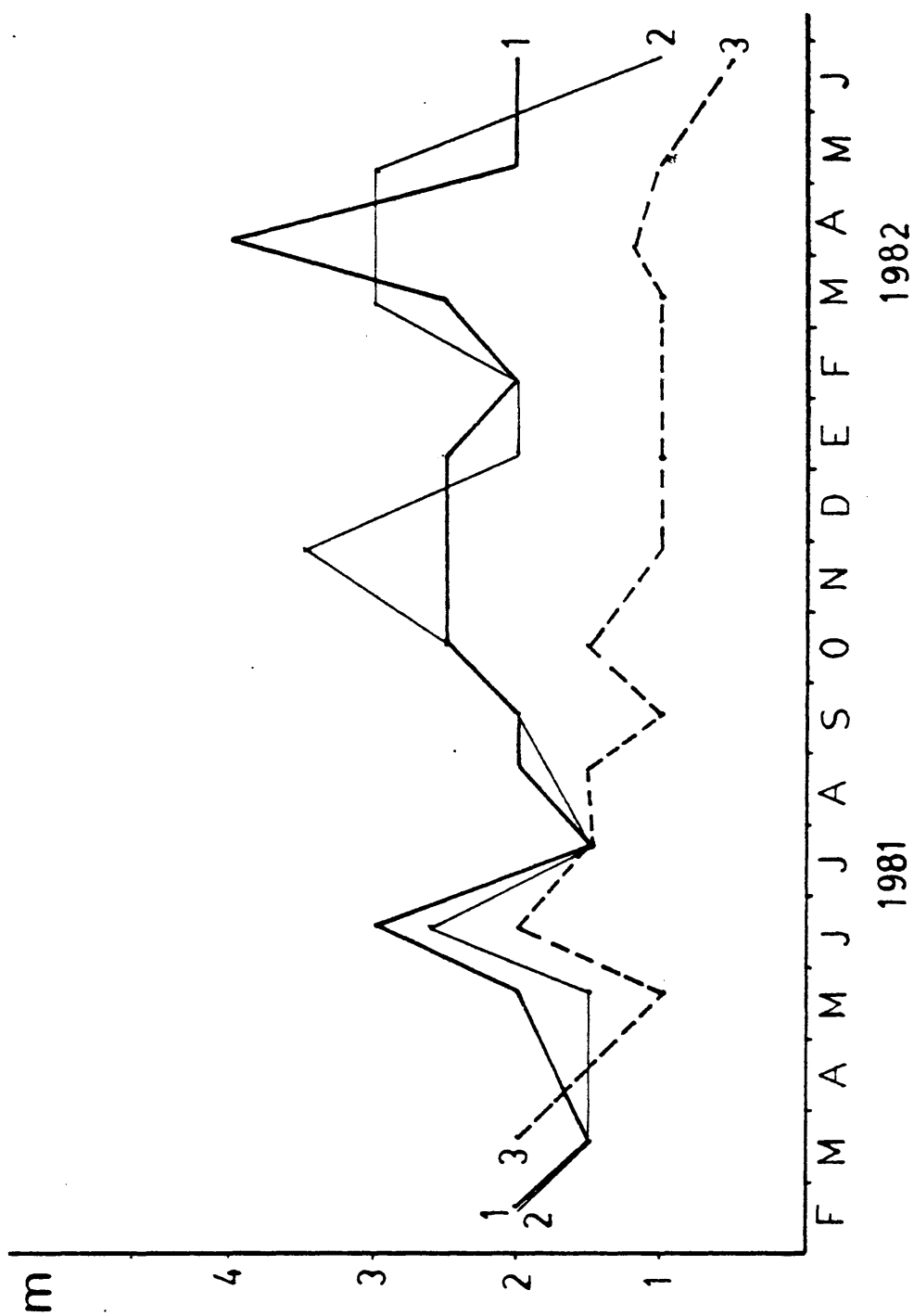


Fig. 7.- Valores de transparencia al disco de SECCHI.

<u>N</u>	<u>Transp. m</u>	<u>N</u>	<u>Transp. m</u>	<u>N</u>	<u>Transp. m</u>	<u>N</u>	<u>Transp. m</u>	<u>N</u>	<u>Transp. m</u>
	<u>26.VI.80</u>	<u>20.V.81</u>	<u>16.IX.81</u>	<u>5.I.82</u>	<u>7.V.82</u>				
1	1,5	1 2	1 2	2 2,5	1 2				
	<u>8.IX.80</u>								
		2 1,5	2 2	2 2	2 3				
1	1	3 1	3 1	3 1	3 1				
	<u>29.X.80</u>	<u>17.VI.81</u>	<u>16.X.81</u>	<u>5.II.82</u>	<u>24.VI.82</u>				
1	0,5	1 3	1 2,5	1 2	1 2				
		2 2,6	2 2,5	2 2	2 1				
		3 2	3 1,5	3 1	3 0,5				
	<u>18.II.81</u>	<u>22.VII.81</u>	<u>27.XI.81</u>	<u>12.III.82</u>					
1	2	1 1,5	1 2,5	1 2,5					
2	2	2 1,5	2 3,5	2 3					
3	2	3 1,5	3 1	3 1					
	<u>18.III.81</u>	<u>26.VIII.81</u>		<u>6.IV.82</u>					
1	1,5	1 2		1 4					
2	1,5	2 1,8		2 3					
3	2	3 1,5		3 1,2					

TABLA 8.- Transparencia al disco de SECHI.

Distribución de las temperaturas

En la primera fase este parámetro tiene poco que comentar. Hay valores bajos en invierno (4 a 8°C, con un mínimo de 3,8°C), y valores altos en verano (de 12,8 a 23,8°C). En el embalse la temperatura siempre es mayor que en los ríos, como vemos en la tabla (Fig. 8).

El embalse es monomítico cálido (MARGALEF, 1980), con unos 7 meses en circulación total, y unos 5 en estratificación. Esta se establece de un modo bastante rápido. Así el 20 de mayo de 1981, el embalse no estaba todavía estratificado, con aproximadamente 1°C de diferencia entre superficie y fondo (Fig. 8): 16°C en superficie y 15°C en el fondo. El 13 de junio es decir 25 días más tarde, ya existe una diferencia de temperatura entre superficie y fondo de 8°C. La termoclina se situó entre los 7 y 10 m de profundidad, y a esa profundidad siguió hasta el final del verano. El 16 de septiembre el embalse estaba claramente estratificado, pero en el muestreo siguiente (16 de octubre) ya no lo estaba (algo más de 1°C de diferencia entre superficie y fondo.)

La circulación total tiene lugar durante todo el invierno y la primavera. Incluso en el último muestreo de este estudio, que tuvo lugar el 24 de junio de 1982, el embalse no estaba aún claramente estratificado, a diferencia de lo sucedido el año anterior (fig. 9). La explicación puede ser que el mes de junio de 1982 fue algo más frío que el de 1981 (Tab.5), lo que indica una variabilidad interanual.

Entre las temperaturas de la estación 1 y las que se midieron en los restantes no había diferencias significativas. En esos puntos se tomaron solamente las temperaturas de las profundidades de las muestras de agua.

Comparando la distribución de temperaturas con las de otros embal

ses españoles vemos que el embalse de San Juan está estratificado desde finales de mayo hasta noviembre (VELASCO, 1978). TOJA (1980) encuentra en el embalse de la Minilla que no existe una clara estratificación en el verano. Así en agosto las aguas superficiales tenían una temperatura de 28,5°C, y de 24°C a 15 m de profundidad. ALVAREZ COBELAS (1982) da para el embalse del Vellón una estratificación de 6 meses (de abril a septiembre). Finalmente REVENGA (1983) en el embalse de Bárcena no halla estratificación, aunque en este caso se debe a la función refrigerante que realiza este embalse.

16.II.81

18.III.81

16.II.81		18.III.81	
N	Prof. Temp °C	N	Prof. Temp. °C
1	0 5	1	0 10
	1 5		1 10
	2 5		2 10
	3 5		3 10
	4 5	2	0 5
	5 5		2 5
	6 5	5	5 10
	7 5	20	4,8
	8 5	3	0 5
	9 5		9 10
	10 5		10 10
	11 5		11 10
	12 5		12 10
	13 5		13 10
			14 10
			15 10
			16 9,8
			17 10
			18 10
			19 10
			20 10

TABLA 10.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

20.V.81

13.VI.81

20.V.81		13.VI.81	
N	Prof. m. Temp °C	N	Prof. m. Temp °C
1	0 16	1	0 23
	1 16		1 14
	2 16		2 23
	3 15,6		3 22,5
	4 15,2		4 21,9
	5 15,2		5 21,2
	6 15,2		6 19,6
	7 15,2		7 17,5
	8 15,2		8 16
	9 15,2		9 15,4
	10 15,2		10 15
	11 15,2		11 15
	12 15,2		12 15
	13 15,2		13 14,8
			14 14,6
			15 14,4
			16 14,2
			17 14

TABLA 11.- Distribución de las temperaturas . Profundidad en m.

16.VI.81

22.VII.81

16.VI.81		22.VII.81	
N	Prof. m. Temp °C	N	Prof. m. Temp °C
1	0 25	1	0 23,0
	14 14,6		14 13,2
1	1 25,6	1	1 22,5
	15 14,4		14,5 13,2
2	2 26	2	2 21,6
	16 14,2		1,5 21
3	3 25,5	3	3 21,4
	17 14		3 19
4	4 25	4	4 20,5
	17.VI.81		7,5 10,7
5	5 19,2	5	5 19,6
	2 26,7		3 20,6
6	6 22,5	6	6 18,3
	5 20,0		3 18,6
7	7 20	7	7 17,3
	10 17,0		C 23
8	8 17,8	8	8 16,2
	3 24,2		
9	9 17,4	9	9 15
	4 20,9		
10	10 17	10	10 13,2
11	11 16	11	11 13,2
12	12 15,5	12	12 13,2
13	13 15,1	13	13 13,2

TABLA 12.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

26.VIII.81

16.IX.81

N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C
1	0	22	2	1	22,2	1	0	22,5	1	14 (f)	12,6
	1	21,8		7	20,4		1	22,3		2	22,4
	2	21,8		16 (f)	16,4		2	22		5	21,6
	3	21,8	3	1	22,2		3	21,8		15 (f)	16,3
	4	21,6		5	21,8		4	21,6		1	23
	5	21,1					5	21,4		4 (f)	22,4
	6	20,5					6	21	C	0	21
	7	18,6					7	19,8			
	8	15,4					8	16,6			
	9	14,6					9	16			
	10	13,6					10	15			
	11	12,8					11	13,8			
	12	12,5					12	12,6			
	13 (f)	12,3					13	12,6			

TABLA 13.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

16.X.81

27.XI.81

16.X.81		27.XI.81	
N	Prof. m. Temp °C	N	Prof. m. Temp °C
1	0 17,2	2	2 16,9
	1 16,9		5 16,6
	2 16,8		16 (f) 12,5
	3 16,7	3	1,5 17,4
	4 16,7		3 17,3
	5 16,7	C	3 19,3
	6 16,7		
	7 16,5		
	8 16,5		
	9 16,5		
	10 16,4		
	11 (f) 16		
		1	0 11,4
			1 11,4
		2	2 11,4
			3 11,4
			4 11,4
			5 11,4
			6 11,4
			7 11,4
			8 11,4
			9 11,4
			10 11,4
			11 (f) 11,4
		2	2 11,3
			5 11,3
		13	13 11,3
			0,5 11,6
			2,5 11,6

TABLA 14.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C
1	0	7,2	1	14	7,3	1	0	7,5	1	14	6,9
1	1	7,2	15 (f)	7,3	7,3	1	1	7,2	15	15	6,9
2	2	7,2	2	2	7,4	2	2	7	16	16	6,9
3	3	7,2	5	7,5	7,5	3	3	6,9	17	17	6,9
4	4	7,3	13	7,4	7,4	4	4	6,9	2	2	7,8
5	5	7,4	3	1	7,4	5	5	6,9	5	5	7,3
6	6	7,3	3	7,4	7,4	6	6	6,9	16 (f)	16 (f)	7,3
7	7	7,3	7,3	7,3	7,3	7	7	6,9	3	0,5	7,3
8	8	7,3	7,3	7,3	7,3	8	8	6,9	3	3	7,4
9	9	7,3	7,3	7,3	7,3	9	9	6,9			
10	10	7,3	7,3	7,3	7,3	10	10	6,9			
11	11	7,3	7,3	7,3	7,3	11	11	6,9			
12	12	7,3	7,3	7,3	7,3	12	12	6,9			
13	13	7,3	7,3	7,3	7,3	13	13	6,9			

TABLA 15.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

12.III.82

6.IV.82

N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C
1	0	9,6	1	14	8,6	1	0	10,2	1	14	10,6
	1	9,4		15	8,6		1	11		15 (f)	10,6
	2	9,2		16 (f)	8,6		2	10,8		1	11,2
	3	9,2	2	15	10		3	10,7		3	10,8
	4	9,2		3	10		4	10,7		15 (f)	10,2
	5	9,1		20 (f)	8,6		5	10,6	3	0,5	12
	6	9	3	1	12		6	10,6		3	11,6
	7	9		2	12		7	10,6	C	0	10,7
	8	9					8	10,6			
	9	9					9	10,6			
	10	8,8					10	10,6			
	11	8,8					11	10,6			
	12	8,8					12	10,6			
	13	8,6					13	10,6			

TABLA 16.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

7.V.82

20.V.82

7.V.82		20.V.82	
N	Prof. m. Temp °C	N	Prof. m. Temp °C
1	0 13,2	1	0 11,4
	1 12,6		1 18
	2 12,6		2 18
	3 12,4		3 18
	4 12,0		4 18
	5 11,8		5 17
	6 11,6		6 17
	7 11,6		7 16,5
	8 11,5		8 16,2
	9 11,5		9 14,8
	10 11,5		10 14
	11 11,5		11 13
	12 11,4		12 12,5
	13 11,4		13 12,3
			14 12,1
			15 12
			16 12
			17 12
			18 (f) 12

TABLA 17.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

24.V.82

N	Prof. m.	Temp °C	N	Prof. m.	Temp °C
1	0	21,6	1	14	15,6
	1	21,4		15 (f)	15,6
	2	20,6	2	1	21,4
	3	20		2	20,8
	4	18,8		15 (f)	15,6
	5	17,8	3	0,5	22,6
	6	16,5		2	22,6
	7	16,4			
	8	16,2			
	9	16,0			
	10	16,0			
	11	15,6			
	12	15,6			
	13	15,6			

TABLA 18.- Distribución de las temperaturas. Profundidad en m.

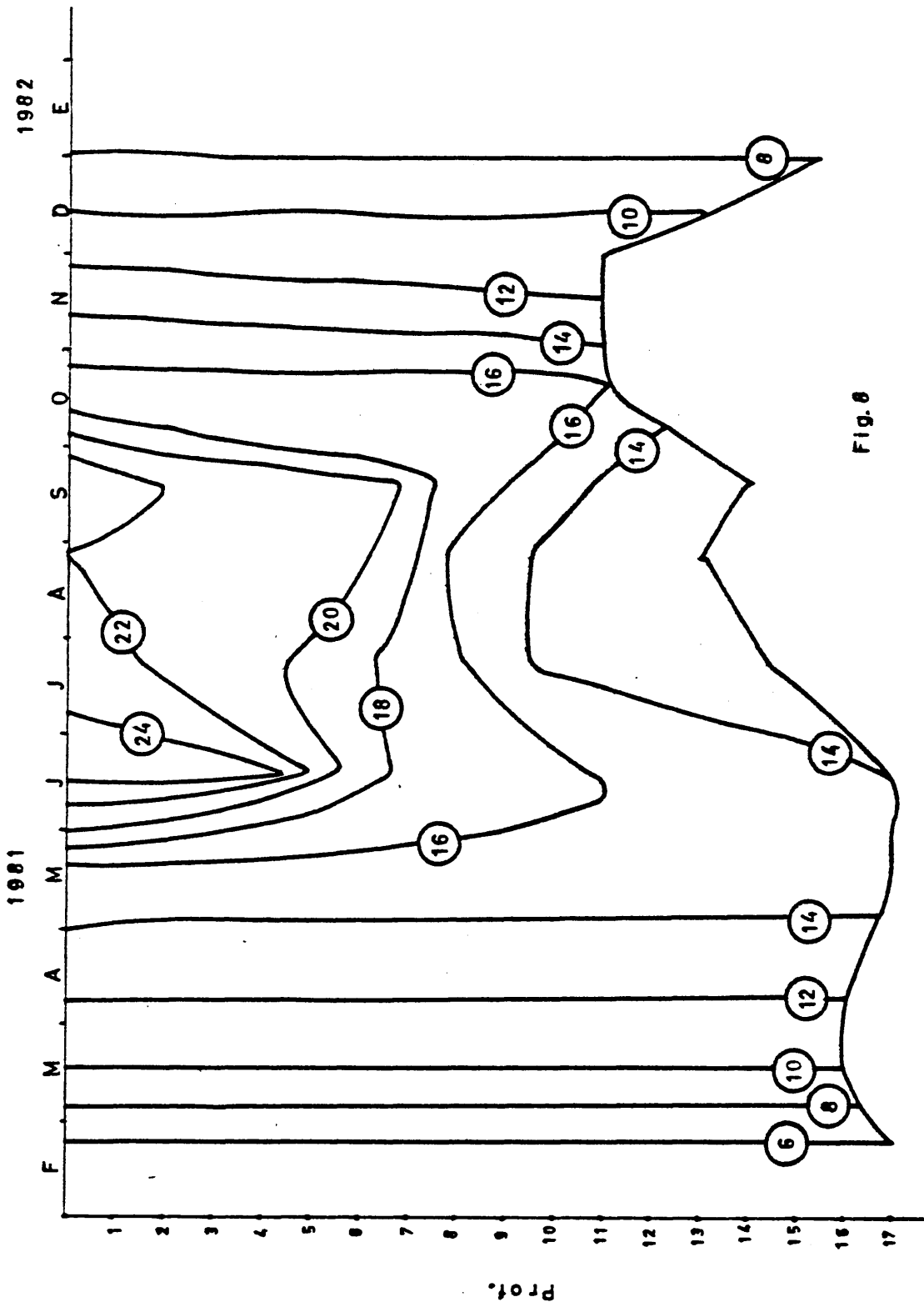


Fig. 8

Fig. 8.- Distribución de temperaturas. Año 1981, y enero de 1982

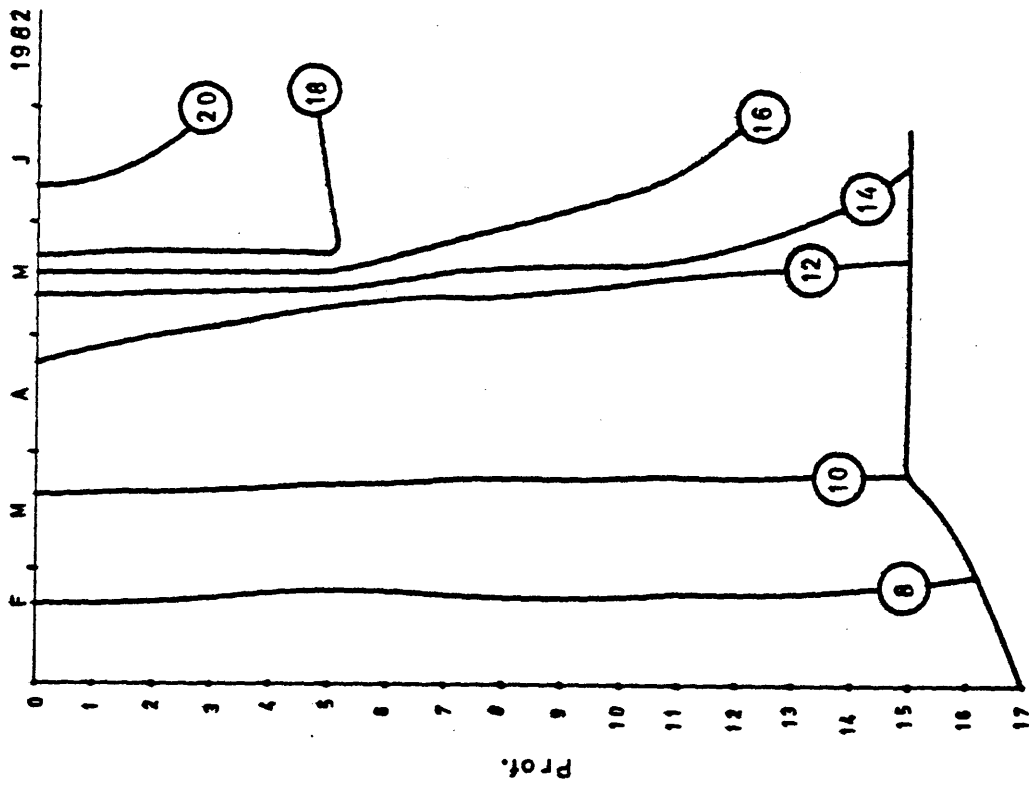


Fig. 9.- Distribución de las temperaturas, año 1982

Oxígeno disuelto

Las aguas que llegan al embalse muestran unos valores altos de O_2 disuelto, excepto en una ocasión: No se encontró oxígeno en el arroyo Cebadillas (punto 11) el 8 de septiembre de 1980. El arroyo Cebadillas con el arroyo Batán va a formar el río Aulencia, a unos 6 Km antes de la llegada al embalse.

El punto de muestreo 6 recoge las aguas que proceden del embalse por filtración a través de la presa. Casi siempre, sobre todo en verano, los valores obtenidos son menores a los restantes del muestreo. Así el 8 de septiembre de 1980 mostraba un 83% de saturación, cuando en superficie el % de saturación era de 110%, y el 7 de octubre de 1980 se midió 68%, y 100% respectivamente.

La distribución de oxígeno disuelto en las aguas del embalse es muy variable en el espacio y en el tiempo. Como vemos en la figura 10, en los primeros meses de verano (junio-julio 1981), existe en superficie una sobresaturación de más del 200%. En contraste, a una profundidad de 5 m casi no hay oxígeno. En el mes de agosto bajó la saturación superficial, quizás debido al $CuSO_4$ que se vertió diariamente en el embalse, unos 80 Kg cerca de la presa, y 30 Kg en el punto C, donde desemboca el Aulencia.

El 16 de octubre, todavía se conservan en parte las condiciones de los meses anteriores, hay 123% a 0 m y 76% a 2 m, pero ya no hay anoxia total en las capas profundas. En el siguiente muestreo, la saturación ha bajado dramáticamente (aproximadamente 25%). El embalse no se recuperará totalmente de estas condiciones hasta abril del año siguiente.

En el muestreo realizado el 24 de junio de 1982, nos encontramos de nuevo con una sobresaturación superficial (150%), y prácticamente anoxia

en el fondo; se vuelve por tanto a las condiciones estivales.

AVILES & GONZALEZ (1980) en su muestreo en 1977 del embalse de Valmayor ya no encuentra O_2 disuelto a los 12 m (Tabla 7), mientras que en la superficie hallan 9,7 mg/l, lo que puede suponer aproximadamente un 110%, a una temperatura de unos 22 °C (aunque los autores anteriores no dan cifras de temperatura).

TOJA (1980) no encuentra anoxia absoluta en el embalse de la Minimal, pero a finales de verano el oxígeno escasea en profundidad, 31 % a 10 m y 7 % a 15 m.

VELASCO (1978) encuentra anoxia absoluta en el embalse de San Juan pero por debajo de los 30 m hasta los 57 de fondo, y solamente en los meses de julio y agosto.

REVENGA (1983) encuentra una curva casi ortograda en el embalse de Bárcena, propia de un embalse oligotrófico, durante todo el año.

La distribución anual de oxígeno en el embalse de Valmayor coincide con las descritas para embalses hipereutróficos (LEENVART, 1980, BARICA, 1981) En verano hay sobresaturación en superficie, de hasta 200 %, debido a la abundancia del fitoplancton; y agotamiento de oxígeno a unos metros del fondo por la putrefacción que tiene lugar. En otoño, cuando las aguas se mezclan totalmente, baja la saturación de oxígeno en todo el embalse, a niveles del 30 % de saturación menos, uniformizándose la columna de agua.

16.II.80

N	Prof. m.	mg/l	%
1	0	11,9	111
4	0	16	152
6		10,7	102
7	0	15,9	149
8	0	11	106

15.III.80

N	Prof. m.	mg/l	%
1	0	12,9	115
4	0	13,3	105
6		10,5	100
8	0	11,6	111
10	0	8,2	73
11	0	11,8	103

8.IX.80

N	Prof. m.	mg/l	%
1	0	8,4	112
4	0	8,5	114
6		7,6	83
8	0	7,1	94
11	0	0	0

7.X.80

N	Prof. m.	mg/l	%
1	0	10,3	
1	0	11,5	
4	0	8,1	
6		6,6	
7	0	8,2	

5.V.80

N	Prof. m.	mg/l	%
1	0	10,5	116
3	0	10,2	111
4	0	10,3	111
8	0	10,5	111

TABLA 19.- Oxígeno disuelto. 1ª Fase.

18.II.81

18.III.81

20.V.81

18.II.81		18.III.81		20.V.81	
N	Prof. m. mg/l %	N	Prof. m. mg/l %	N	Prof. m. mg/l %
1	0 8,8 88	1	0 12,1 111	1	2 10,7 123
	2 9,8 98		5 -----		4 9,3 105
	4 8 79		16 (f) -----		10 10 113
	8 7,6 75	2	2 11 101		17 (f) 9,2 104
	17 (f) 9,4 75		4 10,6 97	2	1,5 9,1 106
2	0 9,9 98		19 (f) 8,7 80		3 8,6 98
	2 9,1 90	3	2 11 101		10 5,6 64
	5 9,9 98		4 9,2 85	3	1 9,1 103
	20 8,1 85				2 7,2 107
3	0 10,3 102				

TABLA 20.- Oxígeno disuelto. 2ª Fase.

13.VI.81

17.VI.81

22.VII.81

13.VI.81			17.VI.81			22.VII.81		
N	Prof. m.	mg/l %	N	Prof. m.	mg/l %	N	Prof. m.	mg/l %
1	2	13,3 176	1	10	1,0 12	1	0	11,9 158
	17 (f)	0 0	2	2,5	11,1 156		1,5	8,9 115
			5	2,2	28		3	4,9 62
			10	1,1	13		5	0,4 5
			3	2	11 149		12	0,2 2
			4	2,2	29		1,5	8,1 103
16.VI.81								
N	Prof. m.	mg/l %						
1	0	15,5 212						
	2	16,3 226	3	1,5	7,0 88			
	6	16,3 226		3	2,3 28			
	10	1 11		0	9,5 125			
	17 (f)	0,5 6						

TABLA 21.- Oxígeno disuelto. 2ª Fase.

26.VIII.81			16.IX.81			16.X.81					
N	Prof. m.	mg/l	%	N	Prof. m.	mg/l	%	N	Prof. m.	mg/l	%
1	1	4,8	62	1	0	8,1	105	1	0	10,4	123
	4	5,2	67		2	8,2	109		2	6,5	76
	7	1,1	13		4	7,0	92		4	6,4	74
	13 (f)	0	0		14 (f)	0	0		11 (f)	3,2	37
2	1	6	78	2	2	7,0	92	2	2	6,5	76
	7	0,4	5		5	6,4	82		5	6,6	78
	16 (f)	0	0		15 (f)	0	0		16 (f)	0,4	4
3	1	6,1	80	3	1	7,7	102	3	1,5	7	83
	5 (f)	1,9	25		4 (f)	0,5	7		3	6,3	74
				C	0	4,8	62	C	0	7,6	94

TABLA 22.- Oxígeno disuelto. 2ª Fase.

27.XI.81

5.I.82

5.II.82

27.XI.81		5.I.82		5.II.82				
N	Prof. m. mg/l	%	N	Prof. m. mg/l	%	N	Prof. m. mg/l	%
1	0	2,4	25	1	0	7,4	70	74
	2	2,1	22	2	2	7,8	74	75
	5	1,4	15	5	5	7,4	71	74
	11 (f)	3,1	33	15 (f)	15 (f)	6,8	65	76
2	2	1,7	18	2	2	7,9	75	69
	5	5,1	54	5	5	7,0	67	83
	13	2,5	21	13	13	6,8	65	78
3	0,5	78	82	3	1	6,6	63	80
	2,5	7,7	81	3	3	7,2	6,9	83
								8,6
								8,6

TABLA 23.- Oxígeno disuelto. 2ª Fase.

12.III.82

6.IV.82

7.V.82

12.III.82		6.IV.82		7.V.82							
N	Prof. m. mg/l	%	N	Prof. m. mg/l	%	N	Prof. m. mg/l	%			
1	0	7,7	77	1	0	8,1	83	1	0	10,4	114
	1	7,1	71		1	9,1	94		1	8,9	96
	2,5	7,9	79		2	9,5	97		2	9,8	106
	5	7,4	74		5	9,2	94		5	8,8	94
	16 (f)	7,9	77		15 (f)	8,6	88		15 (f)	4,1	43
2	1,5	6,0	61	2	1	8,6	89	2	1	9,3	102
	3	7,4	75		3	9,0	93		3	9,9	107
	20 (f)	6,9	68		15 (f)	8,6	88		15 (f)	3,9	40
3	1	6,6	71	3	0,5	6,4	67	3	1	7,5	81
	2	7,5	80		3	7,5	78		3	6,8	73
				C	0	10,4	106				

TABLA 24.- Oxígeno disuelto. 2ª Fase.

20.V.82

24.VI.82

20.V.82		24.VI.82	
N	Prof. m. mg/l	N	Prof. m. mg/l
	%		%
1	0	1	0
	12,0		12,1
	144		166
5	11,0	1	11,1
	132		143
10	6,0	2	10,1
	66		128
15	5,0	5	9,1
	53		110
18 (f)	3,7	15 (f)	0,9
	39		11
		2	1
			10,7
			138
		2	2
			10,7
			137
		15 (f)	0,7
			8
		3	0,5
			9,6
			93
		2	2
			7,0
			92

TABLA 25.- Oxígeno disuelto. 2ª Fase.

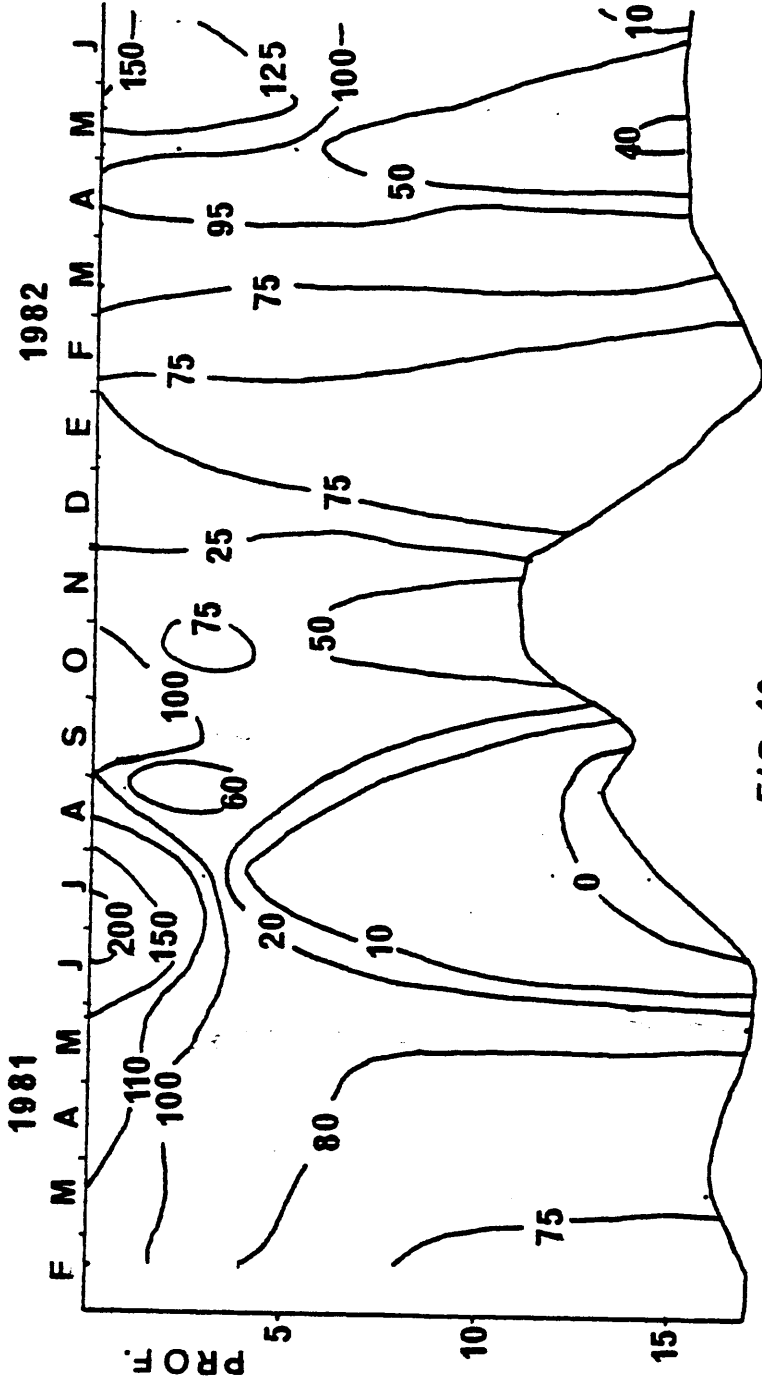
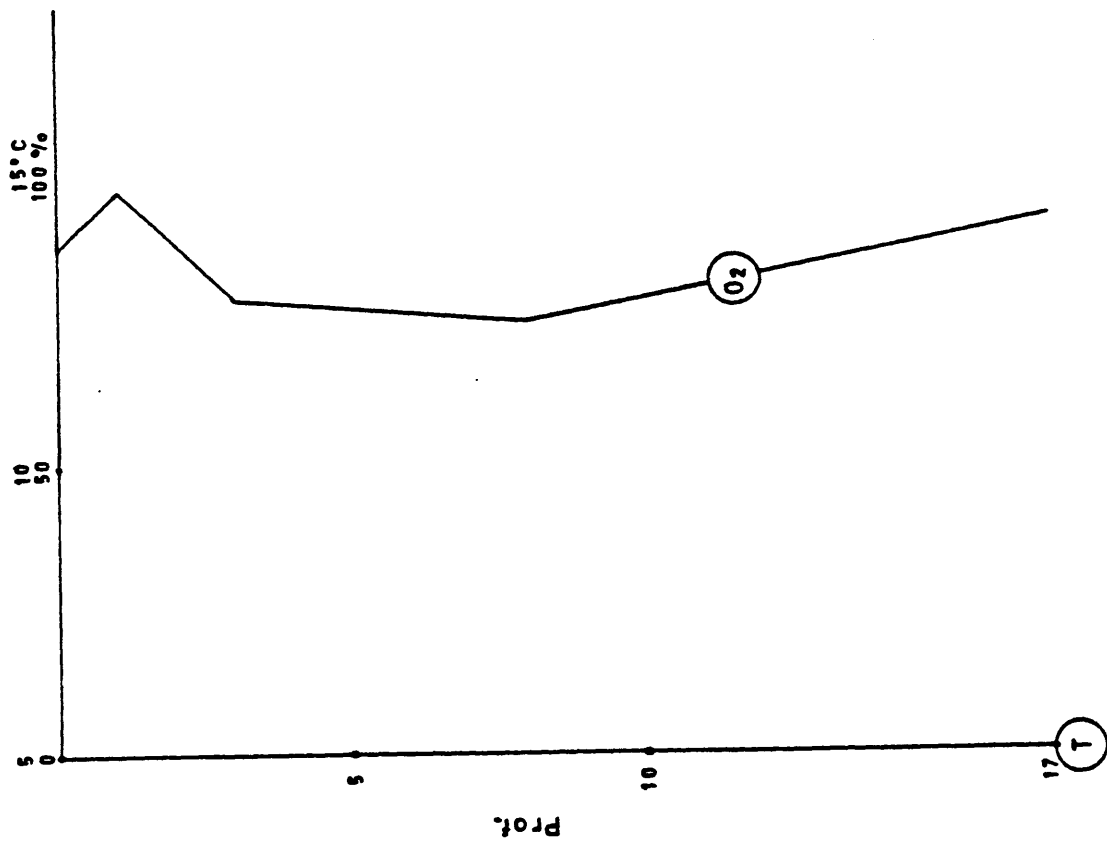


FIG. 10

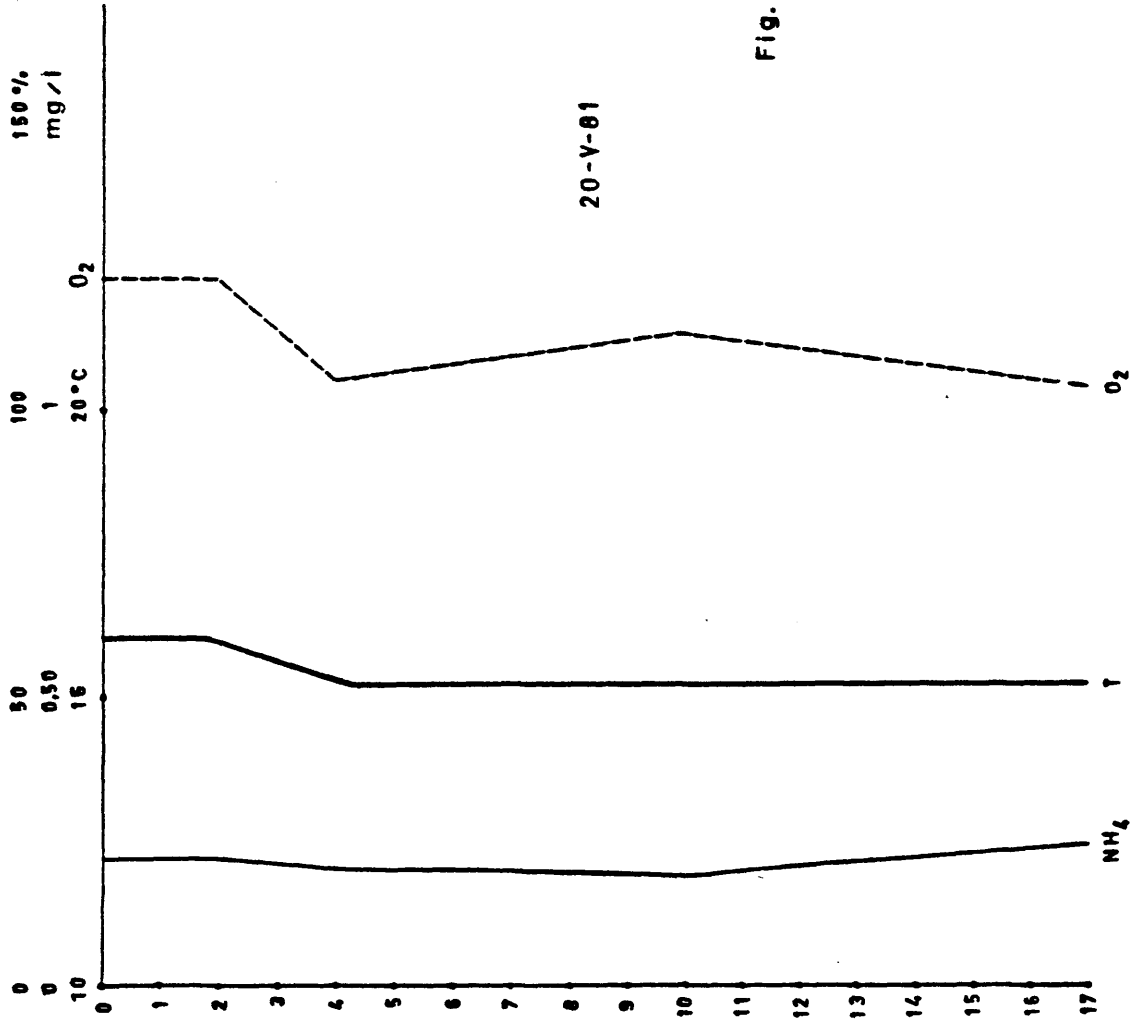
Fig. 10.- Curvas de oxígeno disuelto.

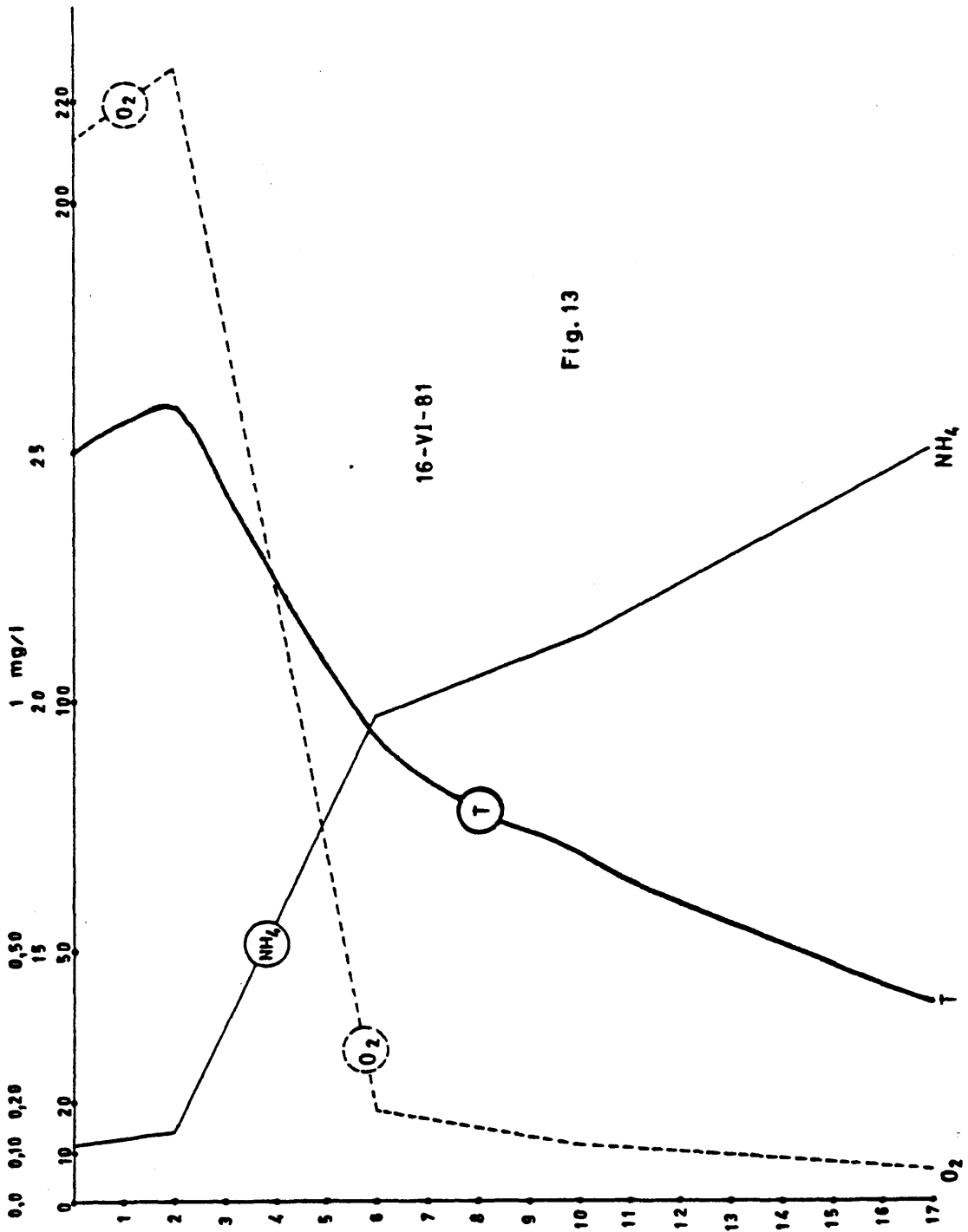


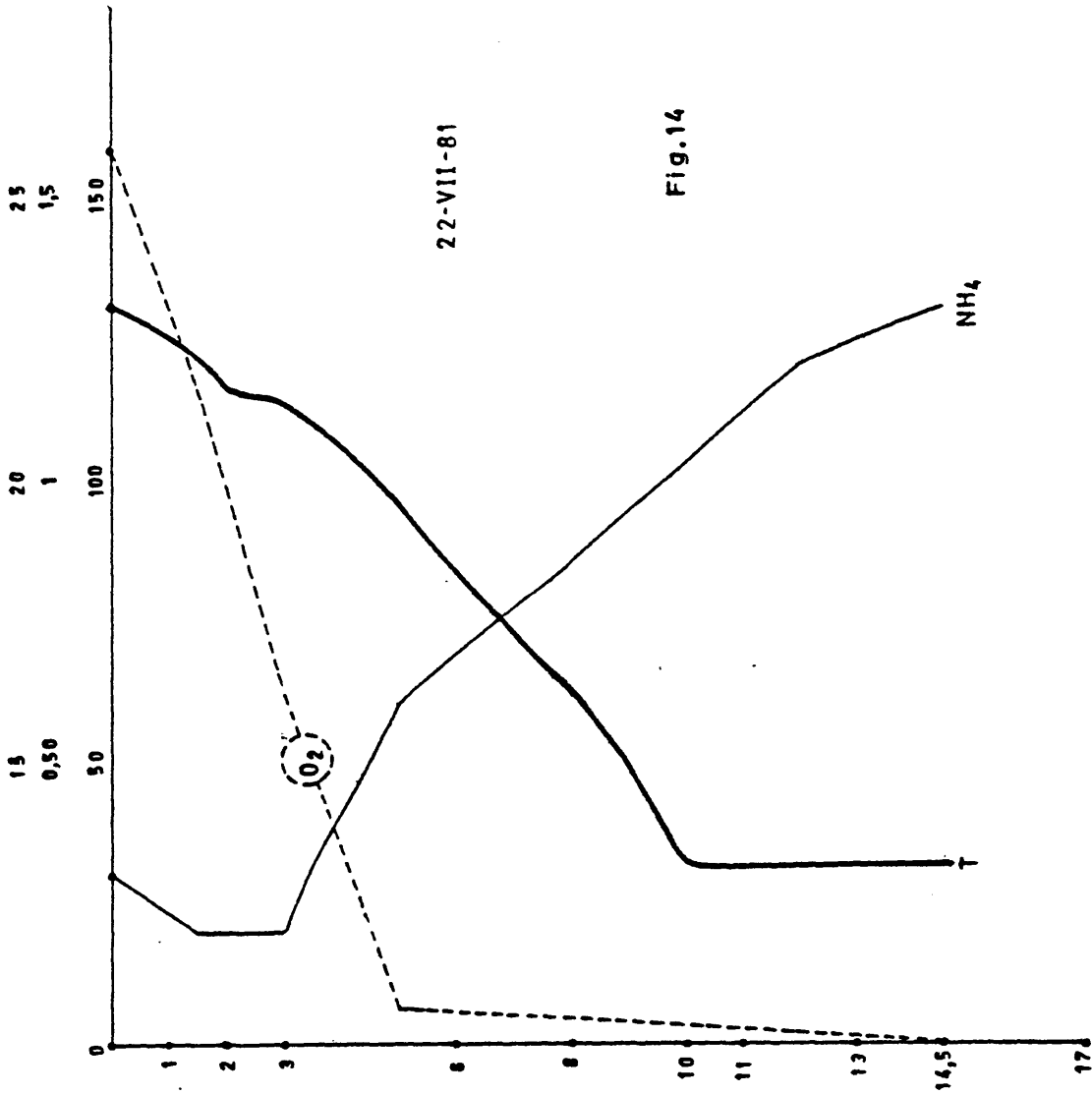
18-11-81

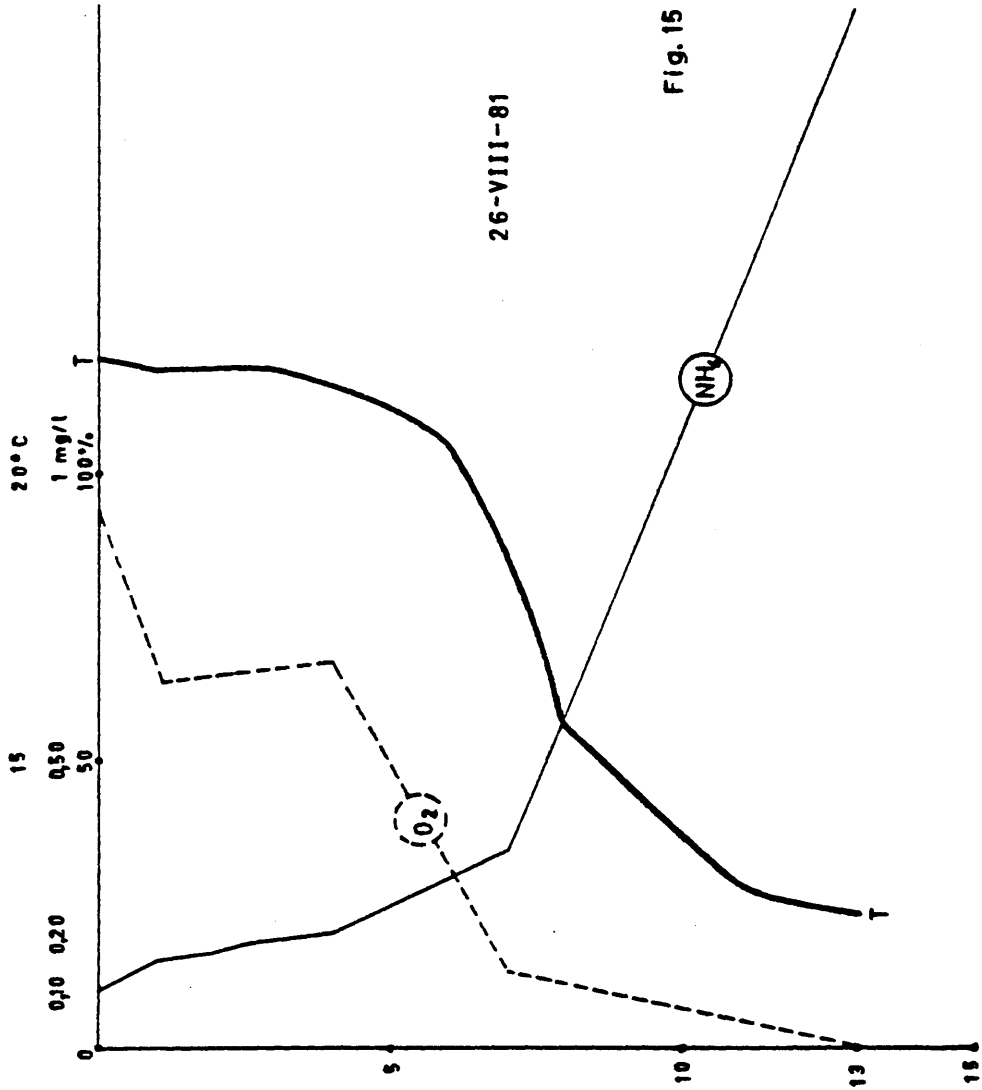
Fig. 11

Fig. 11 a 25.- Temperatura, oxígeno disuelto y concentración de amonio en el punto 1.



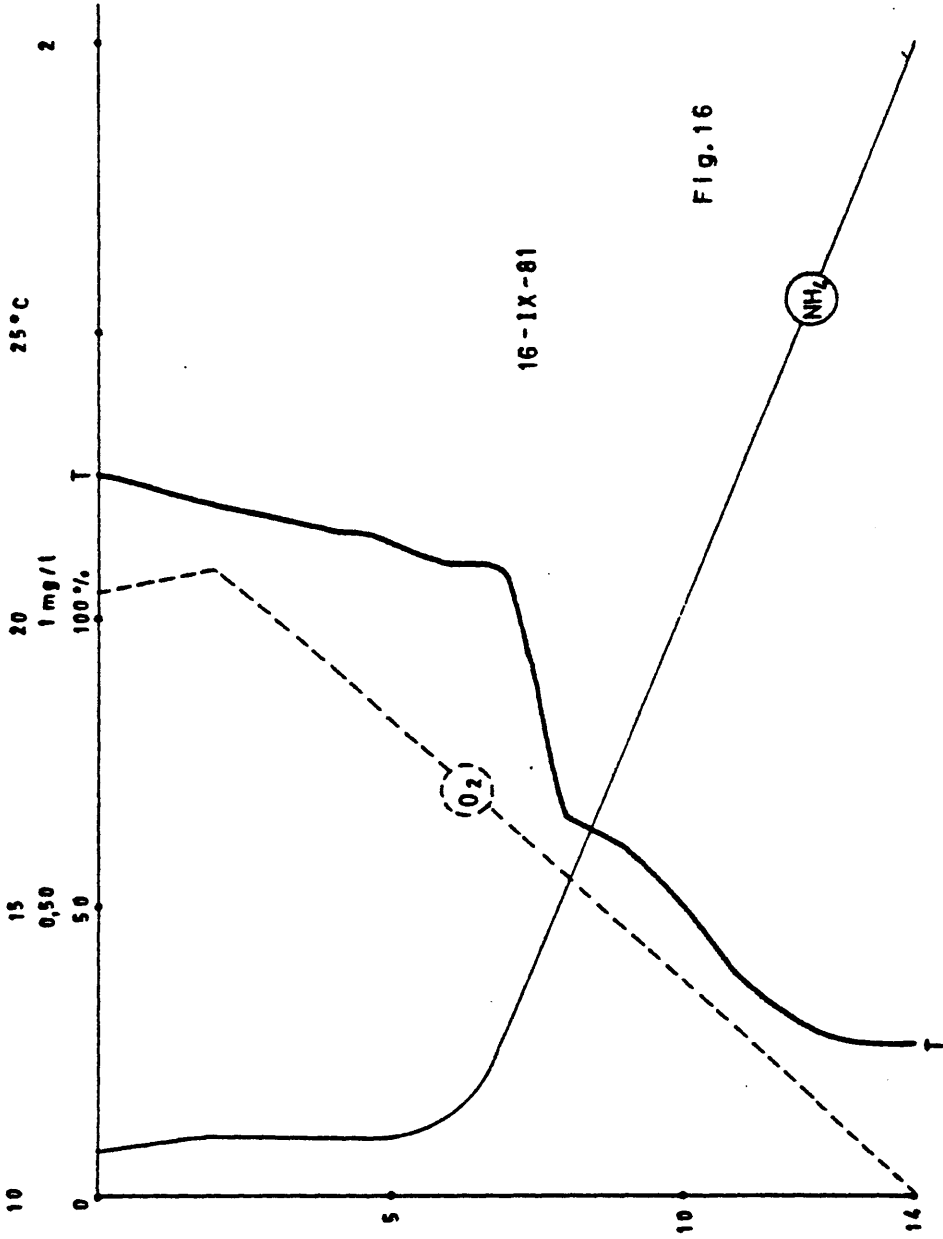


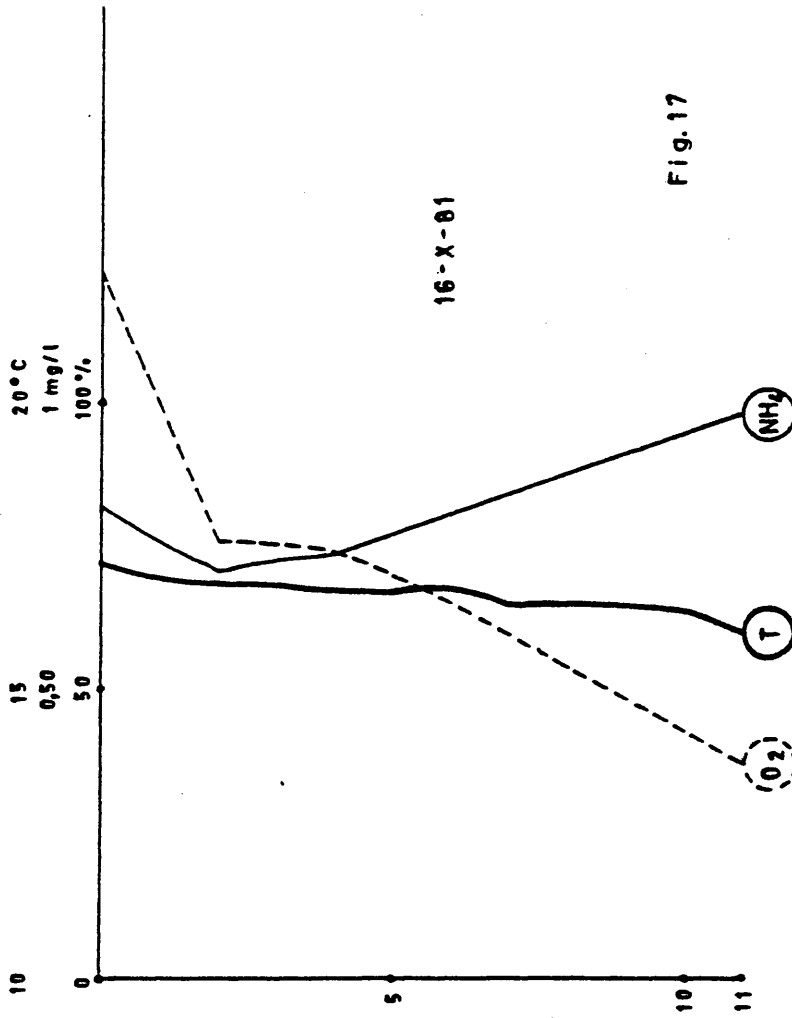




26-VIII-81

Fig. 15





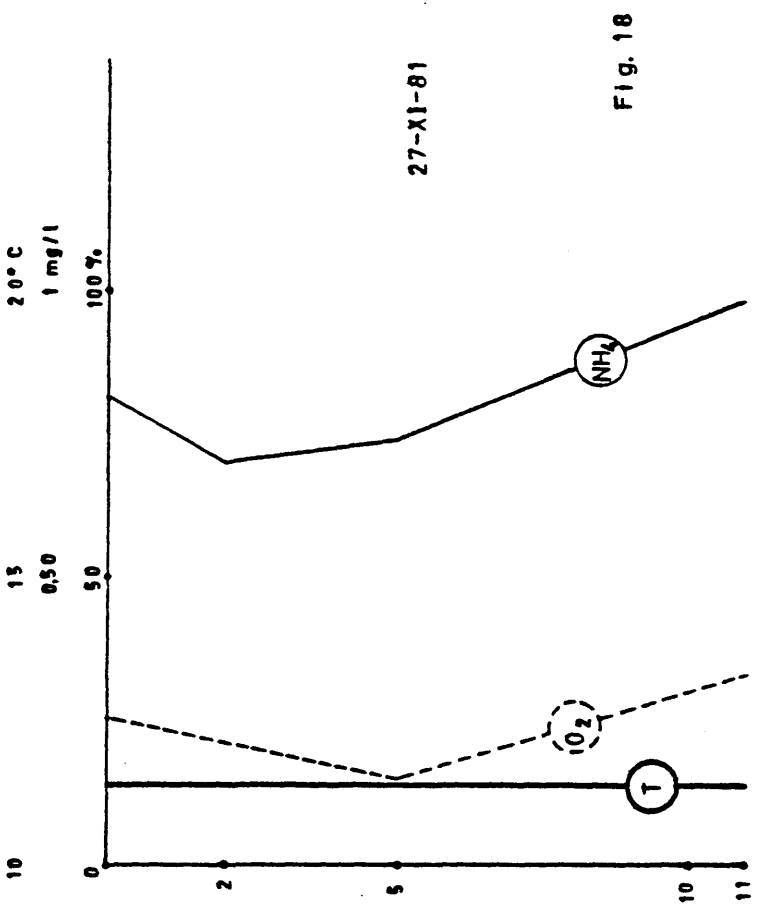
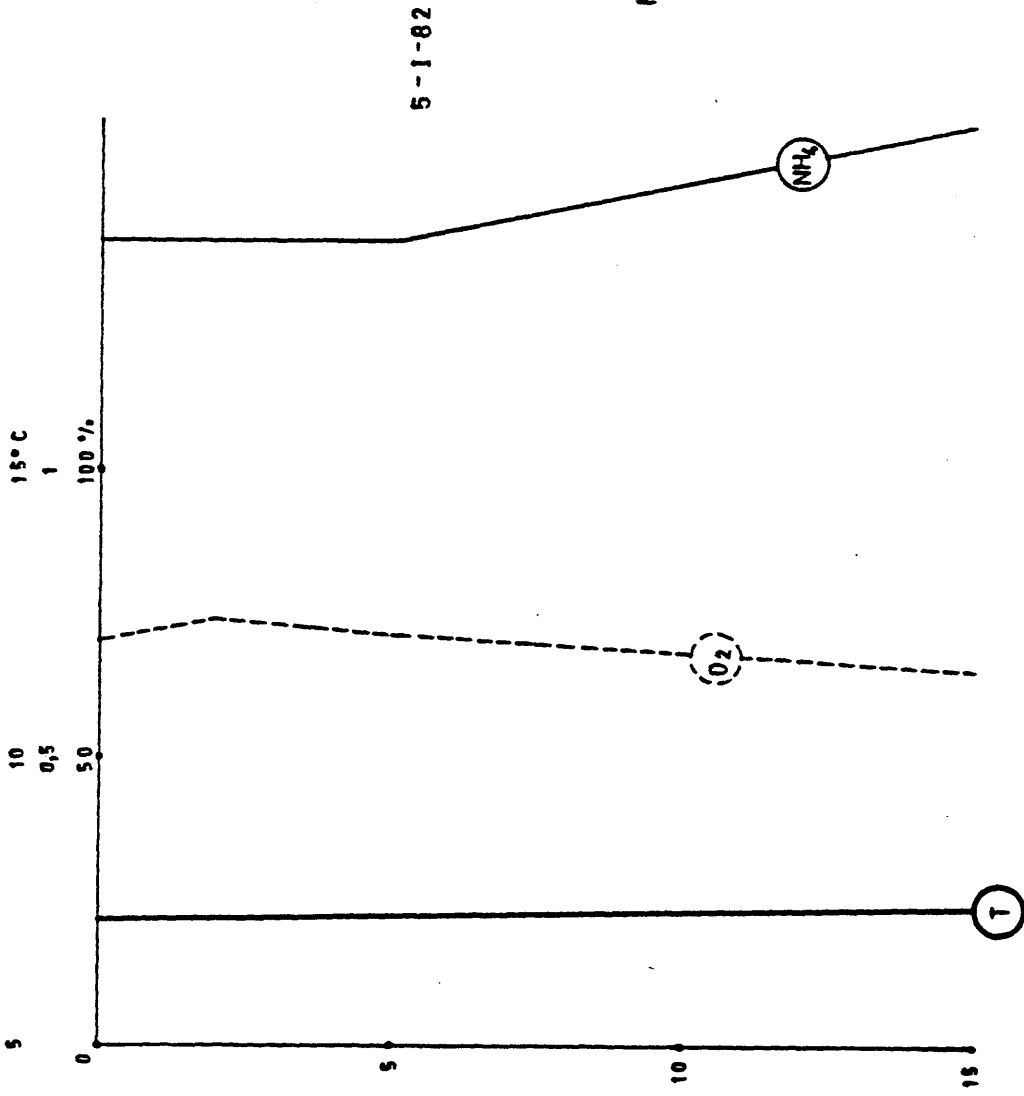
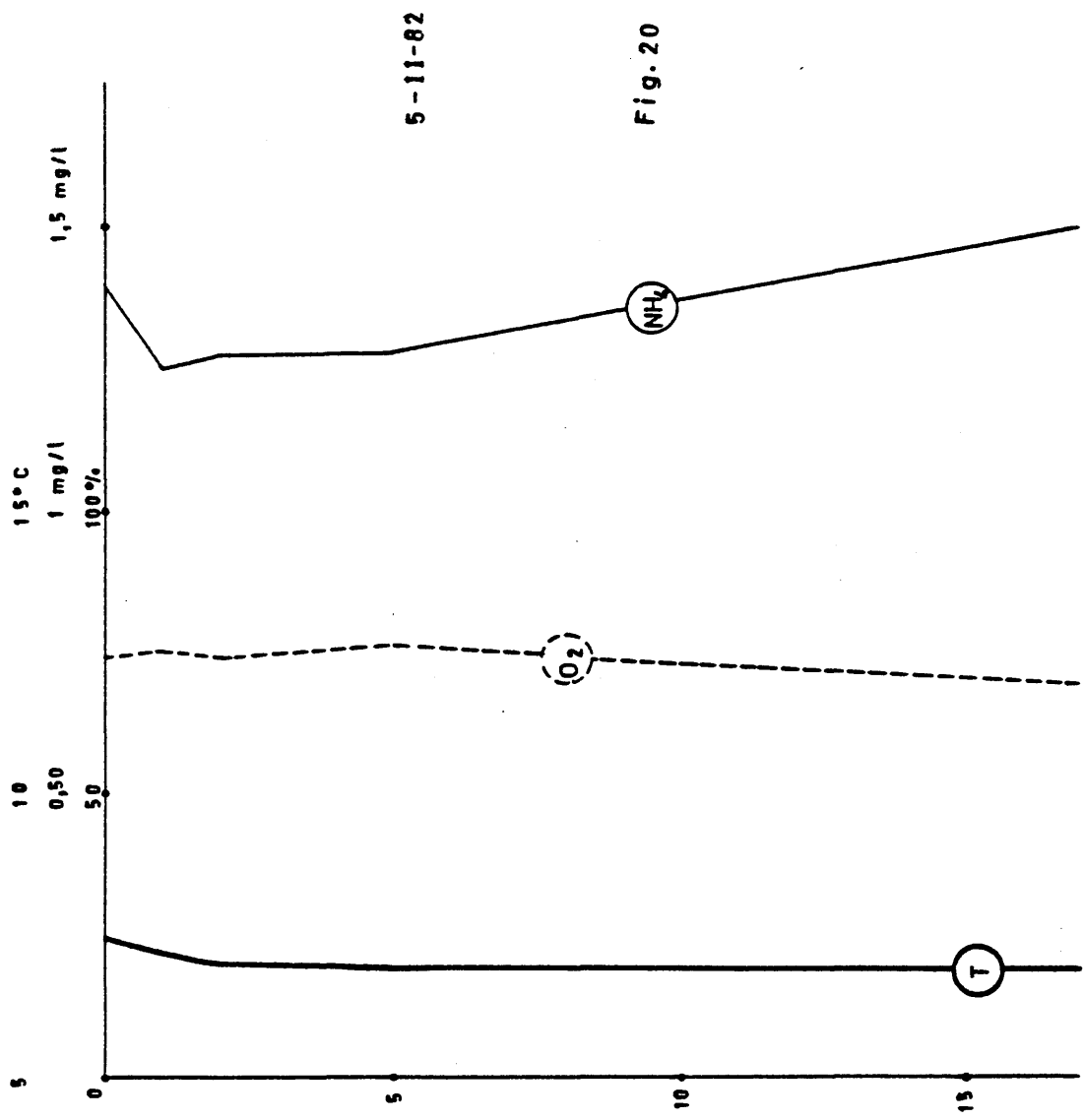


Fig. 19





12-111-82

Fig. 21

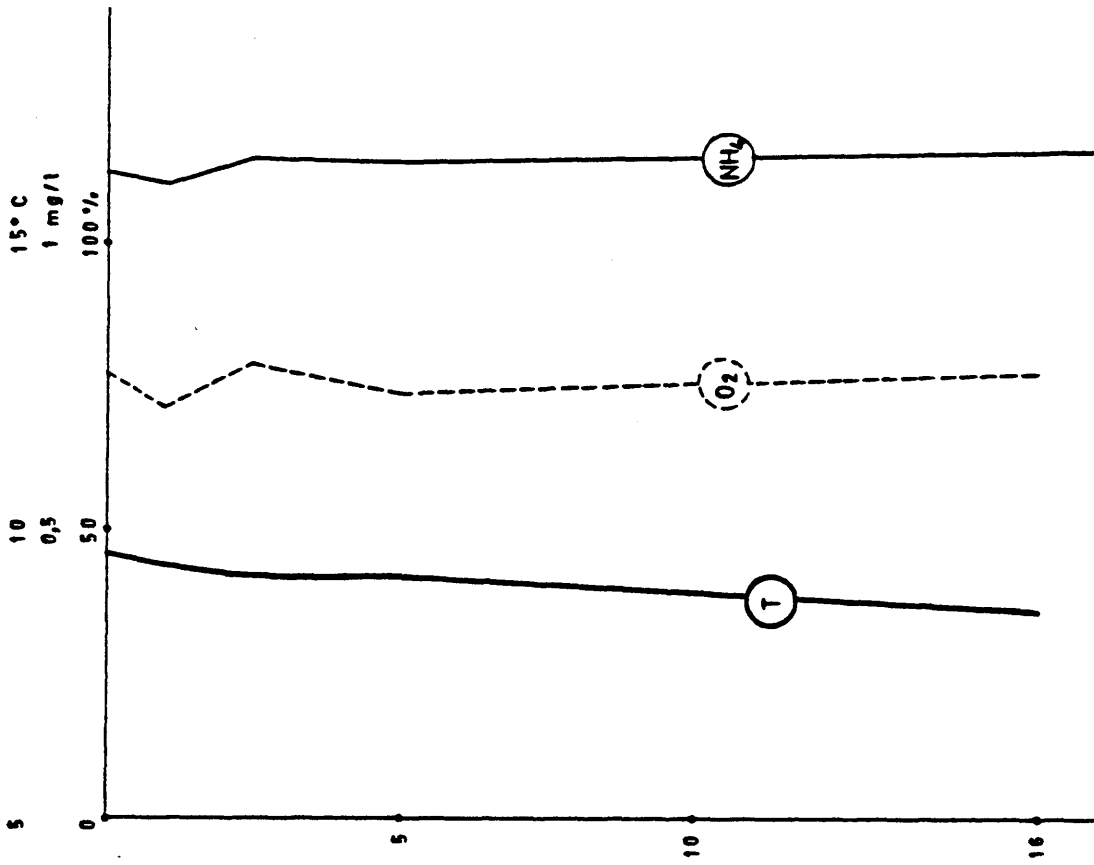
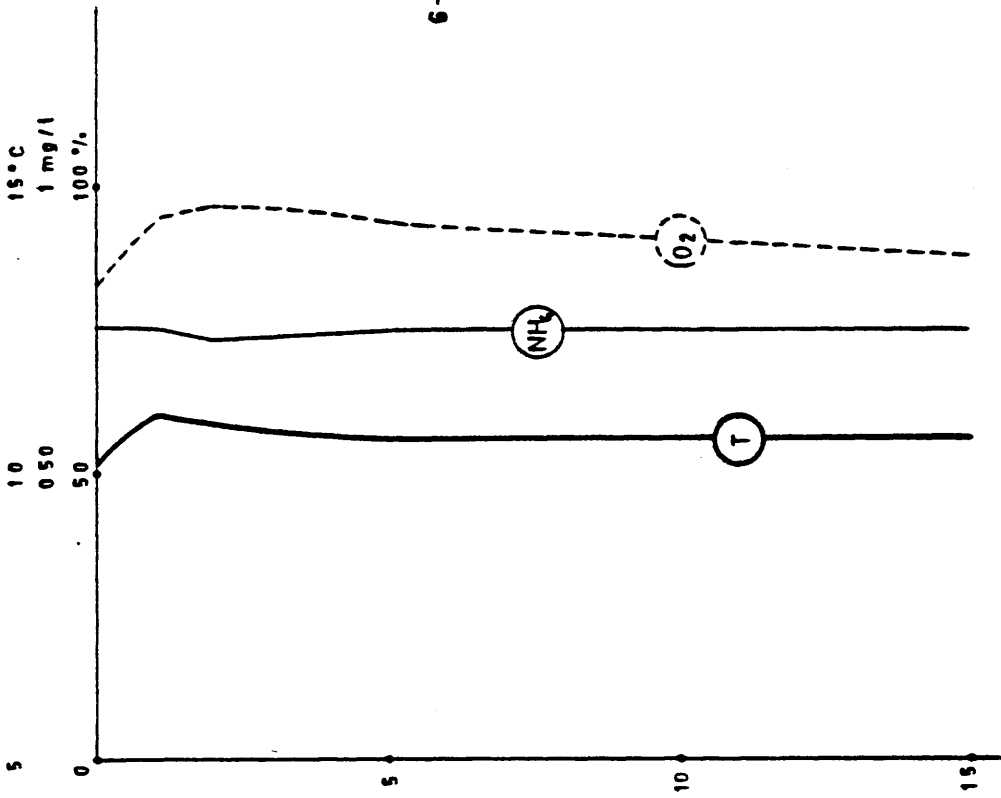


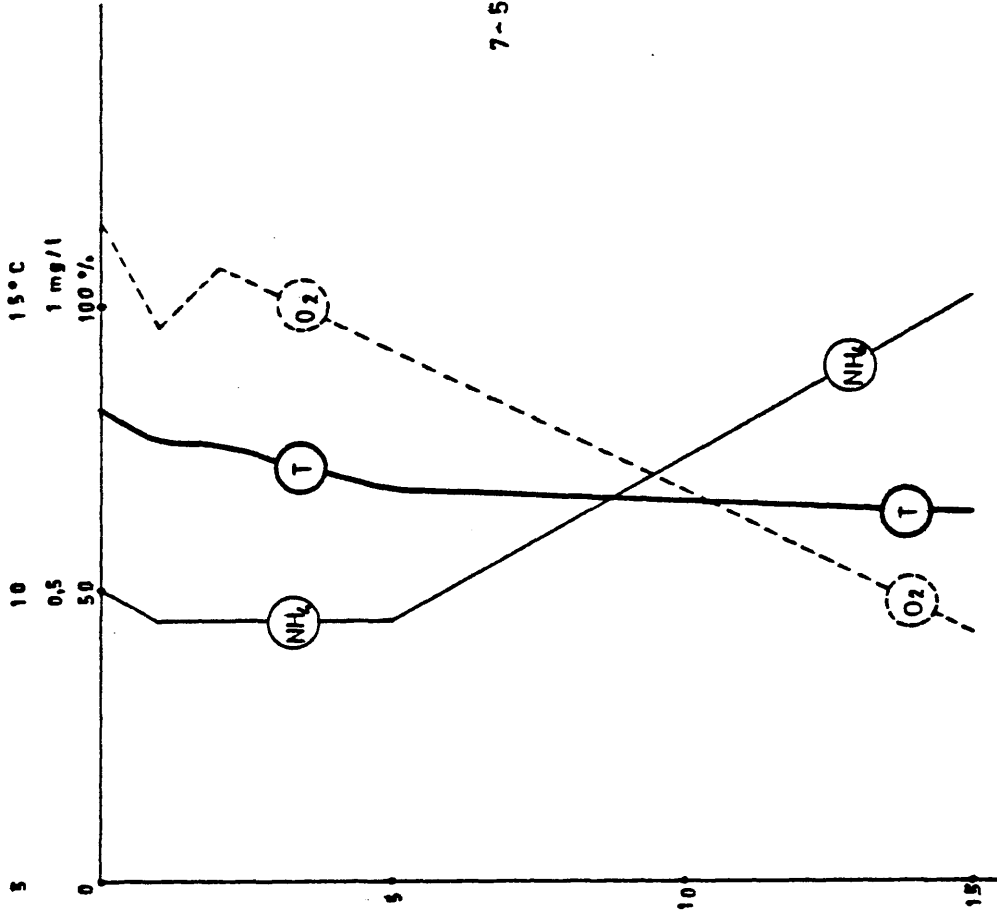
Fig. 22

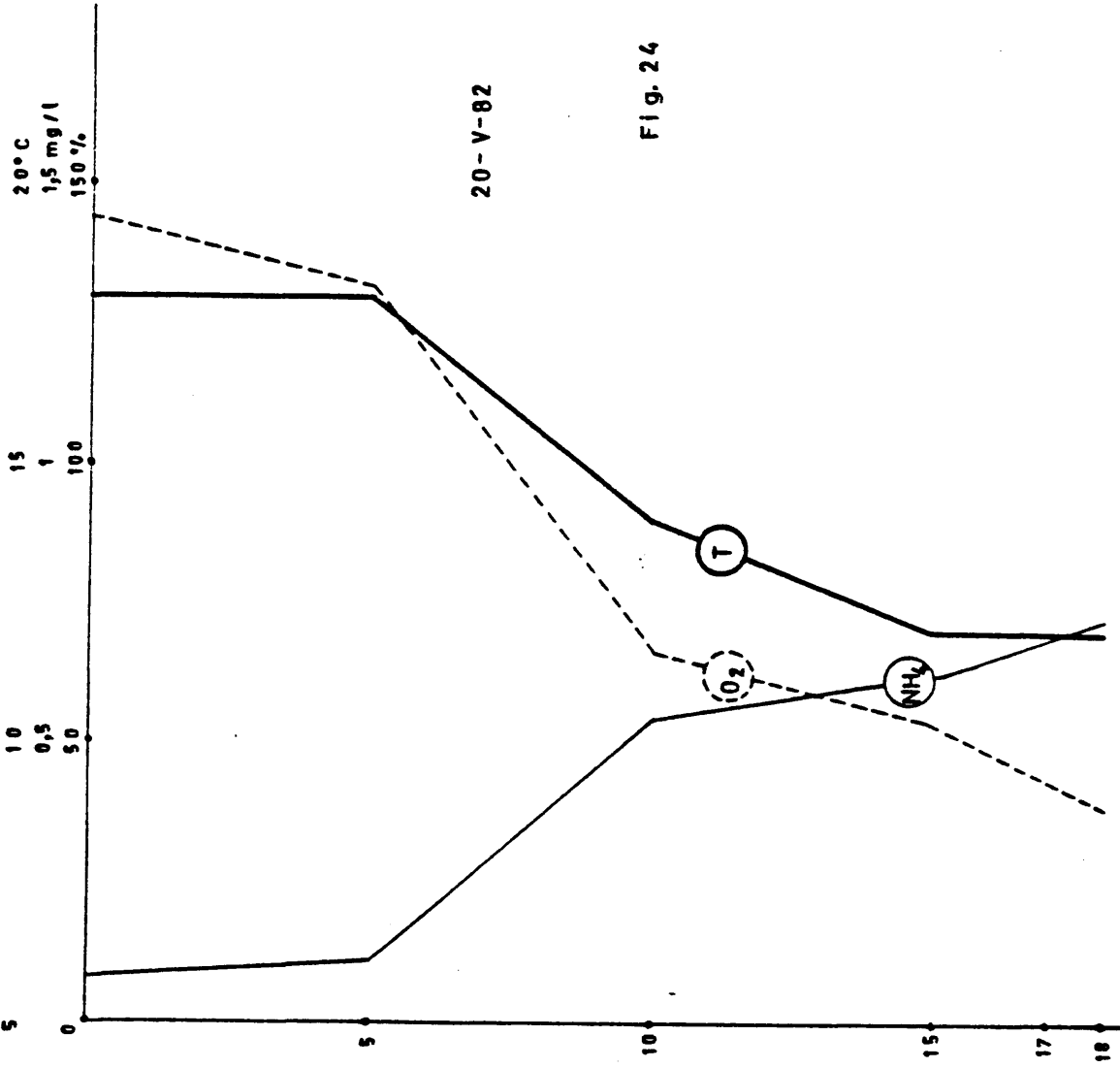
6-IV-82

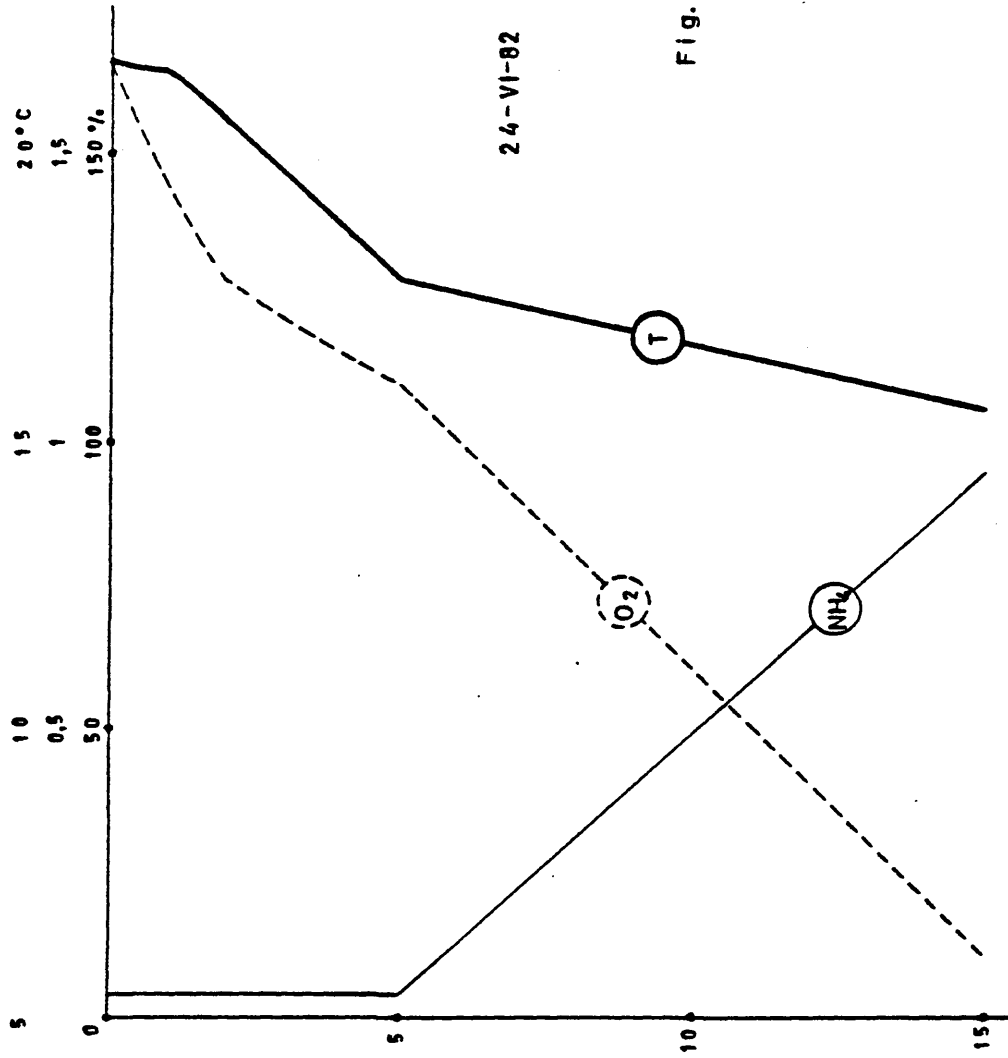


7-5-82

Fig. 23







5.- PARAMETROS QUIMICOS

Amonio

Los valores de los afluentes del embalse en la primera fase del estudio no difieren por lo general entre sí. El punto No.- 6 dió unos valores más altos en primavera y verano, es un punto que recoge las aguas filtradas de la presa, de capas profundas. Sobresale el punto No.- 11 en el muestreo del 8 de septiembre de 1980. Es un valor muy alto (9,5 mg/l, es un claro indicio de contaminación orgánica que aporta el río Aulencia al embalse.

Amonio en el embalse; Durante la época de circulación no existe una variación grande en su distribución vertical, como vemos en las figuras 11 y 12. En la época de estratificación, hay mínimos en la superficie, y máximos en el fondo (figuras 13-16). Cuando sucede la circulación total en noviembre, aumenta claramente en toda la masa de agua. A partir del 1982, se aprecia un aumento de amonio en el punto No.- 3. Este es un punto cercano al canal de trasvase del río Guadarrama, el cual se abrió el 20 de diciembre de 1981, y se mantuvo abierto hasta el final de la investigación. Por sus altos valores nos indica la contaminación orgánica que llega al embalse por el río Guadarrama. A principios de 1982 todo el embalse estaba con bastante amonio (por lo general más de 1 mg/l). Quizás provenía de los sedimentos (PROCHAZKOVA, 1966; VERDOUW & DEKKERS, 1982), ya que es época de mezcla.

VELASCO (1978) no encuentra en el embalse de San Juan valores tan altos. Solamente en verano y en capas profundas (57 m) aparecen 1,73 mg/l. En la época de circulación notablemente más bajos (p.e. 0,35 mg/l en diciembre).

TOJA (1980) mide en el embalse de la Minilla valores mucho más bajos

0,14 mg/l en invierno, 0,014 en verano en superficie, y 0,35 en capas profundas.

ALVAREZ COBELAS (1982) en el embalse de Vellón observa valores cercanos a 1 mg/l en invierno; en verano no aparece una estratificación clara (0,4 en capas superficiales, 0,75 en capas profundas).

Actualmente se sabe que el amonio es utilizado preferentemente al nitrato por muchas algas (TAKAHASHI, 1981), por el ahorro energético que supone. Esta abundancia en el embalse de Valmayor va a condicionar en algunas épocas la biocenosis. Otro aspecto del amonio, es que a pH alto (9,2) desprende hidrogeniones, transformándose en amoniaco, que inhibe el crecimiento de las poblaciones. Aunque el pH subió a ese valor en verano, no parece haber inhibido a algunas algas (p.e. Microcystis aeruginosa), pero a otras puede haber sido éste el caso.

1.XII.79		18.XII.79		12.I.80		16.II.80	
N	Prof. m. N-NH ₄	N	Prof. m. N-NH ₄	N	Prof. m. N-NH ₄	N	Prof. m. N-NH ₄
Agua bruta	?	1	0	1	0	1	0
	0,23		0,08		0,50		0,06
1	0,28	2	0,13	2	0,27	4	0,03
2	0,30	3	0,05	3	0,28	6	0,11
3	0,28	4	0,08	4	0,24	7	1,00
		6	----	6	0,06	8	0,12

15.III.80		8.IX.80		7.X.80	
N	Prof. m. N-NH ₄	N	Prof. m. N-NH ₄	N	Prof. m. N-NH ₄
1	0,09	1	0,05	1	0,10
4	0,06	4	0,20	1	0,09
6	0,12	6	1,10	4	0,16
8	0,02	8	2,05	6	1,40
10	0,26	11	9,50	7	0,28
11	0,42				

TABLA 26.- Amonio. 1ª Fase.

18.III.81		20.V.81		13.VI.81		16.VI.81	
N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l
1	0	1	0,4	1	0	1	0
		2	0,25	0,32	0	0	0,11
5	0,5	4	0,32	0,02	2	2	0,14
16 (f)	---	10	0,30	0,65	7	6	0,98
2	2	17 (f)	0,28	0,76	12	10	1,12
4	0,55	2	1,5	0,34	17 (f)	17 (f)	1,50
19 (f)	1,4	3	0,35				
3	2	10	0,70				
4	0,65	3	1	0,32			
		2	0,15				
		17.VI.81					
N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l
1	10	10	0,85				
2	2,5	5	0,50				
		10	0,90				
3	2	4	0,20				
			0,55				

TABLA 27.- Amonio. 2ª Fase.

22.VII.81		26.VIII.81		16.IX.81		16.X.81	
N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l
1	0	1	0,15	1	0,08	1	0,82
	1,5	4	0,20	2	0,10	2	0,70
	3	7	0,35	4	0,10	4	0,74
	5	13 (f)	1,8	14 (f)	2,00	11 (f)	0,98
	12	2	0,16	2	0,11	2	0,72
2	1,5	7	0,52	5	0,17	5	0,74
	3	16 (f)	2,0	15 (f)	1,9	16 (f)	3,6
	7,5	3	0,18	3	0,20	3	0,80
	1,5	5 (f)	0,23	4 (f)	0,65	3	0,90
	3			C	0,65	C	0,76
C	0						
	0,70						

TABLA 28.- Amonio. 2ª Fase.

27.XI.81		5.I.82		5.II.82		12.III.82	
N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l
1	0	1	0	1	0	1	0
	1,40		1,40		1,40		1,12
2	2	2	2	1	1	1	1
	1,60		1,40		1,25		1,10
5	5	5	5	2	2	2	2,5
	1,40		1,40		1,28		1,15
11	11	15 (f)	15 (f)	5	5	5	5
	1,32		1,60		1,28		1,14
2	2	2	2	17 (f)	17 (f)	16 (f)	16 (f)
	1,36		1,40		1,50		1,16
5	5	5	5	2	2	2	2
	1,38		1,40		1,27		1,16
13	13	13	13	5	5	3	3
	1,50		1,70		1,25		1,14
3	0,5	3	1	16 (f)	16 (f)	20 (f)	20 (f)
	0,93		2,60		1,28		1,18
2,5	2,5	3	3	3	0,5	3	1
	0,80		2,60		2,40		1,42
C	0			3		2	
	1,36				2,40		1,42

TABLA 29.- Amonio. 2ª Fase.

6.IV.82		4.V.82		20.V.82		24.VI.82	
N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l	N Prof. m.	N-NH ₄ mg/l
1	0	1	0,27	1	0,08	1	0,04
	0,75	0	0,27	0	0,08	0	0,04
1	0,75	15	0,70	5	0,11	1	0,04
2	0,73			10	0,54	2	0,04
5	0,73	7.V.82		15	0,62	5	0,04
15 (f)	0,76	1	0,50	18 (f)	0,72	15 (f)	0,95
2	0,80	1	0,45			1	0,04
3	0,78	2	0,45			2	0,04
15 (f)	0,81	5	0,45			15 (f)	1,10
3	0,5	15 (f)	1,02			0,5	0,70
	2,40					2	1,00
3	1,18	2	0,47				
C	0,80	3	0,45				
		15 (f)	0,92				
		3	1,55				
		3	1,55				

TABLA 30.- Amonio. 2ª Fase.

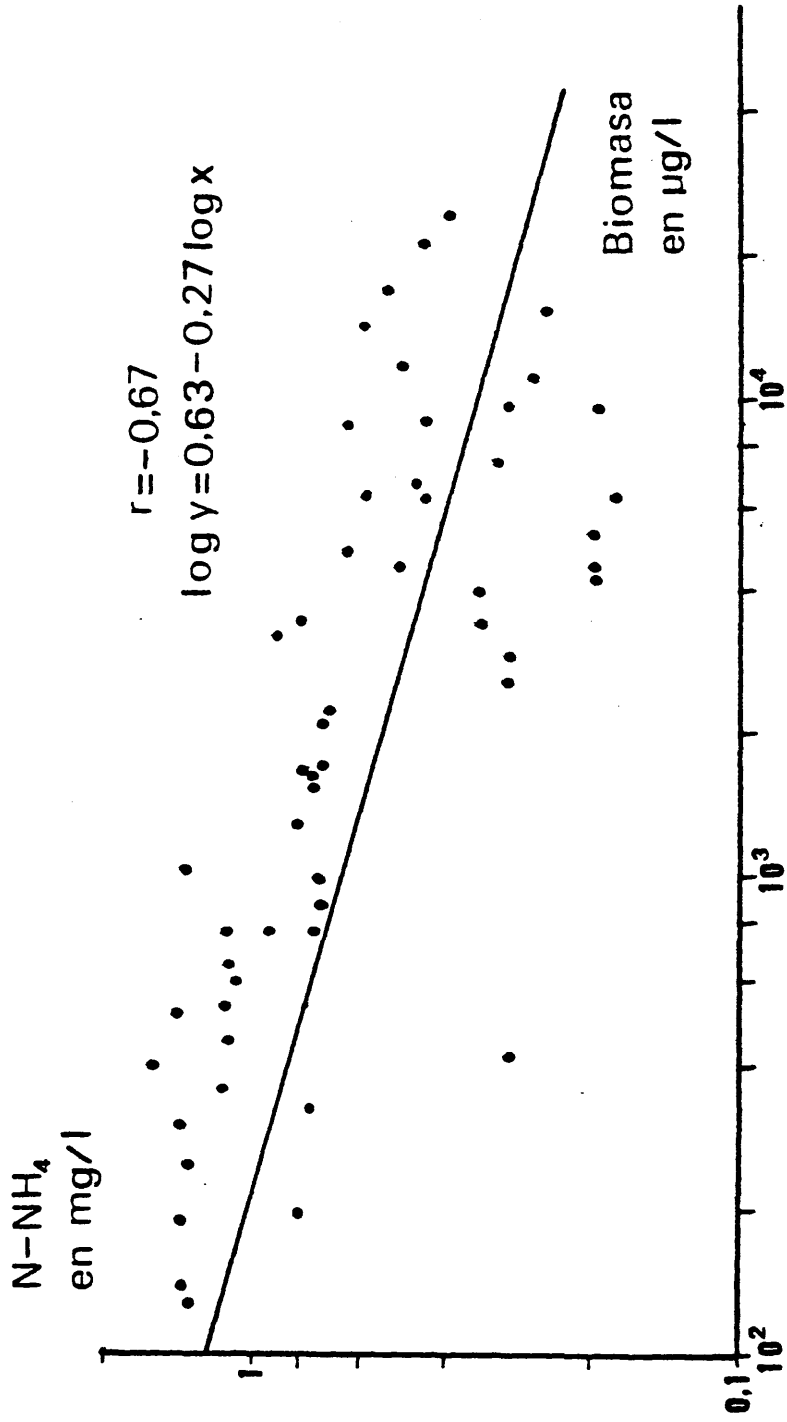


Fig. 26.- Coeficiente de correlación y recta de regresión entre la concentración de amonio y la biomasa del fitoplancton.

Nitrito

El nitrito es un producto intermedio de la oxidación del amonio a nitrato, o si se quiere, de la reducción de nitrato a amonio. Se puede emplear como indicador de contaminación orgánica.

En la primera parte de esta investigación, los valores obtenidos en los puntos cercanos a llegadas de agua al embalse son ligeramente mayores que los del propio embalse (puntos 10 y 11 del 15 de marzo de 1980 0,02 y 0,015 mg/l respectivamente, punto 1 de la misma fecha 0,003). También resalta el punto No.- 11 del 8 de septiembre de 1980, el valor de 0,11 es propio de un agua residual.

Embalse: igual que ocurre con el amonio, en la época de circulación los valores son similares en toda la columna de agua. En la época de estratificación son ligeramente mayores en las capas profundas. Hemos observado también un fenómeno, que es la aparición de máximos de nitrito en capas intermedias, como consecuencia de la reducción del nitrato. AVILES & GONZALEZ (1980) lo observaron en el embalse de Valmayor en su muestreo del 13 de julio de 1977 (ver tabla 7), a 12 m de profundidad. Nosotros lo hemos observado alguna vez (p.e. el 13 de junio de 1981, 0,001 a 2 m, 0,039 a 7 m, 0,007 a 12 m).

El 12 de marzo del 82 aparecen valores muy altos en todos los puntos y a todas las profundidades. Se puede deber al proceso de oxidación del amonio, abundante en esa época.

Hay que acentuar de nuevo los altos valores obtenidos en el punto 3, a partir de 1982.

Los valores de nitritos son varias veces mayores a los obtenidos por otros autores en embalses españoles. VELASCO (1978); TOJA (1980), REVENGA

(1983) no hallan por lo general valores mayores de 0,01 mg/l.

1.XII.79		18.XII.79		12.I.80		16.II.80	
N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l
Agua ?	0,005	1	0,034	1	0,002	1	0,007
bruta							
1	0,006	2	0,020	2	0,002	4	0,005
2	0,0015	3	0,026	3	0,001	6	0,009
3	0,005	4	0,026	4	0,003	7	0,010
		6	-----	6	0,001	8	0,013
15.III.80		8.IX.80		7.X.80			
N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l		
1	0,003	1	0	1	0,005		
4	0,004	4	0	1	0,005		
6	0,006	6	0,0015	4	0,011		
8	0,005	8	0	6	0,011		
10	0,020	11	0,011	7	0,006		
11	0,015						

TABLA 31.- Nitritos. 1ª Fase.

18.III.81		20.V.81		13.VI.81		16.VI.81					
N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l				
1	9	9,012	1	2	0,035	1	0	0,000	1	0	0,010
	5	0,015	4	4	0,025	2	2	0,001	2	2	0,008
	16 (f)	-----	10	10	0,038	7	6	0,039	6	6	0,030
2	2	0,014	17 (f)	17 (f)	0,033	12	10	0,007	10	10	0,015
	4	0,014	2	1,5	0,031	17 (f)	17 (f)	0,006	17 (f)	17 (f)	0,042
	19 (f)	0,020	3	3	0,025					17.VI.81	
3	2	0,018	10	10	0,051		1	10	10	10	0,010
	4	0,016	3	1	0,033		2	2,5	2	2,5	0,005
			2	2	0,031			5	5	5	0,040
							10	10	10	10	0,015
							3	2	3	2	0,010
							4	4	4	4	0,040

TABLA 32.- Nitritos. 2ª Fase.

22.VII.81		26.VIII.81		16.IX.81		16.X.81	
N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l
1	0	1	1	1	0	1	0
	0,005		0,010		0,008		0,015
	1,5	4	0,010	2	0,008	2	0,013
3	3	7	0,009	4	0,010	4	0,015
	0,010		0,009		0,011		0,015
5	0,013	13 (f)	0,009	14 (f)	0,011	11 (f)	0,015
12	0,014	2	1	2	0,011	2	0,016
	0,005		0,008		0,009		0,017
2	1,5	7	0,008	5	0,009	5	0,017
	0,005		0,010		0,012		0,007
3	3	16 (f)	0,010	15 (f)	0,012	16 (f)	0,007
	0,004		0,010		0,014		0,020
7,5	0,020	3	1	3	0,014	3	1,5
	0,005		0,010		0,014		0,022
3	1,5	5 (f)	0,010	4 (f)	0,014	3	0,022
	0,005						0,016
3	0,005			C	0,021	C	0,016
C	0						
	0,005						

TABLA 33.- Nitritos. 2ª Fase.

27.XI.81		5.I.82		5.II.82		12.III.82					
N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-No ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₂ mg/l				
1	0	0,013	1	0	0,020	1	0	0,013	1	0	0,47
2	2	0,017	2	2	0,010	1	1	0,013	1	1	0,49
5	5	0,018	5	5	0,010	2	2	0,013	2,5	2,5	0,48
11	11	0,020	15 (f)	15 (f)	0,036	5	5	0,015	5	5	0,45
2	2	0,016	2	2	0,010	17 (f)	16 (f)	0,024	16 (f)	16 (f)	0,51
5	5	0,016	5	5	0,010	2	2	0,015	2	1,5	0,52
13	13	0,022	13	13	0,035	5	3	0,012	3	3	0,54
3	0,5	0,025	3	1	0,18	16 (f)	20 (f)	0,017	20 (f)	20 (f)	0,51
2,5	2,5	0,032	3	3	0,18	3	0,5	0,069	3	1	0,57
C	0	0,018				3		0,076	2	2	0,58

TABLA 34.- Nitritos. 2ª Fase.

6.IV.82		4.V.82		20.V.82		24.VI.82	
N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₂ mg/l
1	0	1	0	1	0	1	0
	0,046		0,65		0,065		0,045
1	1	15	0,040	5	0,065	1	0,050
	0,051						
2	2		0,049	10	0,059	2	0,050
	0,049						
5	5	7.V.82		15	0,059	5	0,052
	0,049						
C	15 (f)	1	0	18 (f)	0,042	15 (f)	0,060
	0,046						
2	1	1	0,056			2	0,051
	0,046						
3	3	2	0,054			2	0,055
	0,053						
15 (f)	15 (f)	5	0,057			15 (f)	0,060
	0,048						
3	0,5	15 (f)	0,030			3	0,067
	0,11						
3	3	2	0,058			2	0,070
	0,062						
C	0	3	0,062				
	0,050						
		15 (f)	0,032				
		3	0,065				
		3	0,060				

TABLA 35.- Nitritos. 2ª Fase.

Nitrato

En la primera fase aparecen unos valores muy altos en septiembre en los puntos 8 (entrada al embalse del arroyo de la Cañada) y el 11 (el arroyo Cebadillas) 1,2 y 1,5 mg/l de $N-NO_3$ respectivamente, a pesar este últimos de no llevar oxígeno disuelto. En el muestreo siguiente, también hay valores altos en los puntos No.- 7 (muy cerca del 8) y 6 (que recoge las aguas filtradas de la presa). (El resto de los valores no ofrece ninguna variación susceptible de comentario).

Resumiendo, se puede decir que las aguas que llegan al embalse, ingresan una parte muy importante de nitratos.

Embalse: El nitrato se agota a principios de verano en las capas superficiales, en el muestreo del 13 de junio ya no hay. Van a aparecer en el fitoplancton algas fijadoras de nitrógeno atmosférico (ej. Anabaena), y más tarde especies que toman amonio (Microcystis). Al avanzar el verano y desaparecer el oxígeno disuelto, el nitrato también se va agotando en las capas profundas (el 26 de agosto no hay prácticamente en ningún punto). En octubre sube ligeramente (0,07 en toda la columna de agua), y algo más en noviembre. Ya el 5 de enero, al recuperarse algo el embalse, con la circulación total ocurrida en noviembre, hay 0,29 mg/l en superficie y 0,43 en el fondo. Va aumentando (p.e. 0,94 el 20 de mayo; pero en el último muestreo el 24 de junio ha bajado: 0,20 aproximadamente en la columna de agua).

VELASCO (1978) no halla en el embalse de San Juan grandes diferencias en las distintas épocas del año, ni tampoco en la vertical: en diciembre de 1973 halla 0,07 en prácticamente todas las profundidades, es el mínimo de todo el estudio. El máximo lo obtiene el 30 de agosto de 1973: 0,65 mg/l a 50 m.

En cambio TOJA (1980) en el embalse de la Minilla encuentra que desaparece al final del verano en las capas superficiales (aparece Anabaena en septiembre). En enero tiene 0,36 mg/l en todas las profundidades.

ALVAREZ COBELAS (1982), en el Vellón obtiene valores similares a los de TOJA, y aunque no desaparece, baja significativamente el nitrato al final del verano.

REVENGA (1983) obtiene unos valores más bajos, y sin cambios en la vertical: entre 0,025 y 0,13 mg/l de $N-NO_3$.

Según la distribución temporal del nitrato en el embalse de Valmayor, es un factor limitante desde principios de verano. La ausencia de nitrato va a condicionar la biocenosis de algas.

Si consideramos todos los pares de valores de nitrato y biomasa de algas, no encontramos una correlación significativa. Pero si eliminamos los valores de junio, julio, agosto, septiembre y octubre, encontramos una alta correlación negativa, con un $r = -0,97$. La explicación es que las algas azules que aparecían en esos meses, no utilizan el nitrato, sino el amonio o el nitrógeno atmosférico.

De todas maneras, los altos valores de nitratos en los meses de circulación, son indicativos de un embalse muy eutrofizado.

1.XII.79		18.XII.79		12.I.80	
N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l
Agua bruta	?	1	0	1	0
	0,010		0,15		0
1	0	2	0	2	0
	0,11		0,28		0
2	0	3	0	3	0
	0,08		0,18		0
3	0	4	0	4	0
	0,10		0,16		0
6		6		6	

16.II.80		15.III.80		8.IX.80		7.X.80	
N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l
1	0	1	0	1	0	2	0
	0,32		0,24		0,50		0,08
4	0	4	0	4	0	1	0
	0,00		0,04		0,20		0,08
6		6		6		4	
	0,49		0,46		0,40		0,06
7	0	8	0	8		6	
	0,11		1,00		1,20		1
8	0	10	0	11		7	
	0,56		0,78		1,5		1
11		11					
	0,19						

TABLA 36.- Nitratos. 1ª Fase.

18.III.81		20.V.81		13.VI.81		16.VI.81	
N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l
1	0	1	2	1	0	1	0
	0,35		0,21		0,00		0,02
5	-----	4	0,23	2	0,00	2	0,02
16 (f)	-----	10	0,37	7	0,52	6	0,27
2	2	17 (f)	0,41	12	0,67	10	0,26
	-----		0,35		0,62		0,28
4	0,40	2	1,5	17 (f)	0,62	17 (f)	0,28
19 (f)	-----	3	0,38				
3	2	10	0,35				

4	-----	3	1				
			0,41				
		2	0,41				

17.VI.81	
N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l
1	10
	3,2
2	2,5
	0,03
5	3,1
10	3,2
3	2
	0,05
4	2,7

TABLA 37.- Nitratos. 2ª Fase.

22.VII.81		26.VIII.81		16.IX.81		16.X.81					
N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l	N Prof. m.	N-NO ₃ mg/l				
1	0	0,03	1	1	0,03	1	0	0,01	1	0	0,07
	1,5	0,03	4	4	0,03	2	2	0,01	2	2	0,07
	3	0,02	7	7	0,03	4	4	0,01	4	4	0,06
	5	0,04	13 (f)	13 (f)	0,03	14 (f)	14 (f)	0,01	11 (f)	11 (f)	0,07
	12	0,07	2	1	0,03	2	2	0,01	2	2	0,07
2	1,5	0,02	7	7	0,03	5	5	0,01	5	5	0,07
	3	0,01	16 (f)	16 (f)	0,01	15 (f)	15 (f)	0,01	16 (f)	16 (f)	0,03
	7,5	0,02	3	1	0,03	3	1	0,021	3	1,5	0,06
3	1,5	0,03	5 (f)	5 (f)	0,03	4 (f)	4 (f)	0,024	3	3	0,07
	3	0,035	C	0	0,045	C	0	0,045	C	0	0,07
C	0	0,00									

TABLA 38.- Nitratos. 2ª Fase.

27.XI.81		5.I.82		5.II.82		12.III.82					
N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l				
1	0	0,09	1	0	0,29	1	0	0,67	1	0	0,90
2	2	0,09	2	2	0,29	1	1	0,71	1	1	0,95
5	5	0,10	5	5	0,28	2	2	0,75	2,4	2,4	0,70
11	11	0,09	15 (f)	15 (f)	0,43	5	5	0,79	5	5	0,72
2	2	0,09	2	2	0,30	17 (f)	17 (f)	0,78	16 (f)	16 (f)	0,71
5	5	0,09	5	5	0,31	2	2	0,74	2	1,5	0,70
13	13	0,08	13	13	0,32	5	5	0,69	3	3	0,81
3	0,5	0,08	3	1	1,9	16 (f)	16 (f)	0,76	20 (f)	20 (f)	0,80
	2,5	0,11	3	3	2,3	3	0,5	0,79	3	1	0,65
C	0	0,09				3		0,83	2	2	0,70

TABLA 39.- Nitratos. 2ª Fase.

6.IV.82		4.V.82		20.V.82		24.VI.82		
N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	N	Prof. m. N-NO ₃ mg/l	
1	0	0,86	1	0	1,36	1	0	0,20
1	1	1,00	15	5	1,62	5	1	0,25
2	2	0,96	7.V.82			10	2	0,18
5	5	1,06	1	0	0,30	15	5	0,23
15 (f)	15 (f)	1,11	1	1	0,31	18 (f)	15 (f)	0,32
2	1	1,11	2	2	0,31		2	0,19
3	3	0,95	5	5	0,31		2	0,17
15 (f)	15 (f)	0,96	15 (f)	15 (f)	0,39		15 (f)	0,28
3	0,5	0,79	2	1	0,33		3	0,5
3	3	1,09	3	3	0,34		2	0,12
C	0	1,25	15 (f)	15 (f)	0,39			
			3	1	1,22			
			3	3	1,24			

TABLA 40.- Nitratos. 2ª Fase.

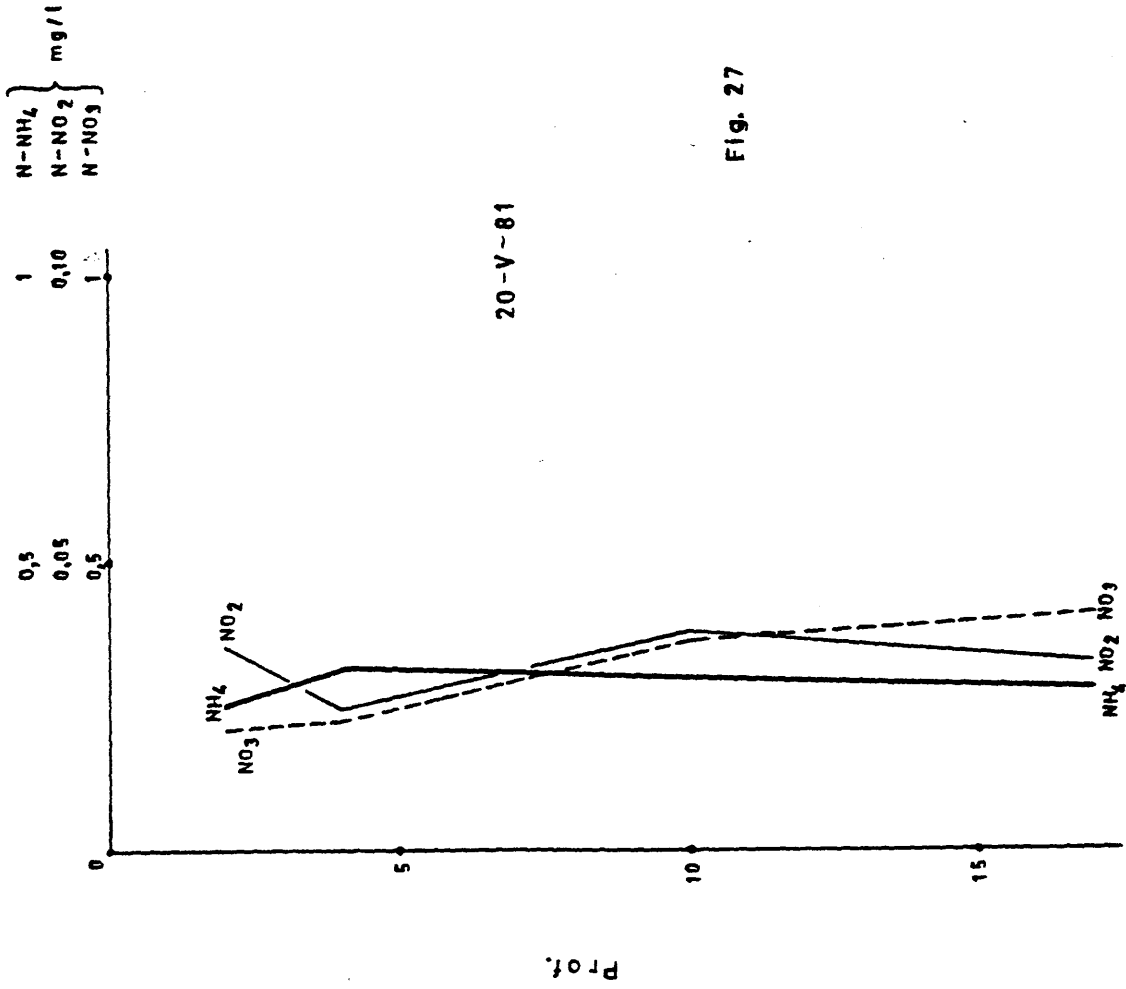
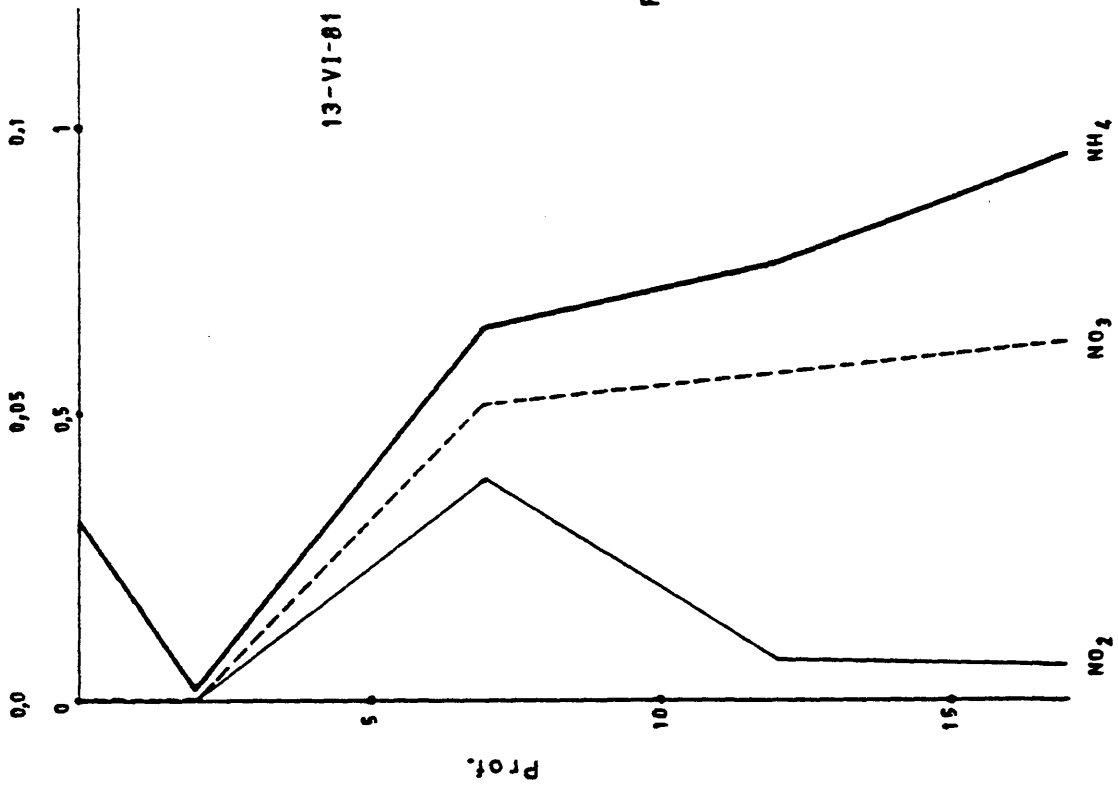
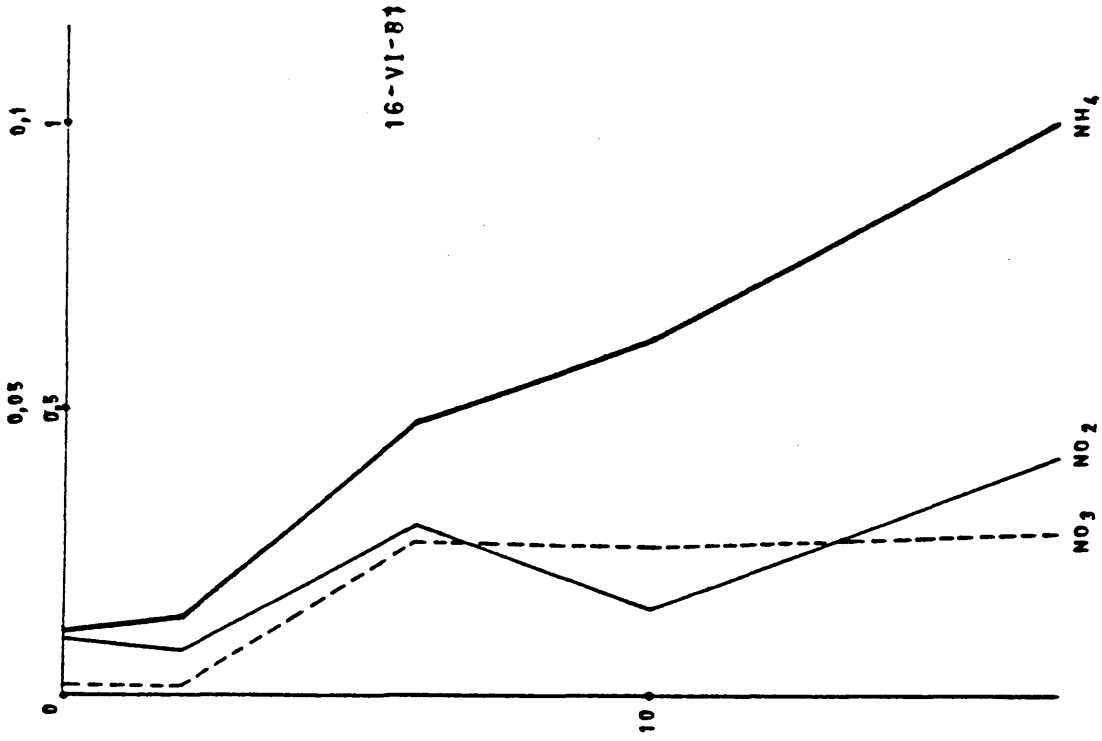


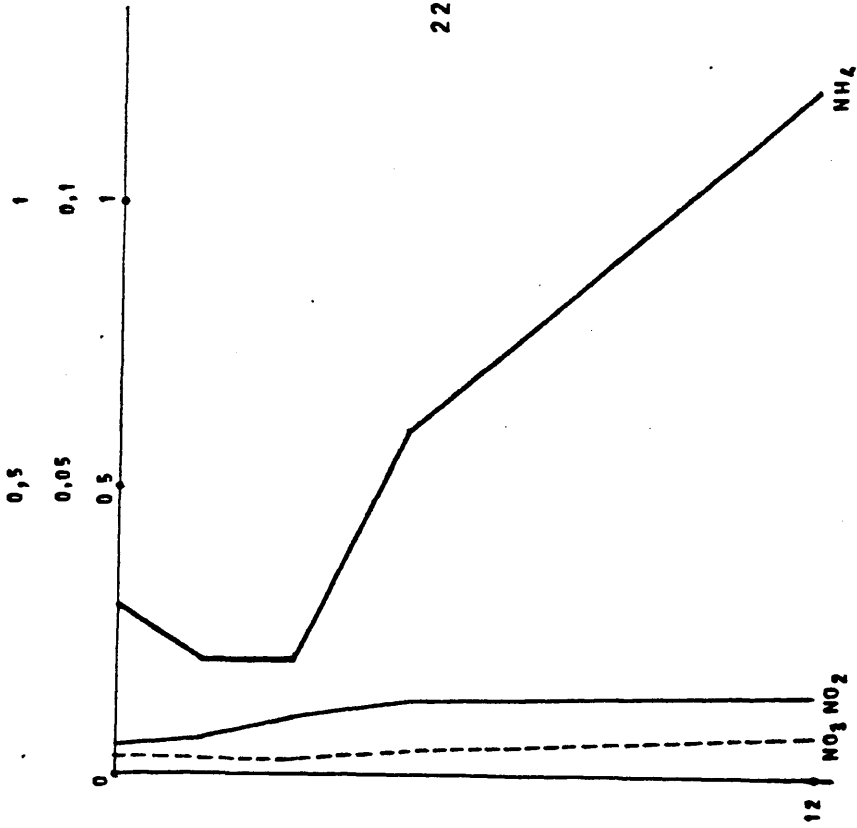
Fig. 27 a 41.- Amonio, nitrito y nitrato en el punto 1.

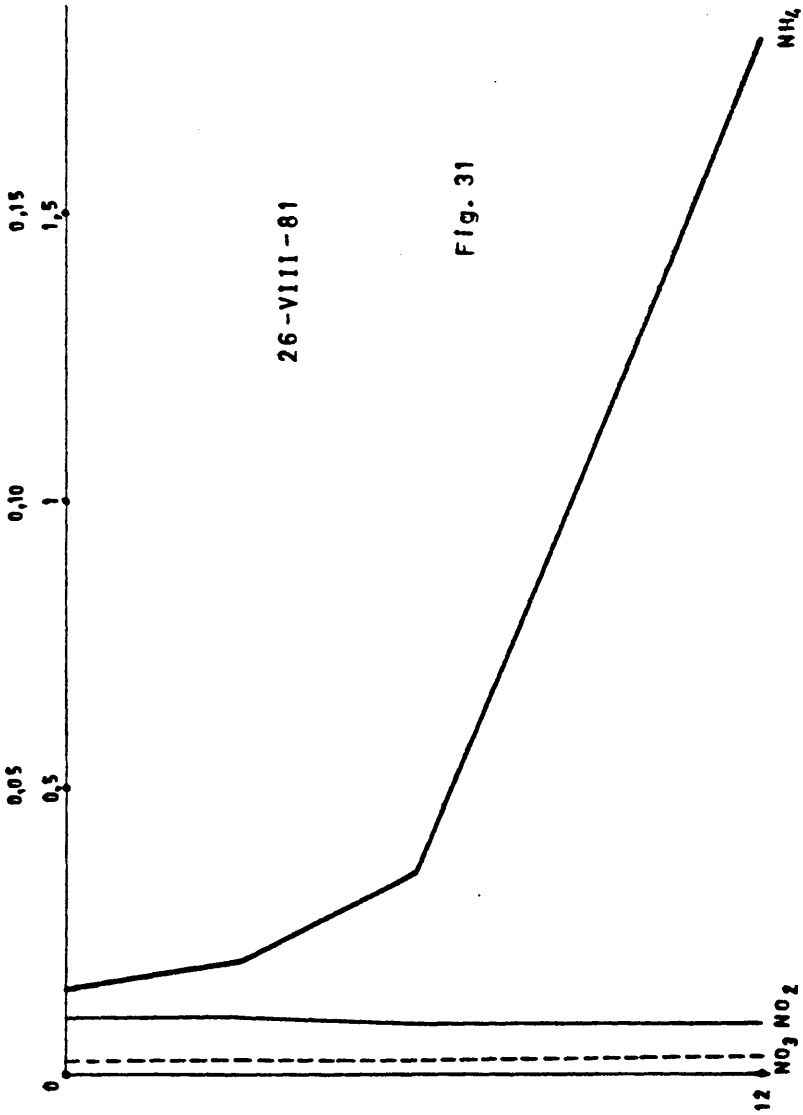




22-VII-81

Fig. 30



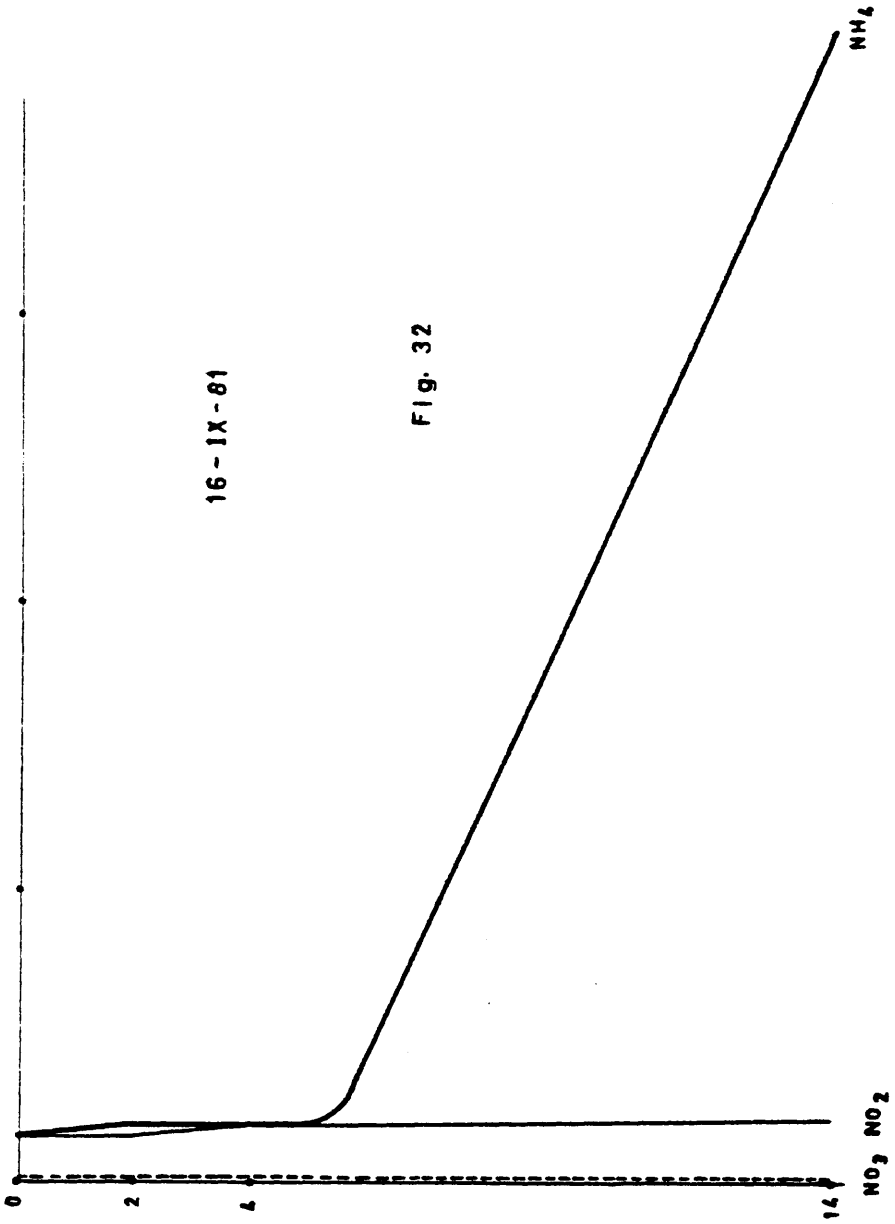


26-VIII-81

Fig. 31

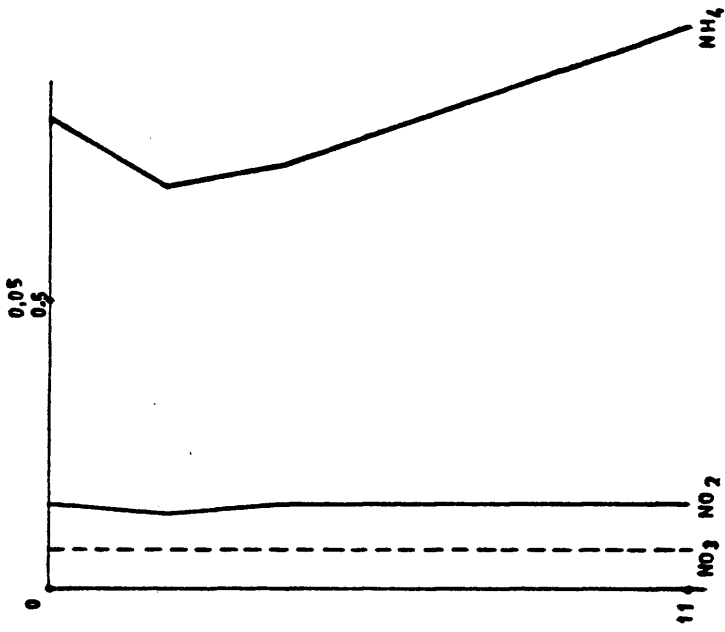
12 $\text{NO}_3 \text{ NO}_2$

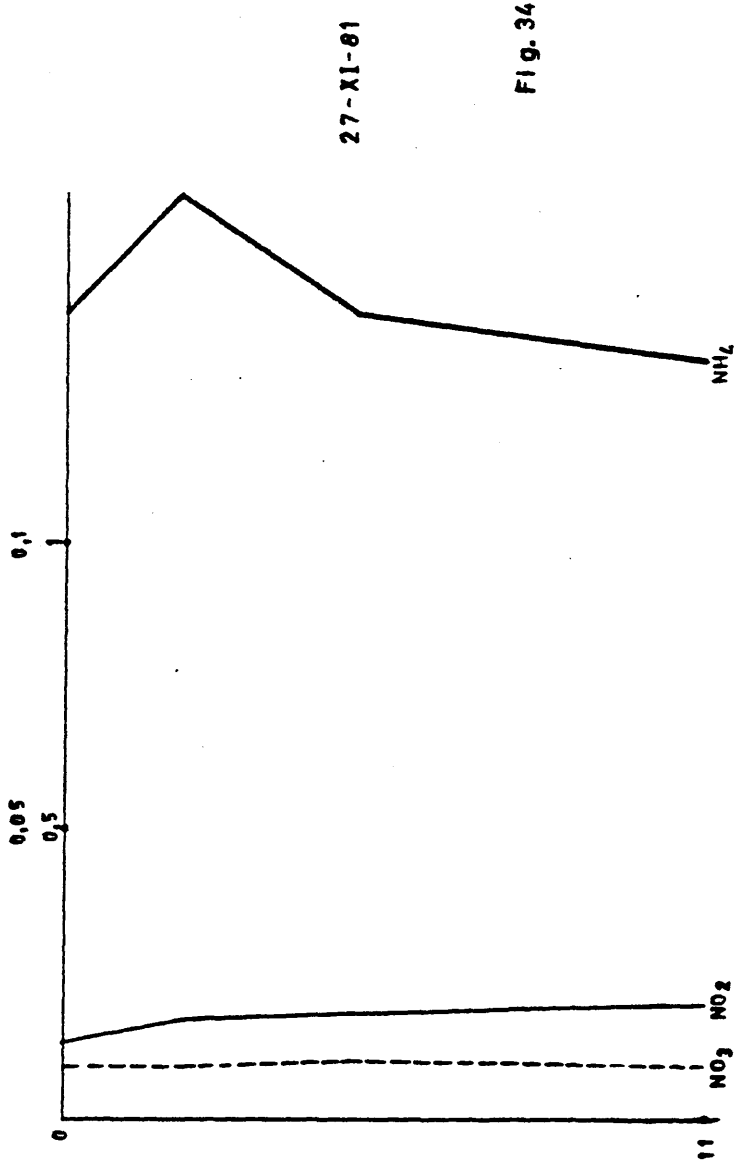
NH_4

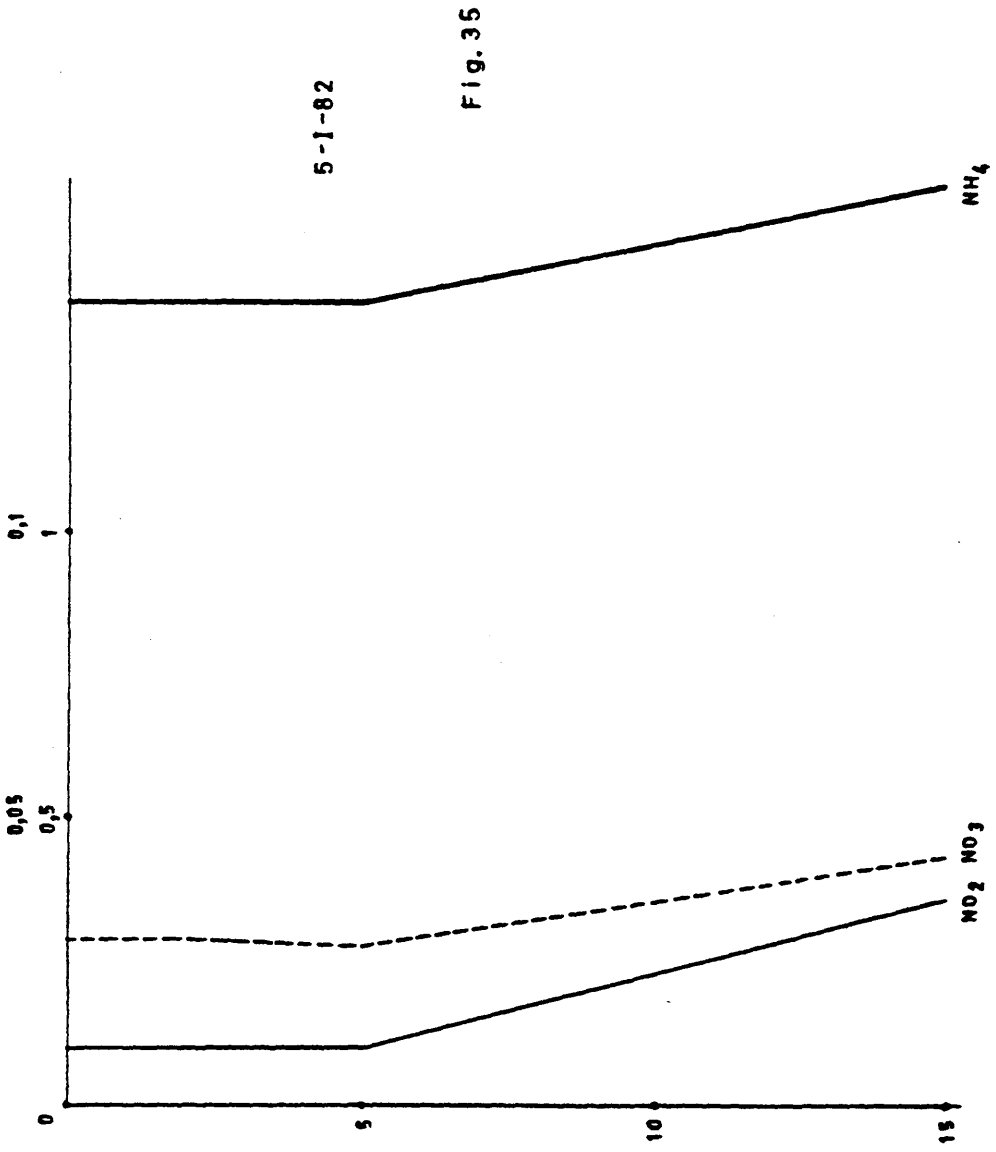


16-X-81

Fig. 33

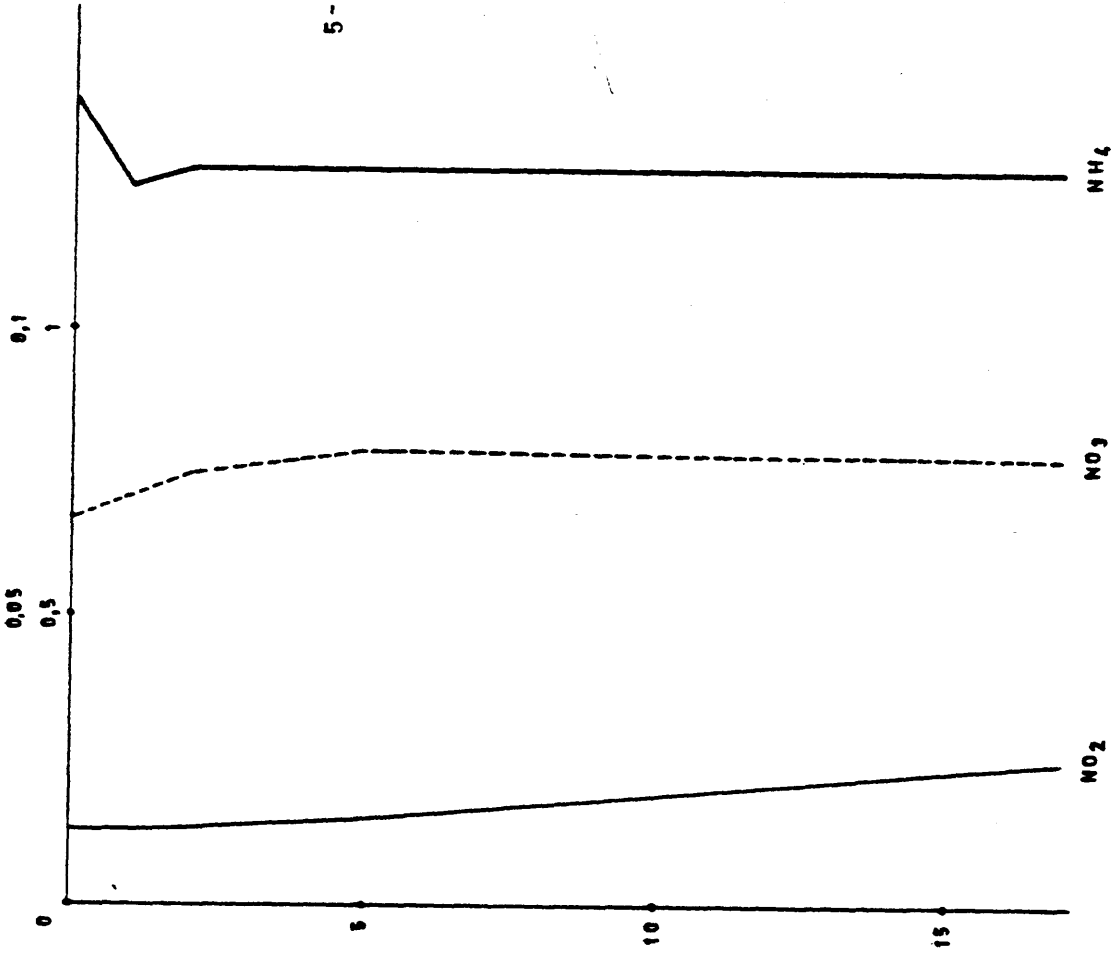






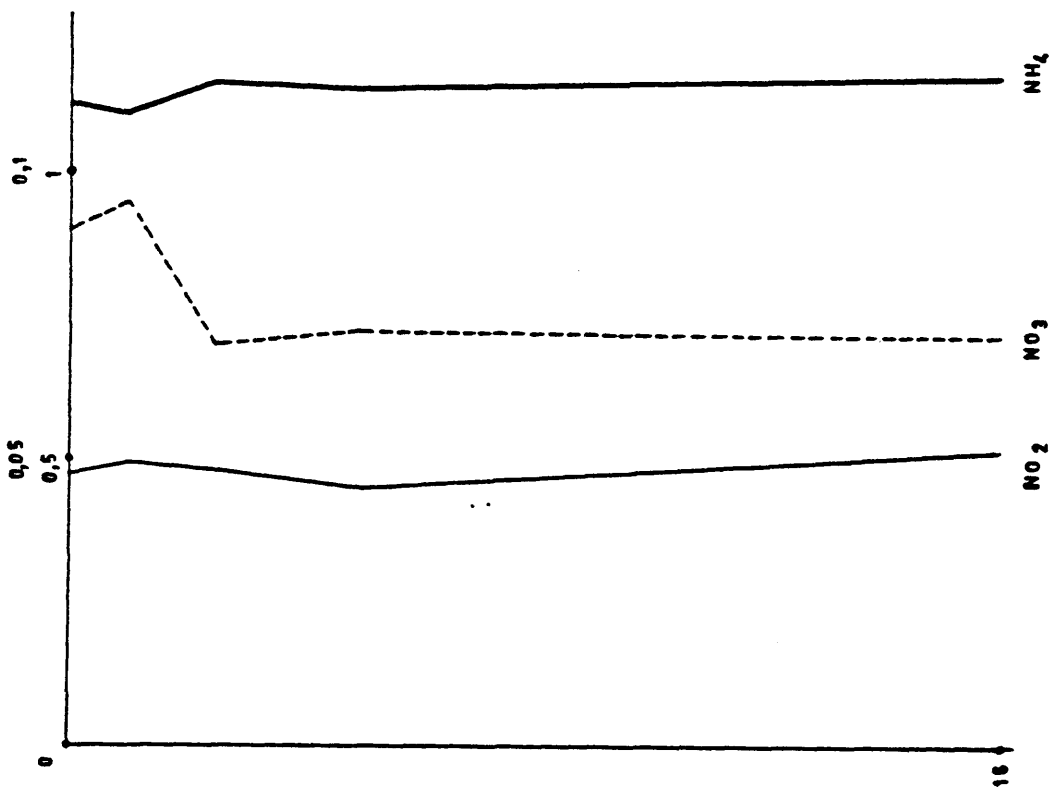
5-11-82

Fig. 36



12-111-02

Fig. 37



6-IV-82

Fig. 38

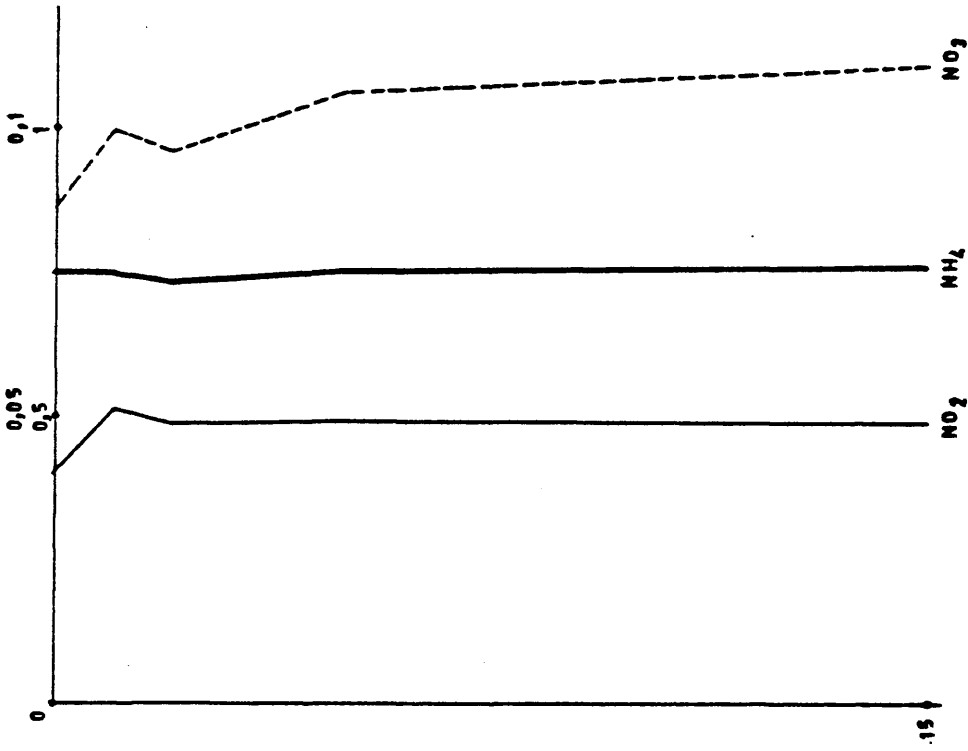


Fig. 39

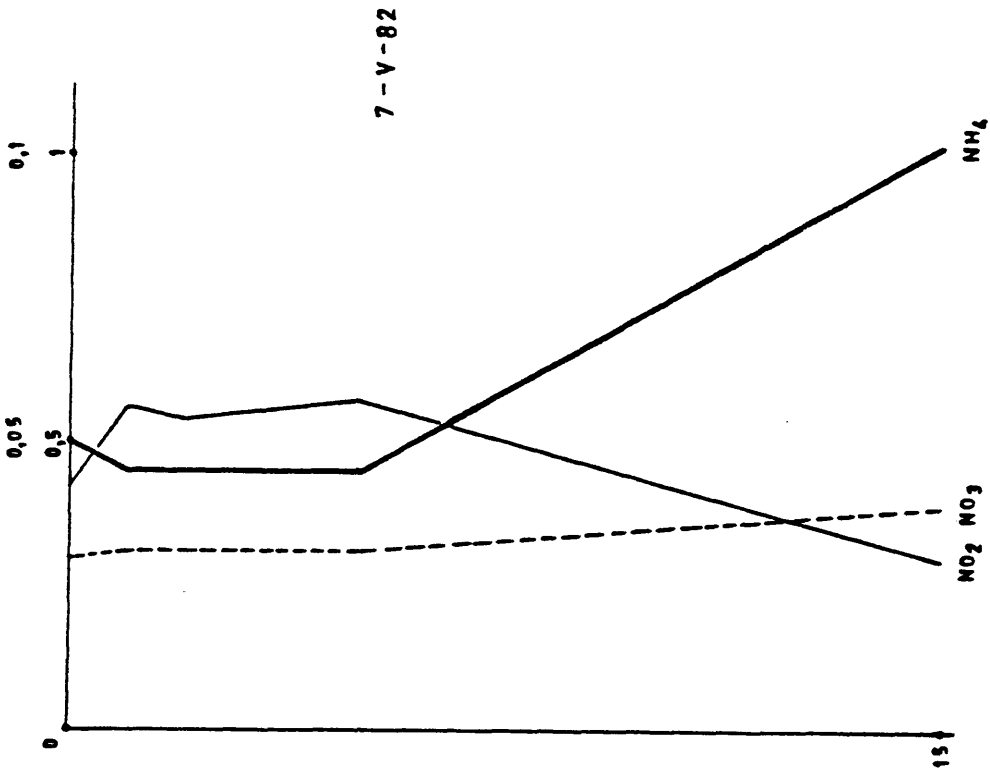
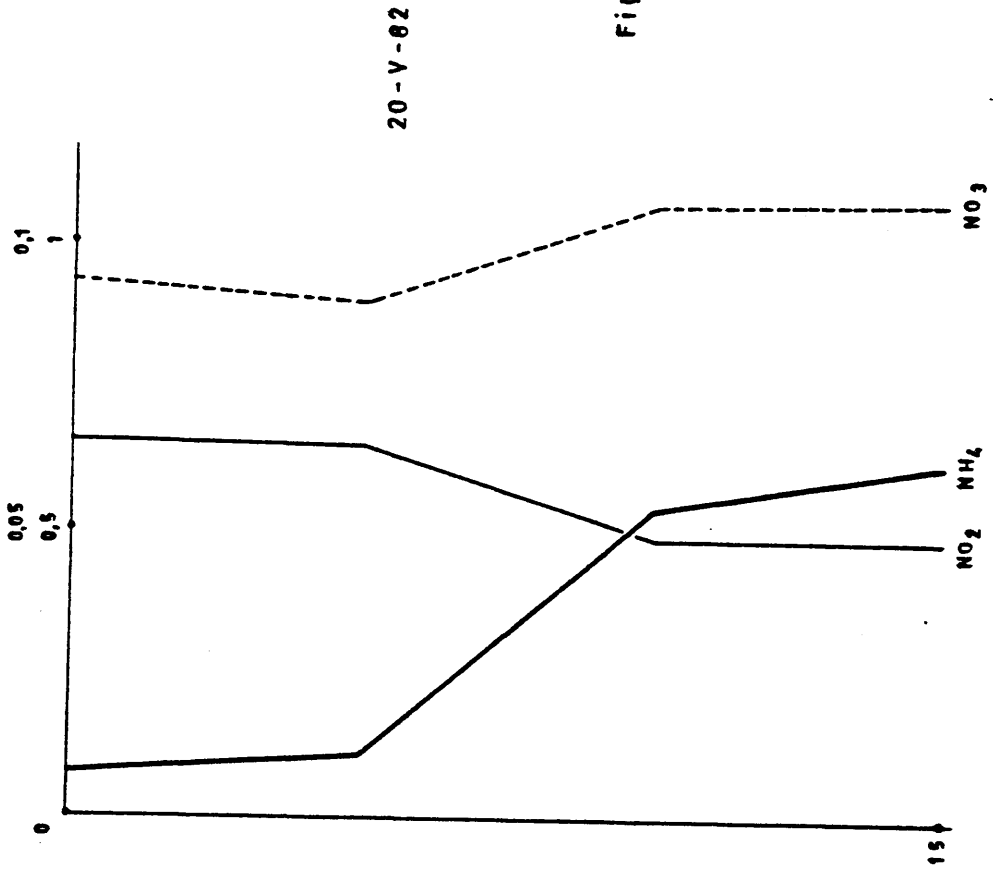
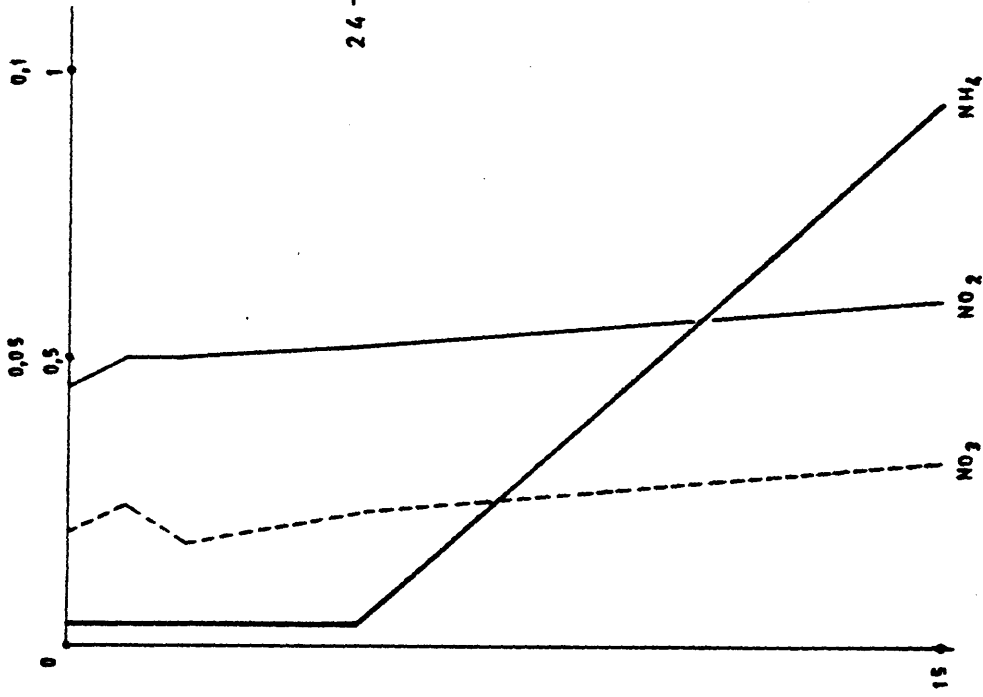


Fig. 40



24 - VI - 82

Fig. 41



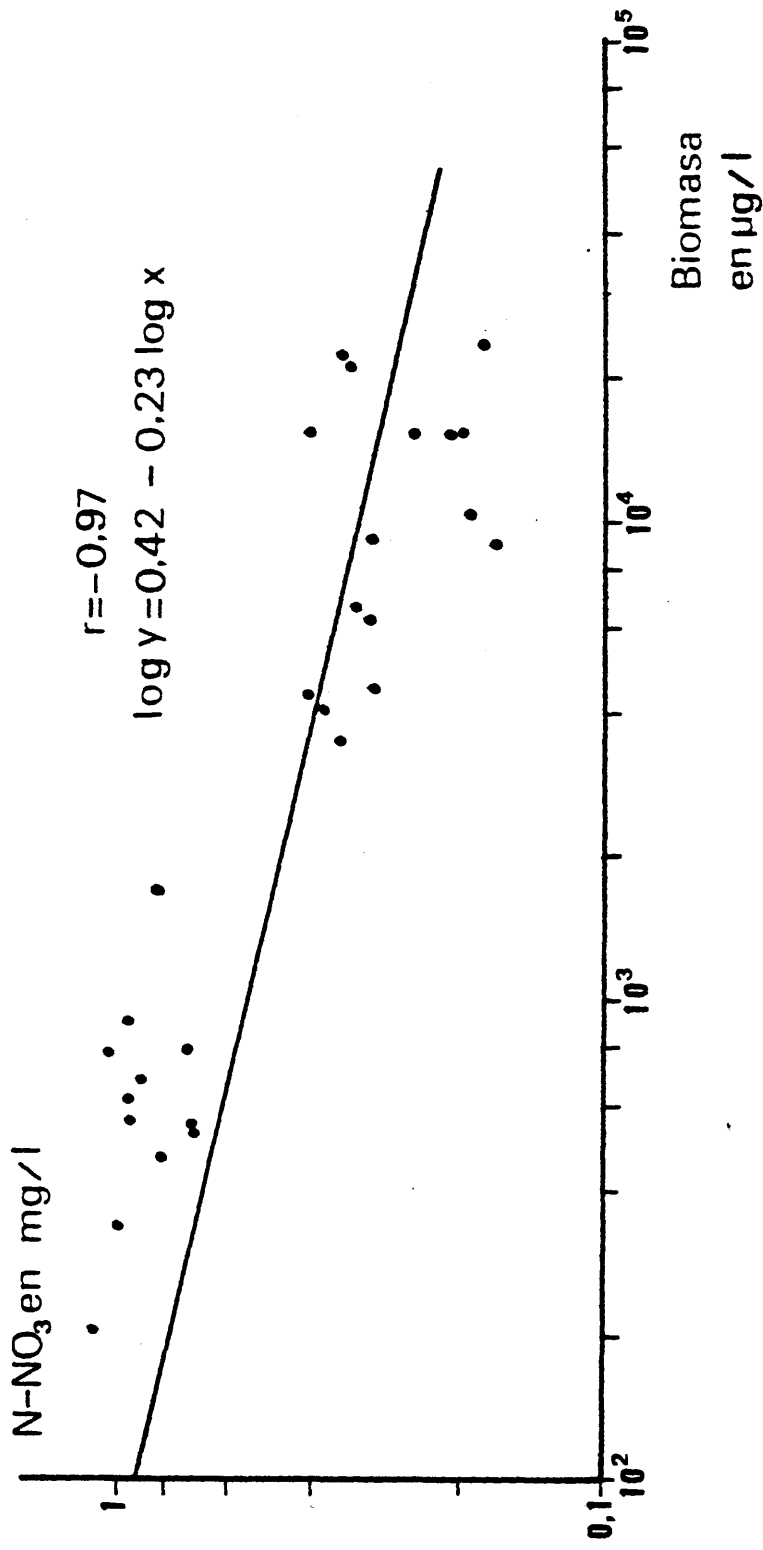


Fig. 42.- Coeficiente de correlación y recta de regresión entre la concentración de nitrato y la biomasa del fitoplancton.

Ortofosfato

En la primera fase se debe indicar el altísimo valor obtenido en el punto 11 al 8 de septiembre de 1980 (2,36 mg/l de P-PO₄). No sabemos de ningún río o corriente que lleve esa cantidad de fósforo, y que no sea de agua residual, como parece que es el caso que nos ocupa.

Embalse: En la época estival disminuya en las capas superiores, 0,16 en superficie y 0,59 en el fondo el 26 de agosto de 1981, en el punto 1. En la época de circulación se dan valores similares en todas las profundidades, como por ejemplo en noviembre 0,35 mg/l. Alguna vez aparece en un muestreo un valor notablemente más alto, pero no podemos dar una explicación, quizás se deba a defectos de manipulación. No hay diferencias entre los puntos 1 y 2, pero sí las hay entre estos dos puntos y el 3.

Los valores de ortofosfato obtenidos en diferentes embalses en España son mucho más bajos que los del embalse de Valmayor (VELASCO, 1978; TOJA 1980; ALVAREZ COBELAS, 1982). MARGALEF, (1976), cita el valor máximo encontrado por él en España, en el embalse de Valdecañas: 0,59 mg/l a 20 m de profundidad. Este valor es superado varias veces a lo largo de la investigación en el embalse de Valmayor (p.e. 1,16 el 16 de octubre a 16 m de profundidad en el punto 2).

La correlación entre el ortofosfato y la biomasa es negativa, con un coeficiente de $r = - 0,91$, lo que indica claramente la incorporación del fosfato a las algas.

El embalse de Valmayor recibe por tanto una cantidad muy alta de fósforo, por las aguas residuales de origen doméstico que le llegan. Parte del fósforo que sedimenta entra de nuevo en el agua al aparecer condiciones

anóxicas. De todas maneras con el agua que entra por los ríos y arroyos en verano es suficiente para las algas. El fósforo no es un factor limitante, en ninguna época del año.

1.XII.79		18.XII.79		12.I.80		16.II.80	
N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l
	Agua bruta						
1	0,24	1	0,065	1	0,12	1	0,20
2	0,23	2	0,080	2	0,10	4	0,10
3	0,03	3	0,046	3	0,10	6	0,20
4	0,22	4	0,052	4	0,09	7	0,10
6		6	-----	6	0,08	8	0,12
15.III.80		8.IX.80		7.X.80			
N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l		
1	0,18	1	0,55	1	0,13		
4	0,08	4	0,29	1	0,14		
6	0,18	6	0,39	4	0,15		
8	0,04	8	0,11	6	0,46		
10	0,15	11	2,36	7	0,13		

TABLA 41.- Fosfato. 1ª Fase.

18.III.81		20.V.81		13.VI.81		16.VI.81	
N Prof. m.	P-PO ₄ mg/l	N Prof. m.	P-PO ₄ mg/l	N Prof. m.	P-PO ₄ mg/l	N Prof. m.	P-PO ₄ mg/l
1	0	1	0,10	1	0,01	1	0,09
		2		0		0	
	5	4	0,09	2	0,03	2	0,09
	16 (f)	10	0,18	7	0,15	6	0,23
2	2	17 (f)	0,22	12	0,14	10	0,19
	4	1,5	0,12	17 (f)	0,14	17 (f)	0,34
	19 (f)	3	0,16				
3	2	10	0,38			1	0,26
	4	1	0,26			2	0,10
		2	0,23			5	0,19
						10	0,26
						3	0,16
						4	0,27

TABLA 42.- Fosfatos. 2ª Fase.

22.VII.81			20.VIII.81			16.IX.81			16.X.81		
N	Prof. m.	P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m.	P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m.	P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m.	P-PO ₄ mg/l
1	0	0,13	1	1	0,16	1	0	0,39	1	0	0,26
	1,5	0,16		4	0,16		2	0,20		2	0,24
	3	0,24		7	0,24		4	0,19		4	0,24
	5	0,31		13 (f)	0,59		14 (f)	0,78		11 (f)	0,30
	12	0,37		2	1	0,22		2		2	0,23
2	1,5	0,18		7	0,29		5	0,18		5	0,24
	3	0,20		16 (f)	0,72		15 (f)	0,68		16 (f)	1,17
	7,5			3	1	0,18		3	1	3	1,5
3	1,5	0,17		5 (f)	0,21		4 (f)	0,31		3	0,29
	3	0,26								C	0
C	0	0,36								C	0,34
											0,25

TABLA 43.- Fosfatos. 2ª Fase.

27.XI.81		5.I.82		5.II.82		12.III.82			
N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l		
1	0	0,35	1	0	0,38	1	0	0,30	0,19
2	2	0,35	2	2	0,16	1	1	0,21	0,20
5	5	0,38	5	5	0,15	2	2	0,28	0,20
11	11	0,33	15 (f)	5	0,27	5	5	0,21	0,20
2	2	0,35	2	2	1,16	17 (f)	16 (f)	0,36	0,20
5	5	0,36	5	5	0,15	2	2	0,22	0,19
13	13	0,36	13	5	0,52	5	3	0,17	0,20
3	0,5	0,21	3	1	0,52	16 (f)	20 (f)	0,22	0,22
2,5	2,5	0,20	3	3	0,52	3	1	0,72	0,46
C	0	0,31	3	3	0,98	3	2	0,98	0,46

TABLA 44.- Fosfatos. 2ª Fase.

6.IV.82		4.V.82		20.V.82		24.VI.82					
N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l	N	Prof. m. P-PO ₄ mg/l				
1	0	0,19	1	0	0,12	1	0	0,10	1	0	0,26
1	1	0,20	15	0,20	0,20	5	0,10	0,10	1	1	0,31
2	2	0,20	7.V.82	10	0,16	10	0,16	0,16	2	2	0,27
5	5	0,19	1	0	0,27	15	0,12	0,12	5	5	0,28
15 (f)	15 (f)	0,20	1	0,27	0,27	18 (f)	0,12	0,12	15 (f)	15 (f)	0,39
2	1	0,30	2	0,30	0,30				2	1	0,27
3	3	0,24	5	0,27	0,27				2	2	0,26
15 (f)	15 (f)	0,20	15 (f)	0,29	0,29				15 (f)	15 (f)	0,47
3	0,5	0,85	2	1	0,25				3	0,5	0,57
3	3	0,39	3	0,26	0,26				2	2	0,73
C	0	0,21	15 (f)	0,27	0,27						
			3	1	0,65						
			3	0,65	0,65						

TABLA 45.- Fosfatos. 2ª Fase.

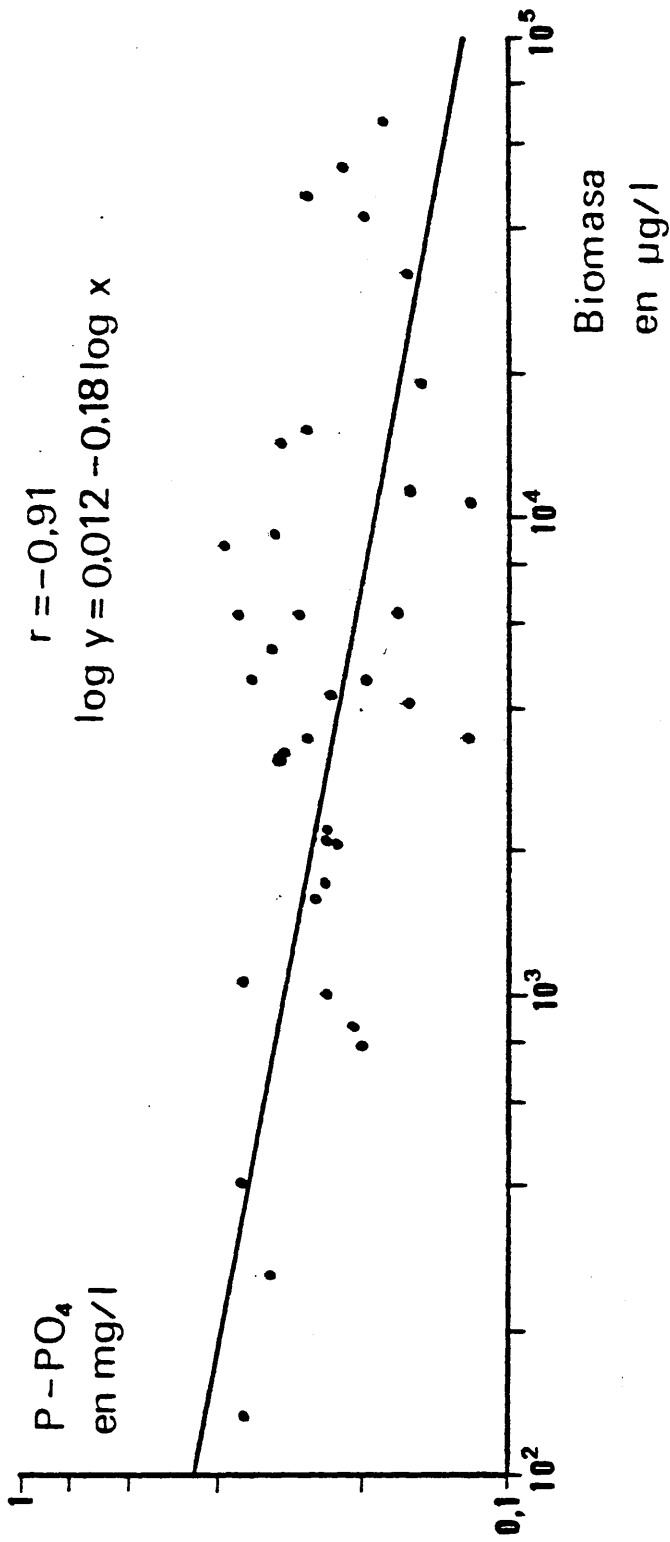


Foto 43.- Coeficiente de correlación y recta de regresión entre la concentración de ortofosfato y la biomasa del fitoplancton.

Fósforo total

Comprende todas las formas de fósforo incluido el ortofosfato; para obtener el fósforo que no está en forma de fosfato, se resta del fósforo total el valor obtenido.

1ª Fase: En los primeros meses (diciembre, enero, febrero) los valores de fosfato y fósforo total se aproximan, lo que indica que casi todo el fósforo está en forma inorgánica soluble. En septiembre y octubre sucede lo contrario, hay el doble de fósforo total que de ortofosfato, (0,13 de P-PO₄; 0,37 de P total el 7 de octubre de 1980 en el punto 7).

2ª Fase: Según GODFREY (1982) el fósforo total viene a ser casi el doble del fósforo particulado en el epilimnion. En el embalse de Valmayor casi nunca se cumplió, fue mayor, debido a la alta contaminación orgánica del embalse.

Hay subidas y bajadas del fósforo total en la época de circulación, pero esto ocurre en todos los puntos del muestreo y a todas las profundidades. En la estratificación aumenta con la profundidad (en agosto 0,31 en superficie; 0,62 en el fondo). Además la cantidad es mayor en verano que en invierno, lo que se puede deber al aumento de población en esa época. A partir de 1982 las cantidades de fósforo total en el punto 3 aumentan vertiginosamente, por la entrada del trasvase del río Guadarrama.

Lo que no se ha podido observar es un aumento del fósforo total cuando ocurre la circulación total en otoño, como ocurría con el amonio. Es posible que la entrada de fósforo sea importante, y pase desapercibida la recirculación de fósforo proveniente del sedimento.

Los valores del embalse del Valmayor resultan muy altos en compara

ción con otros embalses. ALVAREZ COBELAS (1982) obtiene en el Vellón valores entre 0,4 (febrero de 1980) y 2 mg/l (septiembre de 1980); REVENGA halla valores nunca mayores de 1 mg/l en el embalse de Bárcena. No hay otros datos en España porque no se suele determinar el fósforo total en los estudios limnológicos.

1.XII.79		18.XII.79		16.II.80	
N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l
Agua Bruta					
1	0,24	1	0,09	1	0,26
2	0,23	2	0,05	4	0,23
3	0,006	3	0,10	6	0,26
4	0,23	4	0,12	7	0,45
		6	-----	8	0,23
8.IX.80		7.X.80			
N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l		
1	1,38	1	0,37		
4	1,27	1	0,37		
6	2,06	4	0,45		
8	2,06	6	0,86		
11	9,15	7	0,37		

TABLA 46.- Fósforo total. 1ª Fase.

18.II.81		18.III.81		20.V.81		16.VI.81	
N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l
1	0 1,013	1	0 2,69	1	2 0,37	1	0 0,13
2	2 -----	5	0,978	4	0,24	2	0,13
4	0,34	16 (f)	1,71	10	0,24	6	0,28
8	0,49	2	1,71	17 (f)	0,32	10	0,28
17 (f)	-----	4	1,59	2	1,5	17 (f)	0,34
2	0 0,70	19 (f)	1,71	3	0,45	17.VI.81	
2	0,34	3	1,40	10	0,37	1	10 1,83
5	0,41	4	0,978	3	1 0,49	2	2,5 2,75
20	-----			2	0,30	5	11,46
3	0 1,275					10	5,50
						3	2 3,20
						4	1,37

TABLA 47.- P total. 2ª Fase.

22.VII.81		26.VIII.81		16.IX.81		16.X.81	
N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l	N	Prof. m. P total mg/l
1	0 0,40	1	1 0,31	1	0 0,93	1	0 0,86
	1,5 0,24		4 0,31		2 0,55		2 0,40
	3 0,35		7 0,62		4 1,14		4 0,65
	5 0,37		13 (f) 0,62		14 (f) 1,20		11 (f) 0,93
	1,2 0,50		2 1 0,29		2 2 0,51		2 2 0,57
2	1,5 0,29		7 0,55		5 0,81		5 0,71
	3 0,40		16 (f) 0,64		15 (f) 1,32		16 (f) 1,32
	7,5 0,76		3 1 0,55		3 1 0,64		3 1,5 0,51
3	1,5 0,51		5 (f) 0,59		4 (f) 0,79		3 0,59
	3 0,33				C 0 0,81		C 0 0,75
C	0 1,16						

TABLA 48.- P total. 2ª Fase.

27.XI.81

5.I.82

5.II.82

12.III.82

27.XI.81		5.I.82		5.II.82		12.III.82	
N	P total mg/l	N	P total mg/l	N	P total mg/l	N	P total mg/l
1	0,66	1	0,49	1	0,31	1	0,43
2	0,54	2	0,65	1	0,30	1	0,37
5	0,66	5	0,59	2	0,37	2,5	0,37
11	0,73	15 (f)	0,52	5	0,34	5	0,29
2	0,77	2	0,51	17 (f)	0,44	16 (f)	0,37
5	0,67	5	0,27	2	0,29	2	0,46
13	0,57	13	0,79	5	0,29	3	0,32
3	0,55	3	0,75	16 (f)	0,30	20 (f)	0,31
2,5	0,64	3	0,75	3	0,98	3	0,54
C	0,79			3	0,98	2	0,62

TABLA 49.- P total. 2ª Fase.

6.IV.81		7.V.81			
<u>N Prof. m.</u>	<u>P total mg/l</u>	<u>N Prof. m.</u>	<u>P total mg/l</u>		
1	0	0,33	1	0	0,40
	1	0,32		1	0,42
	2	0,29		2	0,44
	5	0,32		5	0,40
	15 (f)	0,31		15 (f)	0,55
2	1	0,38	2	1	0,51
	3	0,31		3	0,55
	15 (f)	0,40		15 (f)	0,43
3	0,5	1,20	3	1	1,22
	3	0,54		3	0,71
C	0	0,49			

TABLA 50.- P total. 2ª Fase.

Silicio

Tiene este elemento una gran importancia para las diatomeas, que lo toman para formar su exoesqueleto. A veces puede llegar a ser un factor limitante (MARGALEF, 1956; LUND, 1965; KILHAM, 1975).

En el embalse de Valmayor se empezó a determinar de forma sistemática a partir de julio de 1981. No varió en profundidad hasta septiembre en que aparecen diatomeas en número significativo (Fragilaria crotonensis, principalmente), entonces disminuye en la superficie. En noviembre desaparecen las diatomeas, y hasta el final del estudio no ofrece variaciones.

Entre el punto 1 y 2 no hay diferencias significativas, en cambio el punto 3 aumenta muchísimo su concentración de silicio, a partir de la apertura del trasvase: en los puntos 1 y 2 había alrededor de 1,1 mg de Si/l y en el punto 3: 7,48 mg/l.

VELASCO (1978) obtiene valores similares a los obtenidos en este estudio, menos en los meses de enero, marzo, noviembre y diciembre de 1974, que coincidió con floraciones de diatomeas; entonces el silicio bajó a 0,25 mg/l en superficie. La zona geológicamente es similar a la del embalse de Valmayor.

TOJA (1980) encuentra valores mucho más bajos, en el embalse de la Minilla, incluso con agotamiento en las capas superficiales el 2 de junio, 13 de julio y 7 de septiembre de 1976. También coincidió con floración de diatomeas. El terreno es más bien metamórfico, que puede proporcionar silicio a las aguas.

La correlación obtenida en Valmayor entre el silicio y la biomasa de diatomeas es significativa, pero no muy alta, el coeficiente de correlación $r = -0,45$. Se debe a que no hubo una importancia de las diatomeas du-

rante la época en que se midió el silicio.

En resumen, dada la calidad de los terrenos de la cuenca, la concentración de silicio ha sido alta, como era de esperar.

22.VII.81

26.VIII.81

16.IX.81

16.X.81

22.VII.81		26.VIII.81		16.IX.81		16.X.81	
N	Prof. m. Si mg/l	N	Prof. m. Si mg/l	N	Prof. m. Si mg/l	N	Prof. m. Si mg/l
1	0 1,40	1	1 1,26	1	0 0,33	1	0 0,41
	1,5 1,31	4	1,35	2	0,51	2	0,40
3	1,45	7	1,35	4	0,37	4	0,44
5	1,45	13 (f)	1,49	14 (f)	1,54	11 (f)	0,62
12	1,49	2	1,40	2	0,33	2	0,43
2	1,5 1,45	7	1,40	5	0,42	5	0,42
3	1,63	16 (f)	1,35	15 (f)	1,30	16 (f)	1,45
7,5	2,15	3	1,35	3	0,64	3	1,5 0,51
3	1,54	5 (f)	1,40	4 (f)	0,79	3	0,54
3	1,73			C	0 0,81	C	0 0,42
C	0 1,77						

TABLA 51.- Silicio. 2ª Fase.

27.XI.81		5.I.82		5.III.82		12.III.82					
N	Prof. m. Si mg/l	N	Prof. m. Si mg/l	N	Prof. m. Si mg/l	N	Prof. m. Si mg/l				
1	0	0,59	1	0	1,12	1	0	1,40	1	0	1,77
2	2	0,56	2	2	1,12	1	1	1,42	1	1	1,77
5	5	0,59	5	5	1,12	2	2	1,52	2,5	2,5	1,82
11	11	0,56	15 (f)	15 (f)	1,49	5	5	1,52	5	5	1,87
2	2	0,56	2	2	1,12	17 (f)	17 (f)	1,52	16 (f)	16 (f)	2,00
5	5	0,55	5	5	1,21	2	2	1,61	2	1,5	1,96
13	13	0,54	13	13	1,31	5	5	1,46	3	3	2,05
3	0,5	0,64	3	1	7,48	16 (f)	16 (f)	1,49	20 (f)	20 (f)	2,05
2,5	2,5	0,60	3	3	7,48	3	0,5	3,39	3	1	3,97
C	0	0,51	3	3	3,04	3	3	3,04	2	2	4,16

TABLA 52.- Silicio. 2ª Fase

6.IV.82		7.V.82		24.VI.82	
<u>N</u>	<u>Prof. m. Si mg/l</u>	<u>N</u>	<u>Prof. m. Si mg/l</u>	<u>N</u>	<u>Prof. m. Si mg/l</u>
1	0	1	0	1	0
	1,03		1,03		1,40
1	1	1	1	1	1
	1,03		1,03		1,87
2	2	2	2	2	2
	1,07		0,93		1,63
5	5	5	5	5	5
	1,40		0,98		1,63
15	15 (f)	15	15 (f)	15	15 (f)
	1,17		1,35		1,54
2	1	2	1	2	1
	1,07		1,12		1,77
3	3	3	3	2	2
	1,12		0,98		1,63
15	15 (f)	15	15 (f)	15	15 (f)
	1,26		1,68		1,87
3	0,5	3	1	3	0,5
	4,60		1,92		2,57
3	3	3	3	2	2
	2,01		1,87		2,57
C	0				
	1,07				

TABLA 53.- Silicio. 2ª Fase.

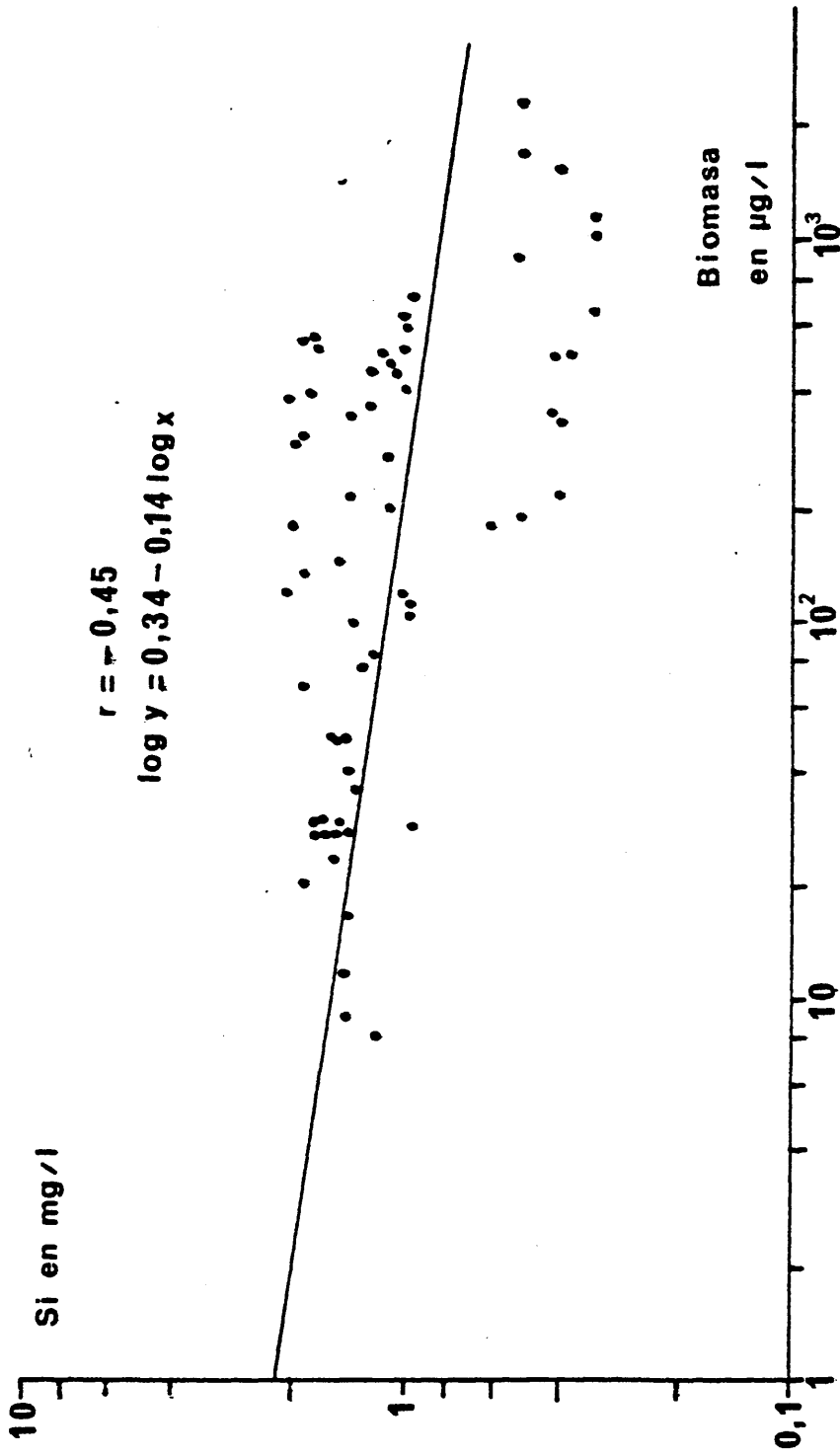


Fig. 44.- Coeficiente de correlación y recta de regresión entre la concentración de silicio y la biomasa de diatomeas.

Relación N/P

Hemos determinado la relación N/P en peso según la fórmula de VINCENT & VINCENT (1982), que considera la suma de amonio y nitrato, dividido por la de fósforo reactivo. Esta relación de las aguas superficiales aparece en la figura 45. Si aceptamos lo que dice HICKMAN (1980), las algas requieren nitrógeno y fósforo en una relación 7,2: 1 en peso. Podemos ver que desde el mes de junio a octubre esa relación no es la más apropiada para las algas. La ausencia de nitrato en los meses mencionados produce esta alteración en la relación, que se va recuperando hasta que alcanza en marzo unos valores por encima de 12. En abril está en el límite (7 a 8), y en mayo ya es deficitario el embalse en nitrógeno. La causa de que en el punto 3 baje la relación N/P en febrero, marzo y abril se debe al trasvase del río Guadarrama, que trae aguas principalmente domésticas, con una mayor proporción de fosfatos, LUND (1965).

Gran parte del fosfato en aguas domésticas procede de los polifosfatos de los detergentes, cuyo uso está muy extendido.

pH

Se midió en varias ocasiones (13 y 16 de junio, 26 de agosto de 1981; 20 de mayo de 1982). El pH superficial siempre fué básico (8,8 a 9,3) y a partir de los 5 m aproximadamente encontramos un cambio neutro o ácido. Esos valores tan altos en las capas superficiales se deben a la acción fotosintética del fitoplancton. En este factor podemos ver como la acción de los seres vivos modifica el ambiente. Tiene importancia a la hora de depurar el agua, ya que para hacerlo hay que bajar el pH, lo que conlleva gastos adi-

cionales.

Fig. 45

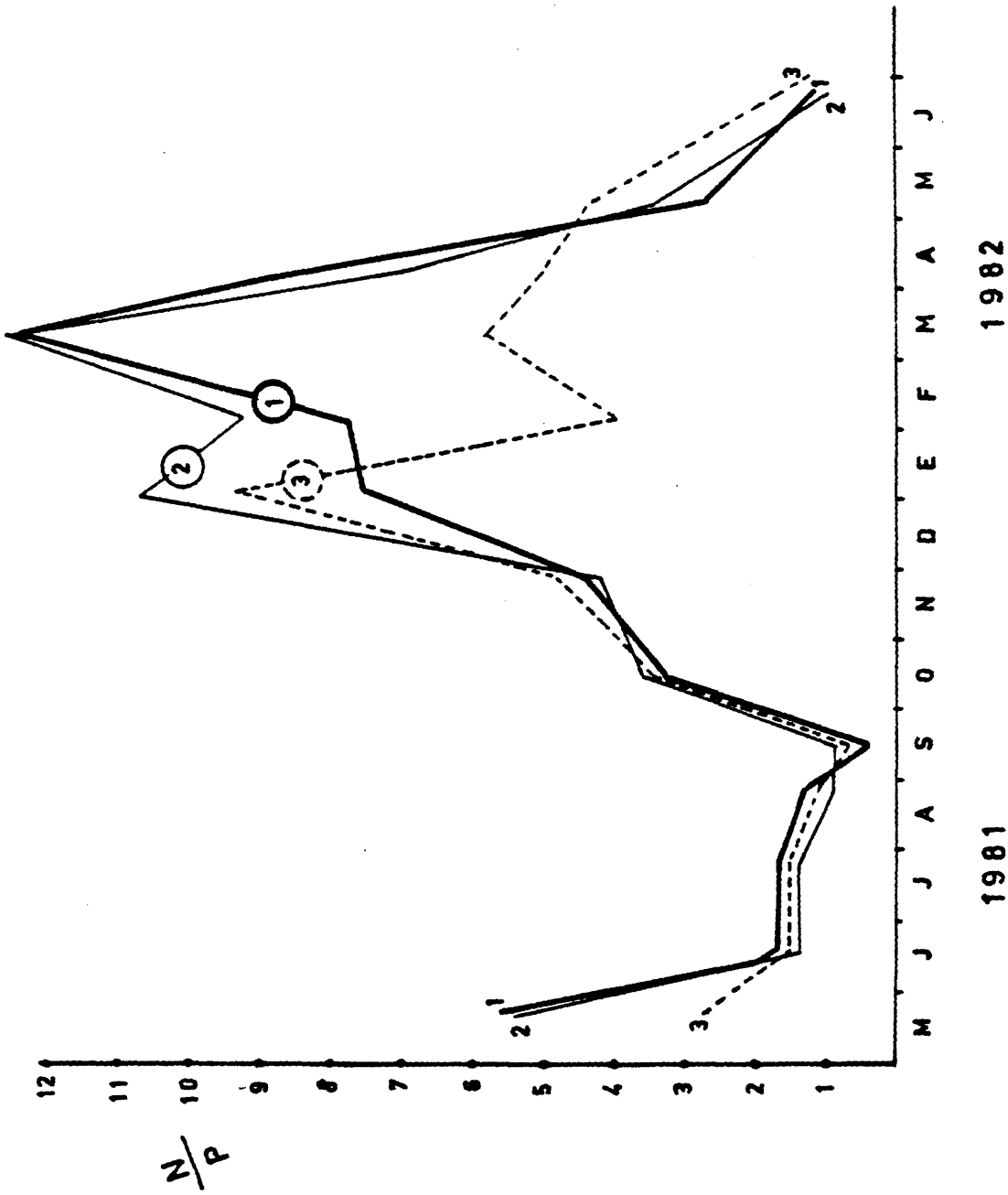


Fig. 45.- Proporción en peso N/P en las aguas superficiales (hasta 5 m).

6.- PARAMETROS BIOLOGICOS

Clorofila a.-

En la primera fase encontramos una gran dispersión de valores, desde valores muy bajos (0 mg/m^3 el 8 de septiembre de 1980, en el punto nº 11, $0,15$ en el punto nº 6 el 18 de diciembre de 1979) hasta valores muy altos ($80,16 \text{ mg/m}^3$ en el punto nº 6 el 7 de octubre de 1980). Son valores de embalses hipereutróficos (BARICA, 1983). Este parámetro ya nos indica esa eutroficación en el embalse y la gran riqueza en nutrientes de los ríos que llegan al embalse (punto 11).

El índice de pigmentos 430/665, que según MARGALEF (1974), nos indica el estado de la comunidad fitoplanctónica, presente valores cercanos a 3 en las aguas superficiales del embalse (ejemplo puntos 1 y 2). Por el contrario en aguas profundas este índice es mayor (punto 6). En efecto, en aguas con poblaciones envejecidas aumenta la cantidad de carotenos, lo que hace subir el valor de la absorción a 430 nm. Sin embargo, en superficie, a veces dá valores de hasta 9,9 (Punto 1 el 5 de mayo de 1980), lo que según MARGALEF, indicaría un envejecimiento de la población fitoplanctónica.

En los muestreos de la segunda fase, en febrero de 1981 el máximo es de $13,74 \text{ mg/m}^3$, en el punto 3. En marzo sube en todos los puntos la concentración de la clorofila a, el máximo es en el punto 1, a 5 m de profundidad: $81,07 \text{ mg/m}^3$. En mayo vuelve a bajar a 10. Este ascenso y descenso se corresponde, como es lógico, con un ascenso y descenso en la biomasa fitoplanctónica.

Hasta septiembre de ese año no se vuelve a medir la clorofila a;

entonces ya se midió la feofitina. En ese muestreo aparece un valor muy alto en el punto 3 ($57,2 \text{ mg/m}^3$), en el resto es de 10 a 20. La concentración de feofitina es baja en las capas superficiales y alta en las profundas, donde de la clorofila se degrada a feofitina. Consecuentemente el índice 430/665 aumenta en estas capas más profundas.

En octubre siguen siendo los valores del punto 3 los más altos, pero menos concentración en todos los puntos (30,47 en el punto 3). En febrero (que fué cuando se volvió a medir) en el punto 3 no hay clorofila y el máximo es el punto 2, con 10,85 a 2 m de profundidad.

En marzo el máximo son 26,73 en el punto 1, y en mayo 31,28 en el punto 1. El índice 430/665 da valores de 3 o más bajos, excepto en las capas profundas, donde sube a 5 o 6.

MARGALEF (1976) de un total de 105 embalses estudiados en España encuentra el máximo de concentración en clorofila a en el embalse de Torre del Aguila (Sevilla) el 1 de diciembre de 1974: 116,16 a 2 m de profundidad.

TOJA (1980) observa el máximo a 5 m el 3 de mayo de 1976, este valor es de 20,57.

ALVAREZ COBELAS (1982) en el embalse del Vellón obtiene concentraciones altísimas en zonas someras: $547,8 \text{ mg/m}^3$ en verano. El mismo autor opina que se puede deber a una difusión desde el sedimento de clorofila destrítica.

REVENGA (1983) en el embalse de Bárcena obtiene valores máximos de 11,02 en enero haciendo media de los valores de 0 y 5 m de profundidad.

Por las comparaciones se aprecia los altísimos valores del embalse de Valmayor y del Vellón. Son embalses muy eutrofizados, que sobrepasan ampliamente los límites de concentración de clorofila a, al tenerla todas las

algas es una buena medida de la biomasa fitoplanctónica. En nuestro caso coinciden los máximos y mínimos de clorofila a con los máximos y mínimos de la biomasa.

1.XII.70

18.XII.79

12.I.80

	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665
Agua Bruta	?	1,44	3,1	1	0	1,68	1	0	11,40
1	0	2,44	3,1	2	0	0,35	2	0	9,80
2	0	2,99	3,4	3	0	0,59	3	0	10,45
3	0	1,30	4,2	4	0	0,37	4	0	15,05
							6		4,08
									26.VI.80

16.II.80

5.V.80

26.VI.80

	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665
1	0	17,05	3,2	1	0	4,30	1	1	17,55
4	0	20,01	3,1	3	0	2,90	5	5	19,90
6		3,35	3,7	4	0	8,40	10	10	3,23
7	0	36,15	2,2	8	0	2,70	15	15	1,94
8	0	35,95	2,1				20	20	1,99
							22	22	4,42
									5,3

TABLA 54.- Clorofila a e índice 430/665. 1ª Fase.

8.IX.80		7.X.80	
N Prof. m.	Clo. a mg/m ³ 430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³ 430/665
1 0	14,20	1 0	37,43
4 0	17,60	1 0	63,05
6 0	5,90	4 0	55,03
8 0	0	6	0,43
11 0	0	7 0	80,16
			4,4

TABLA 55.- Clorofila a e índice 430/665. 1ª Fase.

18.II.81			18.III.81			20.V.81		
N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	430/665
1 0	5,52	3,3	1 0	77,50	4,1	1 2	10,02	1,32
2 2	7,53	3,2	5	81,03	8,2	4	4,41	1,90
4 4	7,27	3	16 (f)	27,20	4,8	10	9,22	1,48
8 8	7,58	2,9	2 2	50,75	1,4	17 (f)	6,22	1,55
17 (f)	6,69	18	4	38,60	---	2 1,5	0,89	5
2 0	6,48	3,3	19 (f)	50,40	8,4	3	1,71	1,88
2 2	8,03	3,2	3 2	47,67	3	10	0,00	----
5 5	5,78	3,5	4	34,60	3,1	3 1	3,78	1,82
20 20	4,88	4				2	3,80	1,88
3 0	13,74	3,1						

TABLA 56.- Clorofila a e Índice 430/665. 2ª Fase.

6.IX.81

16.X.81

6.IX.81		16.X.81	
N Prof. m.	Clo. a mg/m ³	N Prof. m.	Clo. a mg/m ³
Feo. mg/m ³ 430/665		Feo. mg/m ³ 430/665	
1	0	1	0
	8,55		10,16
	3,47		2,6
	2,5		2,5
2	2	2	2
	5,35		8,55
	13,69		2,9
	2,9		2,9
4	4	4	4
	10,69		16,57
	3,58		2,3
	2,3		3,85
	2,3		2,3
14 (f)	14 (f)	11 (f)	11 (f)
	3,21		8,02
	2,41		3,6
	3,6		4,1
2	2	2	2
	16,57		9,09
	0		2,6
	2,6		3,2
5	5	5	5
	17,64		8,02
	1,07		0
	2,3		3,6
15 (f)	15 (f)	16 (f)	16 (f)
	1,60		0
	2,14		4,4
	4,4		----
3	1	3	1,5
	57,20		24,59
	0		2,2
	2,2		2,3
4 (f)	4 (f)	3	3
	8,55		30,47
	3,80		0
	2,9		2,6
C	0	C	0
	21,12		13,90
	34,11		0
	2,2		3,1

TABLA 57.- Clorofila a, feofitinas e índice 430/665. 2ª Fase.

5.II.82		12.III.82	
N	Prof. m. Clo. a mg/m ³	N	Prof. m. Clo. a mg/m ³ Feo. mg/m ³
1	0	1	0
	2,85		26,73
1	1	1	5,35
	1,96		17,11
2	2	2,5	26,73
	1,07		0
5	5	5	8,02
	3,74		8,82
17 (f)	17 (f)	16 (f)	24,06
	0		0
2	2	2	1,5
	10,85		13,37
5	5	3	22,2
	2,86		-----
16 (f)	16 (f)	20 (f)	10,69
	6,52		2,41
3	0,5	3	1
	0		17,76
3	3	2	13,37
	0		7,22

TABLA 58.- Clorofila a, feofitinas. 2ª Fase.

6.IV.82

N	Prof. m.	Clorofila a	mg/m ³	Feo.	mg/m ³	Índice
1	0	5,35	9,62	3,4		
3	0,5	22,2	?	2,1		
C	0	10,69	11,76	3,2		

N	Prof. m.	Clorofila a	mg/m ³	Feo.	mg/m ³	Índice
1	0	31,28	0	2,2		
	1	26,73	21,16	3,4		
	2	21,38	23,38	---		
	5	29,40	9,89	---		
	15 (f)	0	0	---		
2	1	18,71	18,97	3,5		
	3	24,05	18,97	3,2		
	15 (f)	0	0	---		
3	1	29,40	11,76	3,8		
	3	18,71	14,96	3,2		

7.V.82

N	Prof. m.	Clorofila a	mg/m ³	Feo.	mg/m ³	Índice
1	0	31,28	0	2,2		
	1	26,73	21,16	3,4		
	2	21,38	23,38	---		
	5	29,40	9,89	---		
	15 (f)	0	0	---		
2	1	18,71	18,97	3,5		
	3	24,05	18,97	3,2		
	15 (f)	0	0	---		
3	1	29,40	11,76	3,8		
	3	18,71	14,96	3,2		

TABLA 59.- Clorofila a, feofitinas e Índice 430/665. 2ª Fase.

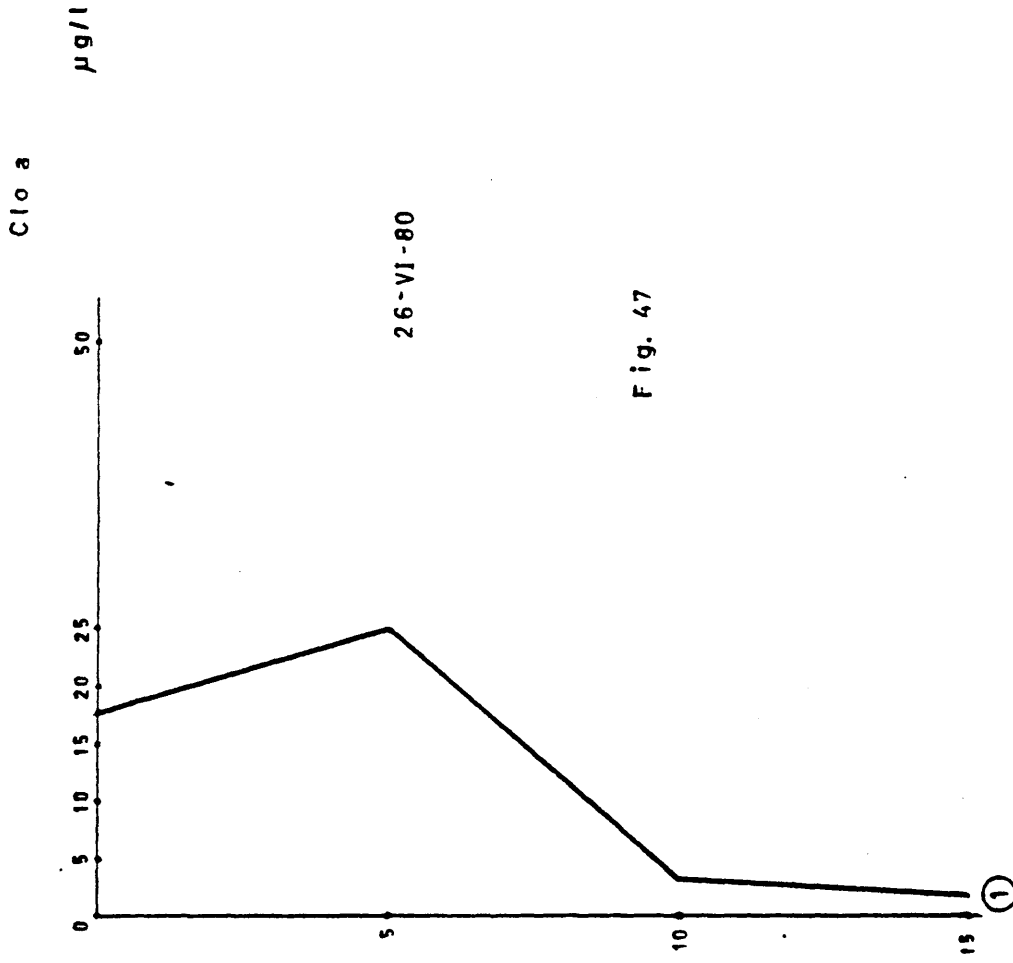
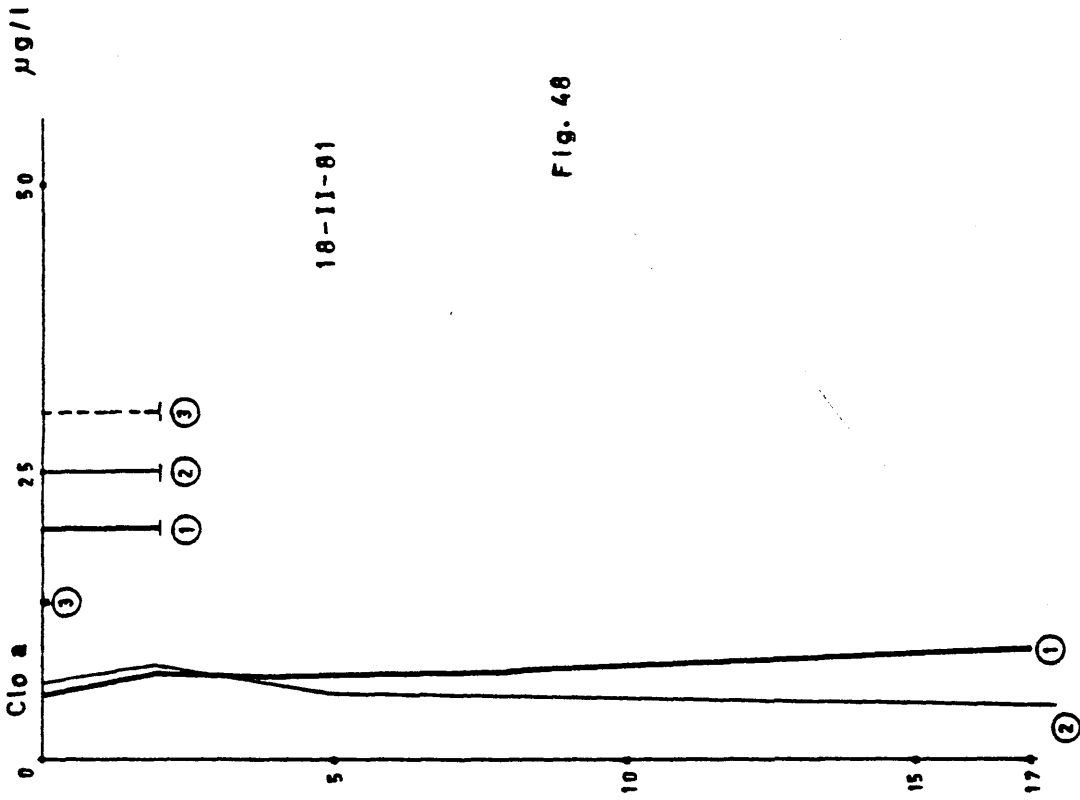
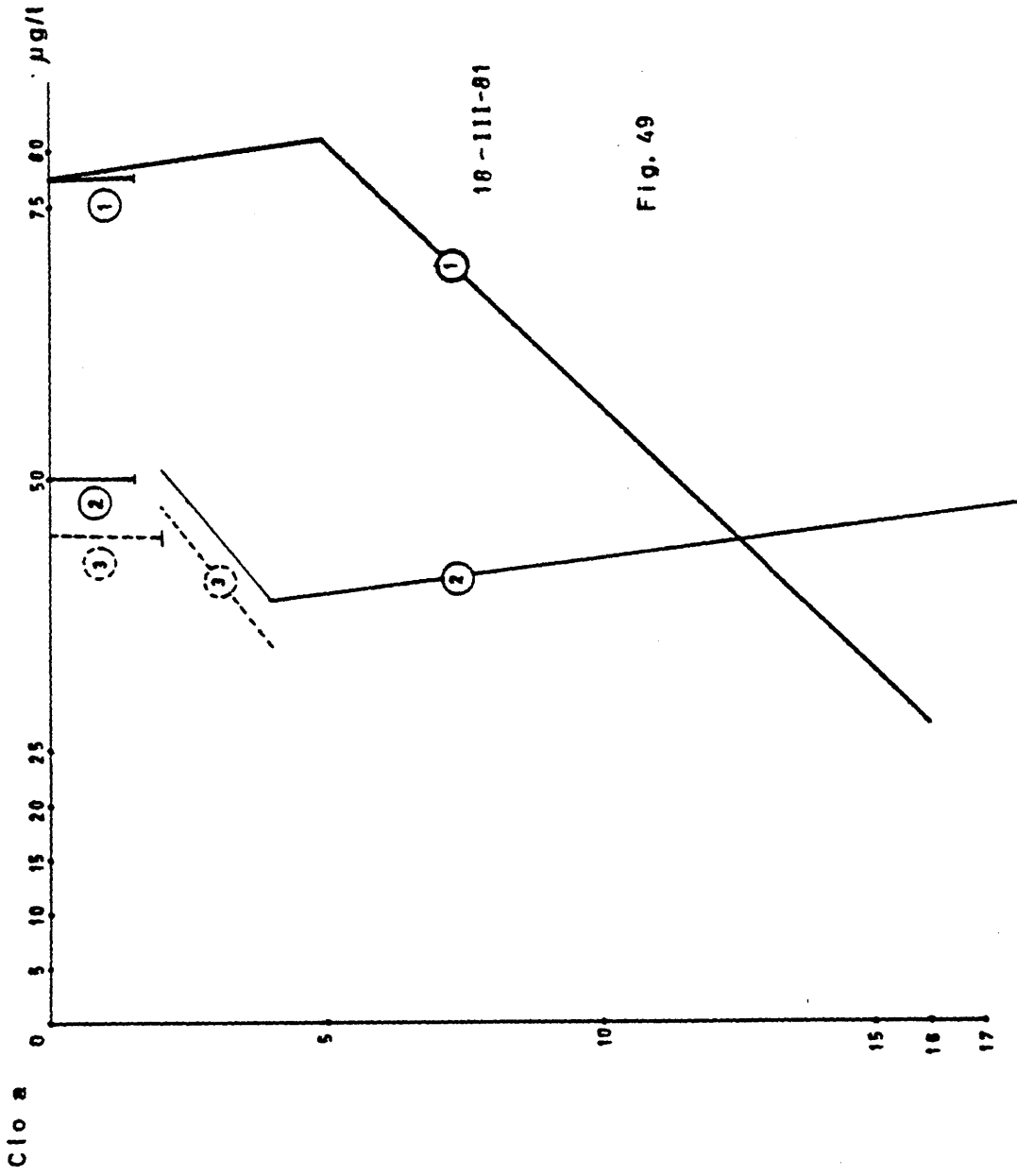
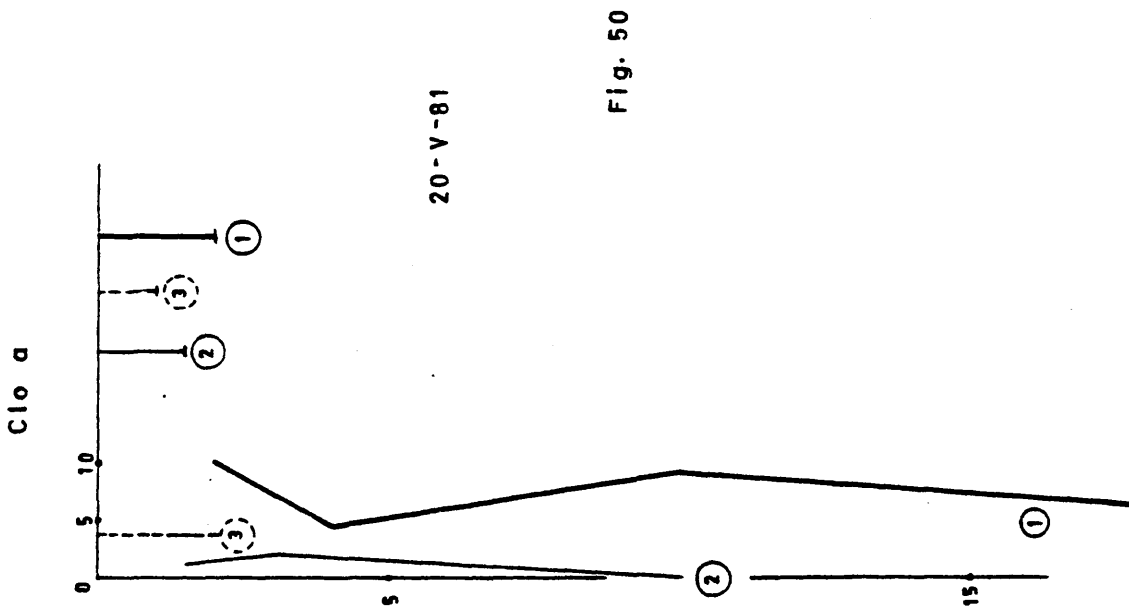


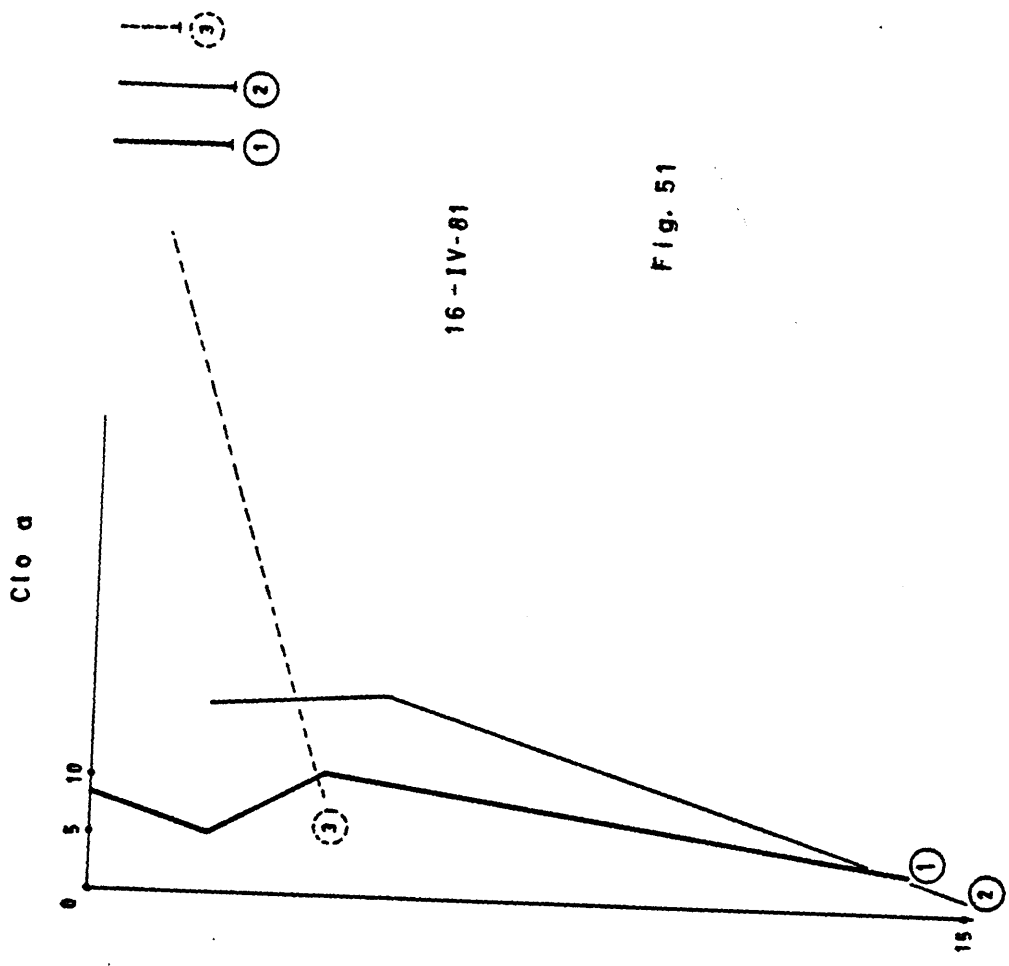
Fig. 47

Fig. 47 a 55.- Concentración de clorofila a en los tres puntos de la 2ª fase. Al lado la transparencia al disco de SECCHI.



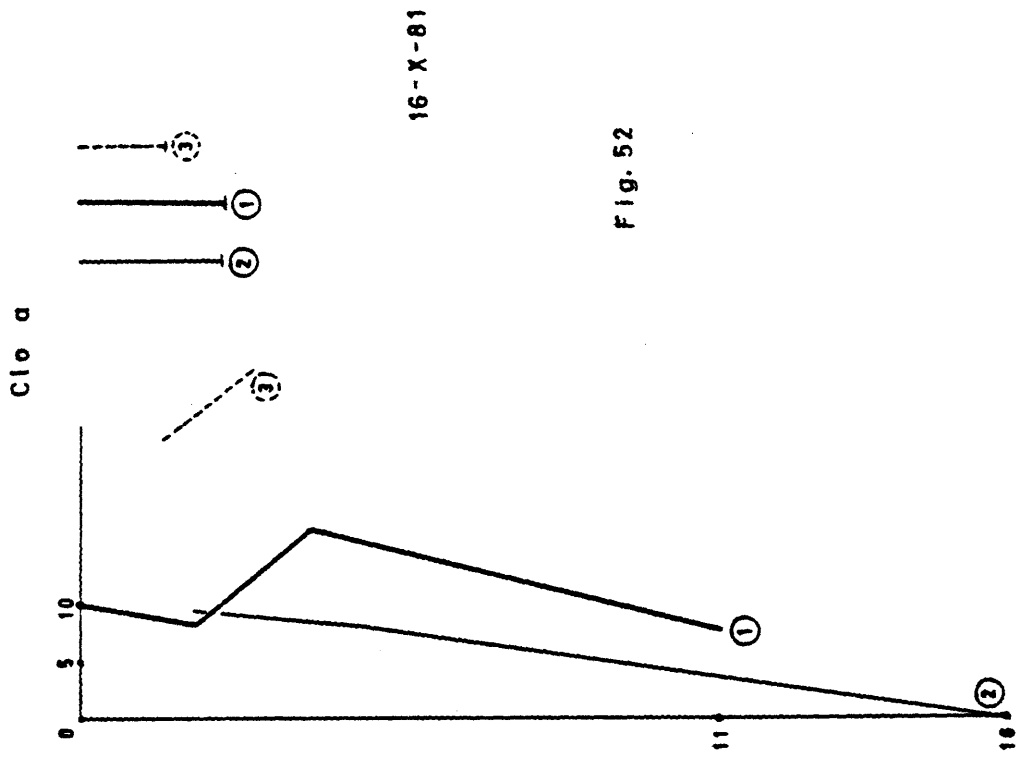






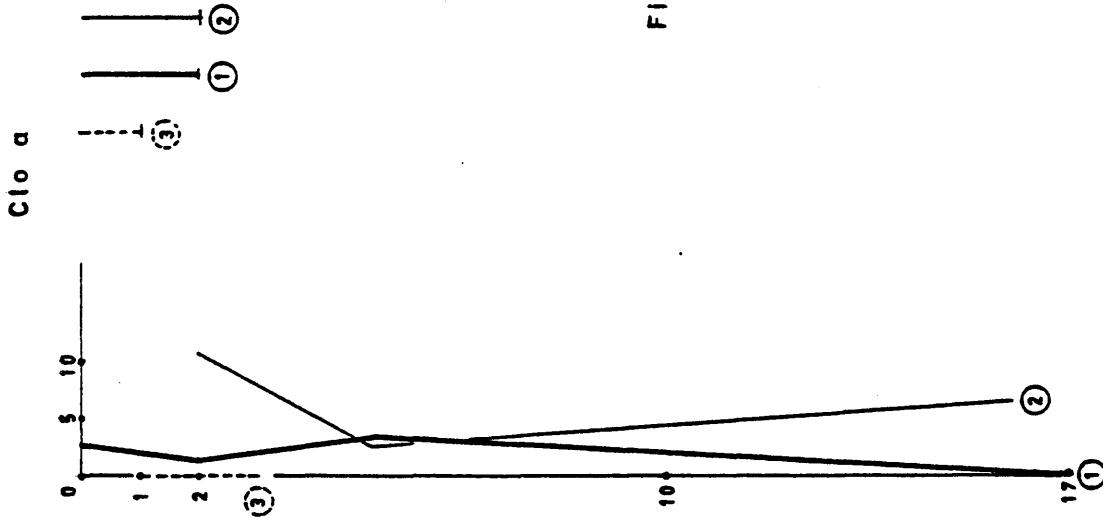
16-IV-81

Fig. 51



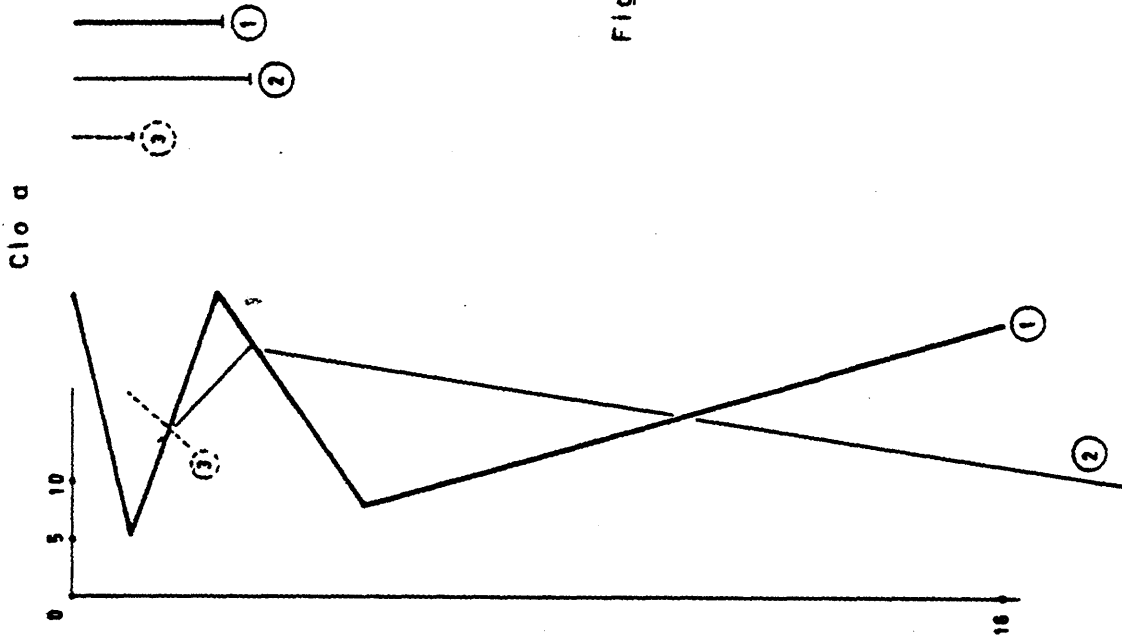
5-11-62

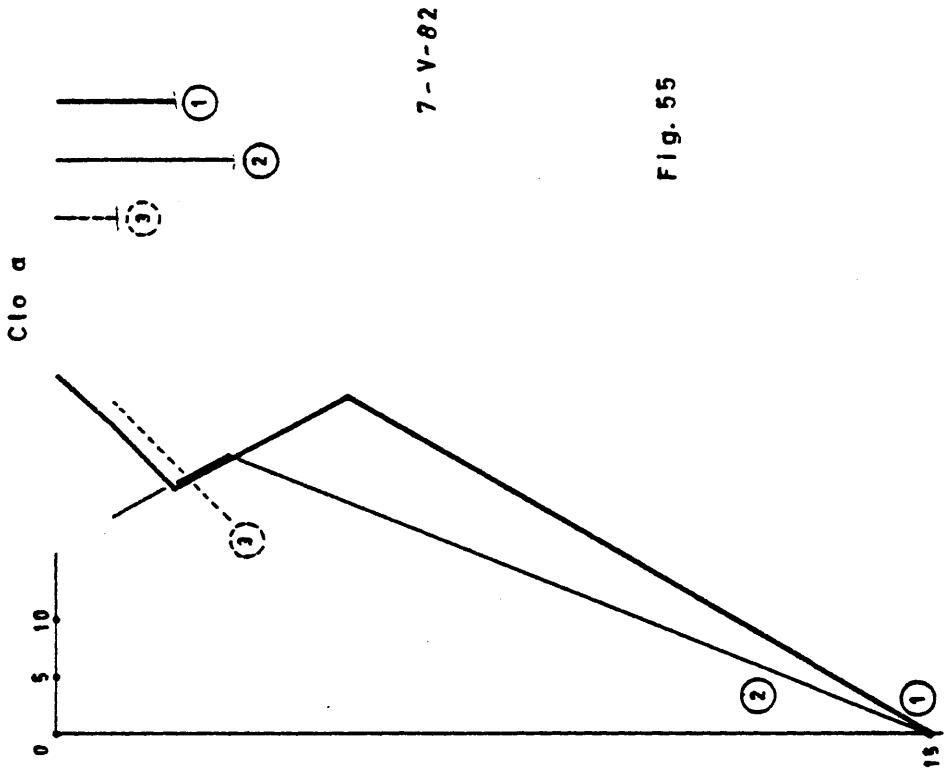
Fig. 53



12-111-82

Fig. 54





7-V-82

Fig. 55

Fitoplancton.-

Vamos a considerar dentro del fitoplancton a las bacterias y hongos que se observan y se pueden clasificar sin mucha dificultad con el microscopio, sin necesidad de cultivarlos (HUBER-PESTALOZZI, 1938). Con este criterio hemos preparado la siguiente lista taxonómica en el embalse de Valmayor. Se ha seguido el criterio taxonómico de SCAGEL (1973). (Las especies con asteriscos son nuevas para España):

División Micetes:

Planctomyces bekeffi GIMESI

* Planctomyces gracilis HORTOB.

División Esquizomicófitos:

Lampropedia hialina SCHROETER

Leptothrix echinata BEGER

División Cianófitos:

Chroococcus tenax (KIRCHW.) HIERON.

Microcystis aeruginosa (KUTZ.) KUTZ.

Anabaena flos-aquae (LYNG.) BREB.

* Anabaena planctonica BRUNNTH.

Asphanizomenon flos-aquae (LEMM.) RALFS

* Pseudanabaena mucicola (NAUM. et H-P) BOURR.

Oscillatoria tenuis AG.

Oscillatoria sp

Lyngbia sp

División Pirrófitos:

Clase Dinofíceas:

Ceratium hirundinella (O.F.M.) SCHRANK

Gymnodinium ordinatum SKUJA

Peridinium willei HUIFT-KAAS

Clase Criptofíceas:

Cryptomonas erosa EHR.

Cryptomonas ovata EHR.

* *Cryptomonas rostratiformis* SKUJA

Rhodomonas lacustris P. et R. var

Nannoplanctica (SKUJA) JAVORNICKY

Rhodomonas sp

División Crisófitos:

Clase Crisofíceas:

Pseudopedinella erkensis SKU.

Pedinella sp

Mallomonas sp

Kephyrion sp

Clase Bacilariofíceas:

Cyclotella comensis GRUN.

Cyclotella glomerata BARCHM.

Cyclotella ocellata PANTOCS

Stephanodiscus astraea (E.) GRUN.

Stephanodiscus astraea (E.) GRUN.

var. *minutula* (KG.) GRUN.

Stephanodiscus sp.

Melosira distans (EHR.) KUTZ.

Melosira granulata (EHR.) RALFS

Melosira italica (EHR.) KUTZ.

Melosira varians C.A. AGARDH.

Asterionella formosa HASS.
Fragilaria capucina DESMAZ.
Fragilaria crotonensis KITT.
Navicula sp
Nitzschia acicularis W. SMITH
Nitzschia linearis W. SMITH
Nitzschia palea (KUTZ.) W. SMITH
Synedra acus KG.
Synedra ulna (NITZSCH.) EHR.

División Euglenófitos:

Euglena sp
Phacus sp
Trachelemonas hispida (PERTY) STEIN emend. DEFLANDRE
Trachelemonas volvocina EHR.

División Clorófitos:

Actinastrum hantzschii LAGERH.
Ankyra ancora (M.G. SMITH) FOTT
Carteria sp
Chlamydocapsa planctonica (W. et G.S. WEST) FOTT
 * *Chlamydomonas doliolum* PASCHER
 * *Chlamydomonas orbicularis* PRINGSHEIM
Chlamydomonas sp
Chlorella vulgaris BEIJERINCK
Closterium acutum BREB. var. *variabile* (LEMM.) W. KRIEG
Closterium limneticum LEMM. var.
fallax RUZICKA
Closterium venus KUTZ. ex RALFS

- Coelastrum microporum NAG.
- Crucigenia rectangularis (NAG.) GAY
- Dictyosphaerium pulchellum WOOD.
- * Dichotomococcus lunatus FOTT
- Elakatothrix gelatinosa WILLE.
- * Koliella longiseta (VISCH.) HINDAK
- Lagerheimia wratislawiensis SCHROEDER
- Monoraphidium contortum (THUR. in BREB.) comb. nov. LEGNEROVA
- Monoraphidium minutum (NAG.) LEGNE.
- Nephrocytium sp
- Oocystis lacustris CHODAT
- Oocystis marssonii LEMM.
- Oocystis parva W. et G.S. WEST
- Pandorina morum (MULLER) BORY
- Pediastrum boryanum (TURP.) MENEHGH.
- Pediastrum duplex MEYEN
- Pediastrum tetras (EHR.) RALFS
- Pseudosphaerocystis lacustris (LEMM. NOV.
- Pteromonas sp
- Pteromonas angulosa LEMM.
- Scenedesmus acuminatus (LAGERH.) CHOD.
- Scenedesmus acutus MEYEN
- Scenedesmus armatus CHOD.
- Scenedesmus communis HEGEWALD.

Volúmenes de las algas del embalse de Valmayor:

(Entre paréntesis, autores de los que se han obtenido algunos volúmenes).

<u>Especie</u>	<u>Volumen en m³</u>
Anabaena flos-auae	190 (BURGI, 1979)
Ankyra ancora	1000 (ALVAREZ COBELAS, 1982)
Aphanizomenon flos-aquae	90 (BURGI, 1979)
Asterionella formosa	700
Carteria sp	600
Ceratium hirundinella	75000 (VOLLENWEIDER, 1968)
Chlamydocapsa planctonica	4000
Chlamydomonas doliolum	4000
Chlamydomonas orbicularis	500
Chlorella vulgaris	32
Closterium acutum	800 (BURGI, 1979)
Closterium limneticum	2000
Closterium venus	15000
Coelastrum microporum	75
Crucigenia rectangularis	300
Cryptomonas erosa	3800
Cryptomonas rostratiformis	10000
Cryptomonas ovata	3500 (BURGI, 1979)
Cyclotella comensis	80
Cyclotella glomerata	200
Cyclotella ocellata	200
Dictyosphaerium pulchellum	80

<u>Especie</u>	<u>Volumen en m³</u>
Dichotomococcus lunatus	100
Elakatothrix gelatinosa	100
Fragilaria crotonensis	200
Gymnodinium ordinatum	275
Melosira distans	250
Melosira granulata	350
Melosira italica	500
Melosira varians	8000
Microcystis aeruginosa	60
Monoraphidium contortum	50 (ALVAREZ COBELAS, 1982)
Nitzschia acicularis	300
Nitzschia linearis	4000
Nitzschia palea	150
Oocystis lacustris	500 (ALVAREZ COBELAS, 1982)
Oocystis marssonii	500
Oocystis parva	300
Pandorina morum	3000
Pediastrum boryanum	25
Pediastrum duplex	15
Pediastrum tetras	15
Peridinium willei	40000 (NAUWERCK, 1963)
Pseudosphaerocystis lacustris	900
Rhodomonas lacustris	200
Scenedesmus acuminatus	75
Scenedesmus acutus	75

<i>Scenedesmus armatus</i>	75
<i>Scenedesmus communis</i>	50
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	50
<i>Scenedesmus ecornis</i>	75
<i>Scenedesmus inermis</i>	50
<i>Scenedesmus maximus</i>	250
<i>Scenedesmus Xopoliensis</i>	50
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	30
<i>Staurastrum messikommeri</i>	17000 (ALVAREZ COBELAS)
<i>Stephanodiscus astraee</i>	8000
<i>Stephanodiscus astraee</i> var. <i>minutula</i>	4000
<i>Synedra acus</i>	200
<i>Tetraedron minimum</i>	100
<i>Trachelemonas hispida</i>	2500
<i>Trachelemonas volvocina</i>	2000

Ciclo anual del fitoplancton.-

1ª Fase: El fitoplancton era escaso en diciembre. En enero, febrero y marzo domina Asterionella formosa. En febrero aparecieron además las diatomeas Cyclotella comensis y Stephanodiscus astraea var minutula.

En mayo predominan Rhodomonas lacustris y algas verdes. A finales de este mes aparece Anabaena flos-aquae (fijadora de N₂ atmosférico). En junio ya hay floración o "bloom" de Microcystis aeruginosa, con un importante acompañamiento de Anabaena flos-aquae y Aphanizomenon flos-aquae. Este muestreo y el anterior se hicieron por primera vez con lancha a motor, y en el punto que sería el 1 de la 2ª fase, es decir junto a la torre de toma. En junio ocurrió un fenómeno interesante, que fue la aparición de una población de Scenedesmus spinosus a 15 m de profundidad. La explicación es la de heterotrofismo, ya que a esa profundidad no llegaba la luz (la transparencia al disco de SECCHI fue en ese punto solamente de 1,5 m). Esa especie tenía que sobrevivir a esa profundidad tomando materia orgánica del ambiente en vez de sintetizarla con ayuda de la luz. VINCENT (1980) ha demostrado heterotrofismo de las especies Scenedesmus communis, S. acuminatus y S. denticulatus en un estanque hipereutrófico. También con un agua sin oxígeno disuelto, como ocurre en el embalse de Valmayor.

El 7 de octubre de 1980 (último muestreo de la 1ª fase) sigue habiendo floración de Microcystis aeruginosa, pero acompañada por Fragilaria crotonensis y Dictyosphaerium pulchellum.

2ª fase: Nuestros datos abarcan desde el 29 de octubre de 1980, aunque hasta febrero de 1981, solamente del punto 1 y a veces del 2.

La floración Microcystis aeruginosa sigue con D. pulchellum y Sphae

Microcystis schroeteri el 29 de octubre de 1980. El 28 de noviembre, cuando ya había ocurrido la mezcla por circulación en el embalse, la biomasa era baja, Cryptomonas erosa era la especie dominante, aunque en número escaso. Esta dominancia va a durar hasta mayo del siguiente año, compartida a partir de febrero, con Rhodomonas lacustris var nanoplanctica.

El 20 de mayo de 1981 cambió la estructura ligeramente, el alga más numerosa es Anabaena flos-aquae; y el 16 y 17 de junio Microcystis aeruginosa presenta ya grandes densidades. Paradójicamente el número de células de Coelastrum microporum a 4,5 y 5 m es mayor que en capas más superficiales. Se puede deber a heterotrofismo, que aunque no se ha visto en C. microporum, es muy común en algas verdes (BERMAN et al., 1977; VINCENT, 1980, 1982; LANGOWSKA 1982).

Desde primeros de mayo hasta el 16 de junio el trasvase del Guadarrama estuvo abierto, aunque no se detectaron en los muestreos grandes diferencias entre el punto 3 y los restantes.

En junio nos encontramos con las tres cianofíceas: Microcystis aeruginosa, Anabaena flos-aquae y Aphanizomenon flos-aquae. En el punto 3 hay menos que en los otros dos. También se muestreó la desembocadura del Aulencia (punto C), donde se encontró el número máximo de algas. Los altos valores de individuos de Coelastrum microporum hallados en las capas profundas de los puntos 2 y 3 confirman la teoría de heterotrofismo de esta especie.

Debido a este aumento vertiginoso de cianofíceas, la superioridad del Canal de Isabel II, decidió utilizar sulfato cúprico, un conocido algicida, al cual son muy sensibles las algas azules (MURGEL BRANCO, 1966; GIBSON, 1972; STEEMAN-NIELSEN, 1976). A partir del 30 de julio, y hasta el 14 de octubre se arrojaron diariamente 80 kgs. de sulfato en la zona alrededor de la

presa (Punto 1), y 30 Kgs en la zona de la desembocadura del río Aulencia (Punto C). Esto va a suponer un cambio en la estructura de las poblaciones. Así, en agosto las cianofíceas han bajado en número, y en septiembre se aprecia claramente el cambio, aparecen especies resistentes al sulfato: Fragilaria crotonensis y Crucigenia rectangularis (MURGEL BRANCO, 1966), además aumenta la diversidad. En octubre no hay grandes variaciones con respecto al mes anterior.

En noviembre no hay apenas algas, y aparecen dos especies de tintínicos (Protozoos), que como se sabe se alimentan de bacterias y de materia orgánica (MOORE, 1980), que se ha removido del fondo por la circulación total, y que aparecerán en las muestras hasta el mes de abril de 1982. También aparecen dos especies de Closterium: C. venus y Closterium limneticum var fallax que estarán presentes hasta mayo.

En los primeros meses de 1982 el plancton es escaso, hay Asterionella formosa, pero no como dos años atrás.

Para impedir la floración de cianofíceas se trató con sulfato cúprico en la zona de la presa, a partir del 27 de abril; se utilizaban 50 Kgs diariamente.

En mayo aparecen algas verdes: Scenedesmus spp, Pandorina morum, Coelastrum microporum, especies resistentes al sulfato. Además aumenta la diversidad.

En junio hay varias especies dominantes, todas son algas verdes, excepto Fragilaria crotonensis.

La sucesión anual del embalse de Valmayor sería:

1980

Diatomeas ---- criptofíceas ---- cianofíceas ---- Dictyosphaerium y Fragilaria
---- criptofíceas.

1981

Criptofíceas ---- cianofíceas ---- clorofíceas y ---- criptofíceas.
fragilaria

1982

Nada ---- diatomeas y ---- clorofíceas (hasta junio)
clorofíceas

La época de sequía influye en que las diatomeas desaparecen, como ya aprecia VIDAL (1973) en el embalse de Sau. Este autor encuentra la siguiente asociación, de 1964 - 1972:

Xantofíceas y ---- clorofíceas ---- cianofíceas y ---- criptofíceas
criptofíceas clorofíceas

VELASCO (1978) de abril de 1973 a diciembre en el embalse de San Juan halla una sucesión diferente:

diatomeas ---- cianofíceas ---- clorofíceas ---- diatomeas.

TOJA (1980) halla una sucesión parecida a la encontrada por VELASCO, en el embalse de la Minilla en 1976. ALVAREZ COBELAS (1982) ve aparecer en el embalse del Vellón las clorofíceas antes que las cianofíceas.

En el embalse de Valmayor no hay clorofíceas apenas, aparecen cuando se trata en junio de 1981 con sulfato cúprico. Las diatomeas no aparecen por lo dicho anteriormente, no porque falte silicio. Parece ser que un factor importante de crecimiento de algas es la temperatura (fig. 8 y 9). Otro factor que puede influir en la estructura de las poblaciones es la gran cantidad de amonio, que a pH alto se disocia en amoniaco y protones (AZOV et al, 1982), el amoniaco es el que inhibe el crecimiento a algunas especies de algas.

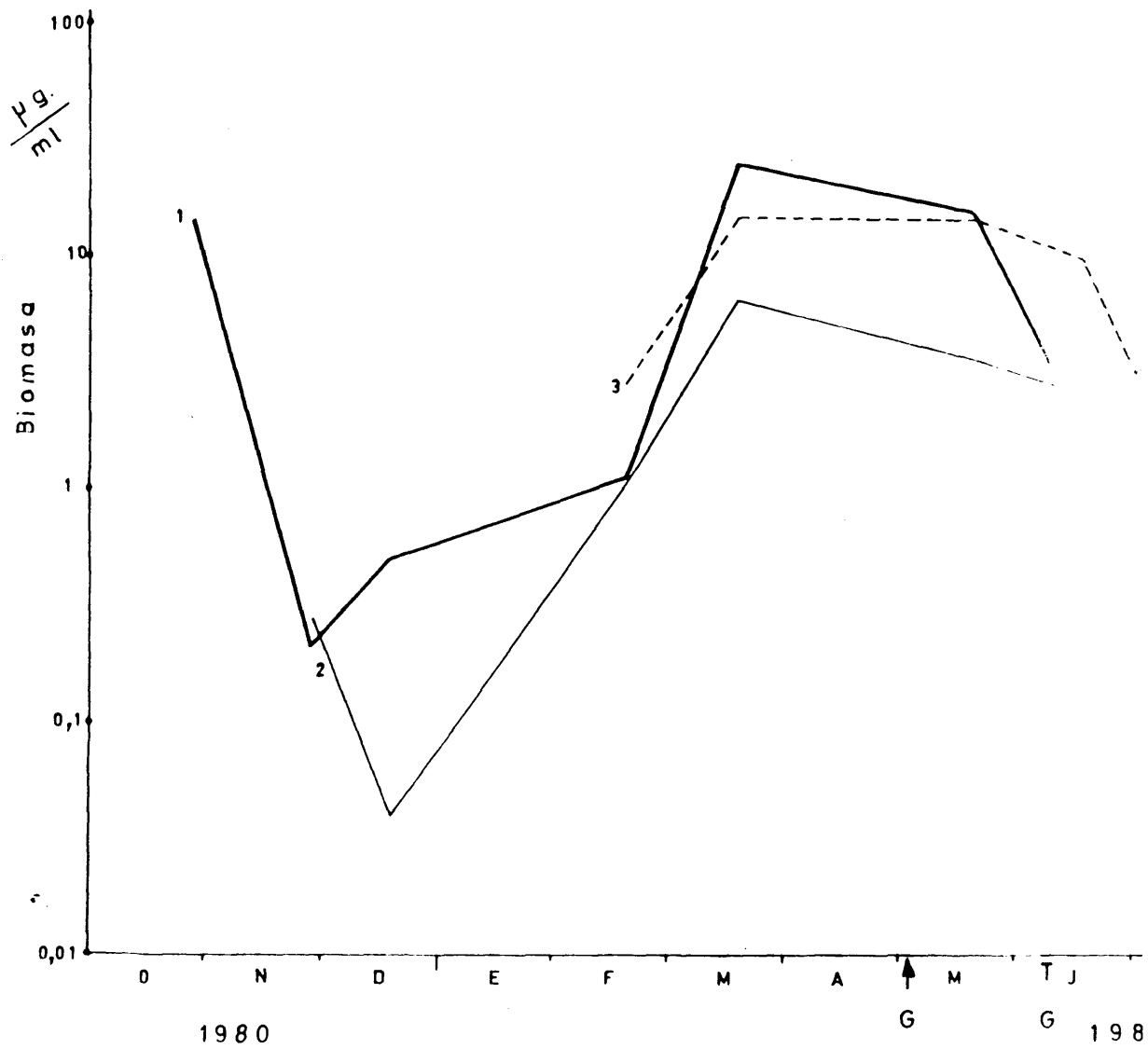
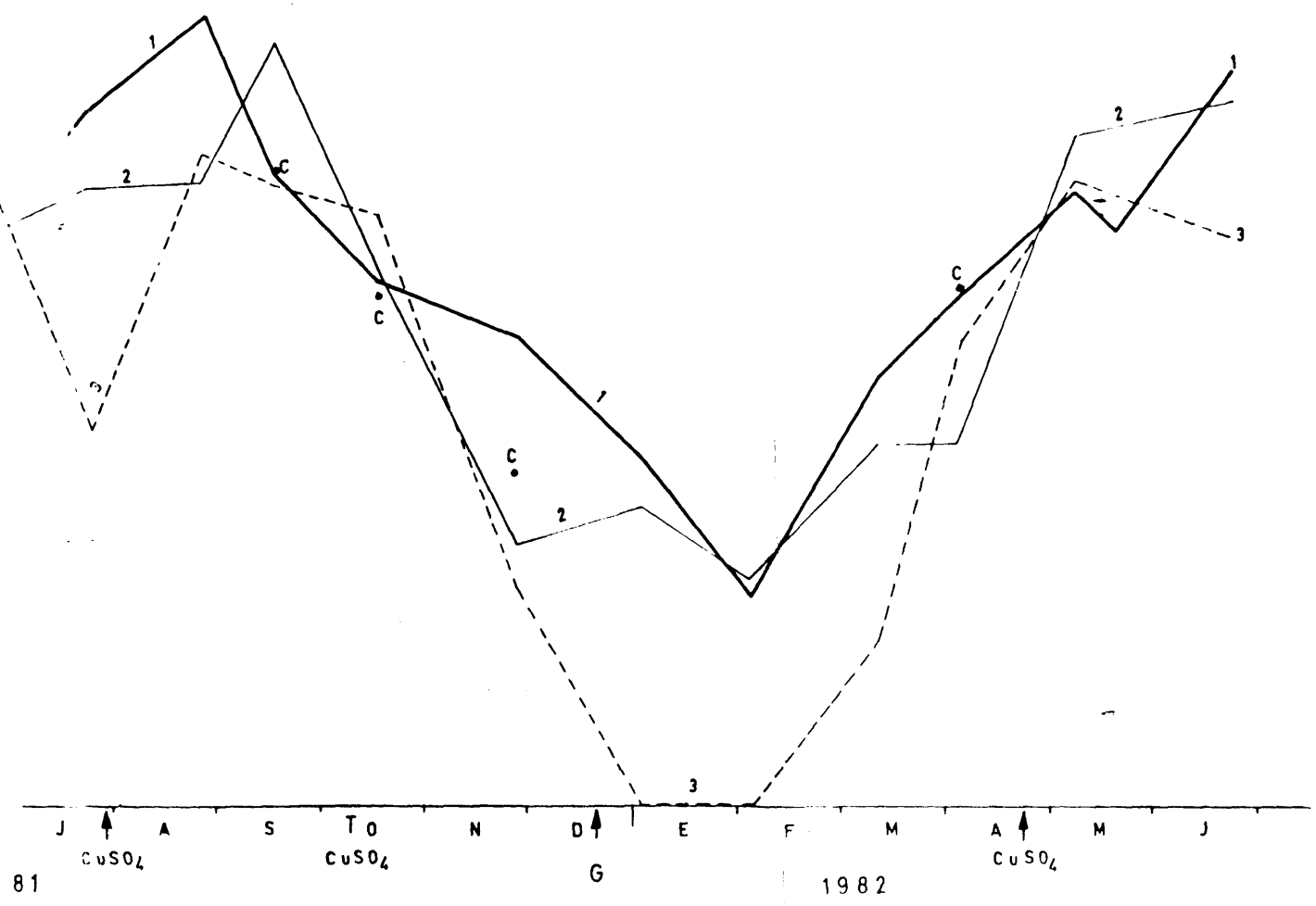


Fig. 56 y 57.- Biomasa del fitoplancton. G = cuando se abre el tratamiento con sulfato de cobre.



embalse del río Guadarrama; G T = cuando se cierra el trasvase. Lo mismo para el trata-

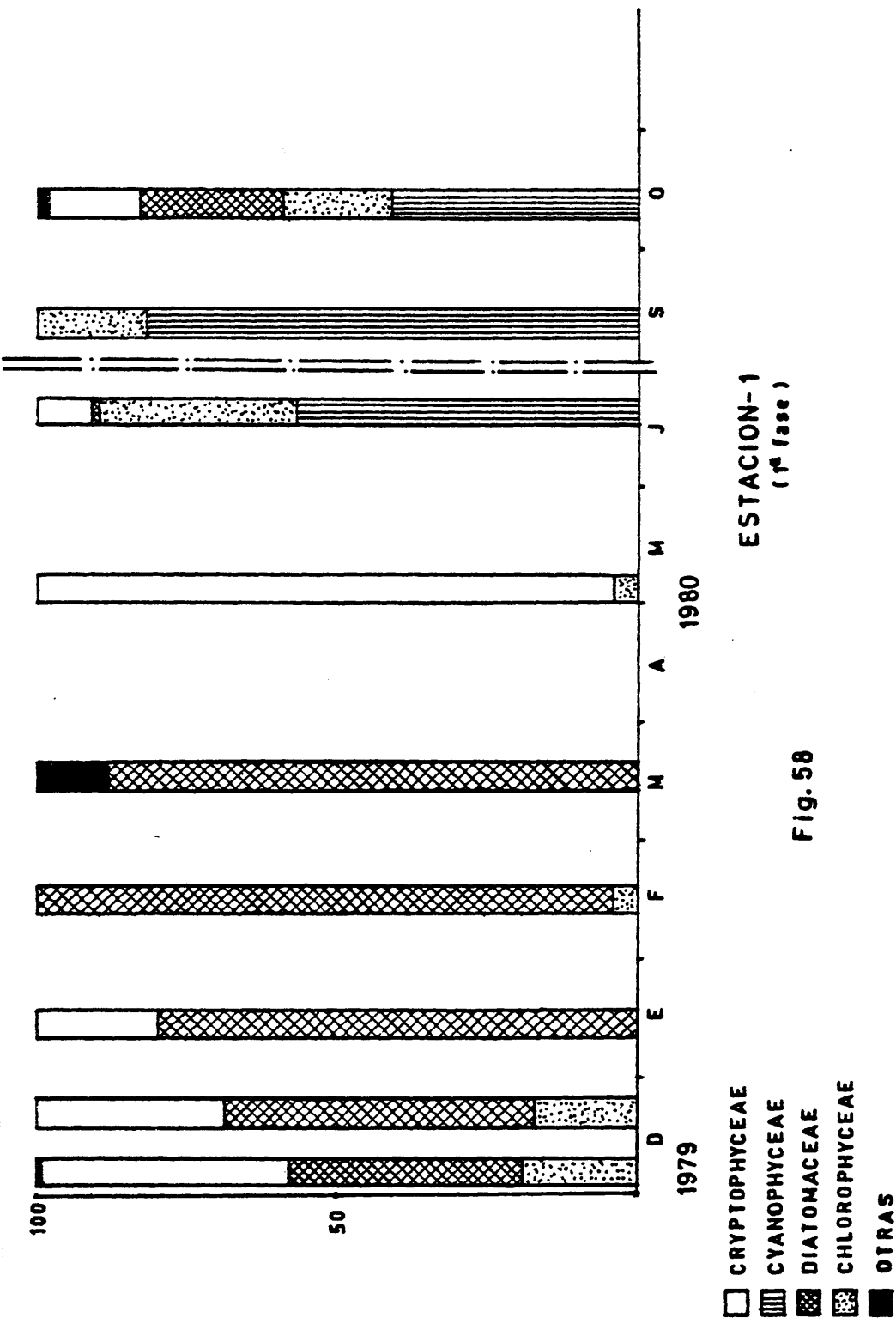


Fig. 58

Fig. 58 a 65.- Proporción en % de los grandes grupos de algas en biomasa en las aguas superficiales (hasta 5 m de profundidad).

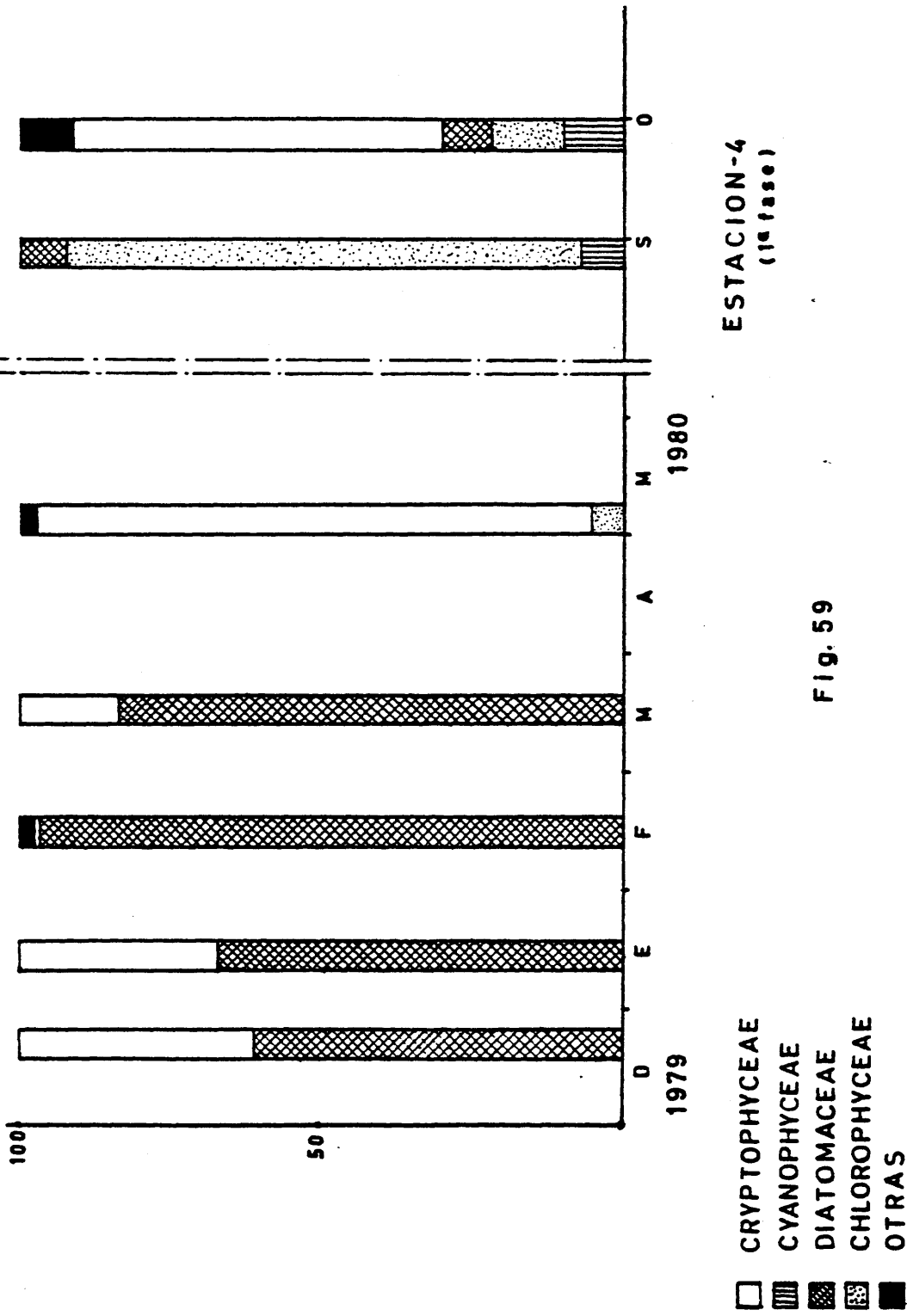
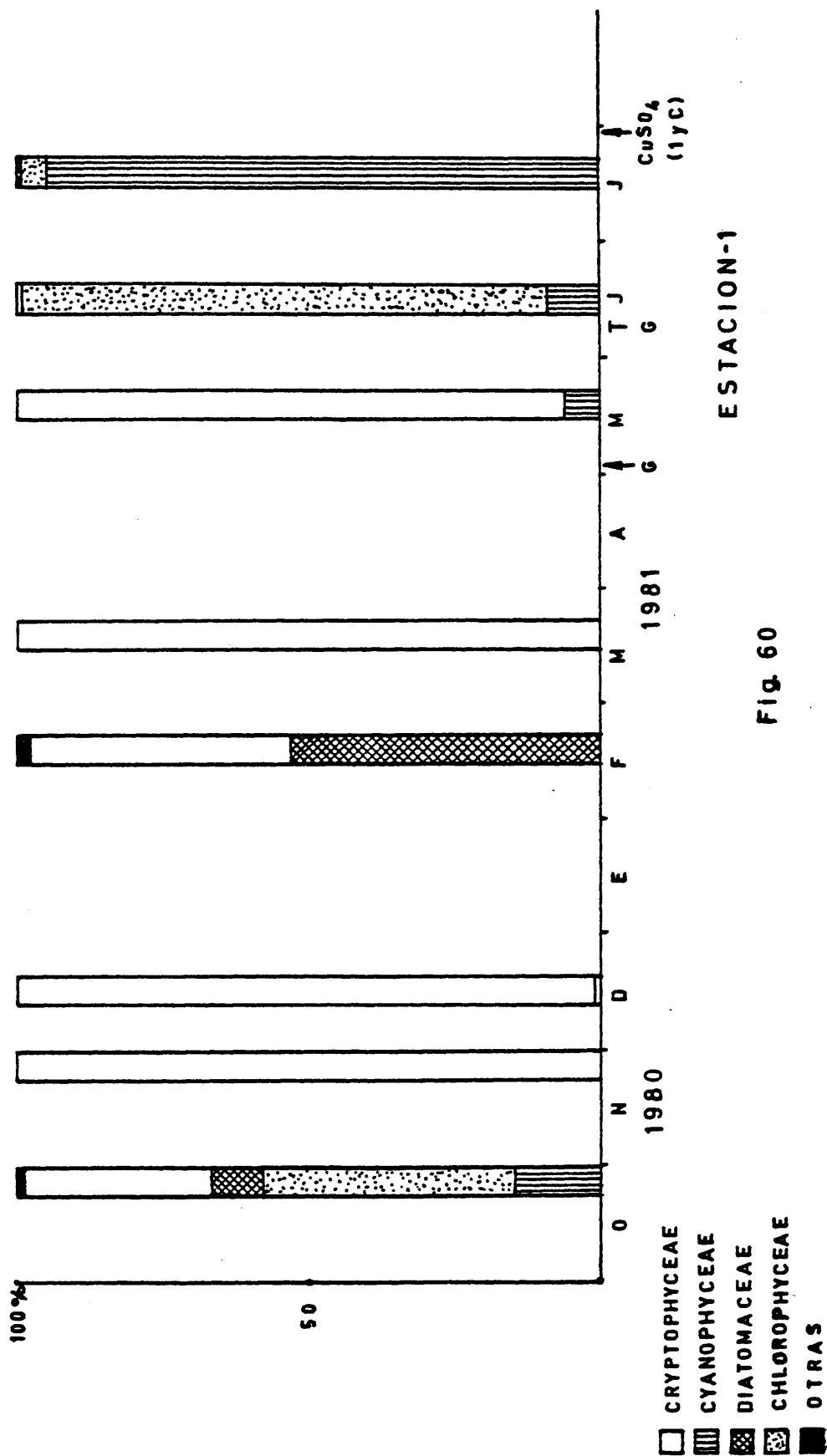
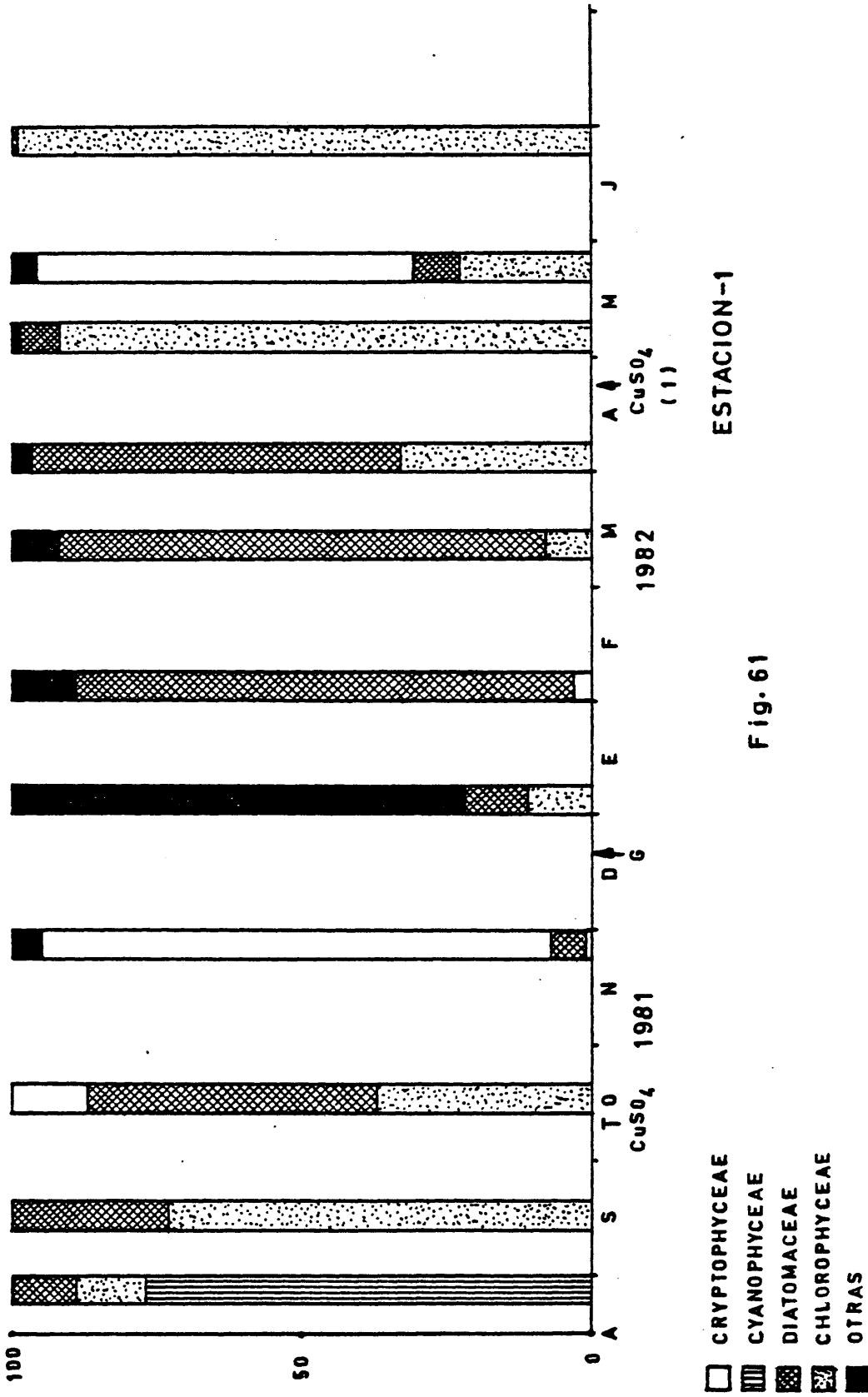
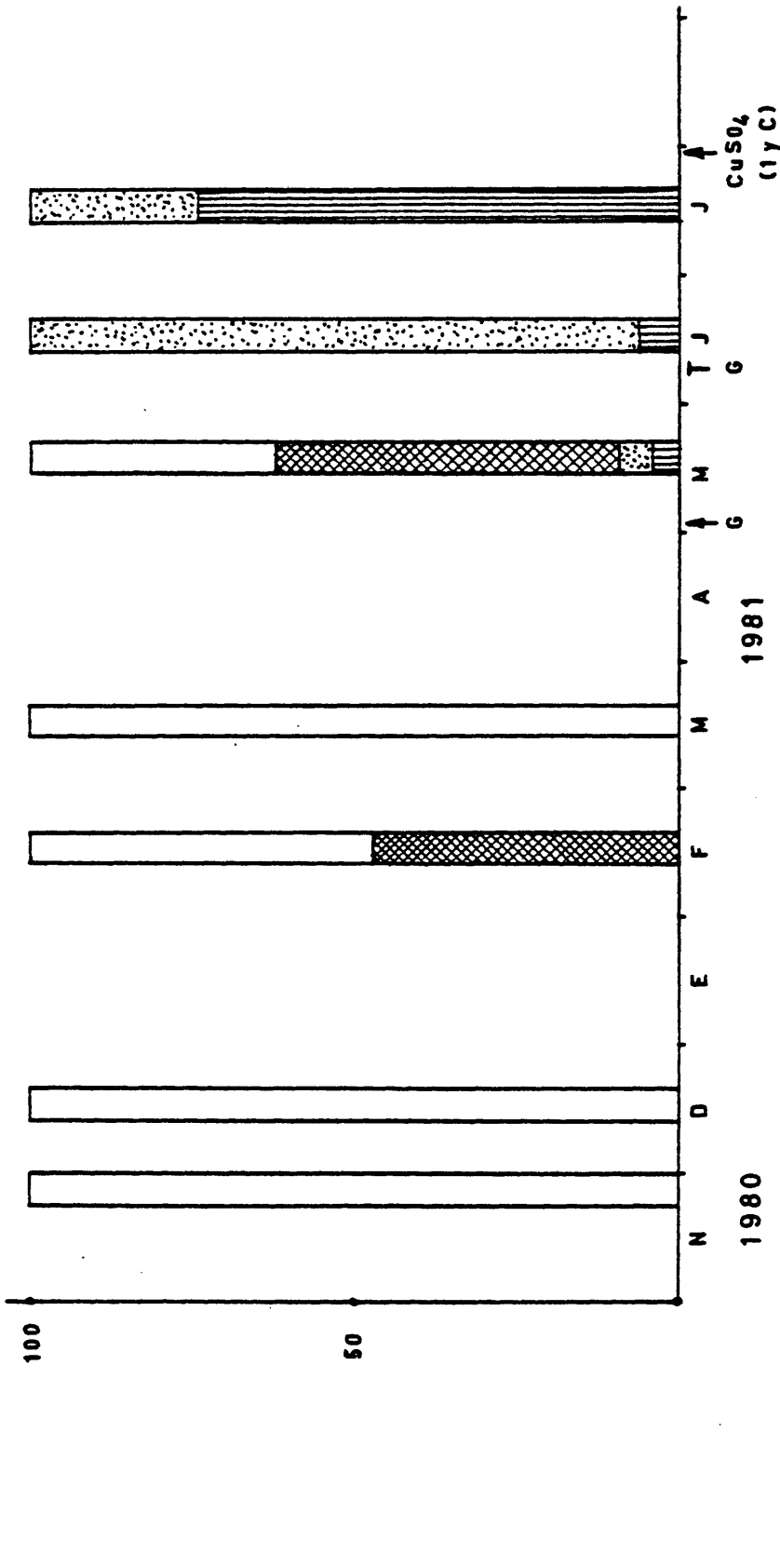


Fig. 59



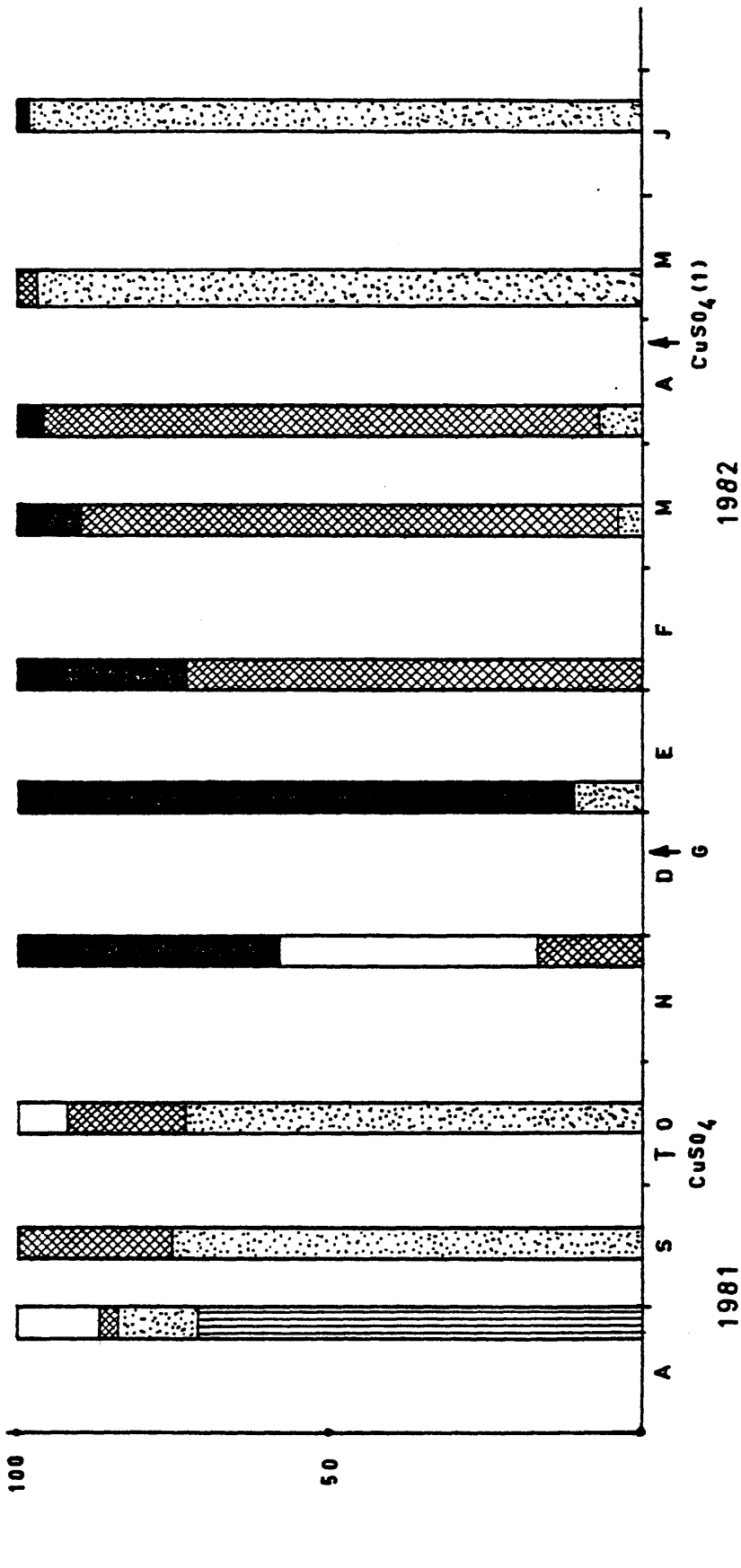




- CRYPTOPHYCEAE
- ▨ CYANOPHYCEAE
- ▩ DIATOMACEAE
- ▧ CHLOROPHYCEAE
- OTRAS

ESTACION-2

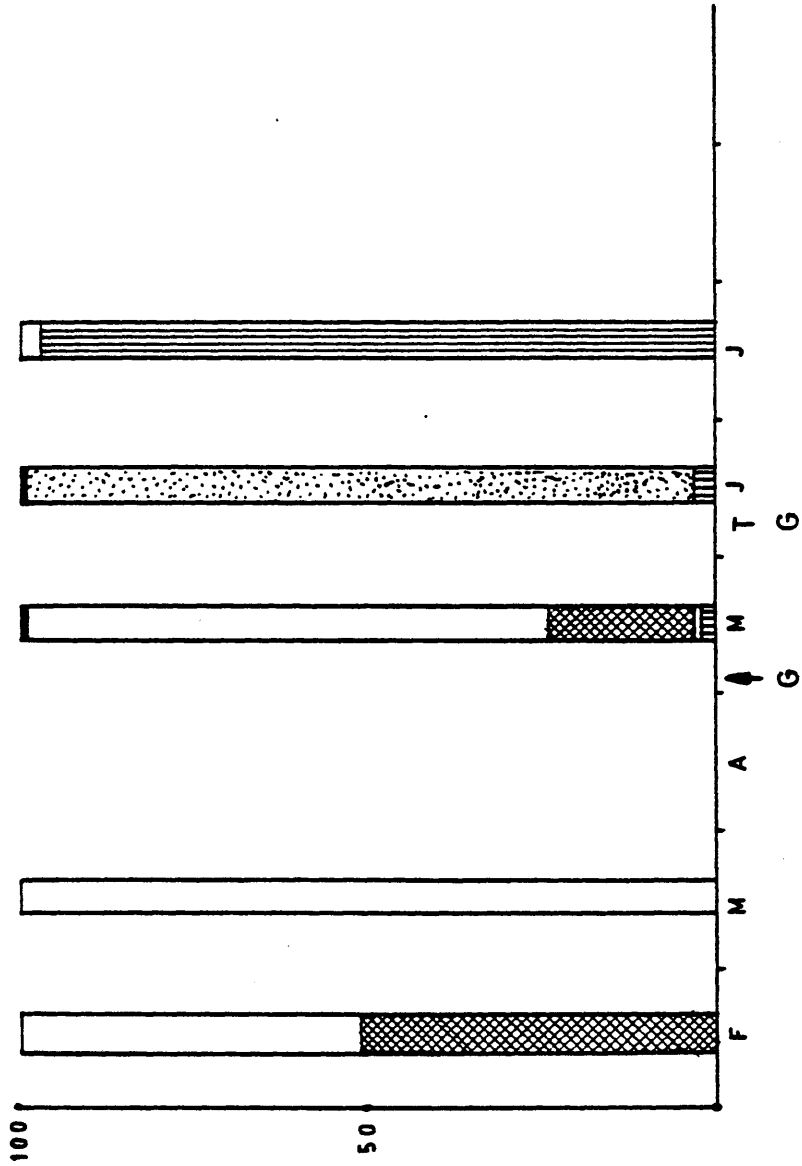
Fig. 62



- CRYPTOPHYCEAE
- ▨ CYANOPHYCEAE
- ▩ DIATOMACEAE
- ▧ CHLOROPHYCEAE
- OTRAS

ESTACION-2

Fig. 63

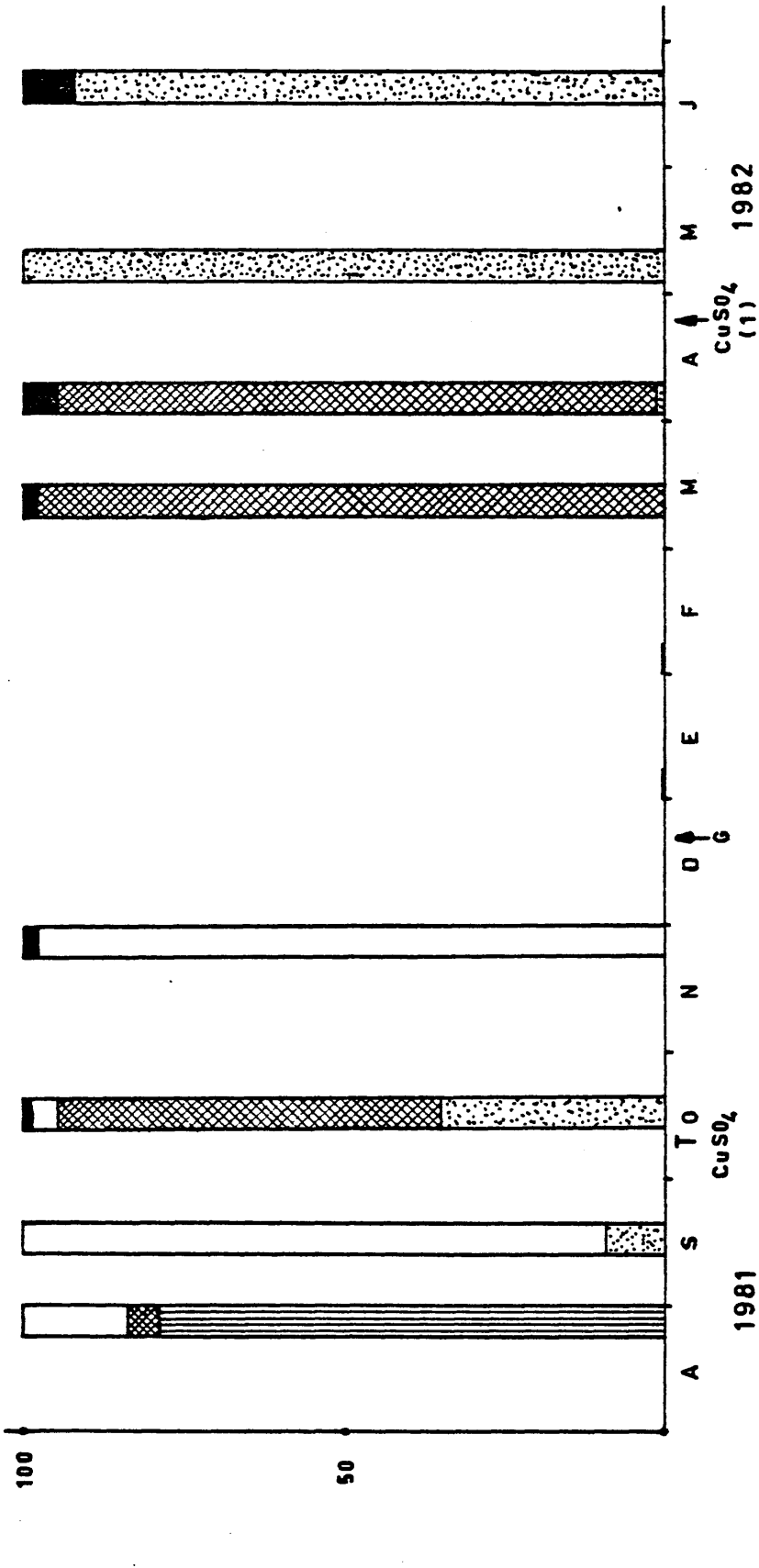


- CRYPTOPHYCEAE
- ▨ CYNANOPHYCEAE
- ▩ DIATOMACEAE
- ▤ CHLOROPHYCEAE
- OTRAS

1981

ESTACION-3

Fig. 64



ESTACION-3

Fig. 65

- CRYPTOPHYCEAE
- ▨ CYANOPHYCEAE
- ▩ DIATOMACEAE
- ▧ CHLOROPHYCEAE
- OTRAS

Diversidad

(Fig. 66) Se obtuvo la diversidad de las aguas superficiales (hasta 5 m de profundidad). Los valores obtenidos son muy bajos, nunca se llegó a 3. Los valores más altos se obtuvieron en mayo de 1981 y de 1982, y los más bajos, que fueron de 0, en noviembre y diciembre de 1980, en los puntos 1 y 2, y en enero y febrero de 1982 (punto 3).

El tratamiento con sulfato de cobre en julio de 1981 aunque bajó en principio la diversidad, en septiembre aumento espectacularmente con especies resistentes a este algicida. En mayo la diversidad fue bastante alta, bajando a continuación en junio en los puntos donde había tratamiento con sulfato de cobre (1 y 2), y subiendo en donde el agua no se trataba (punto 3).

Fig. 66

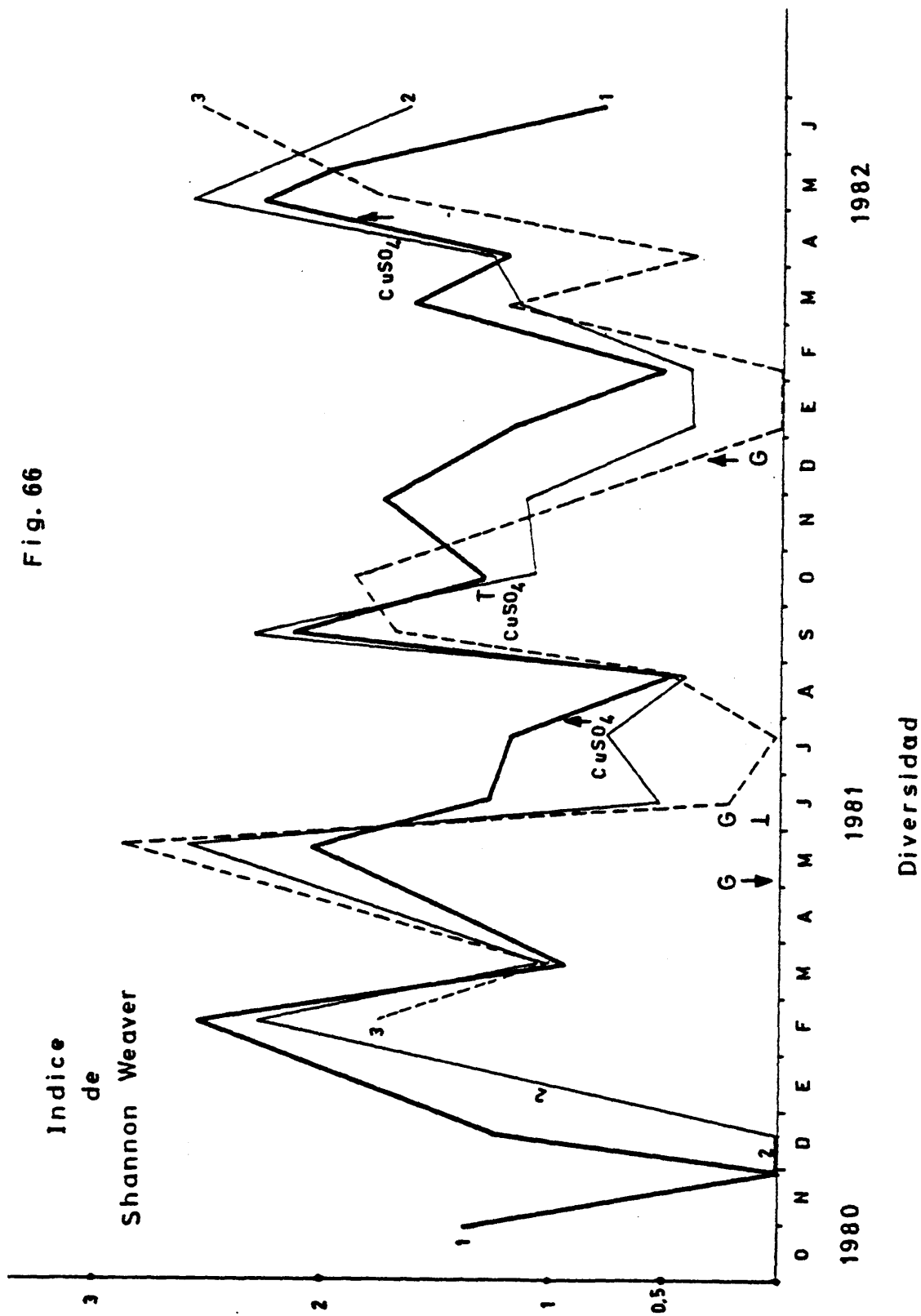


Fig.- 66.- Indice de diversidad del fitoplancton. Los signos de G y CuSO₄ indican lo mismo que en las figuras 56 y 57.

Ecología de las especies más importantes

Cianofíceas:

Las cianofíceas o algas azules han sido objeto de muy diferentes y variados estudios, debido a su importancia en la Limnología aplicada. No parece ser que sea tomadas por el zooplancton, o por lo menos que no sean de voradas como otras especies. Por la existencia de colonias y filamentos mucilaginosos no pueden ser muy bien digeridas.

Poseen ficotoxinas casi todas ellas, siendo las más peligrosas las de Microcystis aeruginosa, Anabaena flos-aquae y Aphanizomenon flos-aquae (GORHAM & CARMICHAEL, 1979). De todas maneras HENNING & KOHL (1981) opinan que puede haber cepas de Microcystis tóxicas y no tóxicas. FALCONER, (1978, 1981) inyectando intraperitonealmente alga liofilizada en ratones, causaba destrucción de las membranas de los hepatocitos. La dosis llegaba a ser letal con 15-30 mg/Kg de peso del animal.

Se comprende pues, la importancia de las cianofíceas, y sobre todo de las que causan apariciones masivas o floraciones, como Microcystis. Se han dado casos de muertes de peces en embalses con floraciones. Este caso no ha sido observado en Valmayor.

Veamos ahora alguna de las particularidades de cada especie:

Microcystis aeruginosa (K.)K:

Aparece por primera vez el 20 de mayo de 1980, superficialmente y en pequeña cantidad en el punto 1, cerca de la presa. El 26 de junio ya presentaba en ese mismo punto una población de miles de individuos por ml, es decir era un "bloom" o floración. Se encontró un número mayor a 5 m que en la superficie, coincidiendo con lo que dicen de ella WARD & WETZEL (1980), que

prefiere no estar en la superficie. En ese mismo muestreo se encontró el máximo de oxígeno disuelto y clorofila a, también en 5 m, desmostrando el fenómeno de la fotoinhibición.

Sigue habiendo *Microcystis* hasta el 17 de diciembre, pero a partir de noviembre en escaso número. REYNOLDS (1981) y FALLON & BROCK, (1981), demuestran que *Microcystis aeruginosa* pasa el invierno en el fondo. El 18 de marzo de 1981 se encontraron varios centenares/ml en el fondo del punto 1, lo que confirma esto.

El 16 de junio de 1981 ya hay varios miles/ml en las zonas superficiales, y en el muestreo del 22 de julio es una floración con decenas de miles de individuos, con el agua verdosa y con un olor muy desagradable. En el punto donde desemboca el río Aulencia (punto C) había más de un millón de células por ml. REYNOLDS et al. (1981) encuentran en el fango del fondo de Rostherne Mere un número similar. Por lo general una floración no tiene un número tan alto de individuos. El nitrato había desaparecido prácticamente en junio, pero no es impedimento para esta especie, que toma preferentemente amonio, (WARD & WETZEL, (1980); STEWART (1980)), éste no desapareció. Hay que recordar que *M. aeruginosa* no es capaz de fijar N_2 atmosférico (FOGG, 1965). FOGG (1969) indica que para que aparezca una floración de *M. aeruginosa* tiene que haber materia orgánica, y REYNOLDS & WALSBY (1975) dicen que la causa debe ser que muy posiblemente tome materia orgánica heterotróficamente. Por otra parte BUSH et al. (1972) ponen como condiciones para que parezca una floración, que el nitrato haya bajado al menos 0,03 mg/l de $N-NO_3$, y al mismo tiempo exista en el agua un mínimo de 0,01 mg/l de $P-PO_4$; ambas condiciones se dieron en el embalse de Valmayor antes de la floración.

En el muestreo del 26 de agosto bajó mucho su número, por el sul-

fato de cobre con que se trataba el agua desde el 30 de julio anterior. M. aeruginosa es muy sensible a este algicida (MURGEL BRANCO, 1967; STEEMAN-NIELSEN & LAURSEN, 1976).

Estuvo presente hasta noviembre, pero sin ser un gran número.

En el año 1982 no apareció en ningún muestreo, quizás porque ese año empezó el tratamiento con sulfato de cobre desde el 23 de abril.

Finalizaremos diciendo que M. aeruginosa es de las algas que forman floraciones, tanto por las razones expuestas anteriormente, como porque puede emitir "inhibidores del crecimiento" (VANCE, 1965), así como almacenar grandes cantidades de fósforo en forma de granos de volutina (JACOBSON & HALMAN, 1982).

REYNOLDS & WALSBY (1975) dan las siguientes condiciones para que haya una floración de M. aeruginosa: 25 - 35 °C de temperatura del agua, poca luz y algo de oxígeno.

Anabaena flos-aquae (L.) B:

Aparece antes que M. aeruginosa (20 de mayo de 1980 y la misma fecha de 1981), ya que su óptimo de temperatura es de 10 - 15 °C (REYNOLDS & WALSBY, 1975). La temperatura del embalse de Valmayor era en 1981 ligeramente superior.

Puede tomar N₂ atmosférico según FOGG (1965). Cuando subió la temperatura fue desplazada por M. aeruginosa, aunque siguió presente en escaso número los siguientes meses. Pero al ser sensible al sulfato de cobre (GIBSON, 1972) desapareció cuando se inició el tratamiento con este algicida.

Criptofíceas

Cryptomonas spp.:

Se han identificado Cryptomonas erosa E., C. ovata E. y C. rostratiformis S.. Exceptuando C. erosa en los muestreos del 18 de marzo y 20 de mayo de 1981, no son nunca muy numerosas. Suelen preferir las épocas de circulación del agua y temperaturas medias.

HAFFNER et al (1980) opinan que C. rostratiformis es heterótrofa, por su baja concentración de clorofila a.

Rhodomonas lacustris (P. et R.) var nannoplanctica (S.)J.:

Era llamada R. minuta, pero JAVORNICKY (1976), la identifica con R. lacustris, considerándola sólo una variedad.

Está presente en casi todos los muestreos, y exceptuando el del 18 de marzo de 1981, nunca en gran cantidad. No hemos podido determinar por qué desapareció algunos meses, si por no tolerar alguno de los factores, o es porque es sensible al sulfato de cobre. En el muestreo del 26 de agosto de 1981 está en gran número en los puntos 2 y 3, en los cuales no se trataba directamente con sulfato de cobre.

Diatomeas:

Asterionella formosa H.:

Hubo una floración de A. formosa en los primeros meses de 1980, y posteriormente nunca fue tan numerosa, quizás por la razón ya explicada de la sequía. En 1981 fué poco abundante, en 1982 también se encuentra, pero no pasa de los mil individuos por ml. LUND (1964) sugiere que A. formosa vive en

el fondo y ocupa el ambiente pelágico cuando existen condiciones adecuadas; o bien está todo el año en el embalse, y sólo se hace dominante cuando lo permiten las condiciones ambientales. Nosotros no hemos encontrado formas de resistencia o quistes. A. formosa soporta al menos una semana en oscuridad sin cambio en su vitalidad (CANTER & JAWORSKI, 1979).

A. formosa suele aparecer cuando aumenta la luz y desaparece por falta de silicio(MACKERETH, 1952). Según LUND (1950) cesa el periodo de crecimiento cuando el Si baja a 0,23 mg/l. HUGHES & LUND (1962) con 0,09 en el agua ya no puede incorporar silicio, por lo que disminuye su número. LAZERTE (1980) encontró en cultivos que con 0,017 mg/l empieza a disminuir en número.

Clorofíceas:

Dictyosphaerium pulchellum W.:

Aparece por primera vez el 8 de septiembre de 1980, aunque como en el verano de 1980 no se muestreó en los meses de julio y agosto, no podemos concluir nada sobre su presencia.

En el año 1981 aparece el 16 de septiembre y el 16 de octubre, y en el 82 el 24 de junio. HOLDEN (1958) indica que D. pulchellum puede hacer que el pH suba hasta 10, gracias a su actividad fotosintética.

MARTINEZ MILAGROS, (1978) observó en un estanque eutrófico en Filipinas que el 40 % del fitoplancton era D. pulchellum. Es resistente al CuSO_4 (MURGEL BRANCO, 1967), por eso quizás en el 82 apareció antes en el mes de junio, ya que se inició el tratamiento con sulfato de cobre más pronto que el año anterior.

En cuanto al resto de las especies no son lo suficientemente importantes para poder sacar alguna conclusión. Sólo mencionar la aparición en zonas afóticas del agua, de las especies Scenedesmus spinosus el 26 de junio de 1980 en el punto 1 y Coelastrum microporum en los tres puntos de muestreo el 16 de junio y el 22 de julio de 1981.

Heterotrofismo de algas verdes:

Según BERMAN et al. (1977) la especie Pediastrum duplex toma aminoácidos, glucosa, glicerol, acetato y piruvatos en condiciones afóticas. LANGOWSKA (1982) dice que Scenedesmus obliquus puede utilizar compuestos orgánicos de fósforo.

VINCENT (1980) observó una comunidad de Scenedesmus con las siguientes especies: S. communis, S. acuminatus y S. denticulatus. Era una comunidad heteróstrofa y anaerobia.

VINCENT (1982) ha observado también el heterotrofismo de Monoraphidium contortum, situado a una gran profundidad, pero conservando el aparato fotosintético. Este se puede poner a funcionar si retorna a capas fóticas.

Nosotros hemos encontrado en el embalse varias especies de este fitoplancton considerado heterotrófico, por lo que creemos que puede abrirse una línea de investigación en este sentido.

Similaridad entre estaciones

Se aplicó el test de varianzas poblacionales para dos muestras que se consideran diferentes. La fórmula es

$$t = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{[(s_1^2 / n_1) + (s_2^2 / n_2)]}}$$

siendo t = t de Student

\bar{X}_1 = media de la primera población

\bar{X}_2 = media de la segunda población

s_1 = varianza de la primera población

s_2 = " " " segunda "

n_1 = número de datos de la primera población

n_2 = " " " " " segunda "

Se aplicó el nivel de confianza para comparar las diferentes esta ciones, fueron: saturación de oxígeno disuelto, amonio, nitrito, nitrato y fosfato, y a veces silicio. Antes de hallar media y varianza se aplicaron lo garitmos a los datos para obtener una distribución normal.

Se utilizaron datos de 13 muestreos (De Mayo 1981 a Junio 1982).

Las estaciones 1 y 2 se consideraron iguales según esta fórmula, menos el 12 de Marzo del 82, pero sólo para el nitrito y el silicio.

Las estaciones 2 y 3 también casi siempre se halló que pertenecían a la misma población en la mayoría de los datos (55 de 74 datos). Hay que re saltar lo obtenido el 27 de Noviembre de 1981, para el oxígeno, el fosfato y el amonio son poblaciones diferentes, para el nitrito, nitrato y silicio la misma población. También el 12 de Marzo de 1982 para el amonio, nitrito y fosfato son diferentes poblaciones, para el oxígeno y el nitrato la misma po-

blación.

Entre la 1 y 3 son 20 las disimilitudes. Destacan el 27 de Noviembre de nuevo, con los mismos parámetros: oxígeno, amonio y fosfato dan poblaciones iguales. También el 12 de Marzo da los mismos resultados: para el amonio, nitrito y fosfato y silicio son poblaciones diferentes, para el oxígeno y el nitrato la misma población.

En total, y a modo de resumen:

Entre la estación 1 y la 2:	72	corresponden a poblaciones iguales
	2	" " " diferentes
entre 2 y 3:	55	corresponden a poblaciones iguales
	19	" " " diferentes
entre 1 y 3:	54	corresponden a poblaciones iguales
	20	" " " diferentes.

.- SITUACION TROFICA.-

Para explicar la situación trófica, aplicaremos los índices de CARLSON (1977) y VOLLENWEIDER (1975), ya que siempre que se pueda, se debe cuantificar cualquier fenómeno, quitando en lo posible la subjetividad.

El índice de Vollenweider (1975) considera la cantidad de fósforo que entra por los ríos que llegan al embalse (puntos localizados) y la que llega por escorrentía (fuentes difusas). Según vemos en la figura 51, ponemos ordenadas los gramos de P por m^2 y por año que han llegado al embalse, y en abscisas la profundidad media partida por el tiempo de retención.

Con los datos de ORTIZ CASAS (1982), el embalse aparece claramente dentro de la zona eutrófica (figura) (datos del año 79), si sólo representamos los datos del fósforo, y los demás parámetros los tomamos de este estudio, es aún más claro. Con los datos propios, el punto es intermedio.

Según CARLSON (1977), el índice se calcula con la transparencia al disco de Secchi, la clorofila a y el fósforo total. La escala va del 0 al 100 cada división de las decenas (10, 20, etc.) representa el doble en la biomasa de las algas. El TSI coincide siempre que no haya problemas de materia en suspensión.

Fórmulas	Indice (DS) = $10 \left(6 - \frac{\ln DS}{\ln 2} \right)$
de los	
índices	Indice (clo a) = $10 \left(6 - \frac{2,04 - 0,68 \ln Clo a}{\ln 2} \right)$
	Indice (PT) = $10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{PT}}{\ln 2} \right)$

Indice estado trófico según el disco de Secchi:

Total = 49,33

En el punto 1 = 48,17

En el punto 2 = 48,69

En el punto 3 = 56,44

Indice estado trófico según la clorofila:

Total = 57,52

En el punto 1 = 56,69

En el punto 2 = 58,42

En el punto 3 = 64,71

Indice estado trófico según el fósforo total:

Total = 96,76

En el punto 1 = 92,74

En el punto 2 = 91,93

En el punto 3 = 96,2

Como se puede apreciar, cuando se consideran los puntos por separado, se observa una disminución del estado trófico desde la cola hacia el muro de la presa, no habiendo gran variación en el centro y en el muro. Aparte de que llegase muy cerca del punto 3 el río Guadarrama, lo que era una aporte de nutrientes (no siempre estuvo abierto el trasvase), pudiera ser también otra fuente de contaminación la entrada de Los Arroyos.

Muy diversos autores (MARGALEF 1974, HUTCHINSON 1957, WELCH 1980, RUTTNER 1969) hacen hincapié en la sedimentación de las sales minerales en los embalses, debido a la pérdida de velocidad. Esto puede haber ocurrido pa-

ra que el 3 esté más eutrofizado que los otros dos.

Por los dos índices anteriormente explicados, el embalse es claramente eutrófico; en el gráfico de VOLLENWEIDER está dentro de la zona eutrófica (fig. 66). Los índices de CARLSON se aproximan en el caso del fósforo total al máximo, que es 100.

Con los datos del oxígeno disuelto hemos comprobado una total desoxigenación del agua de fondo durante los tres meses de verano, y una sobresaturación en la superficie al mismo tiempo. En el otoño el embalse se queda casi sin oxígeno al ocurrir la circulación total, lo que es característico de los embalses hipereutróficos (BARICA, 1981).

Otro carácter determinante del estado trófico del embalse es el de las floraciones de cianofíceas en el verano, que obligaron a un tratamiento con sulfato de cobre en los puntos 1 y 2. Esta aparición tiene que ver con el agotamiento de las sales de nitrógeno, y el agotamiento de oxígeno. La primera especie fue Anabaena flos-aquae, que luego es sustituida por especies menos exigentes en cuanto a la cantidad de luz (BARICA, 1980), como Microcystis aeruginosa, y con afinidad por el amonio (ROBARTS, 1982; KAPPERS, 1983).

Un fenómeno muy interesante es que en el invierno de 1981-82, el plancton es muy escaso, no aparecen las diatomeas, y solamente al final se detectaron los flagelados Rhodomonas y Cryptomonas. La explicación debe ser que el exceso de materia orgánica que llega por los ríos Aulencia y Guadarrama, actúa inhibiendo el desarrollo de las diatomeas que necesitan aguas limpias y ricas en nutrientes. Se ha comprobado que el amonio se transforma en amoniaco a pH alto, y éste último es un veneno para muchas algas (AZOV & GOLDMAN, 1982; BLASCO & CONWAY, 1982).

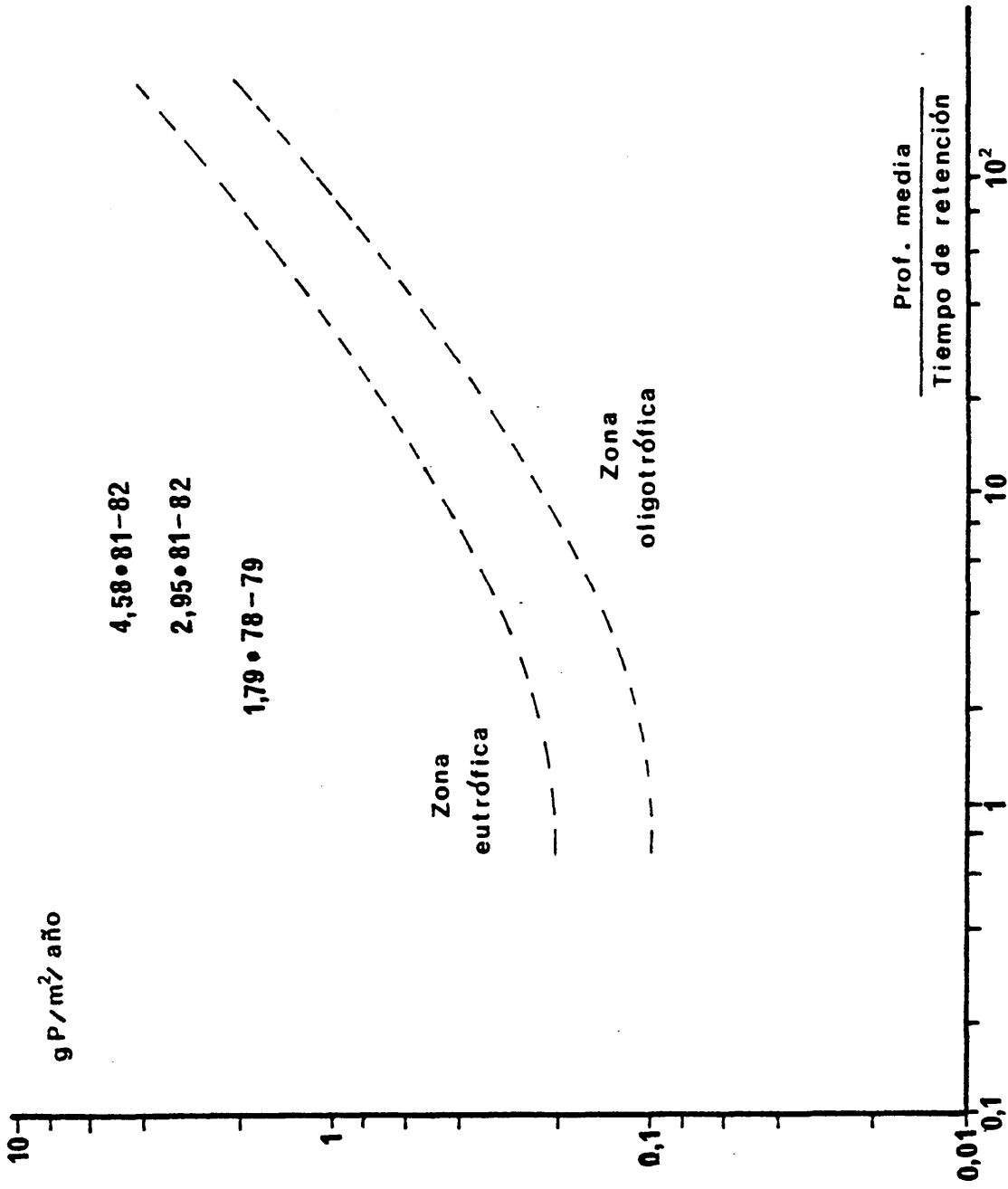


Fig. 67.- Situación del embalse de Valmayor según ORTIZ (1982), y según esta investigación (ver texto).

8.- ESPECIES NUEVAS EN ESPAÑA

- *Planctomyces gracilis* HORTOBAGYI (1965): Solamente se ha encontrado un sólo individuo el 16 de Septiembre de 1981 en la estación 3 a 1 m de profundidad. No se midieron sus dimensiones, pero sí las esporas, que eran ocho y de 1 μm de diámetro, apenas visibles al microscopio.
- *Anabaena planctonica* (BRUNTH.) Dimensiones 9-15 μm ancho y 10 largo: Solamente presente el 26 de Junio de 1980 en la estación al lado de la torre de toma a diferentes profundidades. Es claramente clasificable por su heterocisto con capa mucilaginoso (foto 14)
- *Pseudanabaena mucicola* (NAUMANN et HUBER-PESTALOZZI) BOURRELLY (1970): Se observó en *Microcystis aeruginosa* en las épocas de bloom (foto 13). No se midió, ni se contó, aunque por la foto se puede calcular que su tamaño coincide con lo que da HINDAK (1981), unas 6 μm de longitud y 2 μm de anchura.
- *Cryptomonas rostratiformis* SKUJA (1948): Muy frecuente durante todo el estudio (Fig.68 y foto 10). De 40 a 52 μm de longitud y 19 a 21 de anchura. Claramente visible la faringe con tricocistos.
- *Chlamydomonas doliolum* PASCHER, 1928: Solamente apareció el 7 de Mayo de 1982 en la estación 3 (Fig. 68). 20 μm de longitud por 16 μm de anchura, con dos pirenoides.
- *Chlamydomonas orbicularis* PRINGSHEIM 1930: Numerosa el 16 de Septiembre de 1981 en todo el embalse y el 24 de Junio de 1982 en la estación 3. De 10 μm de diámetro, muy redondeada.
- *Closterium limneticum* LEMMERMANN var. *fallax* RUZICKA (1977): En invierno y primavera de 1981 y 1982. 202 μm de longitud y 11,5 μm de anchura (Fig.68) Típicamente planctónica, con los pirenoides claramente visibles.

- *Dichotomococcus lunatus* FOTT (1948): Muy numerosa en la estación 1 el 16 de Abril de 1982. 2,5 x 6, en parejas (Fig. 68).
- *Koliella longiseta* (VISCHER) HINDAK (1963): Muy frecuente en la estación 1 el 16 de Junio de 1981. No ha sido dibujada ni fotografiada, pero el autor ha visto muchos individuos de esta especie en Alemania, por lo cual puede asegurar su correcta clasificación.

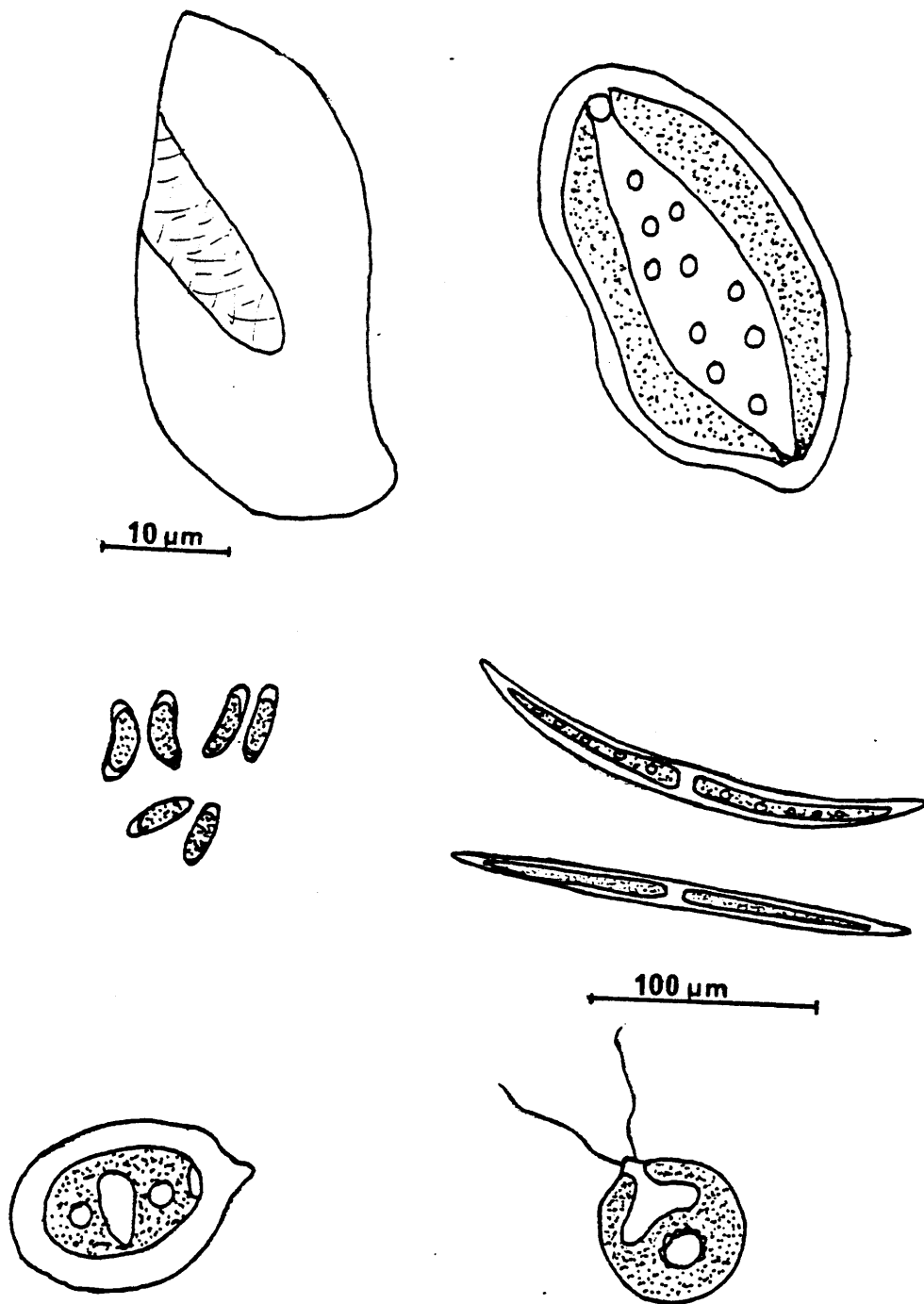


Fig. 68: Cryptomonas rostratiformis, Dichotomococcus lunatus, Closterium limneticum var fallax, Chlamydomonas doliolum y C. orbicularis.

La escala de 100 µm solamente es válida para Closterium.

9.- CONCLUSIONES DEL ESTUDIO

- 1.- El embalse de Valmayor es un embalse monomíctico, con un periodo de circulación de noviembre a mayo, y otro de estratificación de junio a octubre.
- 2.- Durante los meses de julio, agosto y septiembre el embalse tiene anoxia total en el fondo. Por el contrario en las aguas superficiales la saturación supera ampliamente el 100 %.
- 3.- La capa fótica no tiene más de 8 m de espesor, y por lo general no pasó de 5 m.
- 4.- Los valores de amonio se elevan al ocurrir la circulación total en octubre-noviembre, por lo que creemos que provienen de los sedimentos. Pasan de 0,1 mg/l de N-NH₄ a más de 1 mg/l.
- 5.- La concentración de nitrito es varias veces mayor que la obtenida en otros embalses españoles.
- 6.- El nitrato se agota durante el verano en todas las profundidades, en esa época se convierte en un factor limitante para las algas.
- 7.- El fósforo no es un factor limitante debido a la gran cantidad de aguas residuales de origen doméstico que entran en el embalse. Los valores obtenidos máximos para el ortofosfato superan en diez veces los encontrados en otros embalses españoles, (alrededor de 1 mg/l de P-PO₄).
- 8.- El silicio no fue un factor limitante para las diatomeas en la época en que se midió (desde julio de 1981 a junio de 1982).
- 9.- Se han clasificado 69 especies fitoplanctónicas, de las cuales son nuevas para España las siguientes: Planctomyces gracilis, Anabaena planctónica, Pseudanabaena mucicola, Cryptomonas rostratiformis, Chlamydomonas orbicularis, Closterium limneticum var fallax, Dichotomococcus lunatus,

Koliella longiseta.

- 10.- La sucesión del fitoplancton es la siguiente: diatomeas ---- criptofíceas ---- cianofíceas ---- clorofíceas y Fragilaria crotonensis ---- criptofíceas.
- 11.- La adición de sulfato de cobre originará un aumento de la diversidad, sin variar la biomasa; aparecen especies resistentes.
- 12.- Los índices del estado trófico según CARLSON son similares entre la clorofila a y la transparencia al disco de SECHHI (entre 50 y 60). Sin embargo para el fósforo total aumenta drásticamente (más de 90). En los tres casos indican un embalse con un índice de estado trófico muy alto.
- 13.- La apertura del canal del trasvase del río Guadarrama hace aumentar la contaminación en el embalse.
- 14.- El embalse de Valmayor, a la vista de los datos obtenidos es un embalse muy eutrofizado o también llamado hipertrófico.



Foto 1.- Torre de toma el 26 de Agosto de 1981, la segunda toma ya es visible



Foto 2.- Motora para tomar las muestras

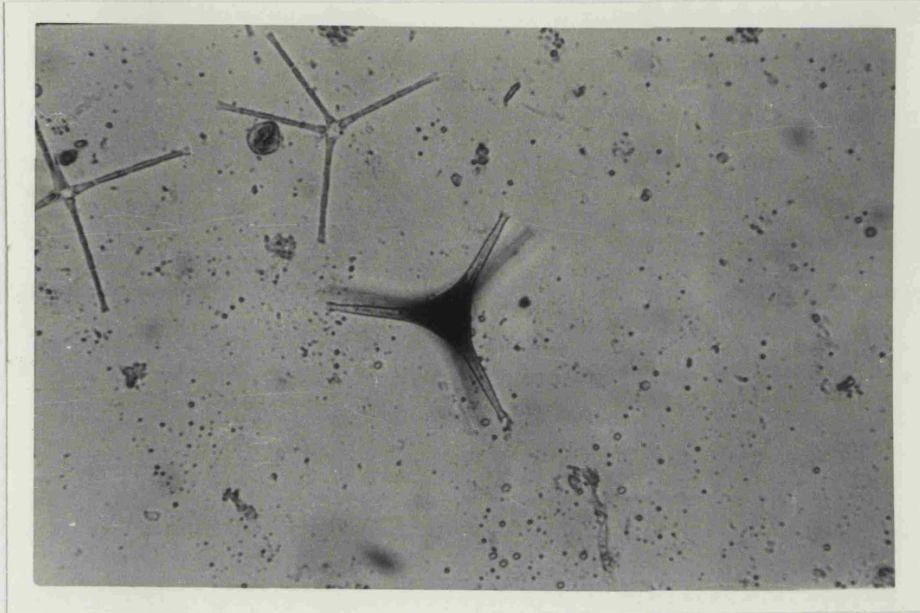


Foto 3.- Staurastrum messikommeri y Asterionella formosa. 12.1.80, estación 4; X250

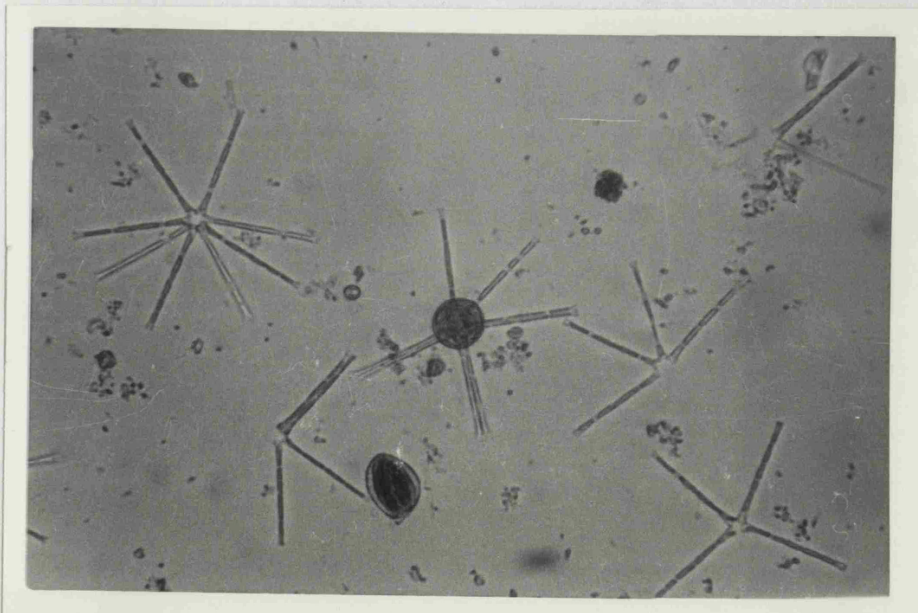


Foto 4.- Asterionella formosa con un quiste de Vorticella sp., Cryptomonas erosa; 12.1.80, estación X250

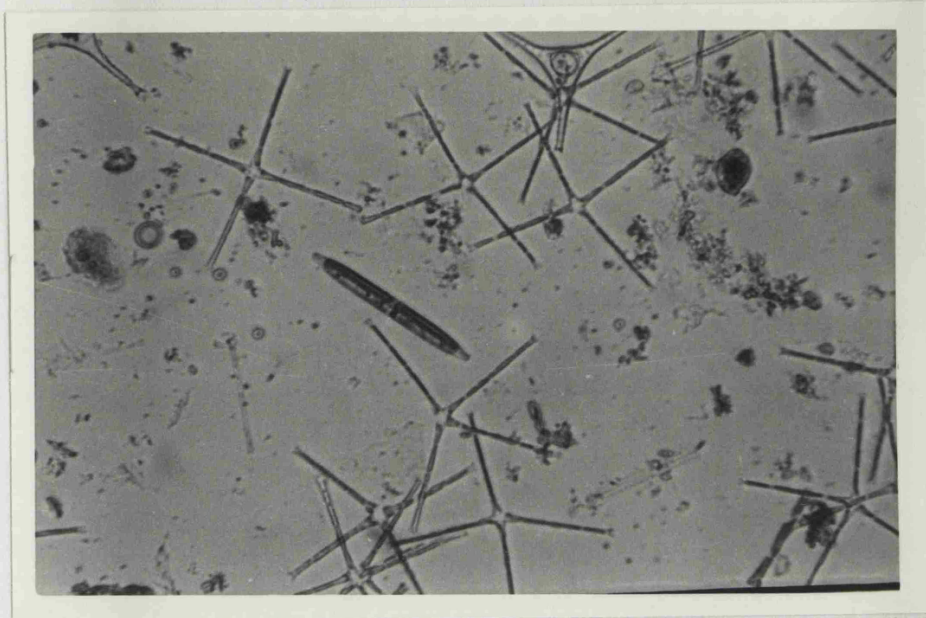


Foto 5.- Asterionella formosa y Nitzschia linearis; 12.1.80; estación 4; X250.

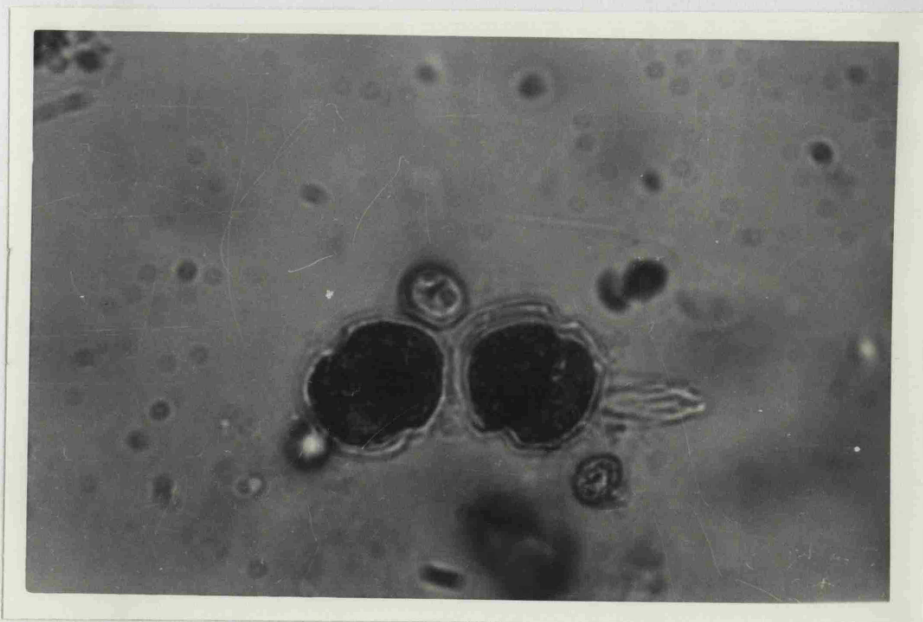


Foto 6.- Gymnodinium ordinatum; 15.3.80, estación 4; X1000-

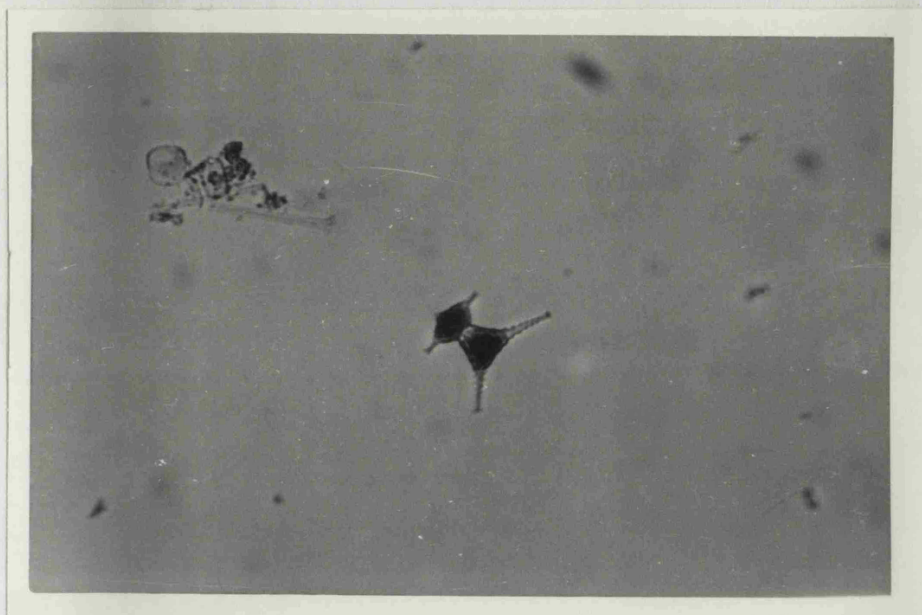


Foto 7.- Staurastrum sp. con una hemicélula en formación; 15.3.80; estación 4; X250



Foto 8.- Pseudopedinella erkensis en visión lateral, con flagelo, y en el otro extremo el pseudópodo; 5.5.80, estación 4; X1000

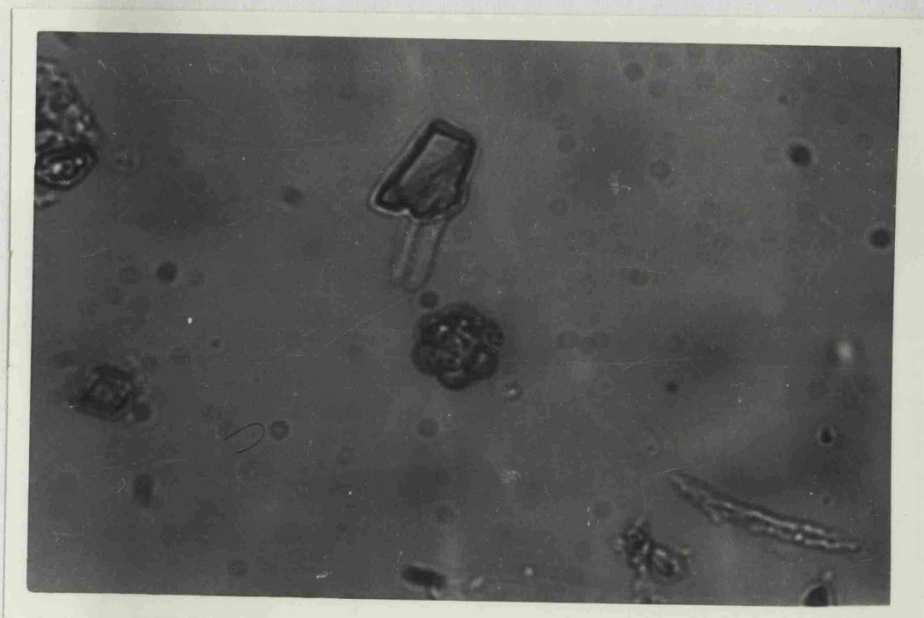


Foto 9.- Pseudopedinella erkensis, en vista apical, con los 6 cromatóforos;
5.5.80; estación 4; X1000.



Foto 10.- Closterium limneticum y Cryptomonas rostratiformis, 5.5.80; estación
4, X270



Foto 11.- Anabaena flos-aquae, 20.5.80, estación 1; X270.

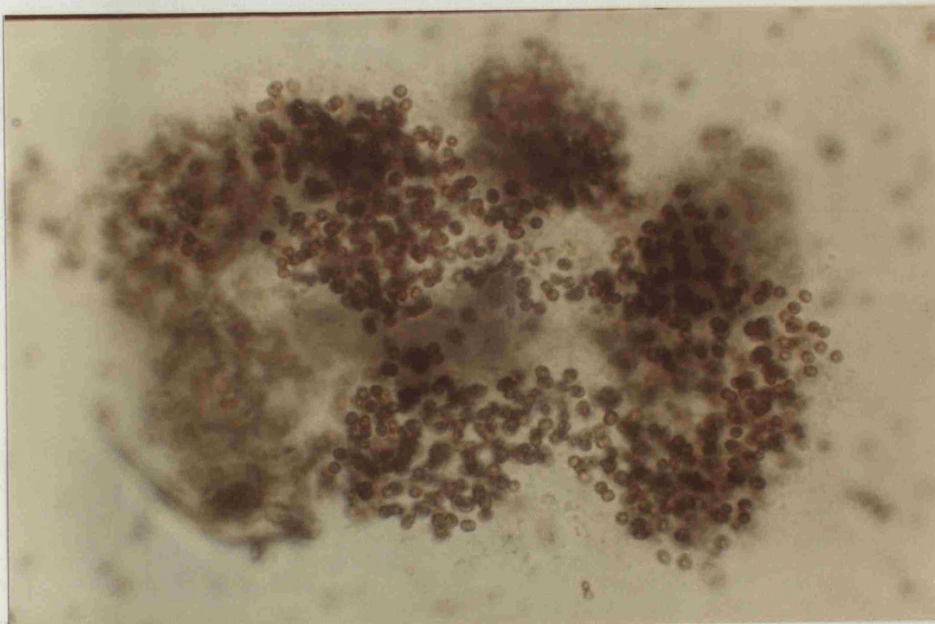


Foto 12.- Microcystis aeruginosa, 20.5.80, estación 1; X270

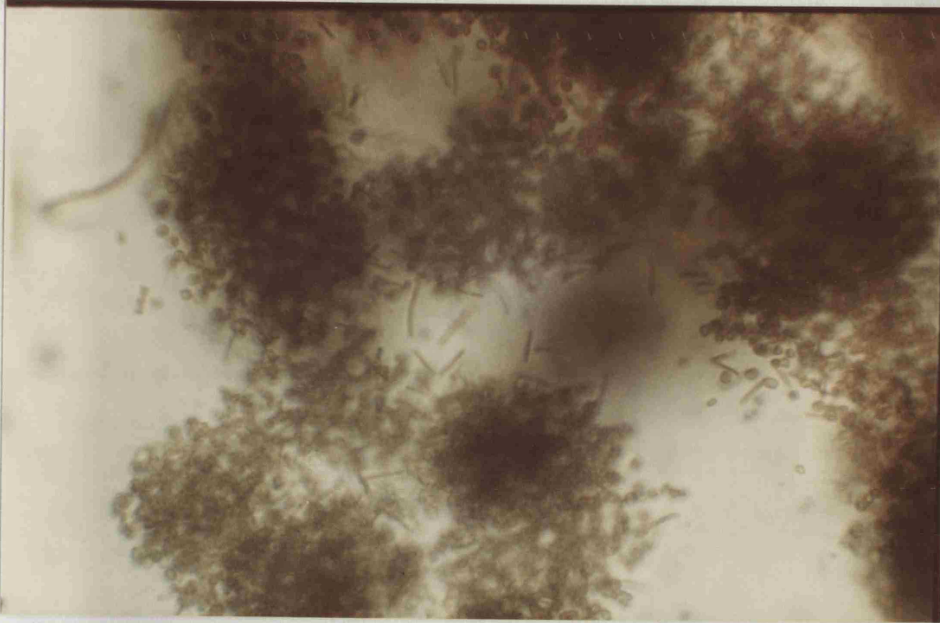


Foto 13.- Pseudanabaena mucicola en Microcystis aeruginosa x 270



Foto 14.- Anabaena planctonica, con heterocisto con envoltura mucilaginosa;
26.6.80, estación 1; X270.

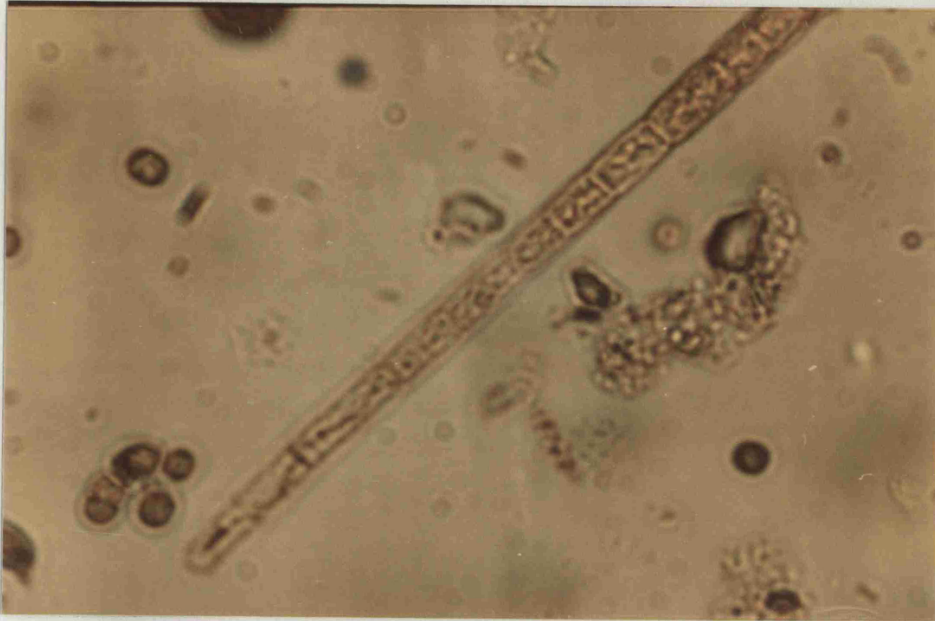


Foto 15.- Aphanizomenon flos-aquae, con células que se alargan en el extremo; estación 1; 26.6.80; X1080.



Foto 16.- Ceratium hirundinella con 5 cuernos, 26.6.80; estación 1; X270

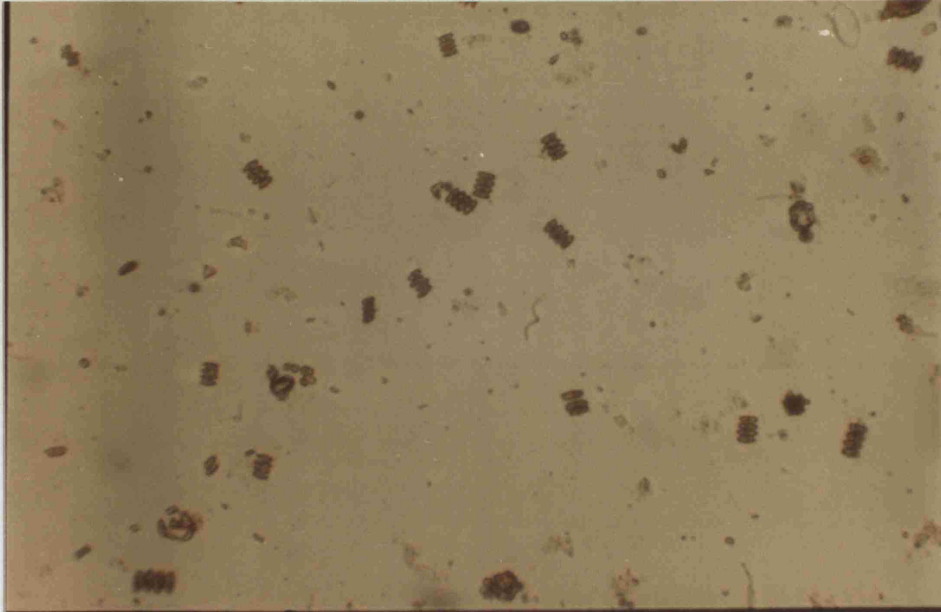


Foto 17.- Scenedesmus spinosus a 15 m de profundidad, estación 1; 26.5.80.
X270.

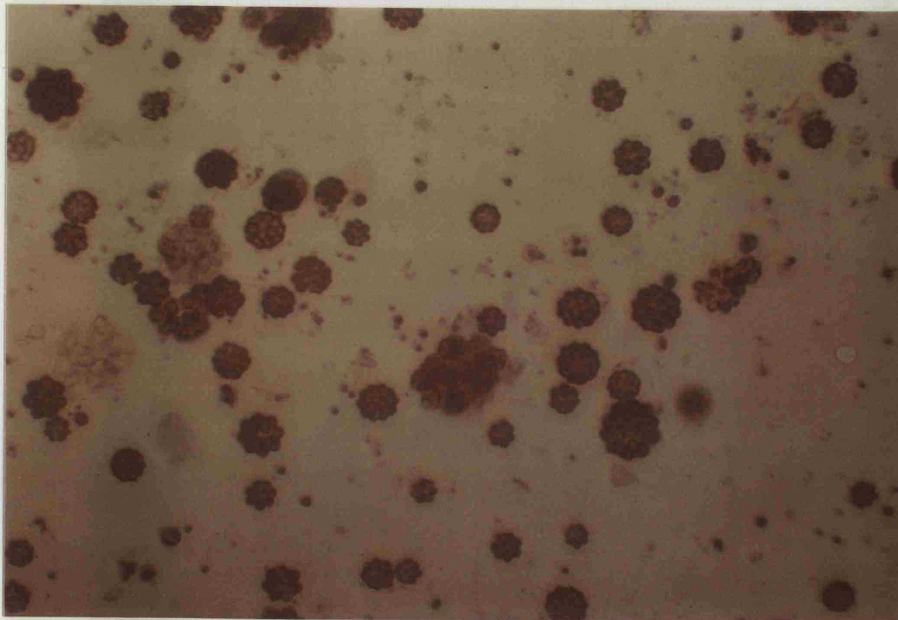


Foto 18.- Coelastrum microporum, a 10 m de profundidad, estación 2; 20.5.81;
X270



Foto 19.- Anabaena flos-aquae, 22.7.81; estación 1; X1080.

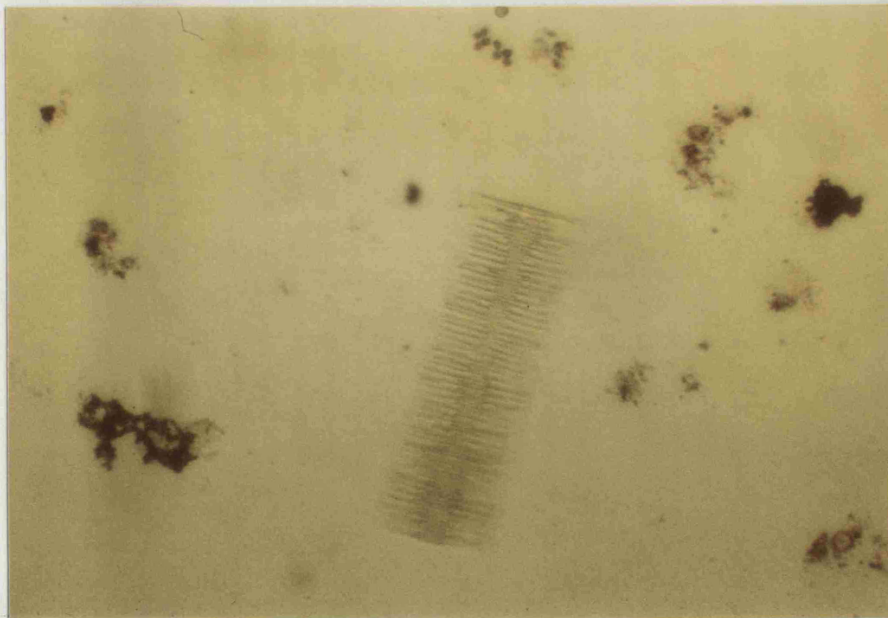


Foto 20.- Fragilaria crotonensis; 16.10.81; estación 1; X270.



Foto 21.- Scenedesmus maximus; 16.10.81; estación 1; X270.



Foto 22.- Staurastrum spp.; 24.6.82; estación 1; X270.

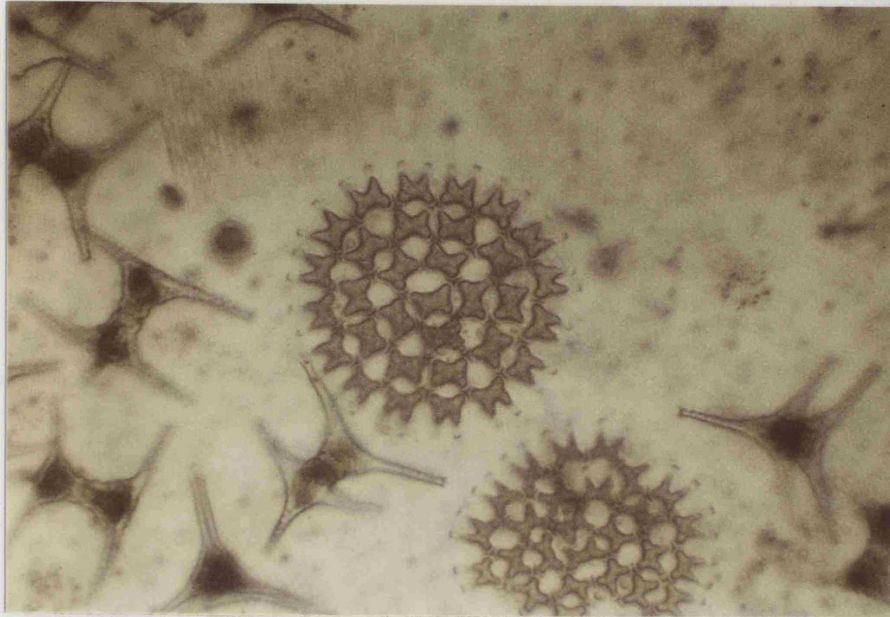


Foto 23.- Pediastrum duplex; 24.6.82; estación 1; X270.

10.- BIBLIOGRAFIA

- ABBOT, M. et al. (1982). The relationship of environmental variability to the spatial patterns of phytoplankton biomass in Lake Tahoe. *J. of Plankton res.* 4, 4: 927-941.
- AHLSTROM, E. & TIFFANY, L. H. (1934). The algal genus *Tetrastrum*. *Amer. J. of Bot.* 21: 499-507.
- ALVAREZ COBELAS; M. (1981). Bibliografía sobre la vegetación de algas españolas de aguas dulces y salobres. *Excerpta Bot.* 21: 233-247.
- ALLEN, H. L. (1969). Chemo-organotrophic utilization of dissolved organic compounds by planktic algae and bacteria in a pond. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 54, 1: 1-33.
- ALLEN, T. F. H. (1977). Scale in microscopic algal ecology: a neglected dimension. *Phycol.* 16, 3: 253-257.
- ANGELI, N. (1980). Interactions entre la qualité des eaux et les éléments de son plancton. *La pollution des eaux continentales*. Ed. Gauthier.
- ANTON, A. & DUTHIE, H. C. (1981). Use of cluster analysis in the systematics of the algal genus *Cryptomonas*. *Can. J. Bot.* 59: 992-1002.
- APHA (1980). Standard methods for the examination of water, sewage and industrial wastes. 15th edition. Baltimore.
- ARUMUGAM, P. T. & FURTADO, J. L. (1980). Physico-chemistry, destratification and nutrient budget of a lowland eutrophicated malaysian reservoir and its limnological implications. *Hydrobiol.* 70: 11-24. La Haya.
- ARVOLA, L. (1980). On the species composition and biomass of the phytoplankton in the Lokka reservoirs, Northern Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 17: 325-335.
- AVILES GARCIA, J. (1971). Estudio biológico de las aguas de los ríos Aulencia y Guadarrama. MOP. Madrid.

- AVILES GARCIA, J. & GONZALEZ RAMOS, E. (1980). Reconocimiento limnológico de la cuenca del Tajo. II fase. MOP. Madrid.
- AZOV, Y. & GOLDMAN, J. C. (1982). Free ammonia inhibition of algal photosynthesis in intensive cultures. *Appl. and Environm. Microbiol.* 43, 4: 735-739.
- BACHMANN, R. W. (1980). The role of agricultural sediments and chemicals in eutrophication. *J. Water Pol. Control.* 10: 2425-2432.
- BAILEY-WATTS, A.E. & DUNCAN, P. (1981). Ecology of Scotland's largest lochs 4. The phytoplankton. *Monogr. Biol.* 44: 91-118. La Haya.
- BARICA, J. (1975). Collapses of algal blooms in prairie pothole lakes: their mechanism and ecological impact. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 606-615. Stuttgart.
- BARICA, J. & MUR, L. R. (1980). Hypertrophic ecosystems. *Developments in Hydrobiology*, 2. Dr. W. Junk Publishers. La Haya.
- BARICA, J. (1981). Hypereutrophy - the ultimate stage of eutrophication *Water Qual. Bull.* 6, 4.
- BARICA, J. (1983). Empirical models for prediction of algal blooms and collapses, winter oxygen depletion and a freeze-out effect: summary and verification. *Comunicación oral. Congreso SIL. Lyon.*
- BARTHA, Z. (1977). Phytoplankton investigations on lake Velence (Algal counts and biomass). *Acta Bot. Acad. Scient. Hungaricae.* 23/1-2: 1-11. Budapest.
- BARTHA, Z. (1979). Scenedesmusok a Velence-Tóbol. *Bot. Közlem.* 66: 165-176.
- BARTHA, Z. & HAJDU, L. (1979). Phytoplankton community structure studies on lake Velence, Hungary. I. Diversity. *Acta Bot. Acad. Scient. Hungaricae*, 25, 3-4: 187-222. Budapest.
- BELIVEAU, D. J. & HICKMANN, M. (1982). Isolation and response to temperature of five diatom species, *Arch. f. Protistenk.* 126: 355-370.

- BERMAN, T. & HADAS, O. (1977). Uptake and respiration of organic compounds and heterotrophic growth in Pediastrum duplex (MEYER). *Freshw. Biol.* 7: 495-502.
- BLASCO, D. & CONWAY, H. L. (1982). Effect of ammonium on the regulation of nitrate assimilation in natural phytoplankton populations, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 16: 157-168.
- BOOKER, M. J. & WALSBY, A. E. (1981). Bloom formation and stratification by a planktonic blue-green alga in an experimental water column. *Br. phycol. J.* 16: 411-421.
- BOURRELLY, P. (1957). Recherches sur les Crysophycées: Morphologie, Phylogénie, Systématique. Thés. Fac. Sci. Univ. Paris. Sér. A 2704/3576: 409 pp.
- BOURRELLY, P. (1966). Les algues d'eau douce, algues vertes. Ed. Boubée. Paris.
- BOURRELLY, P. (1968). Les algues d'eau douce, algues jaunes et brunes. Ed. Boubée. Paris.
- BOURRELLY, P. (1970). Les algues d'eau douce, algues bleues et rouges. Ed. Boubée. Paris.
- BOX, J. D. (1981). Enumeration of cell concentrations in suspensions of colonial freshwater microalgae, with particular reference to Microcystis aeruginosa. *Br. phycol. J.* 16: 153-164.
- BROCK, T. D. (1978). Use of fluorescence microscopy for quantifying phytoplankton, especially blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* 23: 158-161.
- BROWN, E. J. (1978). Kinetic of phosphate uptake by aquatic microorganisms: Deviations from a simple Michaelis-Menten equation. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1: 26-34.
- BROWN, E. J. & HARRIS, R. F. (1978). Kinetics of algal transient phosphate uptake and the cell quota concept. *Limnol. Oceanogr.* 23: 35-40.

- BROWN, E. J. & BUTTON, D. K. (1979). Phosphate-limited growth kinetics of Selenastrum capricornutum (Chlorophyceae). J. Phycol. 15: 305-311.
- BURGI, H. R.; BUHRER, H.; J. & SZABO, E. (1979). Der Einfluss experimentell variiertes zooplanktondichte auf die Produktion und sedimentation im hoch eutrophen See. Schweiz. Z. Hydrol. 41/1: 38-63. Basel.
- BURNS, N. M. & ROSA, F. (1980). In situ measurement of the settling velocity of organic carbon particles and ten species of phytoplankton. Limnol. Oceanogr. 25 (5): 855-864.
- BURRIS, J. E. et al. (1981). Carbon dioxide limitation of photosynthesis of freshwater phytoplankton. J. Freshw. Ecol. 1, 1: 81-96.
- BUSH, R. M. & WELCH, E. (1972). Plankton associations and related factors in a hypereutrophic lake. Water, Air, Soil Pol. 1: 257-274.
- CANFIELD Jr., D. E. & BACHMANN, R. W. (1981). Prediction of total phosphorous concentrations, chlorophyll a, and SECCHI depths in natural and artificial lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 414-423.
- CANTER, H. M. & JAWORSKI, G. H. M. (1979). The occurrence of a hypersensitive reaction in the planktonic diatom Asterionella formosa HASSALL parasitized by the chytrid Rhizophyidium planktonicum CANTER emend. in culture. New Phytol. 82: 187-206.
- CAPPENBERG, T. E. & VERDOUW, H. (1982). Sedimentation and breakdown kinetics of organic matter in the anaerobic zone of Lake Vechten. Hydrobiol. 95: 165-172. La Haya.
- CARLSON, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr. 22, 2: 361-369.
- CARNEY, G. C. (1981). The measurement of primary production in pond phytoplankton using the carbon-14 technique. J. Biol. Educ. 15,1: 31-34.

- CARTER, N. (1937). New or interesting algae from brackish water. Arch. f. Protistenk. 90: 1-68.
- CRAWFORD, R. M. (1981). The diatom genus *Aulacoseira* THWAITES: its structure and taxonomy. Phycol. 20, 2: 174-192.
- CULLIMORE, J. V. & SIMS, A. P. (1981). Pathway of ammonia assimilation in illuminated and darkened *Chlamydomonas reinhardtii*. Phytochem. 20, 5: 933-940.
- CHANG, K. (1973). A review of the genus *Coelastrum* (Chlorophyceae). J. Chin Univ. Hong-Kong 1: 275-281.
- CHANG, T. & CHANG-SCHNEIDER; H. (1980). Zur Variabilität von *Pediastrum boryanum*. Arch. Hydrobiol./Suppl. 60. Algol. Stu. 25: 53-62. Stuttgart.
- CHANG, T. (1981). A comparative study of *Pediastrum boryanum* (TURP.) MENEH. and *Pediastrum duplex* MEYEN. Arch. Protistenk. 124: 232-243.
- CHANG, W. Y. B. & ROSSMANN, R. (1981). A numerical simulation of trichromatic equations in chlorophyll estimation using the spectrophotometric technique. Hydrobiol. 79: 265-270. La Haya.
- CHARLTON, M. N. (1980). Hypolimnion oxygen consumption in lakes: Discussion of productivity and morphometry effects. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 10: 1531-1539.
- CHOLNOKY, B. J. (1968). Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. Weinheim.
- DAVISON, W. et al. (1980). Seasonal transformations and movements of iron in a productive English lake with deep water anoxia. Schweiz. Z. Hydrol. 42, 2: 196-224. Basilea.
- DAWES, C. J. (1981). Marine Botany. Ed. Wiley & Sons. Nueva York.
- DeCOSTA, J. & PRESTON, C. (1980). The phytoplankton productivity of an acidic lake. Hydrobiol. 70: 39-49. La Haya.

- DENNY, P.; HARMAN, J.; et al. (1978). Limnochemical and phytoplankton studies on Nyumbya Mungu reservoir, Tanzania. *Biol. J. Linnean Soc.* 10, 1: 29-48.
- DESORTOVA, B. (1981). Relationship between chlorophyll a concentration and phytoplankton biomass in several reservoirs in Czechoslovakia. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 66, 2: 153-169.
- DOKULIL, M. (1971). Atmung und Anaerobioseresistenz von Süßwasseralgen. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 56, 5: 751-768.
- DUBINSKY, Z. & BERMAN, T. (1981). Photosynthesis efficiencies in aquatic ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 237-243. Stuttgart.
- DURRSCHMIDT, M. (1980). Studies on the Chrysophyceae from Rio Cruces, Prov. Valdivia, South Chile, in scanning and transmission microscopy. *Nova Hedwigia*, 33: 353-388. Braunschweig.
- DUSSART, B. (1966). *Limnologie*. Ed. Gauthier-Villars. Paris.
- EFFLER, S. W., et al. (1980). Whole lake responses to low level copper sulfate treatment. *Water Res.* 14: 1489-1499.
- ELORANTA, P. (1974). Studies on the phytoplankton in Lake Keuruselkä. *Ann. Bot. Fennici*, 11: 13-24.
- ELORANTA, P. (1976). Phytoplankton and primary production in situ in the lakes Jyväsjärvi and North Päijänne in summer 1974. *Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä* 2: 51-66.
- ELORANTA, P. (1976). Species diversity in the phytoplankton of some Finnish lakes. *Ann. Bot. Fennici*, 13: 42-48.
- ELORANTA, P. (1978). Effects of size of sample counted in phytoplankton analyses *Ann. Bot. Fennici* 15: 169-176.
- ELORANTA, P. & ELÖRANTA, V. (1980). Algal assays on waters receiving sulphite and sulphate cellulose effluents. *Ann. Bot. Fennici* 17: 26-34.

- ELORANTA, P. (1980). Winter phytoplankton in a pond warmed by a thermal power station. *Ann. Bot. Fennici* 17: 264-275.
- FALCONER, I. R. (1978). Isolation, characterization and pathology of a toxin from a Microcystis aeruginosa (=Anacystis cyanea) bloom. *Aust. J. Biol. Sci.* 31: 209-218.
- FALCONER, I. R. et al. (1981). Liver pathology in mice in poisoning by the blue-green alga Microcystis aeruginosa. *Aust. J. Biol. Sci.* 34: 179-187.
- FALKNER, G. et al. (1980). The regulation of the energy-dependent phosphate uptake by the blue-green alga Anacystis nidulans. *Planta* 149: 138-143.
- FALLON, R. D. & BROCK, T. D. (1980). Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation, and decomposition in Lake Mendota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.* 25, 1: 72-88.
- FALLON, R. D. & BROCK, T. D. (1981). Overwintering of Microcystis in Lake Mendota. *Freshw. Biol.* 11: 217-226.
- FLINT, E. A. (1950). An investigation of the distribution in time and space of the algae of a British reservoir. *Hydrobiol.* 2: 217-240. La Haya.
- FOGG, G. E. (1965). *Algal cultures and phytoplankton ecology*. The Athlone Press of the University of London. Wisconsin.
- FOGG, G. E. (1969). The physiology of an algal nuisance. *Proc. Royal Soc. B.* 173: 175-189.
- FOTT, B. (1948). Taxonomical studies on Chroococcales II. *Studia Bot. Czechoslov.* 9, 1: 6-17.
- FOTT, B. (1948). A monograph of the genera Lagerheimia and Chodatella. *Taxonomical Studies on Chlorococcales III*. Meeting of the Czechoslovak National Research Council.
- FOTT, B. (1960). Taxonomische Übertragungen und Namensänderungen unter den Algen. *Preslia*, 32: 142-154.

- FOTT, B. (1969). Studies in Phycology. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- FOTT, B. (1974). Taxonomische Übersicht der Gattung *Ankyra* FOTT 1957 (Characiaceae, Chlorococcales). *Preslia*, 46: 289-299. Praga.
- FOTT, B. (1976). *Oocystis* und verwandte Gattungen aus der Unterfamilie der Oocystoideae; Namensänderungen, taxonomische Notizen und Bestimmungsschlüssel. *Preslia*, 48: 193-206. Praga.
- FOTT, B. (1977). Taxonomische Übersicht der Gattung *Actinastrum* und der Unterfamilie Actinastroideae (Scenedesmaceae). *Preslia* 49: 1-8. Praga.
- PREMPONG, E. (1981). Diel periodicity in the chemical composition of lake phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* 92, 2: 457-495. Stuttgart.
- DEWMPONF, W. (1981). Diel variation in the abundance, vertical distribution, and species composition of phytoplankton in a eutrophic English lake. *J. of Ecol.* 69: 919-939.
- FREVERT, T. (1980). Dissolved oxygen dependent phosphorous release from profundal sediments of lake Constance (Obersee). *Hydrobiol.* 74: 17-28. La Haya.
- FURET, J. E. & BENSON-EVANS; K. (1982). An evaluation of the time required to obtain complete sedimentation of fixed algal particles prior to enumeration. *Br. phycol. J.* 17: 253-258.
- GIBSON, C. R. (1972). The algicidal effect of copper on a green and on a blue-green alga and some biological implications. *J. appl. Ecol.* 9: 513-518.
- GIBSON, C. E. & FITZSIMONS, A. G. (1982). Periodicity and morphology of planktonic blue-green algae in an unstratified lake (Lough Neagh, Northern Ireland). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 67, 4: 459-476.
- GODFREY, P. J. (1982). The eutrophication of Cayuga Lake: a historical analysis of the phytoplankton response to phosphate detergents. *Freshw. Biol.* 12: 149-166.

- GOLDMAN, C. R. & WETZEL, R. G. (1963). A study of the primary productivity of Clear Lake, Lake County, California. *Ecology*, 44: 283-294.
- GORHAM, P. & CARMICHAEL, W. W. (1979). Phycotoxins from blue-green algae. *Pure & Appl. Chem.* 52: 165-174.
- GRANTHAM, B. (1981). The Loch Eil project: chlorophyll a and nutrients in water column of Loch Eil. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 55: 283-297.
- HAFFNER, G. D.; HARRIS, G. P. & JARAI, M. K. (1980). Physical variability and phytoplankton communities III. Vertical structure in phytoplankton population. *Arch. Hydrobiol.* 89, 3: 363-381.
- HALLEGRAEF, G. M. (1977). Pigment diversity in freshwater phytoplankton II. Summer succession in three Dutch lakes with different trophic characteristics. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 62, 1: 19-39.
- HAJDU, L. (1977). Algal species diversity in two eutrophic fishponds. *Acta Bot. Acad. Scient. Hung.* 23: 77-90.
- HAJDU, L. (1977). Algal species diversity in two eutrophic fishponds. *Acta Bot. Acad. Scient. Hung.* 23: 333-351.
- HARRIS, G. P.; HEANEY, S. I. & TALLING, J. F. (1979). Physiological and environmental constraints in the ecology of the planktonic dinoflagellate *Ceratium hirundinella*. *Freshw. Biol.* 9, 5: 413-428.
- HARRIS, G. P. et al (1980). Physical variability and phytoplankton communities I. The descriptive limnology of Hamilton Harbour. *Arch. Hydrobiol.* 88, 3: 303-327. Stuttgart.
- HARRIS, G. P. (1980). Physical variability and phytoplankton communities II. Primary productivity by phytoplankton in a physically variable environment. *Arch. Hydrobiol.* 88, 4: 393-425. Stuttgart.

- HARRIS, G. P. & PICCININ, B. B. (1980). Physical variability and phytoplankton communities IV. Temporal changes in the phytoplankton community of a physically variable lake. Arch. Hydrobiol. 89, 4: 447-473. Stuttgart.
- HEGEWALD, E. (1974). Bericht über seltene Grünalgen aus Dortmund, mit einem Schlüssel für die Gattung Scenedesmus. Dort. Beitr. Landesk. 7: 61-74.
- HEGEWALD, E. & SCHNEPF, E. (1974). Beitrag zur Kenntnis der Grünalgenart Scenedesmus verrucosus ROLL. Arch. Hydrobiol. Suppl. 46: 151-162. Stuttgart.
- HEGEWALD, E. ; JEEJI-VAI, N. & HESSE, M. (1975). Taxonomische und floristische Studien and Planktonalgen aus undarischen Gewässern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 46: 392-432. Stuttgart.
- HEGEWALD, E. (1977). Scenedesmus communis HEGEWALD, a new species and its relation to Scenedesmus quadricauda (TURP.) BREB. Arch. Hydrobiol. Suppl. 51, Algolog. Stu. 19: 142-155. Stuttgart.
- HEGEWALD, E. et al. (1979). Geschichte und Stand der Systematik der Grünalgen-gattung Scenedesmus. Schweiz. Z. Hydrobiol. 40: 320-342.
- HEGEWALD, E. (1979). Vergleichende Beobachtungen an Herbarmaterial und Freilandmaterial von Scenedesmus. Arch. Hydrobiol., Suppl. 56. Algolog. Stu. 24: 264-286. Stuttgart.
- HENNING, M. & KOHL, J. G. (1981). Toxic blue-green algae water blooms found in some lakes in the German Democratic Republic. Int. Revue ges. Hydrobiol. 66, 4: 553-561.
- HERVE, S. & PERTTI, H. (1982). Some factors affecting the determination of chlorophyll a in algal samples. Ann. Bot. Fennici 19: 211-217.
- HERGENRADER, G. (1980). Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968 - 73 I. The effects of eutrophication on standing crop and composition of phytoplankton. Hydrobiol. 71: 61-82. La Haya.

- HERGENRADER, G. (1980). Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968
73 II. Changes in physical and chemical parameters of eutrophication. Hydro
biol. 74: 225-240. La Haya.
- HEYNIG, H. (1979). Einige Bemerkungen und Beobachtungen zur Gattung *Plancto-*
myces GIMESI (Caulobacteriales). Arch. Protistenk. 122: 275-281.
- GEYNIG, H. (1979). Einige interessante Phytoplankter aus Gewässern des Be-
zirks Halle (DDR). Arch. Protistenk. 122: 1-8.
- HEYNIG, H. (1979). Interessante Phytoplankter aus Gewässern des Bezirks
Halle (DDR) II. Arch. Protistenk. 122: 282-289.
- HEYNIG, H. (1980). Beobachtungen an einer planktischen Massenentwicklung
von *Euglena acus* EHRENB. Arch. Protistenk. 123: 27-30.
- HEYNIG, H. (1980). Interessante Phytoplankter aus Gewässern des Bezirks
Halle III. Arch. Protistenk. 123: 349-357.
- HICKEL, B. (1982). A helical, bloom-forming *Anabaena*-like blue-green alga
(Cynophyta) from hypertrophic lakes. Arch. Hydrobiol. 95, 1/4: 115-124.
Stuttgart.
- HICKMAN, M. (1979). Phytoplankton production in a small eutrophic lake in
Central Alberta, Canada. Int. Revue ges. Hydrobiol. 64, 5: 643-659.
- HICKMAN, M. (1980). Phosphorous, Chlorophyll and eutrophic lakes. Arch. Hy
drobiol. 88, 2: 137-145. Stuttgart.
- HINDAK, F. (1962). Systematische Revision der Gattungen *Fusola* SNOW und
Elakatothrix WILLE. Preslia 34: 277-292.
- HINDAK, F. (1963). Systematik der Gattungen *Koliella* gen. nov. und *Raphido-*
nema LAGERH. Nova Hedwigia, VI: 95-125.
- HINDAK, F. (1978). The genus *Gloeocystis* (Chlorococcales, Chlorophyceae).
Preslia 50: 3-11. Praga.

- HINDAK, F. (1981). On some algal species living in the mucilage of the colonial blue-green alga Microcystis aeruginosa^{no}. *Biología* 36, 10: 809-816.
- HOBRO, R. & WILLEN, E. (1977). Phytoplankton counting. Intercalibration results and recommendations for routine work. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 62, 6: 805-811.
- HOLM, N. P. & ARMSTRONG, D. E. (1981). Role of nutrient limitation and competition in controlling the populations of *Asterionella formosa* and Microcystis aeruginosa in semicontinuous culture. *Limnol. Oceanogr.* 26, 4: 622-634.
- HORN, W. (1981). Phytoplankton losses due to zooplankton grazing in a drinking water reservoir. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66, 6: 787-810.
- HORTOBAGYI, T. (1965). Neue Planctomyces-Arten. *Bot. Közlem.* 52/3: 113-115.
- HORTOBAGYI, T. (1966). *Lagerheimia* convergencies in the fishponds of Buzzak. *Acta Biol. Hung.* 16, 4: 327-333.
- HORTOBAGYI, T. (1968). Planctomyces from Vietnam. *Acta Phytopatolog. Acad. Sci. Hung.* 3: 271-273.
- HORTOBAGYI, T. (1971). On some new *Scenedesmus* I. *Acta Biol. Acad. Sci. Hung.* 22, 4: 375-384.
- HORTOBAGYI, T. (1980). Planctomycesek és algák a Tatai Öreg-Tóból. *Bot. Közlem.* 66, 3: 143-164.
- HORRIGAN, S. G. & McCARTHY, J. J. (1982). Phytoplankton uptake of ammonium and urea during growth on oxidized forms of nitrogen. *J. of Plankton Res.* 4, 2: 379-389.
- HRBACEK, J & STRASKRABA, M. (1966). Horizontal and vertical distribution of temperature, oxygen, pH and water movements in Slapy reservoir (1958 - 1968). *Hydrobiol. Súd. Czechoslovak Acad. Sci. Praga.*

HUBER-PESTALOZZI, G. (1938 - 72). Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie. Die Binnengewässer, XVI. Teil 1: Allgemeinen, Blaualgen, Bakterie, Pilze, 342 pp. Teil 2: (1): Chrysophyceen, Farblose Flagellaten, Heterokonten 365 pp. (2): Diatomeen, 549 pp.; Teil 3: Cryptophyceen, Chloromonadinen, Peridineen, 310 pp.; Teil 4: Euglenophyceen, 606 pp.; Teil 5: Chlorophyceen, Volvocales, 744 pp.; Teil 6 (por FOTT): Chlorophyceae, Tetrasporales, 116 pp.

HUGES, J. C. & LUND, J. W. G. (1962). The rate of growth of *Asterionella formosa* HASS. in relation to its ecology. Arch. Mikrobiol. 42: 117-129.

HUMPHRIES, S. E. & WIDJAJA, F. (1979). A simple method for serating cells of *Microcystis aeruginosa* for counting. Br. Phycol. J. 14: 313-316.

HUSTEDT, F. (1930). Kieselalgen (Diatomeen). Die Süßwasserflora Deutschlands, Osterreichs und der Schweiz. G. Fischer. Jena.

HUTCHINSON, G. E. (1957). A treatise on Limnology. I: Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons INC. Nueva York.

HUTCHINSON, G. E. (1967). A treatise on Limnology II: Introduction to lake Biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons INC. Nueva York.

ISLAM, A. D. M. N. & MUNIRUZZAMAN, K. (1981). Euglenophyta of Bangladesh. I. Genus *Trachelemonas* EHR. Int. Revue ges. Hydrobiol. 66, 1: 109-125.

JACOBSON, L. & HALMANN, M. (1982). Polyphosphate metabolism in the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*, J. Plankton Res. 4, 3: 481-488.

JAVORNICKY, P. (1967). Some interesting algal flagellates. Fol. geobot. phyto taxonom. 2: 43-67.

JAVORNICKY, P. (1976). Minute species of the genus *Rhodomonas* KARSTEN (Cryptophyceae). Arch. Protistenk. 118: 98-106.

- JONES, R. I. (1977). A comparison of acetone and methanol as solvents for estimating the chlorophyll a and phaeophytin a concentrations in phytoplankton. *Ann. Bot. Fennice* 14: 65-69.
- JONES, R. I. (1979). Notes on the growth and sporulation of a natural population of Aphanizomenon flos-aquae. *Hydrobiol.* 62: 55-58.
- JORGENSEN, F. G. (1969). The adaptation of plankton algae IV. Light adaptation in different algal species. *Physiol. Plant.* 22: 1307-1315.
- KAIRESALO, T. (1980). Comparison of in situ photosynthetic activity of epiphytic, epipelagic and planktonic algal communities in an oligotrophic lake. Southern Finland. *J. Phycol.* 16: 57-62.
- KALFF, J. (1972). Net plankton and nanoplankton production and biomass in a north temperature zone lake. *Limnol. Oceanogr.* 17, 5: 712-721.
- KAPPERS. (1983). Growth kinetics of the cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. Congreso SIL. Lyon.
- KASHYAP, A. K. & GUPTA, S. L. (1982). Effect of lethal copper concentrations on nitrate uptake, reduction and nitrite release in Anacystis nidulans. *Zitschr. Pflanzenphysiol.* 107, 4: 289-294.
- KILHAM, P. (1971). A hypothesis concerning silica and the freshwater planktonic diatoms. *Limnol. Oceanogr.* 16, 1: 10-18.
- KILHAM, S. S. & KILHAM, P. (1975). Melosira granulata (EHR.). RALFS: morphology and ecology of a cosmopolitan freshwater diatom. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 2716-2721. Stuttgart.
- KILHAM, S. S. & MECHLING, J. A. (1982). Temperature effects on silicon limited growth of the Lake Michigan diatom Stephanodiscus minutus (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 18, 2: 199-205.
- KNOECHEL, R. & KALFF, J. (1975). Algal sedimentation: the cause of a diatom - blue-green succession. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 19: 745-754.

- KOMAREK, J. (1974). The morphology and taxonomy of crucigenioid algae (Scenedesmaceae, Chlorococcales). Arch. Protistenk. 116: 1-75.
- KOMAREK, J. & PERMAN, J. (1978). Review of the genus Dictyosphaerium (Chlorococcales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 51, Algol. Stu. 20: 233-297. Stuttgart.
- KONOPKA, A. & BROCK, T. D. (1978). Changes in photosynthetic rate and pigment content of blue-green algae in Lake Mendota. Appl. Environm. Microbiol. 35, 3: 527-532.
- KOVACIK, L. (1975). Taxonomic review of the genus Tetraedron (Chlorococcales). Arch. Hydrobiol. Suppl. 46, Algol. Stu. 13: 354-391. Stuttgart.
- LANGOWSKA, I. (1982). Utilization of organic phosphates by selected bacteria and algae. Water Res. 16: 161-167.
- LAZERTE, B. (1980). The stationary phase of a natural population of Asterionella formosa (Bacillariophyceae) limited by silica. Arch. Hydrobiol. 90, 1: 26-38. Stuttgart.
- LEE, G. F. et al. (1980). Progresos recientes en la estimación de la respuesta de los lagos y embalses a las aportaciones de nutrientes. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid.
- LEHMAN, J. T. (1979). Physical and chemical factors affecting the seasonal abundance of Asterionella formosa HASS. in a small temperate lake. Arch. Hydrobiol. 87, 3: 274-303. Stuttgart.
- LIND, O. T. (1983). Phytoplankton population patterns and trophic state relationships in an elongate reservoir. Congreso SIL. Lyon.
- LORENZEN, C. J. (1967). Determination of chlorophyll and phaeopigments: Spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. 12: 343-346.
- LVOSTAD, O. & WOLD, T. (1983). Determination of external concentrations of available phosphorus for phytoplankton populations. Congreso SIL. Lyon.

- LUND, J. W. G. (1957). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiol.* 10: 143-170. La Haya.
- LUND, J. W. G. (1949). Studies on *Asterionella* I. The origin and nature of the cells producing seasonal maxima. *J. Animal Ecol.* 37: 389-419.
- LUND, J. W. G. (1950). Studies on *Asterionella formosa* HASS. II Nutrient depletion and the spring maximum. *J. Animal Ecol.* 38: 1-35.
- LUND, J. W. G. (1954). The seasonal cycle of plankton diatom *Melosira italica* (EHR.) KUTZ. subsp. subarctica O. MULLER. *J. Ecol.* 42: 157-189. Londres.
- LUND, J. W. G. (1955). Further observation on the seasonal cycle of *Melosira italica* (EHR.). KUTZ. subsp. subarctica O. MULLER. *J. Ecol.* 43: 90-102. Londres.
- LUND, J. W. G. (1964). Primary production and periodicity of phytoplankton. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 15: 37-56. Stuttgart.
- LUND, J. W. G. (1965). The ecology of the freshwater phytoplankton. *Biol. Rev.* 40: 231-293.
- MACKERETH, F. J. (1952). Phosphorous utilization by *Asterionella formosa* HASS. *J. experiment. Bot.* 4, 12: 296-313.
- MARGALEF, R. (1955). Los organismos indicadores en la limnología. *Biología de las aguas continentales* 12, 300pp.
- MARGALEF, R. (1966). Ecological correlation and the relationship between primary productivity and community structure. En GOLDMAN, C. R. (Ed.). *Primary productivity in aquatic environments*: 357-364. University of California Press.
- MARGALEF, R. et al. (1973). Plankton production and water quality in Spanish reservoirs. First report on a research project. XI Congress on large dams. Madrid.

- MARGALEF, R. (1974). Ecología. Ed. Omega. Barcelona. 952pp.
- MARGALEF, R. (1975). Introducción al estudio de los lagos pirenaicos. *Naturalia hispanica* 4. Publicaciones del Ministerio de Agricultura.
- MARGALEF, R. et al. (1976). Limnología de los embalses españoles. Servicio de publicaciones del MOPU.
- MARKER, A. F. H. et al. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14: 91-106. Stuttgart.
- MARTINEZ MILAGROSA, R. (1978). Taxonomy and Ecology of algae in fishponds and fishpens of Laguna de Bay, Philippines. *Microb. Ecol.* 4: 76-79. Heidelberg.
- McKNIGHT, D. (1981). Chemical and biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress.: A field study of the CuSO_4 treatment of mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. *Limnol. Oceanogr.* 26: 518-531.
- MEGARD, R. O. (1972). Phytoplankton, photosynthesis, and phosphorous in lake Minnetonka, Minnesota. *Limnol. Oceanogr.* 17: 68-87.
- MOLL, R. A. (1983). Heterotrophy by phytoplankton and bacteria in Lake Michigan. Congreso SIL. Lyon.
- MOORE, J. W. (1980). Seasonal cycles of zooplankton and related phytoplankton development in three shallow, mesotrophic lakes in Northern Canada. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 65: 357-378.
- MORGAN, K. C. & KALFF, J. (1979). Effect of light and temperature interactions on growth of Cryptomonas erosa (Cryptophyceae). *J. Phycol.* 15: 127-134.
- MORRIS, I. (1980). The physiological ecology of phytoplankton. *Stu. Ecol.* 7 Blackwell.

- MORTIMER, C. H. (1981). The oxygen content of air-saturated fresh waters over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. *Mitt. internat. Verein Limnol.* 22. Stuttgart.
- MOSS, B. (1967). A spectrophotometric method for the estimation of percentage degradation of chlorophylls to phaeopigments in extracts of algae. *Limnol. Oceanogr.* 12: 335-340.
- MOSS, B. (1967). A note of the estimation of chlorophyll a in freshwater algal communities. *Limnol. Oceanogr.* 12: 340-342.
- MOSS, B. (1977). Factors controlling the seasonal incidence of *Pandorina morum* (MULL.) BORY (Chlorophyta, Volvocales) in a small pond. *Hydrobiol.* 55: 219-223. La Haya.
- MURGEL BRANCO, S. & CARDINALE BRANCO, W. (1967). Identificação e importancia dos principais generos de algas de interesse para o tratamento de águas e esgotos. *Rev. depart. aguas esgot.* 13: 39-98.
- NAKANISHI, M. & MONSI, M. (1976). Factors that control the species composition of freshwater phytoplankton, with special attention to nutrient concentration. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 61, 4: 439-470.
- NALEWAJKO, C. & LEE, K. (1981). Phosphorous kinetics in Lake Superior: light intensity and phosphate uptake in algae. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 224-232.
- NAUWERCK, D. (1963). Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. *Symbol. Bot. Upsaliensis* 17: 1-163.
- NICHOLLS, K. H. (1978). An evaluation of phosphorous-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 63: 141-154.
- NORRIS, J. R. & RIBBONS, D. W. (1969). *Methods in Microbiology.* 3 B. Academic Press. Londres.

- OGAWA, R. E. & CARR, J. F. (1969). The influence of nitrogen on heterocyst productin in blue-green algae. *Limnol. Oceanogr.* 14: 342-351.
- ORTIZ CASAS, J. L. (1982). Contaminación en cuencas, eutrofización en embalses. *Bol. Inform. Medio amb.* 21: 13-27.
- OSTROFF, C. R. & VAN VALKENBURG, S. D. (1978). The fine structure of Pseudopedinella pyriforme CARTER (Chrysophyceae). *Br. Phycol. J.* 13: 35-49.
- OSTROFF, C. R. et al. (1980). Growth rates of Pseudopedinella pyriforme (Chrysophyceae) in response to 75 combinations of light, temperature and salinity. *J. Phycol.* 16: 421-423.
- OSTROFSKY, M. L. & PEAIRS, H. J. (1981). The relative photosynthetic efficiency of Asterionella formosa HASS. (Bacillariophyta) in natural plankton assemblages. *J. Phycol.* 17: 230-233.
- PACE, M. L. (1982). Planktonic ciliates: their distribution, abundance and relationship to microbial resources in a monomictic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1106-1116.
- PAERL, H. W. (1976). Specific associations of the blue-green algae *Anabaena* and *Aphanizomenon* with bacteria in freshwater blooms. *J. Phycol.* 12: 431-435.
- PARKER, B. C. et al. (1982). Comparative ecology of plankton communities in seven Antarctic oasis lakes. *J. Plank. Res.* 4, 2: 271-286.
- PARSON, T. R. & STRICKLAND, S. D. (1963). Discussion of spectrophotometric determination of marine plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophyll and carotenoids. *S. Mar. Res.* 21: 155-163.
- PASTERNAK, K. & KASZA, H. (1978). Chemical relations and primary production of the phytoplankton in the warmed water of the reservoir Rybuik. *Acta Hydrobiol.* 20, 4: 305-332. Cracovia.

- PETERSON, R. (1982). Influence of copper and zinc on the growth of a freshwater alga, Scenedesmus quadricauda: The significance of chemical speciation. Environm. Sci. & Techn. 16: 443-447.
- PLANAS, M. D. (1973). Composición, ciclo y productividad del fitoplancton del lago de Banyoles. Oecol. aquat. 1: 4-106. Barcelona.
- PRINGSHEIM (1953). Observations on some species of Trachelemonas grown in culture. new Phytol. 52: 113, 238-266.
- PROCHAZKOVA, L. (1966). Seasonal changes of nitrogen compounds in two reservoirs. Verh. Internat. Verein. Limnol. 16: 603-700. Stuttgart.
- RAI, I. C. (1981). Phycology and heavy metal pollution. Biol. Rev. 56: 99-151.
- REVENGA MARTINEZ DE PAZOS, S. (1983): Estudio ecológico de los crustáceos zooplánctonicos del embalse de Bárcena (León). Tesis doctoral. U.A.M. 219 pp.
- REYMOND, O. (1979). Etude morphologique et systematique des genres Paradoxia et Ankyra (Chlorococcales). Schweizer Z. Hydrol. 40: 350-357.
- REYNOLDS, C. S. (1975). Interrelations of photosynthetic behaviour and buoyancy regulation in a natural population of a blue-green alga. Freshw. Biol. 5: 323-338.
- REYNOLDS, C. S. & WALSBY, A. E. (1975). Water blooms. Biol. Rev. 50: 437-481. Londres.
- REYNOLDS, C. S. (1978). Notes on the phytoplankton periodicity of Rostherne Mere, Cheshire 1967 - 1977. Br. phycol. J. 13: 329-335.
- REYNOLDS, C. S. (1980). Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. Holarct. Ecol. 3: 141-159. Copenague.
- REYNOLDS, C. S. et al. (1981). On the annual cycle of the blue-green alga Microcystis aeruginosa^K ZUTZ. emend. ELENKIN. Phil. Trans. Roy. Soc. London B. Biol. Sci. 293: 419-477. Londres.

- RICHARD, F. A. & THOMPSON, T. G. (1952). The estimation and characterization of plankton population by pigment analysis. II. A spectrophotometric method for the estimation of plankton pigment. *J. Mar. Res.* 11: 156-172.
- RIEMANN, B. & ERNST, D. (1982). Extraction of chlorophylls a and b from phytoplankton using standard extraction technique. *Freshw. Biol.* 12: 217-223.
- RIGLER, F. H. (1964). The phosphorous fractions and the turnover time of inorganic phosphorous in different types of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 9: 511-518.
- ROBARTS, R. D. et al. (1982). Overturn in a hypertrophic, warm, monomictic impoundment (Hartbeespoort Dam, South Africa). *Hydrobiol.* 97: 209-224. La Haya.
- ROTT, E. (1981). Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Scwiezer. Z. Hydrol.* 43: 34-62.
- ROUND, F. E. (1970). The delineation of the genera *Cyclotella* and *Stephanodiscus* by light microscopy, transmission and reflecting electron microscopy. *Nova Hegwigia Lehre 31 Beih.:* 583-604.
- ROUND, F. E. (1982). Some forms of *Stephanodiscus* species. *Arch. Protistenk.* 125: 357-371.
- RUTTNER, F. (1969). *Fundamentals of Limnology.* University of Toronto press. Toronto.
- RUZICKA, J. (1977). *Die Desmidiaceen Mitteleuropas. Band 1.* E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- SCAVIA, D. (1980). An ecological model of Lake Ontario. *Ecol. Mod.* 8: 49-78. Amsterdam.
- SCHINDLER, D. W. (1978). Factors regulation phytoplankton production and standing crop in the world's freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486.
- SCHMIDT, A. & VOROS, L. (1981). A Duna magyarországi alsó szakaszának fitoplanktonja az 1970-es evekben. *Hydrol. Zöz.* 7: 322-332.

- SCHMITT, J. & OLIVE, J. (1980). Interacting effects of light, temperature and nutrients on C-14 uptake of Oscillatoria rubescens DECANDOLLE. *Hydrobiol.* 70: 51-56. La Haya.
- SCHWOERBEL, J. (1966). *Methoden der Hydrobiologie*. Franckh'sche Verlagshandlung. Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. (1974). *Einführung in die Limnologie*. UTB. Gustav Fischer.
- SEPER, A. B. J. (1977). the utilization of dissolved organic compounds in aquatic environments. *Hydrobiol.* 52: 39-54.
- SIVERTSEN, I. (1980). The biomass and species composition of phytoplankton in Lake Hammervatnet, Central Norway, 1975. *Norw. J. Bot.* 27: 37-53. Oslo.
- SKUJA, H. (1948). Taxonomie des Phytoplanktons einiger Seen in Uppland, Schweden. *Symb. Bot. Upsal.* 9, 3: 1-399.
- SKUJA, H. (1956). Taxonomische und biologische Studien über das Phytoplankton schwedischer Binnengewässer. *Nova Acta Reg. Soc. Sci. Upsal. Ser. 4, 16, 3:* 1-404.
- SKUJA, H. (1964). Grundzüge der Algen-Flora und Algenvegetation der Fjeldgegenden um Abisko, im Schwedisch Lappland. *Nova Act. Regiae Soc. Sci. Upsal. Ser. 4, 18, 3:* 465 pp.
- SMITH, V. H. (1979). Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 24: 1051-1064.
- SOSNOWSKA, J. (1977). Qualitative and quantitative studies on phytoplankton and chlorophyll content in the pelagic water of Lake Zarnowieckie in 1974. *Act. Soc. Bot. Pol.* 46: 403-422.
- SPODNIIEWSKA, I. (1978). Phytoplankton as the indicator of lake eutrophication I. Summer situation in 34 Masurian lakes in 1973. *Ekol. Pol.* 23: 53-70.
- STANGE-BURSCHE, E-M. (1963). Beobachtungen und Untersuchungen über die horizontale Phtoplanktonverteilung in Seen *Arch. Hydrobiol.* 59: 351-372. Stuttgart.

- STEEMAN-NIELSEN, E. & VINN-ANDERSON, S. (1969). The effect of deleterious concentrations of copper on the photosynthesis of Chlorella pyrenoidosa. *Physiol. Plant.* 22: 1121-1131.
- STEEMAN-NIELSEN, E. & KAMP-NIELSEN, L. (1970). Influence of deleterious concentrations of copper on the growth of Chlorella pyrenoidosa. *Physiol. Plant.* 23: 828-840.
- STEEMAN-NIELSEN, E. & WINN-ANDERSON, S. (1971). The influence of Cu on photosynthesis and growth of diatoms. *Physiol. Plant.* 24: 480-484.
- STEEMAN-NIELSEN, E. & LAURSEN, H. B. (1976). Effect of CuSO_4 on the photosynthetic rate of phytoplankton in four Danish lakes. *Oikos* 27: 239-242.
- STEENBERGEN, C. L. M. & VERDOUW, H. (1982). Lake Vechten: aspects of its morphometry, climate, hydrology and physico-chemical characteristics. *Hydrobiol.* 95: 11-23.
- STEWART, W. D. P. (1980). Transport and utilization of nitrogen sources by algae. *Microorganisms and nitrogen sources*. John Wiley & Sons.
- STOERMER, E. F. et al. (1973). Water transparency in Southern Lake Michigan in 1971 and 1972. *Proc. 16th Conf. Great Lakes Res.*: 791-807.
- STOKES, P. M. et al. (1973). Heavy metal tolerance in algae isolated from contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Can. J. Bot.* 51: 2155-2168.
- STOKES, P. M. & DREIER, S. I. (1981). Copper requirement of a copper-tolerant isolate of *Scenedesmus* and the effect of copper depletion on tolerance. *Can. J.* 59: 1817-1823.
- STRASKRABA, M.; DESORTOVA, B. & FOTT, J. (1979). zur Methodik der Bestimmung und Bewertung des Chlorophylls a in Oberflächengewässern. *Act. hydrochim. Hydrobiol* 6: 569-590.
- SZE, P. et al. (1972). Distribution of phytoplankton in a polluted saline lake, Onondonaga Lake, New York. *J. Phycol.* 8: 25-37.

- SZE, P. (1975). Possible effect of lower phosphorous concentrations on the phytoplankton in Onondonaga Lake, New York, USA. *Phycol.* 14: 197-204.
- TAKAHASHI, M & SAIJO, Y. (1981). Nitrogen metabolism in Lake Kizaki, Japan. I. Ammonium and nitrate uptake by phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.* 91: 393-407. Stuttgart.
- TARAPCHAK, S. J. et al. (1982). Overestimation of orthophosphorous concentrations in surface waters of Southern Lake Michigan: effects of acid an ammonium molybdate. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 296-304.
- TETT, P. (1982). The Loch Eil project: planktonic pigments in sediments from Loch Eil and the firth of Lorne. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 56: 101-114.
- TILMAN, D. (1982). Resource competition and community structure. Princenton University Press. Princenton. New Jersey.
- TILZER, M. & SCWARZ, K. (1976). Seasonal and vertical patterns of phytoplankton light adaptation in a high mountain lake. *Arch. Hydrobiol.* 77: 488-504. Stuttgart.
- TOETZ, D. W. (1981). Effects on pH, phosphate and ammonia on the rate of uptake on nitrate and ammonia by freshwater phytoplankton. *Hydrobiol.* 70: 23-26. La Haya.
- TOJA, J. (1980). Limnología del embalse de la Minilla durante 1976 I. Ciclo del fitoplancton en relación con los factores del medio. *Oecol. aquat.* 4: 71-88. Barcelona.
- TRAIN, R. E. (1979). Quality criteria for water. Castle House Publications LTD.
- UEHLINGER, U. (1981). Experimentelle Untersuchungen zur Autoökologie von Aphanizomenon fos-aquae. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 60 (Algol. Stud. 28): 260-288. Stuttgart.

- UEHLINGER, U. (1981). Zur Ökologie der planktischen Blaualge Aphanizomenon flos-aquae in Alpenrandseen. Schweiz. Z. Hydrol. 43: 69-88. Basilea.
- UHERKOVICH, G. (1966). Die Scenedesmus-Arten Ungarns. Akad. Kiado. Budapest.
- UNESCO (1966). Determination of photosynthetic pigments in sea-water. Monographs on oceanographic methodology 1. Paris. 70 pp.
- UNESCO (1978). Phytoplankton manual. Monographs on oceanographic methodology 6. Paris.. 337 pp.
- VAN DEN AVYLE et al. (1982). Spatial variations in abundance of phytoplankton, zooplankton, and larval fishes in Center Hill Reservoir. Can. Wat. Ressources. J. 7: 189-214.
- VANCE, B. D. (1965). Composition and succession of cyanophycean water blooms. J. Phycol. 1: 81-86.
- Varios. (1980). Curso sobre eutrofización de lagos y embalses. Publicaciones suplementarias. Madrid.
- Varios (1982). Lutte contre l'eutrophisation des lacs reservoirs en climat chaud. O.M.S. Copenhagen.
- VENKATARAMAN, G. S. & GOYAL, S. K. (1962). A new species of Coelastrum from India. Rev. Algol. 6: 120-125.
- VELASCO DIAZ, J. L. (1978). Estudio limnológico del embalse de San Juan (Madrid). Tesis doctoral. Univ. Complutense. Madrid.
- VERDOUW, H. & DEKKERS, M. J. (1982). Nitrogen cycle of Lake Vechten: concentration patterns and internal mass-balance. Hydrobiol. 95: 191-197.
- VERDOUW, H. & DEKKERS, M. J. (1982). Nitrogen cycle of Lake Vechten (The Netherlands): role of sedimentation. Arch. Hydrobiol. 94: 251-263. Stuttgart.
- VIDAL CELMA, A. (1971). Desarrollo y evaluación del fitoplancton en el reservorio de Sau. Trab. Soc. Cat. Bio. Barcelona 31: 15-27.

- VINCENT, W. F. (1980). The physiological ecology of a *Scenedesmus* population in the hypolimnion of a hypertrophic pond. I. Photoautotrophy II. Heterotrophy. *Br. phycol. J.* 15: 27-34.
- VINCENT, W. F. et al. (1981). Nitrous oxide cycling in lake Vanda. *Antarctica. Nature* 292, 5824: 618-620.
- VINCENT, W. F. (1981). Nitrate accumulation in aerobic hypolimnia: Relative importance of benthic and planktonic nitrifiers in an oligotrophic lake. *Appl. environm. Microbiol.* 42: 565-573.
- VINCENT, W. F. & VINCENT, C. L. (1982). Factors controlling phytoplankton production in Lake Vanda (11°S). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 1602-1609.
- VINCENT, W. F. (1982). Autoecology of an ultraplanktonic shade alga in Lake Tahoe. *J. Phycol.* 18: 226-232.
- WALMSLEY, R. D. et al. (1980). Light penetration and the interrelationships between optical parameters in a turbid subtropical impoundment. *Hydrobiol.* 70: 145-157. La Haya.
- WALL, D. & BRIAND, F. (1980). Spatial and temporal overlap in lake phytoplankton communities. *Arch. Hydrobiol.* 88: 45-57. Stuttgart.
- WARD, A. & WETZEL, R. G. (1980). Interactions of light and nitrogen source among planktonic blue-green algae. *Arch. Hydrobiol.* 90: 1-25. Stuttgart.
- WARD, A. & WETZEL, R. (1980). Photosynthetic responses of blue-green algal populations to variable light intensities. *Arch. Hydrobiol.* 9: 129-138. Stuttgart.
- WATSON, R. A. & OSBORNE, P. L. (1979). An algal pigment ratio as an indicator of the nitrogen supply to phytoplankton in three Norfolk broads. *Freshw. Biol.* 9: 585-594.

- WAWRICK, F. (1980). Sexual reproduction in Dinobryon suecicum LEMM. Var. Longispinum LEMM. and observations in Mallomonas reginae TEIL, Cyptomonas cylindracea SKUJA and Dyctiosphaerium elegans BACHM. Arch. Protistenk. 123: 439-445.
- WETZEL, R. G. (1981). Limnología. Ed. Omega. Barcelona.
- WHITTON, B. A. & HOLMES, N. T. H. (1981). Phytoplankton of four rivers, the Tyne, Wear, Tees and Swale. Hydrobiol. 80: 111-127. La Haya.
- WILDMAN, R. et al. (1975). Development and germination of akinetes of Aphanizomenon flos-aquae. J. Phycol. 11: 96-104.
- WISSMAR, R. C. & LILLEY, M. D. (1983). Zones of nitrification and the production of nitrous oxide in different aquatic systems. Congreso SIL. Lyon.
- WOJCIECHOWSKA, W. & KRUPA, D. (1980). Changes in numbers and biomass of phytoplankton in an alfa-mesotrophic lake Piaseczno in the years 1971-72 and 1975-76. Ekol. Pol. 28: 231-243.
- WURTSBAUGH, W. A. & HORNE, A. J. (1982). Effects of copper on nitrogen fixation and growth of blue-green algae in natural plankton associations. Can. J. of Fish. Aquat. Sci. 39: 1636-1641.
- WYNNE, D. & BERMAN, T. (1980). Hot water extractable phosphorous - an indicator of nutritonal status of Peridinium cinctum (Dinophyceae) from lake Kinneret (Israel). J. Phycol. 26: 46-52.
- ZEVENBOOM, W. et al. (1982). Assesment of factors limiting growth rate of Oscillatoria agardhii in hypertrophic Lake Wolderwijd, 1978, by use of physiological indicators. Limnol. Oceanogr. 27: 39-52.

NOTA.- Los parámetros químicos están en mg/l. Las cifras de algas es por ml. La biomasa en mg/m^3 , la clorofila y fofitina en mg/m^3 .

Fecha: 17. XII. 80												Cota: 33 m		
N Pr.	Temp.	pH	Disco Secchi	Satur. %	NNH ₄	N-NO ₂	NNO ₃	PPO ₄	Ptotal	Si	N° algas	Biom. Clor.a	Feofit.	430 665
1	0										474	486		
1	2										215	330		
1	5										541	468		
1	10										608	399		
1	15										473	435		
1	17										610	340		
2	0										112	37		
Fecha: 18. II. 81												Cota: 32,5 m		
1	0	5	2m	88					1,025		1,026	1,101	5,52	3,3
1	2	5		98							827	942	7,53	3,2
1	4	5		79				0,34			794	979	7,27	3
1	8	5		75				0,49			944	1,177	7,58	2,9
1	17	5		93							697	637	9,69	18
2	0	5	2m	98				0,70			742	1,062	6,48	3,3
2	2	5		90				0,34			1,083	1,266	8,03	3,2
2	5	5		98				0,41			1,180	926	5,78	3,5
2	20	4,8		85							318	240	4,88	4
3	0	5	2m	102				1,275			2,676	2,915	13,74	3,1

Fecha: 28. VII. 81										Cota: 32 m				
N Pr.	Temp.	pH	Disco Secchi	Satur. %	NH ₄	N-NO ₂	NNO ₃	PPO ₄	Ptotal	Si	N° algas	Biom. Clor.a	Feofit.	$\frac{430}{665}$
1 0	23,1		1,5m	158	0,30	0,005	0,03	0,13	0,40	1,40	80.800	9.556		
1 1,5	21,5			115	0,20	0,006	0,03	0,16	0,24	1,31				
1 3	20			62	0,20	0,01	0,022	0,24	0,35	1,31	66.780	4.274		
1 5	16,4			5	0,60	0,013	0,04	0,31	0,37	1,45				
1 12	13,2			2	1,20	0,014	0,07	0,37	0,50	1,49	23.752	1.571		
2 1,5	21		1,5m	103	0,20	0,005	0,02	0,18	0,29	1,45	66.703	4.445		
2 3	19			42	0,30	0,004	0,01	0,20	0,40	1,63	41.986	2.592		
2 3,5	10,7			0	3,00	0,02	0,02	0,75	0,76	2,15	53.669	3.759		
3 1,5	20,6		1,5m	88	0,30	0,005	0,03	0,17	0,51	1,54	6.277	416		
3 3	18,6			28	0,30	0,005	0,035	0,26	0,33	1,73	46.039	2.929		
C 0	23			125	0,7	0,005	0,00	0,36	1,16	1,77	1341.220	94.557		
Fecha: 26. VIII. 81										Cota: 31 m				
1 1	21,8		2m	62	0,15	0,01	0,03	0,16	0,31	1,26	31.543	2.439		
1 4	21,6			67	0,20	0,01	0,03	0,16	0,31	1,35	11.449	895		
1 7	18,6			13	0,35	0,009	0,03	0,24	0,62	1,35	8241	347		
1 13	12,3			0	1,8	0,009	0,03	0,59	0,62	1,49	911	55		
2 1	22,2		1,8m	78	0,16	0,009	0,03	0,22	0,29	1,40	53.461	1.703		
2 7	20,4			5	0,52	0,008	0,03	0,29	0,55	1,40	11.781	541		
2 16	16,4			0	2,0	0,01	0,03	0,72	0,64	1,35	2.487	150		
3 1	22,2		1,5m	80	0,18	0,01	0,03	0,18	0,55	1,35	73.333	6.213		
3 5	21,8			25	0,23	0,01	0,03	0,21	0,59	1,40	25.187	1.804		

Fecha: 16. IX. 81										Cota: 31 m				
N Pr.	Temp.	pH	Disco Secchi	Satur. %	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	PPO ₄	Ptotal	Si	N° algas	Biom. Clor.a	Feofit.	$\frac{430}{665}$
1	0	22,2	2m	105	0,08	0,008	0,01	0,39	0,93	0,33	14916	5,176	8,55	2,54
1	2	22,6		109	0,1	0,008	0,01	0,20	0,55	0,51	11.838	4,488	5,35	2,86
1	4	22		92	0,1	0,01	0,01	0,19	1,14	0,37	5.491	2,118	10,69	2,30
1	14	15,2		0	2,0	0,011	0,01	0,78	1,20	1,54	1.184	129	3,21	3,57
2	2	22,4	2m	92	0,11	0,011	0,01	0,15	0,51	0,33	13.265	18,537	16,57	2,56
2	5	21,6		82	0,17	0,009	0,01	0,18	0,81	0,42	12.013	2,593	17,64	2,29
2	15	16,3		0	1,9	0,012	0,01	0,68	1,32	1,30	733	45	1,60	4,4
3	1	23	1m	102	0,2	0,014	0,021	0,31	0,64	0,56	8.468	5,211	57,20	2,20
3	4	22,4		7	0,65	0,014	0,024	0,31	0,79	0,84	8.640	723	8,55	2,90
C	0	21	1,5m	62	0,65	0,021	0,045	0,34	0,81	1,16	10.741	4,755	21,12	2,25
Fecha: 16. X. 81										Cota: 30, 50 m				
1	0	17,2	2,5m	123	0,92	0,015	0,07	0,26	0,86	0,41	4.842	1,285	10,16	0
1	2	16,8		76	0,7	0,013	0,07	0,24	0,40	0,40	9.942	2,209	8,55	0
1	4	16,7		74	0,74	0,015	0,07	0,24	0,65	0,44	11.632	1,697	16,57	3,85
1	11	16		37	0,98	0,015	0,07	0,30	0,93	0,62	2.859	8,67	8,02	0
2	2	16,9	2,5m	76	0,72	0,016	0,07	0,23	0,57	0,43	16.244	2,042	9,09	0
2	5	16,6		78	0,74	0,017	0,07	0,24	0,71	0,42	5.590	9,82	8,02	0
2	16	12,5		4	3,6	0,007	0,03	1,17	1,32	1,45	537	65	0	0
3	15	17,4	1,5m	83	0,8	0,020	0,06	0,26	0,51	0,51	18.153	3,401	24,59	0
3	3	17,3		74	0,9	0,022	0,07	0,29	0,59	0,54	20.182	3,200	30,47	0
C	0	19,3		94	0,76	0,016	0,07	0,25	0,75	0,42	11.101	1,585	13,90	0

Fecha: 27. XI. 81 Cota: 30 m

N Pr.	Temp.	pH	Disco Secchi	Satur. %	N-NH ₄	N-NO ₂	NNO ₃	PPO ₄	Ptotal	Si	N° algas	Biom. Clor. a Feofit.	430 665
1 0	11,4		2,5m	25	1,4	0,013	0,09	0,35	0,66	0,59	185	1.031	
1 2	11,4			22	1,6	0,017	0,09	0,35	0,54	0,56	254	399	
1 5	11,4			15	1,4	0,018	0,10	0,38	0,66	0,59	78	29	
1 11	11,4			33	1,32	0,020	0,09	0,33	0,73	0,56	176	182	
2 2	11,3		3,5m	18	1,36	0,016	0,09	0,35	0,77	0,56	276	130	
2 5	11,3			54	1,38	0,016	0,09	0,36	0,67	0,55	148	70	
2 13	11,3			26	1,5	0,022	0,08	0,36	0,57	0,54	98	161	
3 05	11,6		1m	82	0,93	0,025	0,08	0,21	0,55	0,64	745	851	
3 25	11,6			81	0,8	0,032	0,11	0,20	0,64	0,60	295	761	
C 0					1,36	0,018	0,09	0,31	0,79	0,51	226	258	

Fecha: 5. I. 82 Cota: 31 m

1 0	7,2		2,5m	70	1,4	0,01	0,29	0,38	0,49	1,12	415	300	
1 2	7,2			74	1,4	0,01	0,29	0,16	0,65	1,12	276	77	
1 5	7,4			71	1,4	0,01	0,28	0,15	0,59	1,12	365	140	
1 15	7,3			65	1,6	0,036	0,43	0,27	0,52	1,49	39	34	
2 2	7,4		2m	75	1,4	0,01	0,30	0,16	0,51	1,12	284	192	
2 5	7,5			67	1,4	0,01	0,31	0,15	0,27	1,21	338	37	
2 13	7,4			65	1,7	0,035	0,32	0,52	0,79	1,31	1	2	
3 1	7,4		1m	63	2,6	0,18	1,9	0,52	0,75	7,48	26	0	
3 3	7,4			69	2,6	0,18	2,3	0,52	0,75	7,48	209	0	

Fecha: 5. II. 82											Cota: 33 m				
N Pr.	Temp.	pH	Disco Secchi	Satur. %	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	PPO ₄	Ptotal	Si	N° algas	Biom. Clor.a	Feofit.	430 665	
1 0	7,5		2m	74	1,7	0,013	0,67	0,20	0,31	1,40	239	77	2,85		
1 1	7,2			75	1,25	0,013	0,71	0,21	0,30	1,42	475	73	1,96		
1 2	7			74	1,28	0,013	0,75	0,28	0,37	1,52	223	90	1,07		
1 5	6,9			76	1,28	0,015	0,79	0,21	0,34	1,52	185	121	3,74		
1 17	6,9			69	1,50	0,024	0,78	0,36	0,44	1,61	79	6	0		
2 2	7,8		2m	83	1,27	0,015	0,74	0,22	0,29	1,46	219	94	10,85	3,6	
2 5	7,3			78	1,25	0,012	0,69	0,17	0,29	1,49	266	97	2,86		
2 16	7,3			80	1,28	0,017	0,76	0,22	0,30	1,59	313	40	6,52	6,82	
3 0,5	7,4		1m	83	2,4	0,069	0,79	0,72	0,98	3,39	15	3	0		
3 3	7,4			82	2,4	0,076	0,83	0,98	0,98	3,04	56	7	0		
Fecha: 12. III. 82											Cota: 34,5 m				
1 0	9,6		2,5m	77	1,12	0,47	0,90	0,19	0,43	1,77	1.541	659	26,73	0	2,25
1 1	9,4			71	1,1	0,49	0,95	0,20	0,37	1,77	1.143	609	5,35	12,11	3,14
1 2,5	9,2			79	1,15	0,48	0,70	0,20	0,37	1,82	1.652	538	26,73	0	2,35
1 5	9,2			74	1,14	0,45	0,72	0,20	0,29	1,87	1.736	762	8,02	8,82	3,33
1 16	8,6			77	1,16	0,51	0,71	0,20	0,37	2,00	1.572	374	24,06	0	2,25
2 1,5	10		3m	61	1,16	0,52	0,70	0,19	0,46	1,96	669	359	13,37	5,35	2,47
2 3	10			75	1,14	0,54	0,81	0,20	0,32	2,05	914	450	22,2		2,11
2 20	8,6			68	1,18	0,51	0,80	0,22	0,31	2,05	722	172	10,69	2,41	3
3 1	12		1m	71	1,42	0,57	0,65	0,46	0,54	3,97	6	1	17,76		3
3 2	12			80	1,42	0,58	0,70	0,46	0,62	4,16	1032	516	13,37	7,22	2,81

Fecha: 24.VI.82		Cota: 35m												
N Pr.	Temp.	pH	Disco Secchi	Satur. %	NNH ₄	N-NO ₂	NNO ₃	PPO ₄	Ptotal	Si	N° algas	Biom. Clora	Feofit.	430 665
1	0	21,6	2m	166	0,04	0,045	0,20	0,26		1,40	2.903	15.137		
1	1	21,4		143	0,04	0,050	0,25	0,31		1,87	3.697	15.078		
1	2	20,6		128	0,04	0,050	0,18	0,27		1,63	71.210	23.134		
1	5	17,8		110	0,04	0,052	0,23	0,28		1,54	4.102	16.769		
1	15	15,6		11	0,95	0,060	0,32	0,39		1,63	990	96		
2	1	21,4	1m	138	0,04	0,051	0,19	0,27		1,77	3.671	10.960		
2	2	20,8		137	0,04	0,055	0,17	0,26		1,63	1.999	8.910		
2	15	15,6		8	1,10	0,060	0,28	0,47		1,87	1.082	216		
3	0,5	22,6	0,5m	93	0,70	0,067	0,16	0,57		2,57	1.780	1.957		
3	2	22,6		92	1,00	0,070	0,12	0,73		2,57	1.803	3.559		
Fecha:		Cota:												

Fecha: 1. XII. 79	Punto	Agua litros	1 (Pres)	2 (Pres)	3 (Embudo)	Nº / ml		
Profundidad		14m	Om	Om	Om			
Especies								
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> CHOD.		759	291	79	641			
<i>Crispifera</i>		644	29	92	10			
<i>Rhodomonas lacustris</i> PAS. et RUTT.		126	118	29	92			
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		118	154	186	132			
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKUJA		31	32	49	18			
<i>Melosira granulata</i> (EHRBG.) RALFS		13	14	60	20			
<i>Ankyra ancota</i> (M.G. SMITH) FOTT		10	0	0	3			
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		5	597	122	50			
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUND.		3	9	6	5			
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		3	129	0	0			
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRBG.		2	0	0	0			
<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH.) EHRBG.		1	1	3	8			
<i>Melosira varians</i> C.A. AGARDH		1	12	0	2			
Otras algas		47	11	13	68			
<i>Navicula</i> sp.		0	16	14	13			
<i>Mallomonas</i> sp.		0	5	0	0			
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZÉ.		0	0	80	0			
<i>Cyclotella comensis</i> GRUN.		0	0	5	0			
<i>Chlamydomonas</i> spp.		0	3	8	1			
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> (W.F.)		0	0	0	1			
<i>Nitzschia acicularis</i> W. SMITH		0	0	0	1			
<i>Oocystis matssonii</i> LEMMERM.		0	0	0	3			
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) SCH		0	0	0	0			
<i>Kephyron</i> sp.		0	0	0	0			

Fecha: 18. XII. 79		Punto	1 (Presa)		2 (Presa)		3 (Emb.)		4 (Presa)		5 (Presa)	
Profundidad			Om.	Om.	Om.	Om.	Om.	Om.	Om.	Om.	Om.	
Especies			Nº / ml									
Asterionella formosa HASSALL			543	712	451	1953	137					
Sphaerocypris schroeteri CHODAT			97	82	262	65	298					
Rhodomonas lacustris PASCH. et RUTT.			92	157	76	170	8					
Cryptomonas tostraphiformis SKUJA			29	39	29	88	1					
Melosira granulata (EHRB.) RALFS			22	30	24	122	15					
Nitzschia palea (KÜTZ.) W. SMITH			2	68	29	9	0					
Staurostrum messikommeri LUND.			7	5	1	1	1					
Fragilaria crotonensis KITTON			21	54	21	37	0					
Cryptomonas erosa EHRENBERG			4	1	0	3	0					
Synedra ulna (NITZSCH.) EHREN.			0	+	+	+	0					
Melosira varians, C. A. AGARDH			0	+	+	0	0					
Otras algas			47	71	8	74	11					
Navicula sp.			1	5	7	0	0					
Fragilaria capucina DESHAZIE.			0	14	16	0	0					
Cyclotella comensis GRUN.			0	10	10	8	3					
Chlamydomonas spp			0	5	0	0	0					
Chlamydocapsa planctonica (W.) F			55	0	16	13	0					
Nitzschia acicularis W. SMITH			0	0	1	0	1					
Ceratiium hirundinella (MÜLLER) SCH			0	0	+	+	0					

Fecha: 12. I. 80	Punto	1 (Pres.)	2 (Pres.)	3 (Emb.)	4 (Pres.)	6 (Pres.)			
Profundidad		0m	0m	0m	0m	0m			
Especies		Nº / m							
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		10.164	7.795	10.053	4.088	2.104			
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. FRUIT.		382	367	649	717	16			
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKUJA		165	174	250	311	33			
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		124	116	48	34	1			
<i>Melosira granulata</i> (EHR.) RALES		72	120	126	138	40			
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> (W.F.)		94	99	89	110	5			
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZIE.		9	26	9	0	0			
<i>Scenedesmus ecornis</i> (RALES) CHOD.		10	10	5	0	0			
<i>Kephyrion</i> sp.		21	11	5	31	0			
<i>Gymnodinium prdinatum</i> SKUJA		7	1	9	8	3			
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		10	11	0	5	0			
<i>Navicula</i> spp.		5	3	5	1	1			
<i>Melosira varians</i> C.A. AGARDH		3	0	0	0	0			
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUND.		3	0	4	3	3			
<i>Englena</i> sp.		1	0	0	0	0			
<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH.) EHRE.		+	0	1	0	0			
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENBG.		0	8	20	17	1			
<i>Nitzschia acicularis</i> W. SMITH		0	1	0	0	0			
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH		0	1	1	3	1			
<i>Cyclotella comensis</i> GRUN.		0	21	26	251	5			
Otras algas		47	131	142	445	105			
<i>Ankyra ancora</i> (N.G. SMITH) F.		0	5	0	0	0			
<i>Mallomonas</i> sp.		0	0	0	0	1			

Fecha: 16. II. 80	Punto	1 (Pres)	4 (Pres)	6 (Pres)	7 (Cola)	8 (Cola)			
Profundidad		Om	Om	Om	Om	Om			
Especies		Nº / m							
<i>Cyclotella comensis</i> GRUN.		79	33.092	165	37.804	24.452			
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		13.830	9.681	3.004	9.841	3.877			
<i>Mallomonas</i> sp.		0	2.147	0	1.545	6.021			
<i>Stephanodiscus astraea</i> (E.) G. MINUTIK. ^{var.}		229	3.161	95	3.644	1.620			
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. ET R.		52	393	13	157	183			
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		733	46	56	118	216			
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> (W.) F.		209	209	0	105	131			
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZIER.		2.454	0	0	0	0			
<i>Melosira granulata</i> (EHR.) RALFS		56	47	10	0	52			
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKU.		20	0	0	0	0			
<i>Scenedesmus cernis</i> (RALFS) CH.		0	0	23	0	0			
<i>Kephyrion</i> sp.		0	79	13	26	26			
<i>Gymnodinium ordinatum</i> SKUJA		7	0	0	0	0			
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		0	26	13	26	0			
<i>Navicula</i> sp.		39	0	23	39	0			
<i>Melosira varians</i> C. A. AGARDH		0	0	0	7	7			
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUN.		26	7	3	0	0			
<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH.) EHRE.		0	0	3	0	0			
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENBG.		7	7	0	0	63			
<i>Nitzschia acicularis</i> W. SMITH		0	6	0	20	0			
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH		17	46	0	281	39			
Otras algas		0	0	118	550	707			
<i>Tetrastrum staurageniaceum</i> (S.) L.		0	0	0	105	0			

Fecha: 15. III. 80	Punto	1 (Pres)	4 (Pres)	6 (Pres)	8 (Cola)				
	Profundidad	Om	Om	Om	Om				
Especies									
Nº / ml									
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		3.410	2.227	994	5				
<i>Stephanodiscus astraea</i> (E.) G. minutula G. ^{van}		1.741	2.049	332	0				
<i>Cyclotella comensis</i> G. van alpestris		9.111	56.122	2.644	0				
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. et RUTT.		209	1.335	183	0				
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		373	65	33	0				
<i>Cyclotella comensis</i> GRUN.		183	79	0	0				
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) DORY		105	105	42	0				
<i>Chlamydomonas</i> spp.		105	26	5	0				
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKUJA		46	92	0	0				
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAREZES		39	118	13	0				
<i>Malomonas</i> sp.		26	26	0	0				
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		26	26	16	55				
<i>Cryptomonas exosa</i> EHRENBERG		13	46	12	0				
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUND.		7	7	1	0				
<i>Melosira granulata</i> (EHRB.) RALES		7	46	0	0				
Otras algas		105	52	110	12				
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH		0	26	0	3				
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNG.) BRÉB.		0	622	0	0				
<i>Monoraphidium contortum</i> (TIGR.) LE.		0	13	0	0				
<i>Oocystis marssonii</i> LEMMERMANN		0	26	1	0				
<i>Euglena</i> spp.		0	13	0	5				
<i>Navicula</i> spp.		0	13	32	8				
<i>Scenedesmus acutus</i> MEYEN		0	26	0	0				
<i>Scenedesmus ecornis</i> (R.) CHOD.		0	0	461	126				

Fecha: 5. V. 80	Punto	Profundidad	1 (Presm)		3 (Emb.)		4 (Presm)		8 (Cola)		Nº / ml
			Om	Om	Om	Om	Om	Om			
Especies											
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. et ROT.			922	1508	738	2189					
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> CHODAT			617	376	42	0					
<i>Scenedesmus ectorhis</i> (RALFS) CHOD.			568	706	1263	858					
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKUJA			432	521	221	187					
<i>Oocystis marssonii</i> LEMMERMANN			94	9	5	0					
<i>Nitzschia</i> spp.			58	10	3	37					
<i>Mallomonas</i> sp.			26	5	0	0					
<i>Dictyosphaerium parvichellum</i> WOO.			10	0	0	0					
<i>Closterium acutum</i> B. var. <i>variabile</i> (L.) K.			7	8	0	0					
<i>Chlamydocapsa plautonica</i> (W.) F.			7	3	0	0					
<i>Carteria</i> sp.			5	0	0	0					
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUNDB.			5	0	0	0					
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENBURG			3	3	0	0					
<i>Opras</i> algas			5	0	0	195					
<i>Monoraphidium contortum</i> (T.) B.			0	0	404	466					
<i>Euglena</i> spp.			0	0	3	68					
<i>Scenedesmus communis</i> HEGER.			0	0	52	37					
<i>Anabaena kos-aquae</i> (LYNG.) BRÄG.			0	0	16	16					
<i>Pseudopedinella erkenis</i> SKUJA			0	0	21	5					
<i>Monoraphidium minutum</i> (N.) L.			0	0	21	42					
<i>Tetrastrum stauragemiae</i> form. (Sk.)			0	0	63	110					
<i>Nitzschia aciculata</i> W. SMITH			0	0	0	3					
<i>Scenedesmus acutus</i> MEYEN			0	0	0	10					
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH			0	0	0	3					

Fecha: 20.V.80	Punto	Profundidad					No / ml				
		1(Torre) 2m	1(Torre) 5m	1(Torre) 10m	1(Torre) 15m	1(Torre) 20m	1(Torre) 25m				
Especies											
Anabaena flos-aquae(LYNG.)BRED.		3373	1.784	546	88	23	88				
Sphaerocystis Schroeteri CHODAT		1257	1.674	527	52	16	58				
Microcystis aeruginosa(KUTZ.)KUTZ.		487	0	0	0	0	0				
Rhodomonas lacustris PASCH. & RUTT.		319	241	21	3	8	10				
Carteria sp.		251	131	183	18	0	0				
Cryptomonas rostratiformis SICUJA		60	58	20	1	1	1				
Cryptomonas erosa EHRENBERG		22	23	5	0	0	0				
Fragilaria crotonensis KITTON		16	0	0	3	13	0				
Asterionella formosa HASSALL		10	26	21	3	0	0				
Chlamydocapsa planctonica (W.) F.		13	3	43	0	0	0				
Scenedesmus eornis (RALEF) CHOD.		9	0	8	24	9	29				
Melosira granulata (EHRENB.) RALEF		4	20	10	0	0	0				
Dacythis matssonii LEMMERMANN		3	4	4	1	1	2				
Staurastrum messikommeri LUND.		3	3	1	0	0	1				
Cyclotella comensis GRUN.		0	21	0	0	0	0				
Scenedesmus armatus CHOD.		0	21	0	0	0	0				
Stephanodiscus sp.		0	0	1	0	0	5				
Nitzschia linearis W. SMITH		0	0	3	0	0	0				
Pseudosphaerocystis lacustris N.		0	0	21	0	0	0				
Oscillatoria sp.		0	0	52	0	0	0				
Scenedesmus communis HEGE.		0	0	3	0	0	0				

Fecha: 26. VI. 80	Punto	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)	1(Torre)
Profundidad		1m	5m	10m	15m	20m	22m				
Especies											
N° / ml											
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜT.) KÜT.		32.531	64.473	2.924	1.696	2.306	3.403				
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNG.) BRÉB.		1.780	2.519	280	97	16	51				
<i>Anhanizomenon flos-aquae</i> (LEM.) RAL.		1.173	2.212	118	58	13	157				
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. et RUTT.		571	851	52	16	5	10				
<i>Docystis parva</i> W. et G. S. WEST		330	903	162	63	21	0				
<i>Anabaena planctonica</i> BRUNNTH.		119	249	48	0	0	22				
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENBURG		79	98	10	1	1	1				
<i>Melosira granulata</i> (EHRB.) RALFS		63	160	29	10	0	0				
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTIDN		106	445	17	0	0	13				
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUN.		89	134	11	3	0	3				
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i> CHOD.		58	170	24	0	0	0				
<i>Cyclotella comensis</i> GRUN.		52	170	13	0	0	0				
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		38	52	9	0	0	0				
<i>Ankyra ancora</i> (M.G. SMITH) FOTT		10	0	0	0	0	0				
<i>Melosira distans</i> (EHRENBURG) KÜTZ.		10	0	3	0	0	0				
<i>Monoraphidium contortum</i> (T.) L.		5	0	3	0	0	0				
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) SCH.		1	3	0	0	0	0				
<i>Docystis marssonii</i> LEMMERMANN		0	16	0	0	0	0				
Otras algas		29	118	24	83	24	42				
<i>Chlamydomonas</i> spp.		0	26	0	0	0	10				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> WILLE		0	0	16	0	0	0				
<i>Scenedesmus spinosus</i> CHODAT		0	0	0	335	0	0				

Fecha: 8. IX. 80	Punto	1 (Pres)	4 (Pres)	8 (Cola)	Nº / ml	
Profundidad		Om	Om	Om		
Especies						
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZ.) KÜTZ.		4.618	1.931	0	4.424	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> W.		1.577	1.649	0	1.401	
<i>Lyngbya</i> sp.		419	0	0	0	
<i>Oocystis</i> sp.		352	262	0	340	
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i> CHODAT		490	209	0	681	
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		120	0	0	0	
<i>Oscillatoria</i> sp.		58	0	0	0	
<i>Melosira granulata</i> (EHRENBG.) RALES		13	360	0	1.080	
<i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> (L.) N.		13	13	0	0	
<i>Pandorina motum</i> (MÜLLER) BORY		10	432	0	3.698	
<i>Anabaena flos-aeguae</i> (LYNG.) BREG.		8	46	0	0	
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		5	0	0	52	
<i>Ankyra ancoza</i> (H.G. SMITH) FOTT		5	26	0	0	
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH		3	0	50	39	
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) S.		2	0	0	0	
Otras algas		62	209	42	210	
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. RICHT.		0	131	0	124	
<i>Actinastrum hantzschii</i> LAGERH.		0	52	0	0	
<i>Scenedesmus armatus</i> CHODAT		0	105	0	79	
<i>Cryptomonas prosa</i> EHRENBG.		0	7	0	0	
<i>Scenedesmus communis</i> HEGEW.		0	79	0	131	
<i>Planctomyces bekefi</i> GIMESI		0	79	0	1.126	
<i>Melosira varians</i> C.A. AGARDH		0	0	119	0	
<i>Synedra ulna</i> (NITZSCH) EHREN.		0	0	3	0	

Fecha: 7. X. 80		Punto		1 (Torne)		4 (Pared)		6 (Fresa)		7 (Cola)	
Profundidad		Om	Om	Om	Om	Om	Om	Om	Om	Om	Om
Especies		N° / ml									
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZ.) KÜTZ.		10.812	39.453	19.007	953	10.446					
<i>Dichosphaerium pulchellum</i> WOOD.		15.787	15.158	22.084	165	21.118					
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		8.674	9.196	5.645	318	4.712					
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (LEHM.) R.		0	3.168	0	0	0					
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNG.) BRÉB.		641	2.697	1.296	0	524					
Otras algas		628	0	353	0	0					
<i>Cryptomonas rostratiformis</i> SKU.		92	111	844	0	157					
<i>Staurastrum messikommeri</i> L.		20	13	10	0	7					
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) BORY		52	39	0	0	0					
<i>Scenedesmus armatus</i> CHODAT		52	0	0	0	52					
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		26	0	0	0	0					
<i>Scenedesmus communis</i> HEGE.		26	0	108	0	79					
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENBG.		13	13	118	0	26					
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) S.		4	4	15	0	2					
<i>Melosira granulata</i> (EHR.) RALFS		0	0	+	0	92					
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH		0	0	10	0	0					
<i>Oocystis parva</i> W. ET G. S. WEST		0	26	0	0	0					
<i>Trachelemonas volvocina</i> EHR.		0	0	79	0	78					
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> WILLE		0	33	0	0	39					
<i>Rhodomonas lacustris</i> PAS. FRUIT.		0	52	432	0	105					
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGE.		0	0	314	0	105					
<i>Peridinium willei</i> HUIFT-KAAS		0	0	20	0	33					
<i>Monoraphidium contortum</i> (T.) L		0	0	39	0	0					
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN		0	0	+	7	0					

Fecha: 18. II. 81	Punto	Profundidad	Nº / m										
			1(Torre) 0m	1(Torre) 2m	1(Torre) 4m	1(Torre) 8m	1(Torre) 17m(f)	2(centro) 0m	2(centro) 2m	2(centro) 5m	2(centro) 20m(f)	3(Cola) 0m	
<i>Rhodomonas lacustris</i>	PASCHERUT.		367	304	94	257	209	241	424	461	16	1524	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	KITTON		203	124	190	147	105	63	158	202	77	116	
<i>Cyclotella comensis</i>	GRUN.		152	99	152	126	144	131	157	209	105	246	
<i>Cryptomonas erosa</i>	EHRENBERG		119	102	107	137	65	127	165	86	0	271	
<i>Stephanodiscus astraea</i>	(E.)GRUN.		85	69	134	134	69	122	123	107	47	353	
<i>Coelastrum microporum</i>	NÄGE.		31	31	21	0	52	16	21	21	16	0	
<i>Chlamydomonas</i>	spp.		31	52	47	21	0	16	5	58	10	110	
<i>Asterionella formosa</i>	HASSALL		14	20	5	38	26	13	12	20	30	12	
<i>Trachelemonas volvecina</i>	EHREN.		10	9	7	0	7	4	3	2	0	8	
<i>Scenedesmus armatus</i>	CHODAT		5	5	5	16	0	5	0	0	5	5	
<i>Ceratium hirundinella</i>	(O.F.M.)SCH.		2	2	+	+	+	+	+	0	0	0	
<i>Staurastrum messikommeri</i>	LUND.		+	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Gymmodinium ordinatum</i>	SKUJA		7	4	7	12	16	1	9	8	7	5	
<i>Pediastrum boryanum</i>	(TURP.)ME.		0	5	3	39	0	0	0	0	0	16	
<i>Navicula</i>	sp.		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Phacus</i>	sp.		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Melosira distans</i>	(EHRENBG.)KÜTZ.		0	0	21	0	0	0	5	0	0	0	
<i>Oocystis marssonii</i>	LEMMERMANN		0	0	0	1	3	3	1	5	5	0	
<i>Pseudopedinella erckensis</i>	SKUJA		0	0	0	16	0	0	0	0	0	10	
<i>Trachelemonas hispida</i>	(PERTY)ST.		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
<i>Monoraphidium contortum</i>	(T.)LE.		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	

Fecha: 22. VII. 81	Punto	1(Torre)		2(Centro)		3(Cola)		3(Cola)		Σ(Cola)	Σ(Cola)	Σ(Cola)
		Om	3m	1,5m	3m	1,5m	3m	1,5m	3m			
Profundidad		Nº / m										
Especies												
<i>Microcystis aeruginosa</i> (K.) K.		39.506	66.022	15.080	66.248	41.914	17.750	6.047	44.336	1229.931		
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNG.) BRÉB.		3.096	262	0	298	0	0	196	59	109.269		
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI		0	0	8.508	0	52	35.919	0	1.532	0		
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) R.		5.105	298	157	0	0	0	0	0	2.618		
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) DORY		52	39	0	118	0	0	0	0	0		
<i>Oocystis parva</i> W. et G. S. WEST		0	131	0	0	0	0	0	0	79	0	0
<i>Chlamydomonas</i> spp.		26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cryptomonas ovata</i> EHRENBERG		7	0	0	0	13	0	0	26	0	0	0
<i>Staurastrum messikommeri</i> L.		7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia linearis</i> W. SMITH		7	20	7	3	7	0	0	7	0	0	0
<i>Oocystis marssonii</i> LEMMERMANN		0	1	0	16	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachelemonas vulvocina</i> EHRE.		0	13	0	20	0	0	7	0	0	0	0
<i>Ceratium hirundinella</i> (M.) SCH.		+	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0

Fecha: 16.IX.81	Punto		N° / m									
	Profundidad		1(Torre) 0m	1(Torre) 2m	1(Torre) 4m	1(Torre) 14m(f)	2(Centro) 2m	2(Centro) 5m	2(Centro) 15m(f)	3(Cola) 1m	3(Cola) 4m	3(Cola) 0m
Especies												
<i>Fragilaria crotonensis</i>	KITTON		4.765	4.379	2.515	258	2.958	7.432	0	295	0	2.186
<i>Crucigenia rectangularis</i>	(VÄG.)GAY		3.953	2566	1.157	0	1.963	1.492	0	0	0	2.304
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	W.		524	173	429	0	105	1.031	0	4.503	8.378	1.414
<i>Coelastrum microporum</i>	NÄGELI		419	0	152	508	209	450	79	0	0	0
<i>Chlamydomonas orbicularis</i>	PRIN.		3.089	2.618	482	5	4.398	571	0	157	0	1.623
<i>Pediastrum duplex</i>	MEYEN		314	92	51	0	0	101	0	105	0	0
<i>Monoraphidium minutum</i>	(N.)L.		236	52	26	0	183	42	0	52	0	367
<i>Scenedesmus eornis</i>	(RALES)CHOD.		209	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nephrocytium</i>	sp.		288	0	21	0	0	0	0	0	0	0
<i>Melosira granulata</i>	(EHR.)RALES		183	59	8	0	65	169	0	0	0	151
<i>Monoraphidium contortum</i>	(T.)LEG.		157	105	47	0	157	31	0	52	0	173
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	(W.)F.		157	340	225	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus armatus</i>	CHODAT		105	0	21	0	26	31	0	209	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	(KÜT.)KÜT.		79	52	31	298	1.257	79	654	0	0	209
<i>Oocystis marssonii</i>	LEMMERMANN		79	52	47	0	26	31	0	0	0	26
<i>Scenedesmus acutus</i>	MEYEN		52	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron minimum</i>	(A.B.)HANS.		26	0	11	0	26	10	0	0	0	26
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	P. RICHTER		13	0	0	0	0	37	0	26	0	209
<i>Staurastrum messikommeri</i>	LUNDB.		7	0	1	1	7	0	0	7	0	0
Otras algas			267	345	63	0	393	94	0	0	0	0
<i>Cyclotella glomerata</i>	BACHMAN.		0	26	31	0	288	105	0	685	262	236
<i>Dichotomococcus lunatus</i>	FOTT		0	969	126	0	1.021	136	0	0	0	671
<i>Pediastrum boryanum</i>	(TURP.)MEN.		0	0	42	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oocystis parva</i>	W. et G.S. WEST		0	0	0	5	26	21	0	0	0	0

Fecha: 16. X. 81		Punto		1(Torre)		1(Torre)		1(Torre)		2(Centro)		2(Centro)		3(Cola)		3(Cola)	
Profundidad		0m	2m	4m	11m(f)	2m	2m	4m	11m(f)	2m	5m	16m(f)	15m	3m	3m	3m	0m
Especies		N° / m															
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> W.		2513	7199	8980	759	12593	4136	89	8666	7120	10472						
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		1060	1538	740	857	1289	1263	0	1963	923	33						
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGE.		628	262	1214	942	1571	105	335	1623	890	0						
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. ET RUT.		288	26	0	0	131	0	0	314	26	0						
<i>Cryptomonas erosa</i> EHRENBERG		177	26	29	0	20	7	0	105	20	39						
<i>Cyclotella glomerata</i> BACHNA.		52	105	52	105	262	52	16	4058	8692	0						
<i>Scenedesmus armatus</i> CHODAT		46	0	0	0	0	0	0	105	52	0						
<i>Scenedesmus maximus</i> (W.) CHOD.		26	26	39	52	26	0	3	78	0	0						
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> WILLE		26	0	0	0	0	0	0	0	0	0						
<i>Trachelemonas volvocina</i> EHR.		26	13	13	20	13	7	0	33	26	0						
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN		0	151	0	0	65	0	0	105	0	0						
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZ.) KÜTZ.		0	105	0	0	0	0	58	209	52	524						
<i>Scenedesmus eornis</i> (RALES) CHO.		0	52	26	65	0	0	0	0	209	0						
<i>Oocystis marssonii</i> LEMMERMANN		0	52	209	7	26	0	21	26	157	0						
<i>Melosira granulata</i> (EHRBG.) RALE.		0	33	0	0	0	0	0	183	131	0						
<i>Chlamydomonas planctonica</i> (W.F.		0	209	0	0	52	0	0	0	0	0						
<i>Monoraphidium contortum</i> (T.) L.		0	26	0	0	26	0	0	193	314	0						
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUNDB.		0	14	26	26	13	20	0	13	0	33						
Otras algas		0	79	209	0	0	0	0	0	79	0						
<i>Scenedesmus denticulatus</i> LAG.		0	0	105	0	0	0	0	0	0	0						
<i>Scenedesmus communis</i> HEGEW.		0	0	0	26	0	0	0	0	0	0						
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. RICHT.		0	0	0	0	157	0	0	52	26	0						
<i>Trachelemonas hispida</i> (P.) STE.		0	0	0	0	0	0	5	0	0	0						
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) M.		0	0	0	0	0	0	10	52	838	0						

Fecha: 27. XI. 81	Punto	1(Torre) 0m	1(Torre) 2m	1(Torre) 5m	1(Torre) 11m(1)	2(Centro) 2m	2(Centro) 5m	2(Centro) 13m	3(Cala) 0.5m	3(Cala) 2.5m	3(Cala) 6(50ft)
Profundidad											
Species		N° / ml *N°/l									
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		109	106	48	60	80	45	39	0	0	27
<i>Cryptomonas ovata</i> EHRENDERG		27	52	1	26	7	4	4	219	209	67
<i>Rhodomonas lacustris</i> PASCH. et R.		26	31	0	47	0	5	0	131	79	26
<i>Chlorella vulgaris</i> BEIJERINCK		10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI		5	5	0	0	64	0	8	419	0	0
<i>Oocystis marssonii</i> LEMMERMANN		5	0	0	5	26	0	0	0	0	0
<i>Trachelemonas volvocina</i> EHREN.		3	16	8	9	11	5	4	13	7	1
<i>Oocystis parva</i> W. et G. S. WEST		0	21	0	0	0	5	31	0	0	0
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> (W. F.)		0	21	0	0	0	5	31	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp.		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum duplex</i> M		0	0	21	0	9	0	0	0	0	0
<i>Peridinium willei</i> HUIFT-KAAS		0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Cryptomonas</i> sp.		0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus maximus</i> (W. C.)		0	0	0	8	5	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium contortum</i> L.		0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		0	0	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i> (K.) KÜTZ.		0	0	0	0	73	42	0	0	0	84
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		0	0	0	0	0	0	7	0	0	0
<i>Crucigenia rectangularis</i> G.		0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
<i>Scenedesmus armatus</i> CHOD.*		0	0	0	0	0	0	0	13	0	0
* <i>Closterium limneticum</i> L. fallax R.*		160	200	20	0	0	0	0	0	0	20
* <i>Closterium renus</i> KÜTZ. ex RALFS*		60	180	0	0	0	40	0	0	0	0
* <i>Tintinnopsis</i> sp 1*		0	440	2920	2940	4160	3720	4360	4600	6000	80

Fecha: 12. III. 82	Punto	Profundidad	Especies													
			* N / ml													
			1(Torre)			2(Torre)			3(Torre)			2(centro)			3(Cola)	
			0m	1m	2.5m	5m	16m (f)	15m	3m	20m (f)	1m	2m				
Especies			N° / ml													
<i>Asterionella formosa</i>	HASSALL		746	720	531	784	419	436	559	173	0	173				
<i>Coelastrum microporum</i>	NÄGELI		513	276	958	812	408	136	236	505	0	193				
<i>Cyclotella glomerata</i>	BACHMANN		157	94	110	42	42	37	5	10	5	581				
<i>Docyctis parva</i>	W. et G. S. WEST		58	0	0	26	42	26	63	21	0	21				
<i>Docyctis marssonii</i>	LEMMERMANN		26	5	0	10	0	5	21	0	0	0				
<i>Trachelemonas volvocina</i>	EHRENBG.		16	20	35	25	10	12	30	1	0	5				
<i>Pediastrum boryanum</i>	(TURP.) MEN.		12	0	0	22	42	0	0	0	0	0				
<i>Koliella longisetata</i>	(VISCHER) HIND.		5	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Kephyrion</i>	sp.		5	0	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Synedra acus</i>	H.G.		1	1	1	5	5	0	0	1	1	2				
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	(W.F.)		1	3	0	0	1	0	0	0	0	0				
Otras	algas		1	0	0	0	0	0	0	0	0	26				
<i>Scenedesmus ecarinis</i>	(RALEFS) CHO.		0	10	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Scenedesmus armatus</i>	CHODAT		0	5	0	0	10	0	5	0	0	0				
<i>Chlamydomonas</i>	spp.		0	5	16	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Trachelemonas hispida</i>	(P.) ST.		0	4	1	0	1	0	0	0	0	0				
<i>Peridinium willei</i>	HUIET-KAAS		0	+	+	+	0	+	+	0	0	0				
<i>Closterium limneticum</i>	L. var. <i>fillax</i> R.		0	+	0	0	0	1	0	1	0	+				
<i>Stephanodiscus astraea</i>	(E.) GR.		0	0	0	10	0	0	0	0	0	31				
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	(L.) CR.		0	0	0	0	0	0	0	10	0	0				
<i>Scenedesmus communis</i>	HEGEN.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	10				
<i>Leptothrix echinata</i>	BEGER		0	0	0	0	592	0	0	0	0	0				
* <i>Tintinnopsis</i> sp 1*			420	1280	1960	3520	3440	620	1360	2040	20	40				
* <i>Tintinnopsis</i> sp 2*			0	11400	12900	16760	2940	7440	7580	3140	0	0				

Fecha: 6. IV. 82	Punto	Profundidad	Especies													
			1(Torre) 0m	1(Torre) 1m	1(Torre) 2m	1(Torre) 5m	1(Torre) 15m(H)	2(Centro) 1m	2(Centro) 3m	2(Centro) 15m(H)	3(Cola) 0,5m	3(Cola) 3m	3(Cola) 0m.			
			Nº / m													
<i>Dichotomococcus lunatus</i>	FOTT		9.514	183	5	1.812	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asterionella formosa</i>	HASSALL		886	306	898	503	719	253	397	681	9	270	623			
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	CHODAT		304	534	482	188	42	319	335	733	0	152	157			
<i>Oocystis marssonii</i>	LEMMERMANN		73	31	10	26	5	0	58	10	0	26	81			
<i>Oocystis parva</i>	W. et G.S. WEST		42	63	115	84	47	0	42	120	0	42	84			
<i>Cyclotella glomerata</i>	DACHMANN		26	0	0	0	5	0	0	0	0	0	120			
<i>Scenedesmus eornis</i>	(RALEF) CHOD.		16	0	63	10	21	10	31	0	10	21	50			
<i>Nitzschia acicularis</i>	W. SMITH		5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Trachelemonas volvocina</i>	EHREN.		5	4	13	8	22	4	10	14	0	0	3			
<i>Peridinium williei</i>	HUIFT-KAAS		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Fragilaria crotonensis</i>	KITTON		0	21	0	0	25	16	0	0	0	0	65			
<i>Stephanodiscus astraea</i>	(E.) GRUN.		0	5	1	0	5	0	0	10	0	0	141			
<i>Staurastrum messikommeri</i>	LUND.		0	1	0	0	0	0	+	1	0	0	0			
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	F.		0	0	42	42	0	0	47	0	0	0	0			
<i>Pediastrum boryanum</i>	(TURR.) MEN.		0	0	0	0	0	0	18	50	0	0	0			
<i>Kephyrion</i>	sp.		0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0			
<i>Nitzschia palea</i>	(KÜTZ.) W. SMITH		0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0			
Otras algas			0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0			
<i>Chlamydomonas</i>	sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	10			
<i>Synedra ulna</i>	(NITZSCH) EHRE.		0	0	0	0	0	0	0	0	+	1	0			
<i>Scenedesmus communis</i>	HEGE.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Euglena</i>	sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Synedra acus</i>	KG.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
<i>Scenedesmus armatus</i>	CHODAT		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			

Fecha: 7. V. 82	Punto	Profundidad										N° / ml	* N / L
		1(Torre) 0m	1(Torre) 1m	1(Torre) 2m	1(Torre) 5m	1(Torre) 15m (f)	2(Centro) 1m	2(Centro) 3m	2(Centro) 15m (f)	3(Cola) 1m	3(Cola) 3m		
<i>Scenedesmus ecorinis</i> (RALES) CHOD.		5.254	2.514	912	581	152	6.178	2.199	288	1.518	2.487		
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) BDRY		1.009	1.276	1.031	846	33	1.525	6.120	8	929	412		
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL		740	538	162	42	5	295	1.054	0	39	98		
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGE.		730	1.193	406	928	330	1.499	2.147	191	700	1.100		
<i>Oocystis marssonii</i> LEMMERMANN		335	189	115	293	31	1.257	812	52	52	183		
<i>Dicthosphaerium pulchellum</i> W.		314	198	16	188	0	2.985	995	0	419	628		
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		106	184	39	260	0	79	425	0	0	0		
<i>Anabaena flos-aquae</i> (LYNG.) BR.		203	73	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Pediastrum boryanum</i> (T.) MEN.		39	0	0	0	0	0	0	0	209	0		
<i>Melosira granulata</i> (E.) RALEY		26	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> (W) E.		20	4	1	9	0	17	39	0	0	13		
<i>Oocystis parva</i> W. et G.S. WEST		10	0	105	115	63	864	2.382	63	79	785		
<i>Trachelemonas volvocina</i> EHREN.		5	15	5	1	0	7	13	0	7	7		
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUN.		3	0	0	0	0	0	7	0	0	7		
<i>Chlamydomonas dolium</i> PAS.		0	0	0	0	0	0	0	0	412	209		
<i>Euglena</i> sp.		0	0	0	0	0	0	0	0	13	0		
<i>Offas</i> algal		0	0	0	0	0	0	0	0	26	26		
* <i>Closterium limneticum</i> L. FRIEXR.		3.800	2.177	0	0	0	0	0	0	0	0		
* <i>Peridinium willei</i> HUIFT-KAAS*		1.060	778	140	460	0	220	220	0	1.200	200		

Fecha: 20.v.82	Punto	1(Torre) 0m	1(Torre) 10m	1(Torre) 17m (f)	Nº / ml * N/l						
Profundidad											
Especies											
<i>Coelastrum microporum</i>	NÄGELI	1.830	1.393	787							
<i>Scenedesmus eornis</i>	(RALES) CHODAT	630	391	217							
<i>Cryptomonas erosa</i>	EHRENBERG	554	43	34							
<i>Fragilaria crotonensis</i>	KITTON	336	270	81							
<i>Oocystis marssonii</i>	LEMMERMANN	257	63	31							
<i>Anabaena flos-aquae</i>	(LYN.) DRÉB.	198	52	26							
<i>Asterionella formosa</i>	HASSALL	64	68	130							
<i>Pandorina motuum</i>	(MÜLLER) BORY	60	31	31							
<i>Oocystis parva</i>	W. et G.S. WEST	47	42	31							
<i>Chlamydocapsa planctonica</i>	(N.F.)	43	22	10							
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	WILLE	13	0	21							
<i>Trachelemona valvulina</i>	EHRENB.	7	3	3							
<i>Scenedesmus opaliensis</i>	P. RICHT.	5	0	0							
<i>Staurastrum messikommeri</i>	LUN.	1	5	3							
<i>Pediastrum boryanum</i>	(T.) MEN.	0	13	0							
Otras algas		0	5	5							
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	W.	0	0	157							
* <i>Peridinium willei</i>	HUIJT-KAAS	2.700	440	220							

Fecha: 24. VI. 82		Punto		1(Torre)		1(Torre)		1(Torre)		2(Centro)		2(Centro)		3(Cola)	
Profundidad		0m	1m	2m	5m	15m(f)	1m	2m	15m	2m	15m	0,5m	2m	8m	
Especies		N° / ml * N/l													
<i>Staurastrum messikommeri</i> LUN.		867	857	991	963	1	610	483	8	88	191				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> WOOD.		607	1.105	69.300	576	0	749	105	0	26	330				
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN		594	753	349	1.445	3	932	241	3	195	224				
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON		491	668	156	737	0	151	0	0	13	13				
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI		188	42	272	94	965	733	759	1.071	670	529				
<i>Oocystis marssonii</i> LENNEMANN		84	199	99	89	0	278	157	0	79	199				
<i>Oocystis parva</i> W. et G.S. WEST		68	63	21	47	21	199	99	0	73	178				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> WILLE		0	5	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Trachelemonas hispida</i> (PRI.) S.		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0				
<i>Trachelemonas volvocina</i> EHREN.		0	0	7	3	0	3	10	0	14	7				
<i>Scenedesmus eoenis</i> (RALES) CHOD.		0	0	0	126	0	10	58	0	47	31				
<i>Pandorina morum</i> (MÜLLER) DORY		0	0	0	21	0	0	29	0	0	0				
<i>Chlamydocapsa planctonica</i> F.		0	0	0	0	0	0	42	0	0	0				
<i>Scenedesmus opaliensis</i> P. RICH.		0	0	0	0	0	0	10	0	0	0				
<i>Chlamydomonas orbicularis</i> P.		0	0	0	0	0	0	0	0	534	84				
<i>Scenedesmus armatus</i> CHODA.		0	0	0	0	0	0	0	0	21	0				
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZ.) W. SMITH		0	0	0	0	0	0	0	0	10	0				
<i>Koliella longiseta</i> (VISCH.) HIND.		0	0	0	0	0	0	0	0	5	0				
Otras algas		0	0	0	0	0	0	0	0	5	0				
<i>Scenedesmus acuminatus</i> C.		0	0	0	0	0	0	0	0	0	16				
* <i>Peridinium willei</i> HUIF-TKAAS		4.140	3.770	15.420	960	0	5.640	6.060	0	12.520	700				