

TESIS DOCTORAL

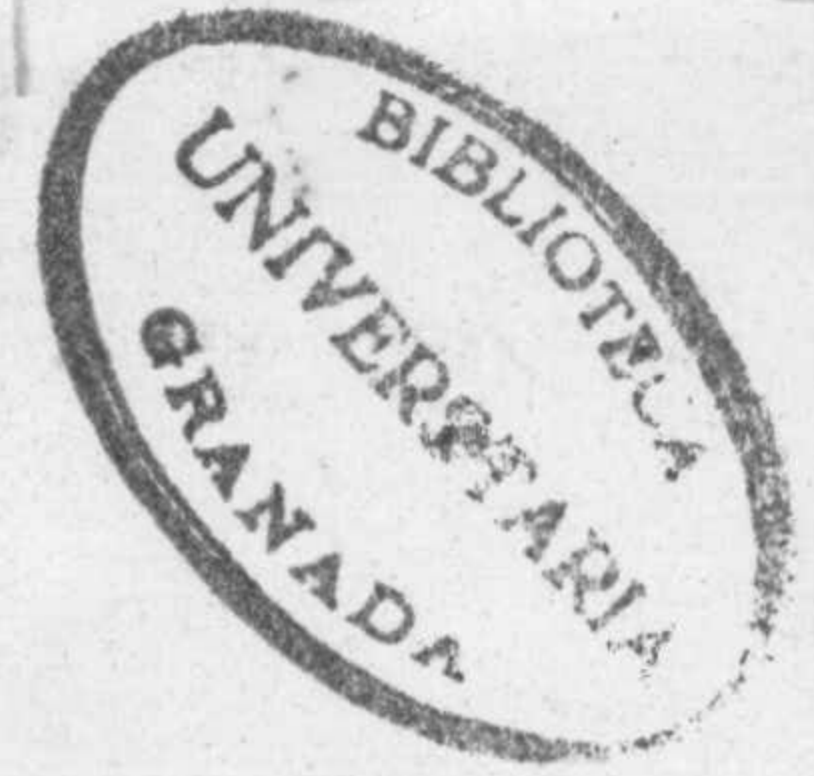
Comunidades Microbianas de
un Río y su Embalse, sometidos
a contaminación orgánica

TOMO I

Juan Carlos Canteras Jordana

R 49.393

E 6/103



FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

[Handwritten signature]

COMUNIDADES MICROBIANAS DE UN RIO Y SU EMBALSE, SOMETIDOS A
CONTAMINACION ORGANICA

Juan Carlos Canteras Jordana
Tesis doctoral

| | |
|--------------------------|-----------|
| BIBLIOTECA UNIVERSITARIA | |
| GRANADA | |
| Nº Documento | 613592117 |
| Nº Copia | 15615881 |

UNIVERSIDAD DE GRANADA
1981

Prov.

Tesis Doctoral de D. Juan Carlos Canteras Jordana que
fué calificada con Sobresaliente "cum laude" el día 25 -
de Abril de 1.981, siendo los miembros del Tribunal los
que a continuación se indican:

Presidente: D. Ramón Margalef López

Vocales : D. Gonzalo Piédrola de Angulo

D. Rafael Fernández Rubio

D. José Olivares Pascual

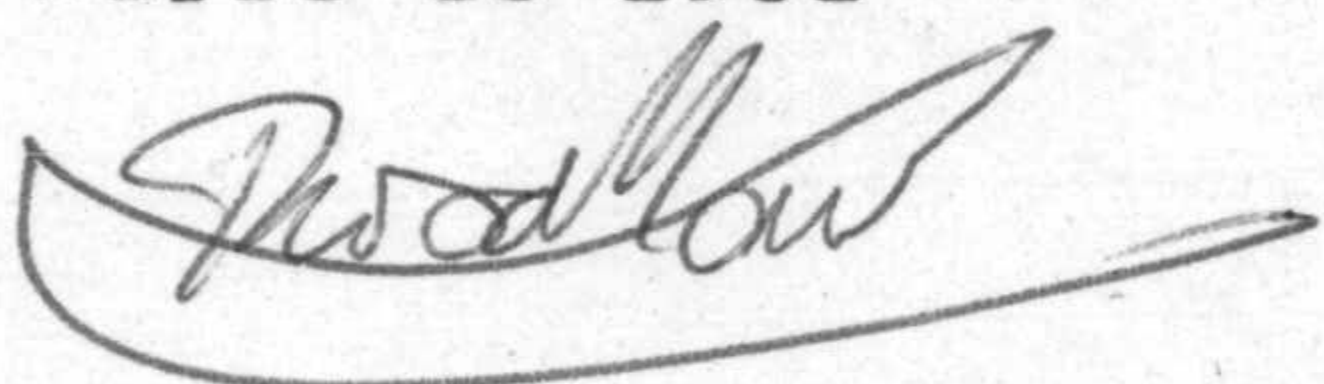
Secretario: D^a Rosa María Martínez Silvestre

Juan C. Canteras

Memoria realizada en el Departamento
de Ecología de la Universidad de
Granada, bajo la dirección de la
Profa, Dra. Rosa M^a Martinez Silvestre
para obtener el grado de Doctor en
Ciencias (Sección de Biología).

Visado en Granada

Marzo de 1981



Fdo. Dra. Rosa M^a Martinez
Silvestre. Profesor Agregad
do de Ecología

Fdo. Juan Carlos Canteras
Jordana

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento:

A la Dra. D. Rosa M^a Martinez Silvestre, Profesora Agregado de Ecología, por la dirección y constante estímulo que de ella he recibido, decisivos para la realización de esta memoria.

Al Prof. Dr. D. Fernando Jiménez Millán, Catedrático de Zoología por las facilidades otorgadas, su interés y consejos.

Al Dr. D. Manuel Canteras Jordana, Prof. Adjunto de Bioestadística por su estimable colaboración en los tratamientos estadísticos.

Al Dr. D. Eduardo Corral Román, Prof. contratado del Departamento de Microbiología, por sus acertados consejos y ayuda personal.

A los Licenciados D. Rafael Morales Baquero, D. Antonio Vilchez Quero, D. Gloria Becerra Conde y a D. Isabel Krauel Heredia por la ayuda en las recogidas y siembra de las muestras.

A la Srt. Alicia Fulgencio Ruiz, la colaboración en la realización de los análisis químicos.

Al Dr. D. Luís Cruz Pizarro y a todos con los que sin su ayuda no se hubiera podido realizar esta memoria.

Partes de esta Memoria han sido publicadas en :

- Acta Hidrobiol. 22(4), 439-448. 1980
- Actas del Simposio sobre Agua En Andalucía
Volumen 1, 141-150. 1981.

INDICE

| | Páginas |
|--|---------|
| INTRODUCCION | 1 |
| MATERIAL Y METODOS | 4 |
| 1. Zona de estudio | 4 |
| 1.1. Subcuenca del río Cubillas | 4 |
| 1.1.1. Geología | 4 |
| 1.1.2. Hidrología | 7 |
| 1.1.3. Edafología | 8 |
| 1.1.4. Climatología | 9 |
| 1.1.5. Economía | 12 |
| 1.1.6. Embalse de Cubillas | 14 |
| 2. Muestreo | 15 |
| 2.1. Duración y frecuencia | 15 |
| 2.2. Posición de las estaciones de muestreo | 16 |
| 2.3. Obtención de las muestras | 17 |
| 2.3.1. Primer ciclo de muestreo | 17 |
| 2.3.1.1. Obtención de muestras de agua para análisis químico | 17 |
| 2.3.1.2. Obtención de las muestras de agua para análisis microbiológico | 17 |
| 2.3.2. Segundo ciclo de muestreo | 18 |
| 2.3.2.1. Obtención de las muestras de agua para análisis químico | 18 |
| 2.3.2.2. Obtención de muestras de agua y sedimento para análisis microbiológico . | 19 |



| | |
|--|----|
| 2.4. Transporte y almacenamiento de muestras para examen microbiológico | 20 |
| 3. Métodos | 22 |
| 3.1. Medida del flujo y velocidad de la corriente del agua | 22 |
| 3.2. Análisis del tamaño del grano del substrato | 23 |
| 3.3. Métodos empleados en los análisis físicos y químicos | 24 |
| 3.4. Métodos microbiológicos | 24 |
| 3.4.1. Microflora total | 24 |
| 3.4.2. Determinación de grupos específicos de microorganismos | 29 |
| 3.4.2.1. Ciclo del carbono | 29 |
| -Gérmes amilolíticos | 29 |
| -Gérmes celulolíticos | 30 |
| - Gérmes lipolíticos | 31 |
| 3.4.2.2. Ciclo del nitrógeno | 32 |
| -Gérmes proteolíticos | 32 |
| -Gérmes nitrificantes | 32 |
| -Gérmes amonificantes | 34 |
| -Gérmes desnitrificantes heterótrofos | 35 |
| 3.4.2.3. Ciclo del azufre | 36 |
| -Gérmes sulfato reductores | 36 |
| -Gérmes desnitrificantes quimiolitótrofos | 37 |
| 4. Tratamiento estadístico | 38 |
| RESULTADOS | 42 |

| | |
|--|-----|
| 1. Primer ciclo de muestreo | 42 |
| 1.1. Embalse de Cubillas | 42 |
| 1.1.1. Factores físicos y químicos | 42 |
| -Temperatura | 42 |
| -Balance térmico | 43 |
| -Transparencia del agua | 45 |
| -Alcalinidad y pH | 47 |
| -Oxígeno | 49 |
| -Nitrógeno y fósforo | 52 |
| 1.1.2. Flora bacteriana heterótrofa | 56 |
| -Característica de la población bacteriana heterótrofa | 61 |
| -Determinación de grupos taxonómicos según el esquema de Straškrabová | 64 |
| 1.1.3. Estudio de las relaciones entre los diversos parámetros medidos | 67 |
| 1.1.3.1. Dependencia de los parámetros con la profundidad | 69 |
| 1.1.3.2. Análisis de las correlaciones entre los distintos parámetros medidos | 72 |
| 1.1.3.3. Análisis de similitud entre las distintas variables | 89 |
| 1.1.3.4. Correlación múltiple. Comportamiento de las variables en el ecosistema | 92 |
| 1.1.3.5. Afinidad entre los niveles de muestreo | 99 |
| 1.2. Río Cubillas | 101 |
| 1.2.1. Generalidades | 101 |
| 1.2.2. El río Cubillas | 103 |
| 1.2.3. Factores físicos y químicos | 103 |
| 1.2.4. Poblaciones bacterianas heterótrofas..... | 121 |
| 1.2.5. Alteraciones producidas en las relaciones | |

| | |
|--|-----|
| lineales establecidas entre las variables ... | 136 |
| 1.2.6. Clasificación de las estaciones de muestreo . | 148 |
| 1.2.7. Semejanza entre las estaciones de muestreo... | 150 |
| 1.3. Relaciones entre el río Cubillas y su embalse | 151 |
| 1.3.1. Relaciones entre las concentraciones medias de las distintas variables medidas ... | 152 |
| 1.3.2. Impactos producidos por la materia orgánica vertida al río en el embalse | 156 |
| 2. Segundo ciclo de muestreo | 163 |
| 2.1. Introducción | 163 |
| 2.2. Características hidrográficas del río Cubillas | 165 |
| 2.2.1. Introducción | 165 |
| 2.2.2. Velocidad y flujo de la corriente. Régimen fluvial | 166 |
| 2.2.3. Determinación de los niveles tipológicos teóricos | 170 |
| 2.3. Características fisico-químicas del río Cubillas | 172 |
| 2.3.1. Introducción | 172 |
| 2.3.2. Clasificación geoquímica | 176 |
| 2.3.3. Calidad del agua para regadíos | 177 |
| 2.3.4. Calidad del agua para uso y consumo humano | 177 |
| 2.3.5. Calidad del agua para la vida acuática | 182 |
| 2.3.6. Resumen | 183 |
| 2.4. Capacidad autodepuradora del río Cubillas | 184 |
| 2.4.1. Introducción | 184 |
| 2.4.2. Aplicación de modelos matemáticos. Ecuación de Streeter y Phelps | 186 |

| | |
|--|-----|
| 2.4.3. Método alternativo | 187 |
| 2.5. Poblaciones microbianas | 192 |
| 2.5.1. Gérmenes que intervienen en el ciclo del carbono | 192 |
| 2.5.1.1. Gérmenes amilolíticos | 192 |
| 2.5.1.2. Gérmenes celulolíticos | 198 |
| 2.5.1.3. Gérmenes lipolíticos | 204 |
| 2.5.2. Gérmenes que intervienen en el ciclo del azufre | 209 |
| 2.5.2.1. Gérmenes sulfato reductores | 209 |
| 2.5.2.2. Gérmenes desnitrificantes quimiolitótrofos. | 214 |
| 2.5.3. Gérmenes que intervienen en el ciclo del nitrógeno | 219 |
| 2.5.3.1. Gérmenes amonificantes | 219 |
| 2.5.3.2. Gérmenes nitrificantes | 230 |
| 2.5.3.3. Gérmenes desnitrificantes heterótrofos | 238 |
| 2.5.3.4. Gérmenes proteolíticos | 247 |
| 2.5.4. Microflora total | 253 |
| -Introducción | 253 |
| -Resultados | 259 |
| -Relaciones entre poblaciones heterótrofas y microflora total | 262 |
| -Relaciones de dependencia-independencia .. con las restantes variables | 264 |
| -Diversidad de las colonias | 266 |
| 2.5.6. Impactos producidos en las poblaciones microbianas por el vertido de alpechín | 268 |
| 2.6. Principales tendencias de variación en el río Cubillas | 275 |
| 2.6.1. Introducción | 275 |
| 2.6.2. Principales causas de variación en el río Cubillas . Ordenación de las estaciones de | |

| | |
|--|-----|
| muestreo | 276 |
| 2.6.3. Principales tendencias de variación en cada estación. Ordenación de los muestreos | 283 |
| -Estación 5 | 284 |
| -Estación 3 | 296 |
| -Estación 4 | 304 |
| -Estación 2 | 311 |
| -Estación 1 | 316 |
| 2.6.4. Ordenación y caracterización de los 21 muestreo en cada una de las cinco estaciones situadas en el río Cubillas | 323 |
| RESUMEN Y DISCUSION GENERAL | 325 |
| CONCLUSIONES | 346 |
| BIBLIOGRAFIA | 350 |



INTRODUCTION

INTRODUCCION

Los principios básicos para el estudio de la Ecología Microbiana fueron desarrollados por dos investigadores: Winogradsky y Beijerinck. El primero de ellos, resumiendo una labor de más de cincuenta años de investigación, insistió en la necesidad del estudio de los microorganismos en sus medios naturales.

El método ecológico aplicado a la Microbiología consta de dos fases complementarias: La investigación para las condiciones del desarrollo de los organismos y el descubrimiento de nuevos organismos que aparecen bajo determinadas condiciones de cultivo o del medio natural.

Durante los últimos años se han desarrollado otros puntos de vista acerca de la investigación de la actividad microbiana ambiental: El análisis de la función y la intensidad de la actividad, indistintamente de los tipos específicos de microorganismos presentes.

Gran parte de la motivación de estos puntos de vista se han debido a la apreciación del papel crítico que juegan estos microorganismos en los ambientes sujetos a polución, por la esencial participación en los ciclos biogeoquímicos y las consecuencias que de ello se deriva, como liberación de nitrógeno y fósforo fundamentales para la producción primaria o la utilización de los microorganismos como fuente de alimento por los consumidores.

La Ecología Microbiana, que está lejos de ser

una nueva disciplina, incluso alcanza ciertos niveles de desarrollo en alguno de sus aspectos (Microbiología del suelo), es víctima de un peculiar desinterés por parte de la comunidad científica de la que su estudio depende.

Los microbiólogos, en general—existen excepciones—están interesados, básicamente, en los estudios "in vitro", que proporcionan el conocimiento de las capacidades bioquímicas de los diversos grupos funcionales. Este conocimiento, tan necesario, no se puede, sin embargo, extrapolar a las condiciones naturales del medio en que los microorganismos actúan.

Por otra parte, los ecólogos suelen considerar a los microorganismos dentro de una caja negra cerrada y etiquetada como "descomponedores" a los que se hace referencia para explicar las distintas etapas de los ciclos biogeoquímicos, pero no estudian ninguna de sus funciones con el mismo interés y detalle con que abordan problemas de producción primaria o de dinámica de poblaciones de otros tipos de organismos.

La idea básica que inspira este estudio es la necesidad de conocer las comunidades microbianas funcionales presentes en los ecosistemas, su composición, dinámica y ciclos temporales, con similar interés y detalle que el dedicado a otros componentes de los ecosistemas : productores y consumidores.

Los ecosistemas sometidos a contaminación orgánica , o "sobrecarga" ofrecen gran interés para el estudio de sus comunidades microbianas, pues en ellos aparecen magnificadas las normales acciones de los descomponedores en los ciclos biogeoquímicos, sin que éstos se modifiquen básicamente de modo cualitativo, sino sólo cuantitativamente.

La presente investigación está dedicada al estudio de las comunidades microbianas de un río y su embalse, de los que el primero recibe vertidos de residuos de la fabricación de aceite, o alpechín, procedente de almazaras situadas en sus mar

genes, con la consiguiente contaminación de ambos sistemas, río y embalse.

El río Cubillas soporta una sobrecarga de materia orgánica, debido a los mencionados vertidos que resulta excesiva si consideramos su capacidad de autodepuración, y esta sobrecarga pasa también a su embalse, llegando a producir en éste condiciones de anoxia, incompatibles con la existencia de las comunidades bióticas propias del mismo.

Este problema se extiende prácticamente a toda Andalucía, cuyos cursos de agua se encuentran sometidos a los vertidos de alpechín durante toda la campaña olivarera. Esta situación suele durar de Enero a Mayo cada año y crea unas condiciones de contaminación orgánica que podemos clasificar de grave. El verano, época en que teóricamente podrían regenerarse las condiciones normales, trae aparejado un fuerte estiaje en la mayoría de los ríos andaluces, con la consiguiente imposibilidad de que dicha depuración se lleve a cabo.

Cuando nos enfrentamos con contaminaciones orgánicas una de las mejores claves para el conocimiento de su intensidad impacto y evolución la constituye el estudio de sus comunidades microbianas a cuyo cargo corre la mineralización y reciclaje de toda esa materia orgánica.

Con este estudio, pues, se trata de cumplir un doble objetivo: De un lado, profundizar en el conocimiento de la estructura y función de comunidades microbianas, básicas en el ecosistema, contribuyendo así a llenar el hueco que al principio hemos mencionado. De otro, aportar datos imprescindibles para poder evaluar la situación de contaminación de nuestros ríos y embalses, como base para comenzar a resolver este grave problema que afecta a uno de nuestros recursos más preciosos y escasos: el agua.

Antichlorum



de H. de

MATERIAL Y METODOS

MATERIAL Y METODOS

1. ZONA DE ESTUDIO

El material de estudio lo constituyó el agua de dos sistemas acuáticos pertenecientes a la cuenca del río Genil, en la provincia de Granada: embalse de Cubillas y río Cubillas, y el sedimento de éste último.

La importancia que para un río y sus embalses tiene su cuenca de recepción en cuanto a la composición química del agua, grado de contaminación, caudal, etc. nos impone hacer una descripción, aun somera, de la misma, desde los distintos puntos de vista geomorfológico, edafológico, hidrológico, económico y climatológico.

1.1. Subcuenca del río Cubillas:

La subcuenca del río Cubillas, hasta el embalse de su mismo nombre, se encuentra situada al norte de Granada capital, entre los puntos geográficos $3^{\circ} 19'$, $3^{\circ} 33' 30''$ de longitud Oeste y $37^{\circ} 17' 13''$, $37^{\circ} 33' 30''$ de latitud Norte.

Comprende los términos municipales de Dehesas Viejas, Piñar y Deifontes, la casi totalidad del de Iznalloz y una pequeña fracción de los de Guadahortuna y Albolote. Su extensión es de aproximadamente 640 Km^2 , con una población de 16189 habitantes concentrada en un 89% en los núcleos urbanos de Iznalloz, que ocupa la porción central de la subcuenca, Domingo Pérez, Dehesas Viejas, Piñar, Bogarre y Deifontes.

1.1.1. Geología

Las grandes formas del relieve que integran esta zona Ferre (1974) la resume de la siguiente manera:

- a), dos grandes anticlinales, sierra Arana al Sur y sierra de Alta Coloma al Norte, alineadas casi paralelamente en dirección NE-SO.

- b), entre estos dos anticlinales, en posición intermedia la sierra de los Castillones se alarga en la misma dirección que las anteriores y acaba por el Este en forma periclinal,
- c), separando estas alineaciones montañosas se extienden dos grandes sinclinales rellenos por materiales neógenos y cuaternarios, donde la erosión fluvial ha actuado, ya labrando suaves colinas, ya encajándose. El sinclinal situado entre sierra Arana y la sierra de los Castillones forma la cuenca de Iznalloz. El otro sinclinal, entre la sierra de los Castillones y la de Alta Coloma, forma la depresión de Campotéjar.

El conjunto montañoso de sierra Arana, cresta caliza de 30 Km de longitud, tiene una altitud media de 1200 m. siendo la cota más elevada el peñón de la Cruz, en la zona central, con 2027 m.

La sierra de los Castillones es un anticlinal desventrado en el que aparecen, en la zona central, las calizas descarnadas del liás inferior. Esta sierra alcanza su punto más elevado en el cerro del Muerto con 1502 m.

La sierra de Alta Coloma cierra por el Norte la depresión de Campotéjar. Se trata de un anticlinal en el que las calizas del liás inferior aparecen en las cumbres. Su altitud oscila entre los 1200 y los 1500 m., alcanzando la mayor altura en la sierra de Alta Coloma propiamente dicha, con 1689m..

La cuenca de Iznalloz, de unos 8 Km. de anchura, abre hacia el Este el extremo nororiental de la depresión granadina y, a través del pasillo de Bogarre, la pone en comunicación con la hoya de Guadix. Tiene una altitud media de 900 m. El río Cubillas organiza la red de arroyos que drenan la depresión y se encaja en los materiales blandos de ésta, llegan



do a formar por sobreimpresión, una hoz epigénica sobre un macizo de calizas brechoides del mioceno inferior marino, -- hoy exhumado por la erosión posterior, junto al pueblo de Iznallos. Esta cuenca se pone en contacto con la sierra de Arana por medio de un glacis, en el que pueden distinguirse, -- por los materiales y la inclinación, dos partes desde el río Cubillas hacia la sierra:

- a), un glacis de erosión sobre materiales blandos pliocenos -- de suave pendiente donde se encajan los arroyos procedentes de la sierra.
- b), un pediment, sobre calizas duras jurácidas, de pendiente más fuerte, en el que los arroyos se han encajado poco -- aún.

La depresión de Campotéjar es un sinclinal propio del estilo tectónico jurásico que caracteriza a las sierras subbéticas centrales. Está cubierto por potentes margas del -- lías superior y margo calizas del eoceno, que se extienden -- hacia el Este más allá de Domingo Perez. Se pone en contacto con los anticlinales que la limitan por medio de un glacis -- de erosión. La red fluvial está mal encajada en los materiales blandos de la depresión, presentando poca concentración y una mala jerarquización, hasta el punto de que en las cercanías de Dehesas Viejas hay zonas con dificultad de drenaje.

Entre los materiales que constituyen esta zona existe una clara oposición entre los presentes en las áreas monta--nas y los de las depresiones, tanto por la edad como por su disposición.

Las zonas montañosas están formadas por materiales -- mesozoicos, predominando las calizas jurácicas del lías infe

rior que afloran en las cumbres de los anticlinales y en los pequeños montes aislados que emergen de las coberteras margosas de las depresiones.

A medida que descendemos en altitud los materiales -- son más modernos. Retazos del cretácico y manchas margosas -- del eoceno y oligoceno se escalonan hacia los centros de las depresiones donde hay dos afloramientos de calizas del mioceno inferior marino: uno junto a Iznalloz y otro junto a Domingo Perez.

Los materiales liásicos y jurásicos sufrieron un corrimiento entre el neocomiense y el albiense, en el cretácico inferior, y todos, hasta el mioceno inferior, fueron plagados por los paroxismos alpinos.

Sobre los materiales inclinados del paleógeno y del mioceno inferior descansan horizontalmente, los rellenos margosos de las depresiones, en clara discordancia con los anteriores. Predominan las margas potentes del plioceno, sobre todo en la cuenca de Iznalloz.

Observando los cortes naturales sobre éstos materiales pliocénicos se pueden distinguir una, y en otros lugares dos hiladas de un metro, aproximadamente, de espesor, formadas por gravas y cantos rodados unidos por un cemento calizo, más duras que el resto de los materiales arcillosos con los que alternan en la sedimentación.

1.1.2. Hidrología

Por esta subcuenca discurre el río Cubillas, afluente de la margen derecha del río Genil, con una longitud de 63 Km.. Nace en el lías de la sierra de Alta Coloma, por la confluencia de los arroyos Pulejo, Granada, Fuensanta, Torreron y Fresneda, se dirige hacia el Sur penetrando en la región --

de Iznalloz, de donde se introduce luego en la hoya de Granada, formando el embalse de Cubillas, desembocando en el río Genil aguas abajo de Fuente Vaqueros.

El río Cubillas, de régimen pluvial, no presenta un caudal de agua considerable hasta su paso por las inmediaciones de Domingo Perez, recibiendo las aguas del arroyo de Cañada hora por su margen derecha, y posteriormente las aguas del río Piñar por su margen izquierda, única corriente de agua considerable que desemboca en él, hasta su llegada al embalse.

Como puede apreciarse en el mapa de la subcuenca, además de los cursos de agua ya citados que desembocan en el río Cubillas, lo hacen también y de forma intermitente algunos arroyos y barrancos, de los que citaremos como más importantes los arroyos de Cañada Hermosa, Polarias, y del Marquez, y el barranco del Palo, por su margen derecha, y los arroyos del Fistel, del Destiladero y de los Barrascales, y el barranco de Periate, por su margen izquierda, mapa 1.

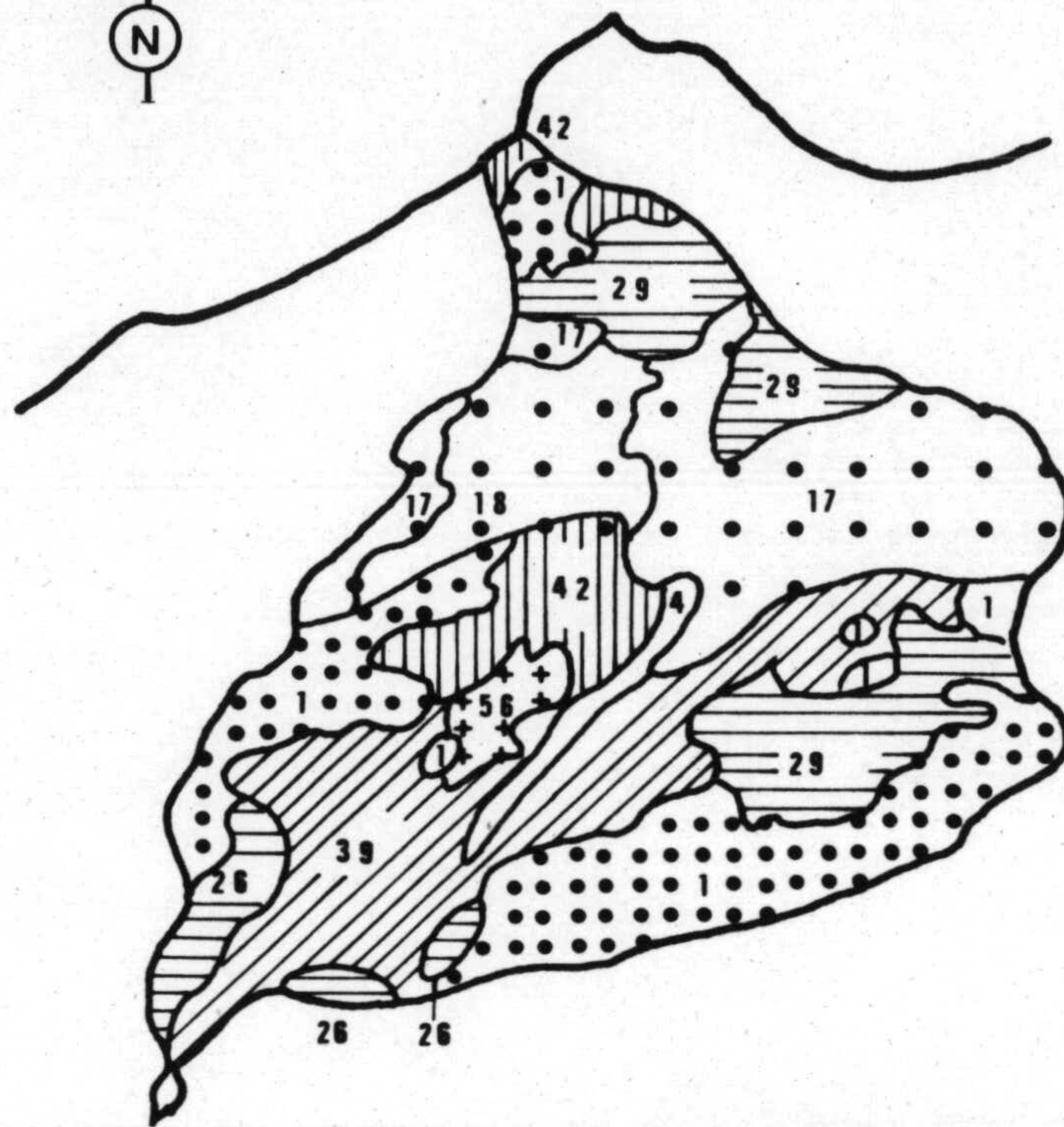
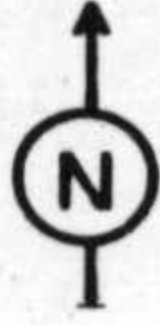
1.1.3. Edafología

La edafología de la zona, obtenida del mapa de suelo de la provincia de Granada, editado por la sección de Génesis, Clasificación y Cartografiado de suelos de la Estación experimental del Zaidín (Granada), puede apreciarse en el mapa 2. En él se observa las unidades de suelos que comprende la subcuenca: Cambisoles cálcicos, regosoles calcareos, luvisoles crómicos y cálcicos, y una franja de fluvisoles calcareos sobre el lecho del río en la zona de Iznalloz. Las dos primeras unidades de suelo comprenden la casi totalidad de la cuenca.

Mapa 2 .- Suelo de la subcuenca del río Cubillas

Escala 1:400000

0 10 Km



LEYENDA

| Asociaciones Clases y Fases | Litología |
|-----------------------------|--------------------------|
| 1 [Dotted pattern] | I c b |
| 17 [Dotted pattern] | Rc, Bk-3b m,mc,i |
| 18 [Dotted pattern] | Rc, Bk-a m,mi,ic |
| 39 [Diagonal lines] | Bk,Rc-2b con a |
| 26 [Horizontal lines] | Bk-2ap co |
| 29 [Horizontal lines] | Bk-2a co,n,a |
| 42 [Vertical lines] | Bk,I,Rc c,mc,m,r 2bcs |
| 56 [Cross-hatch pattern] | Lk,Lc-3a co |
| 4 [White box] | Jc-a j |

EXPLICACION De La LEYENDA

| Unidad de de suelo | Clases texturales | Clases de pendiente | Litología |
|--------------------|--------------------|---------------------|-------------------------|
| B: Cambisoles | | | |
| Bk " cálcicos | 1: Textura arenosa | a: 0 - 8% | a: arcillas |
| I Litosoles | 2: " franca | b: 8 - 30% | c: calizas |
| R: Regosoles | 3: arcillosa | c: > 30% | co: conglomerados |
| Rc " calcareos | | | e: esquistos |
| L: Luvisoles | | | i: arniscas |
| Lc " crómicos | | | i: ar. calcareas |
| Lk " cálcicos | | | j: materiales aluviales |
| J: Fluvisoles | | | m: margas |
| Jc " calcareos | | | mc: margocalizas |
| | | | n: arenas |
| | | | r: derrubios |
| | | | u: cuarcitas |

1.1.4. Climatología

El clima de la cuenca no difiere mucho del de la depresión de Granada, si bien presenta un matiz más frío y más lluvioso que éste (Bosque, 1957).

En su estudio sobre el clima de esta región, Ferre (1974) compara los datos suministrados por los Boletines del Servicio Meteorológico Nacional referentes a la estación de los Bulares, situada a 800 metros de altura y a cinco Km. al este de Iznalloz, en una serie de 15 años (1955-1969), con los de la estación de Armilla, a 689 metros de altitud, en la depresión de Granada, para el mismo período de tiempo.

La temperatura media anual es de 12,7° en Iznalloz frente a los 15,2° en Armilla. La media anual de las precipitaciones en la región de Iznalloz es de 574 milímetros siendo la registrada en Armilla de 408 mm. En la fig.1 se sintetizan los datos de temperatura y pluviometría en las curvas ombrotérmicas.

El régimen pluviométrico se caracteriza por una clara estación seca en verano, propia de los climas mediterráneos y un máximo de precipitaciones invernales que reflejan una influencia atlántica.

Los meses de Julio y Agosto se presentan como los más secos y los de Febrero y Diciembre como los más lluviosos.

Los datos de pluviometría para los años 1976, 1977 y mitad 1978, período de tiempo en el que se realizaron las dos campañas de muestreo para la elaboración del presente trabajo, obtenidos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, se muestran en gráficos de barras, en las fig.2.

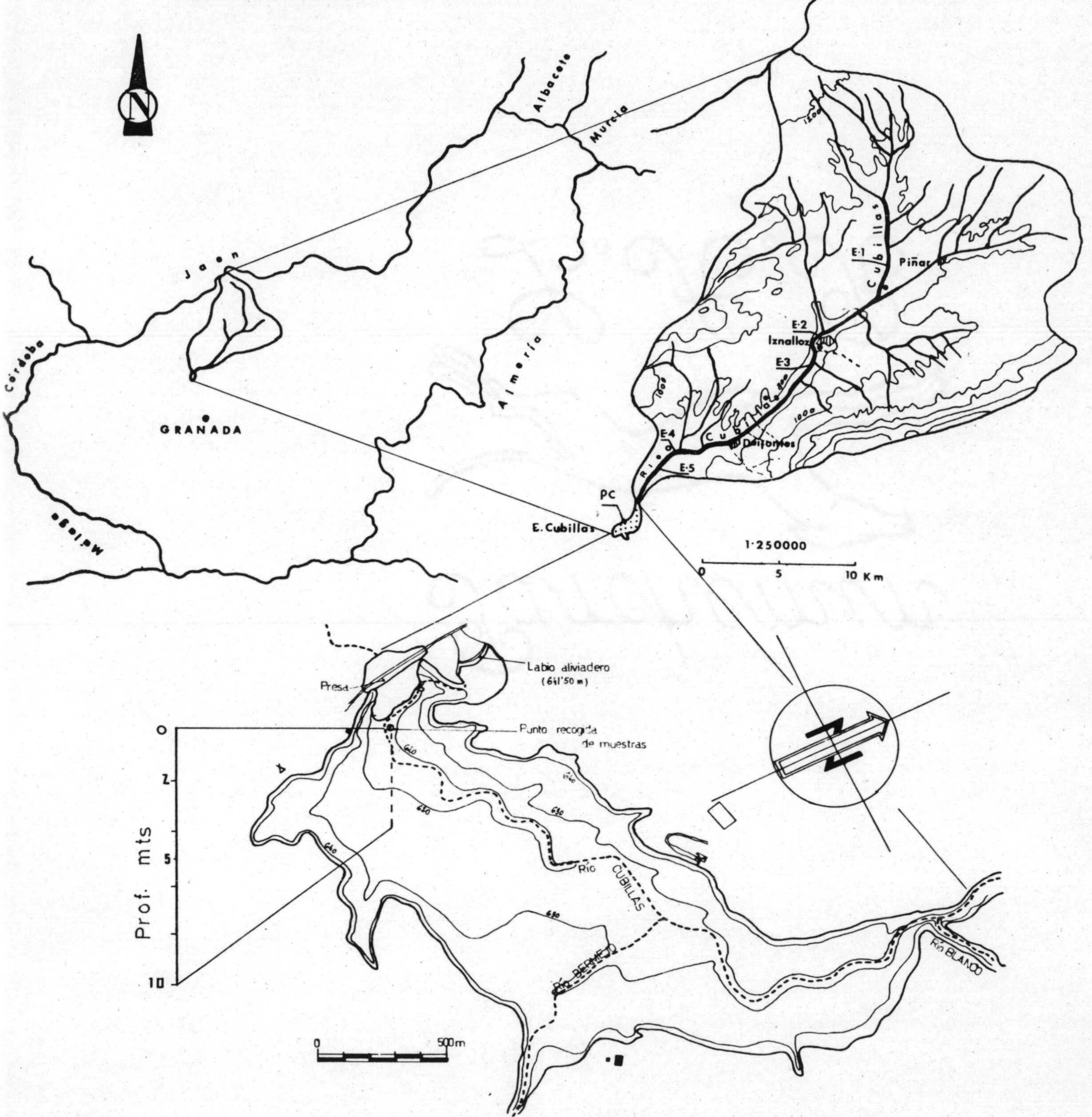
En el año 1976 la precipitación fue de 728,9 milímetros, superior a la media anual (obtenida en el periodo 1955-69) de 574 mm.. Sin embargo, la repartición de esta precipi-

tación en los meses se puede considerar un tanto anómala frente a la distribución de la intensidad de las precipitaciones medias mensuales, fig. 2d, con unos meses de Febrero y Noviembre claramente por debajo de sus respectivas medias, mientras que los de Diciembre y Abril lo son muy por encima, registrando los valores máximos. En cuanto a los meses más secos siguen siendo los de Julio y Agosto, éste último con una precipitación de 1,6 mm.

En el año 1977, la precipitación registrada fue de 478,05 mm., siendo inferior a la media. En la fig. 2b se muestran los valores mensuales, en un diagrama de barras. Como puede observarse, tan solo hay tres meses, Diciembre, Octubre, Enero, que rebasan a sus correspondientes medias. Los valores máximos de precipitación se registraron en Diciembre y en Enero, mientras que los meses más secos no se limitan a los de Julio y Agosto sino que en este año el período seco comprende desde Abril a Septiembre. En la fig. 2c se muestran, en un diagrama de barras, los datos pluviométricos para los meses de Enero a Julio de 1978. Nos encontramos con unas precipitaciones mensuales que no se ajustan a los valores medios mensuales hallados por Ferre en el período 1955-69, con un período invernal que registra una precipitación superior a la media y a la de los años 1976 y 1977.

En cuanto a la temperatura, los datos quedan representados en la fig. 1. La temperatura media anual en el año 1976 es de 14.4, superior a la media anual de 12,7°. El mes más frío es el de Enero y los más calurosos los de Julio y Agosto. En el año 1977 la temperatura media anual alcanza los 15,2° C muy por encima de la media, donde los meses más fríos fueron los de Enero y Febrero y los más calurosos los de Julio, Agosto y Septiembre. La temperatura media para los meses de Enero a Julio de 1.978 es de 13,5, inferior a la del mismo período

Mapa 3.- Zona de estudio y posición de las estaciones de muestreo



del año anterior de 14,4° y semejante a la del año 1.976 de 13,7°.

Siguiendo el método de Gaussen, se han representado -- las curvas ombrotérmicas para los años 1976-77 y parte de -- 1978. Se deduce un mayor período de aridez para el años 1977, que comprende desde la mitad de Marzo hasta finales de Sep-- tiembre. En este sentido el año 1976 se muestra más normal, -- con un período de aridez que abarca desde Mayo a Septiembre -- (que es el periodo de aridez que Ferre encuentra en la serie de 15 años, de 1955-69).

El clima de la subcuenca del Cubillas se puede resumir, (Ferre 1974), como mediterraneo continental. Este clima subárido, con lluvias frecuentes en forma de aguaceros y con esta-- ción seca bien definida, actúa vigorosamente sobre el relie-- ve, sobre todo, en los materiales blandos del plioceno, con -- cursos de agua intermitentes, sometidos a fuertes crecidas y acusados estiajes.

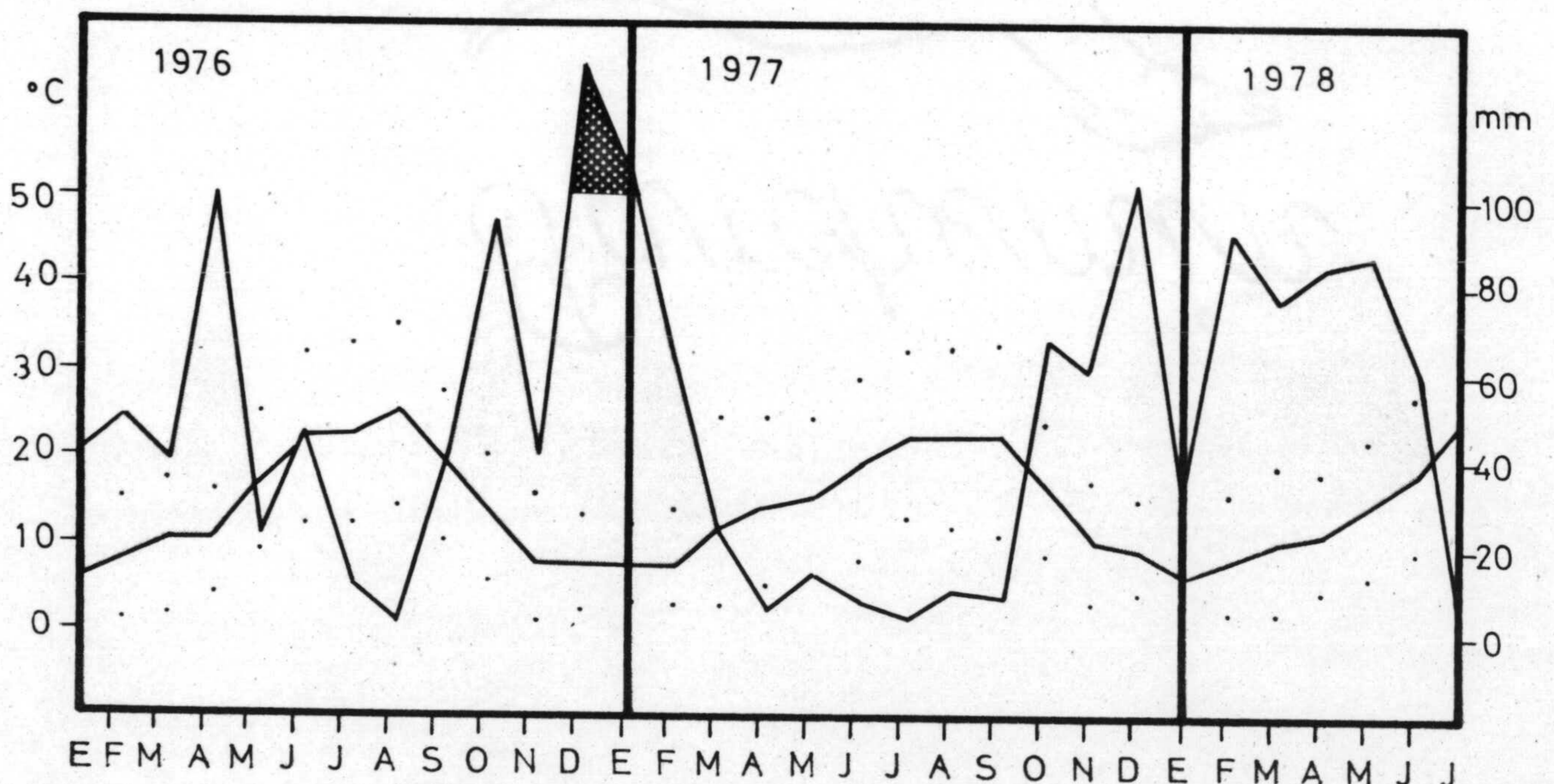


Fig.1 .- Diagramas ombrotérmicos. En blanco período xérico, en negro precipitación superior a los 100 mm mensuales.

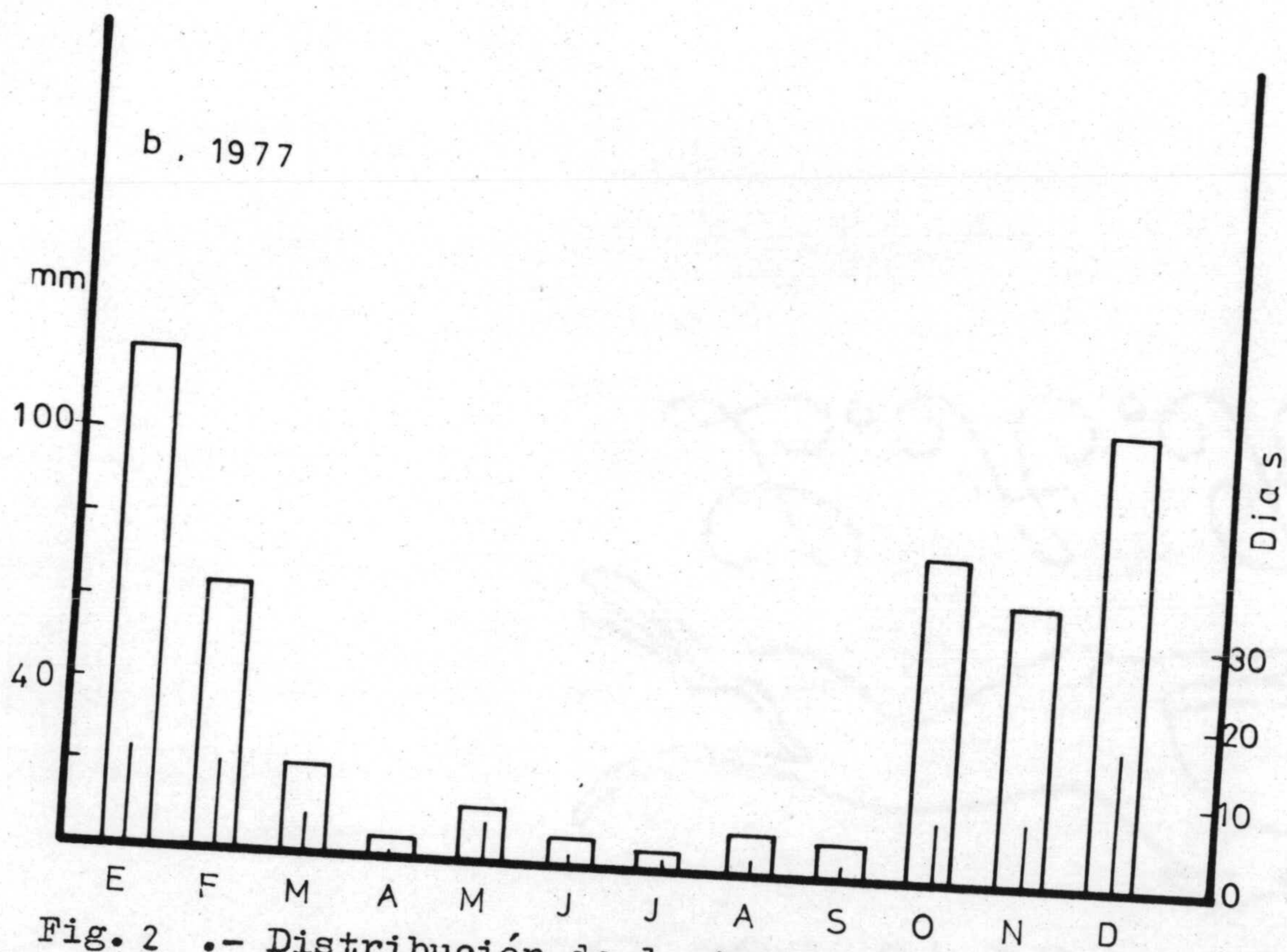
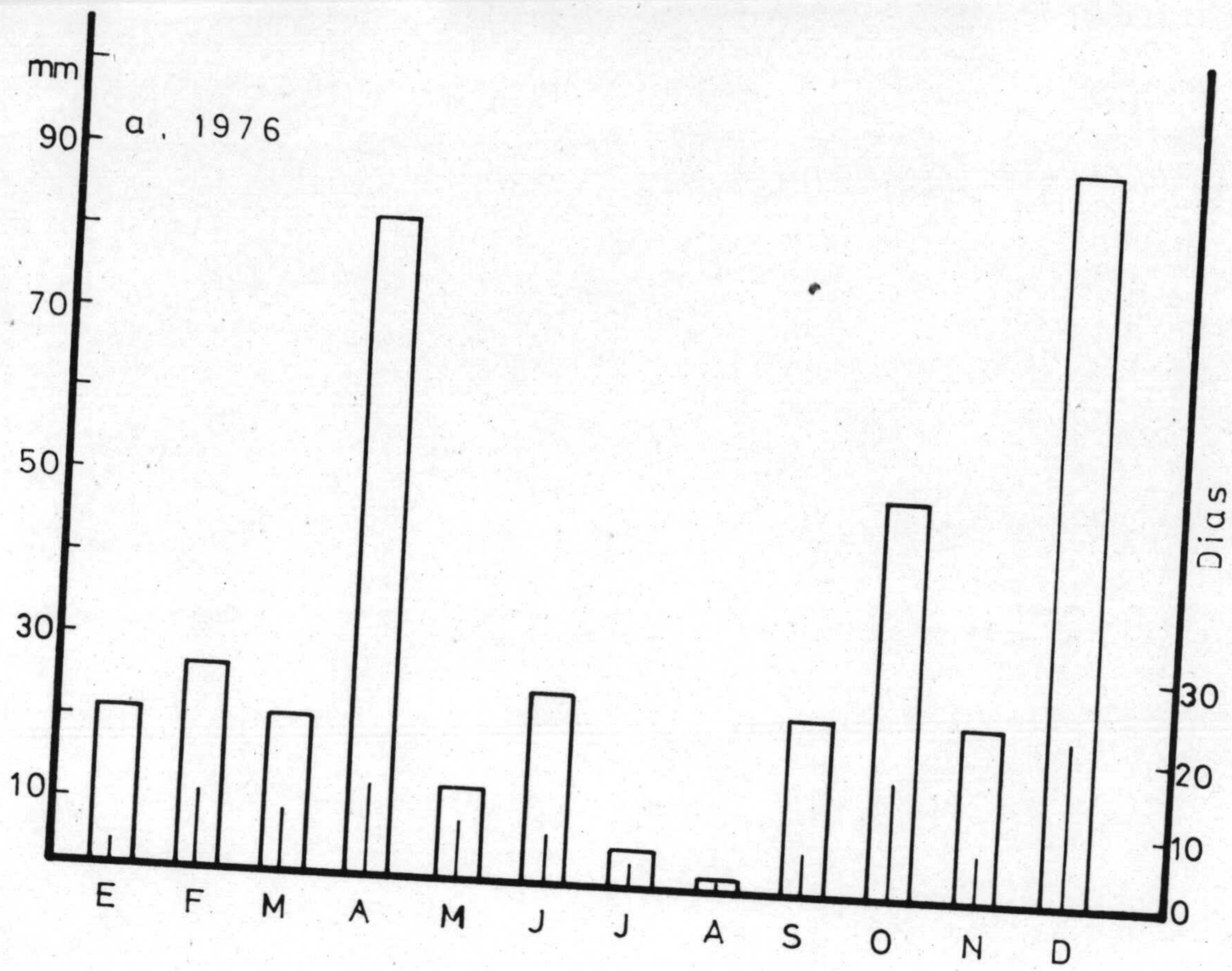
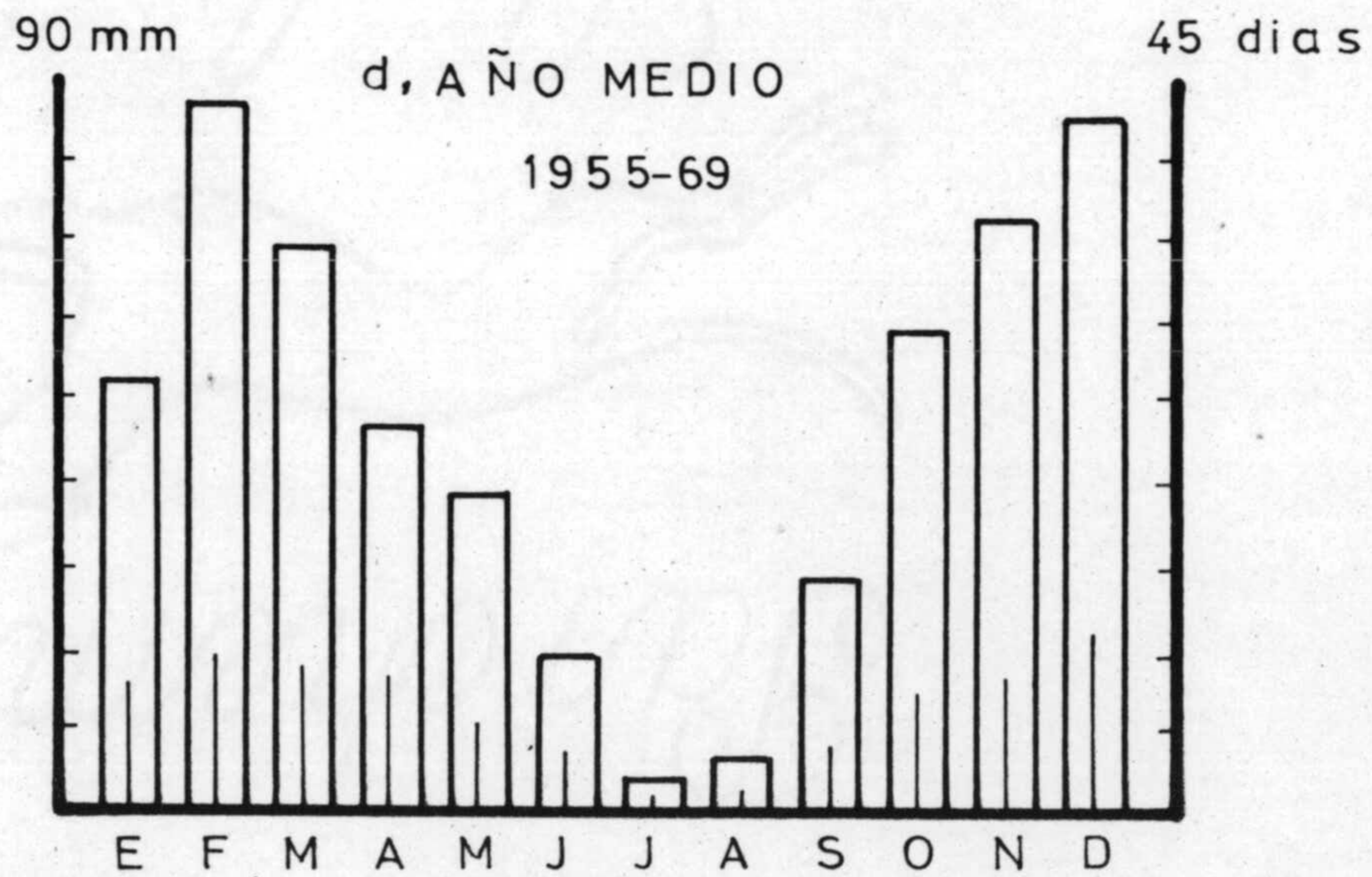
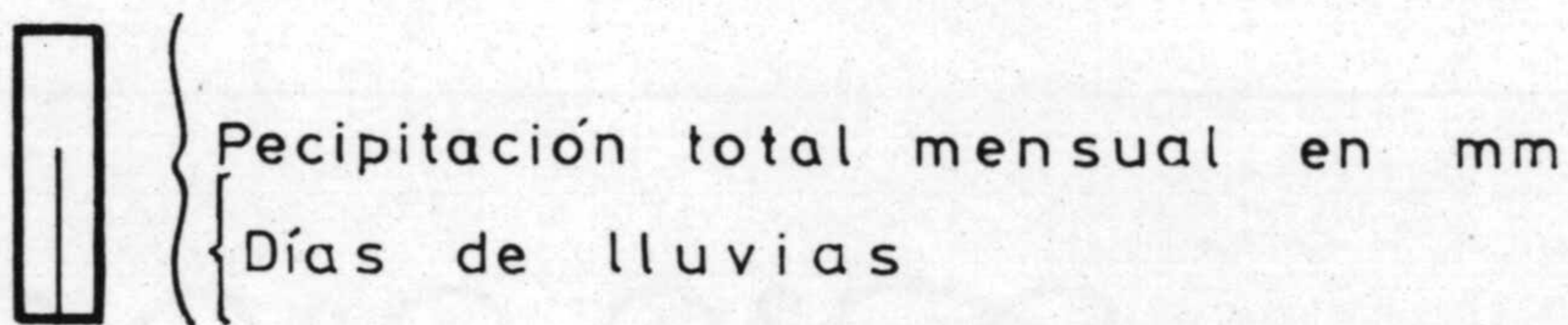
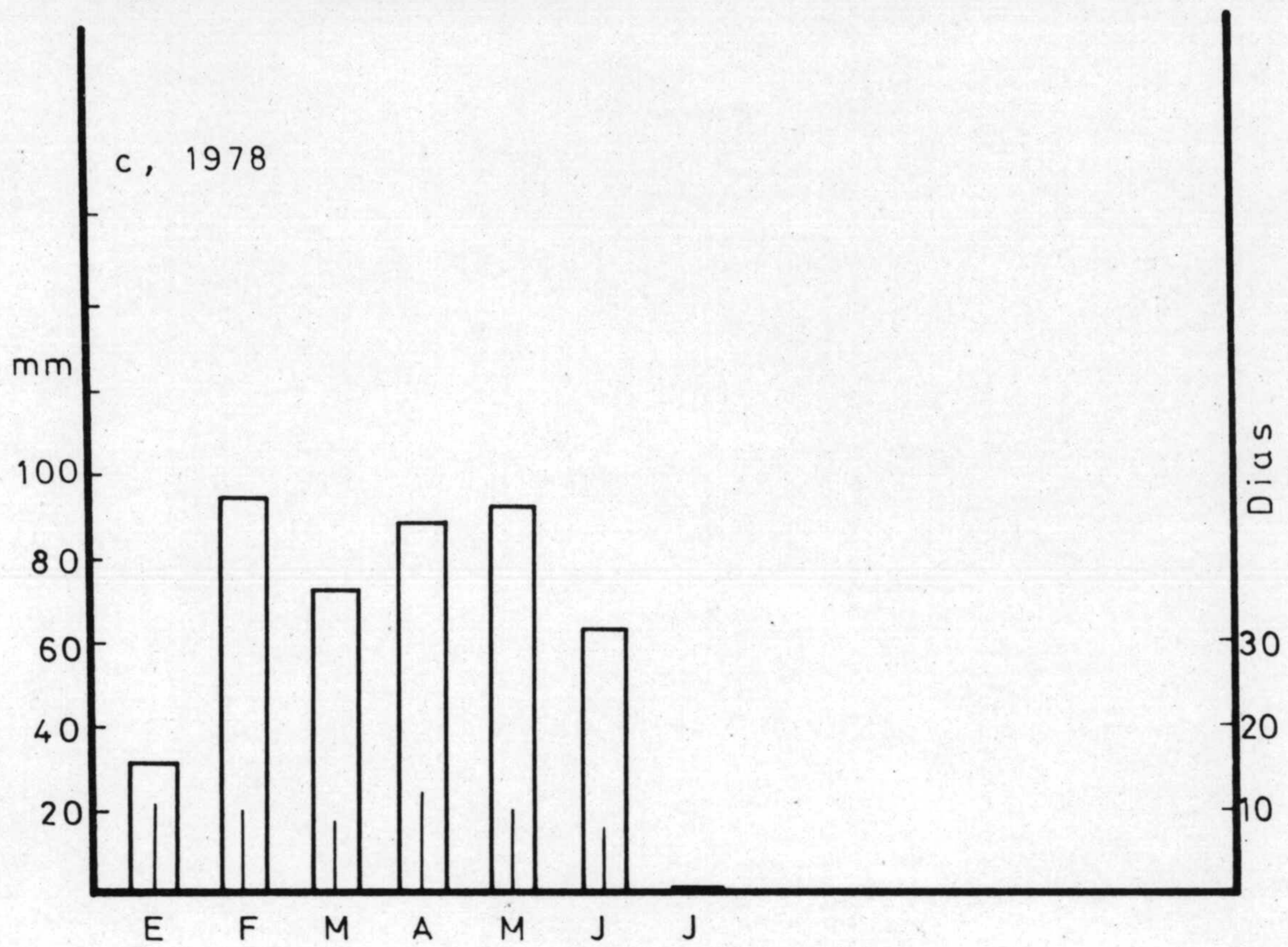


Fig. 2 .- Distribución de la intensidad de las precipitaciones en los años 1976, 1977, primer semestre de 1978 año medio 1955-69.

Fig. 2 .- Continuación



1.1.5. Economía

La economía de la zona se caracteriza por:

- 1) una actividad agrícola, base de la economía, que ocupa a la mayor parte de las personas en activo.
- 2) una ganadería de escaso interés, complementaria y
- 3) una industrialización localizada en los núcleos urbanos y cortijos, sobre las márgenes del río, relacionada con la agricultura y que se reduce a fábricas de aceite de oliva y algunas harinerías.

Ferre (1974) distingue tres zonas bien diferentes, - las tierras regadas que se limitan al valle del río Cubi--llas y curso alto del río Juntas. El secano que ocupa los - núcleos de los materiales pliocuaternarios que rellenan la cuenca de Iznalloz, depresión de Campotéjar, desde casi las márgenes de los ríos hasta la isohipsa de los 950 metros -- aproximadamente. Por último, las tierras no cultivadas, por encima del secano, avanzando en altitud, que ocupan los anticlinales calizos.

Centrandonos en el municipio de Iznalloz, las tie--rras incultas suponen el 45,8 %, de las 27.755,61 hectáreas que comprende dicho municipio. Ocupan las altas montañas cubiertas de una vegetación suserial de monte bajo (chaparro, matorral erial, pasto) por una masa de pinos, localizada en la falda septentrional y por encinas dispersas, resto de -- una vegetación climax deprimada por la presión antropógena.

El secano ocupa el 95,4 % de las tierras cultivadas, por lo que están casi todos los cultivos supeditados al índice pluviométrico anual. Comprende la cuenca de Iznalloz y la depresión de Campotéjar, cubiertas de materiales margo--

Los cultivos predominantes son: trigo, cebada, leguminosas, girasol. El olivar ocupa el 20,5 % de las tierras no regadas y , económicamente, es el único cultivo arbóreo de importancia, fig. 3.

Sólo el 4,5 % de las tierras cultivadas son de regadío. La mayor superficie se extiende por el río Cubillas, ocupando el antiguo lecho de inundación, con una anchura variable, siendo el máximo de 600 metros. Trigo, cebada y maíz en verano, son los cultivos que predominan. La mayor masa arbórea la representan los árboles de ribera y las alamedas.

El abono usado tradicionalmente es el estiércol, aunque cada vez se van utilizando más los abonos químicos.

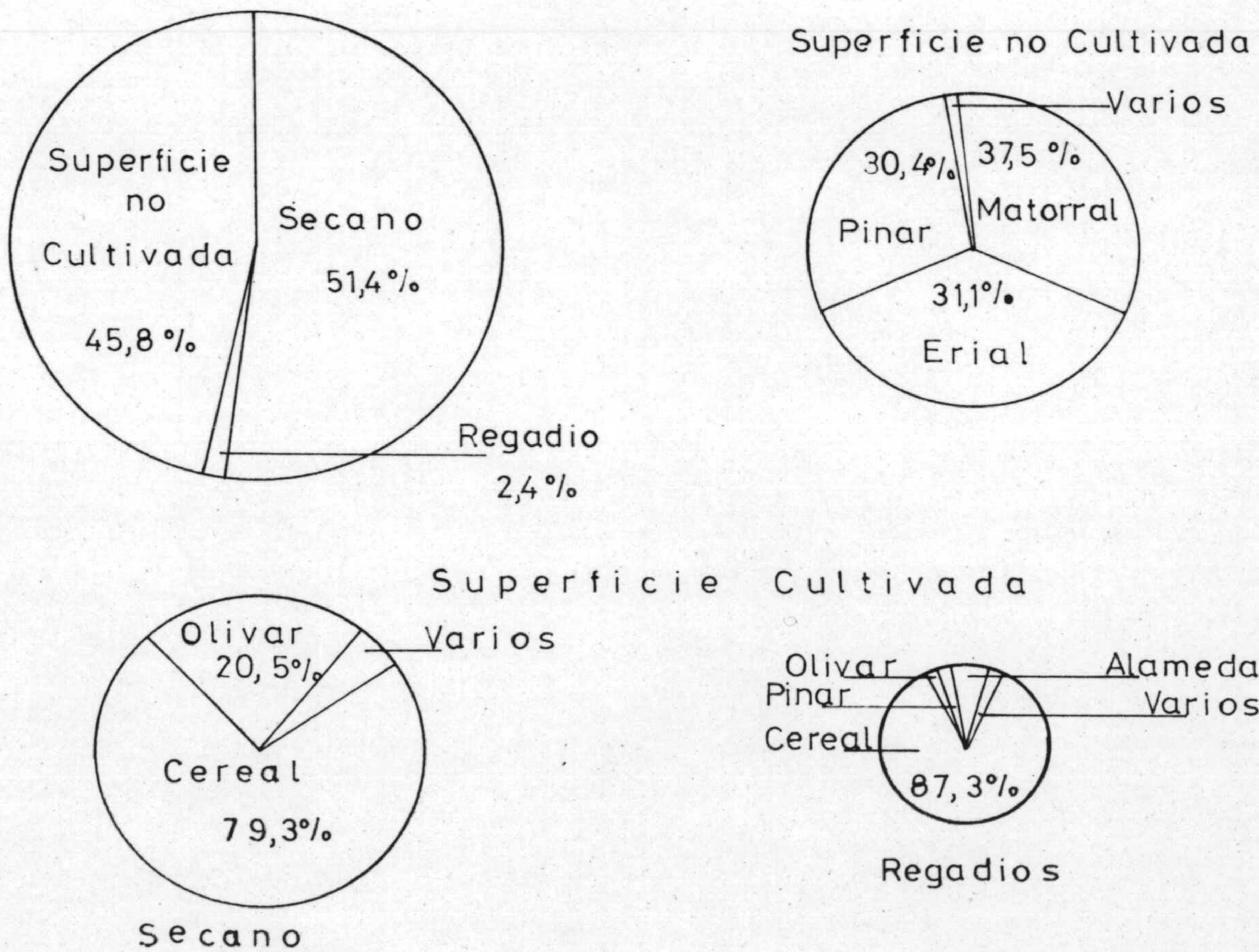


Fig. 3.- Distribución de la superficie total de Iznalloz .

1.1.6. Embalse de Cubillas

El río Cubillas, a unos 14 Km. al Noroeste de Granada capital, forma el embalse de su mismo nombre, en el subbético interno muy próximo al contacto con la zona Bética. Junto con el embalse de Cacín forma parte de los regadíos que se integran en la cuenca del Genil.

Según Valverde (1974), el embalse y sus alrededores están constituidos por materiales postmiocénicos:

- a), conglomerados pliocuaternarios; ocupan la parte sureste del embalse; materiales detríticos constituidos por arcillas rojas y conglomerados. Entre los cantos predominan los materiales del núcleo de Sierra Nevada, algunos de la serie Filabride y son minoritarios los de la serie Alpujarride, siendo en general de naturaleza carbonatada por lo que es frecuente encontrarlos cementados por CO_3Ca .
- b), travertinos y terrenos aluviales; localizados en el borde Noroeste del embalse y están constituidos por tres niveles tobáceos y dos de limos de color blanco rosado. Los terrenos aluviales tienen especial desarrollo en el río Cubillas.

El área del embalse en la cota máxima de operación es de $1,92 \text{ Km}^2$, con una longitud de 4 Kms. y una anchura máxima de 900 m. . El volumen total de agua embalsada es de 21 Hm^3 . Los siguientes datos (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 1973) resumen las características de capacidad del embalse:

| | |
|-------------------------------------|---------------------------|
| Volumen total | 21 Hm ³ |
| Volumen utilizable. | 20,973,200 m ³ |
| Cotal de nivel máximo | .643,5 |
| Cota máxima de explotación. | .641,50 |
| Cota mínima de explotación. | .616,00 |

2. MUESTREO

2.1. Duración y frecuencia.

La labor de muestreo comprendió dos ciclos anuales completos. El primero se extendió desde Febrero de 1976 a Febrero de 1977, con una periodicidad en la recogida de las muestras mensual, que nos proporcionó la orientación y experiencia para efectuar un segundo ciclo desde Julio de 1977 a Julio de 1978, con una periodicidad quincenal.

Durante estos dos ciclos se tomaron muestras de agua -- en las distintas estaciones de muestreo situadas en el río Cubillas y en el embalse de Cubillas, para la realización de análisis químico y microbiológico, midiéndose "in situ" la temperatura y el pH del agua, y la conductividad (sólo en el segundo ciclo).

El segundo ciclo de muestreo se centro exclusivamente -- en el río Cubillas. Esta reducción del área de muestreo nos -- permitió hacer un estudio más completo, por cuando que:

1º, la frecuencia con que se muestreó nos permitió obtener un -- mayor número de muestras, lo que supuso una mayor información y adecuación de los tratamientos estadísticos.

2º, se aumentó el número de análisis tanto físico-químicos como microbiológicos.



3º, el muestreo se extendió al sedimento

4º, con periodicidad mensual en cada estación de muestreo, se calcularon datos de velocidad y caudal del agua y se efectuaron también diversos análisis granulométricos del sedimento.

2.2. Posición de las estaciones de muestreo

Las estaciones o puntos de muestreo en el río Cubillas, en función del objetivo de este trabajo, se situaron, estratégicamente, entre posibles focos de contaminación orgánica. Situando una estación de muestreo en aguas presumiblemente libres de contaminación, cerca del nacimiento, que nos sirviera de referencia y comparación.

Los emplazamientos de dichas estaciones de muestreo pueden observarse en el mapa 3, tanto para el río como para su embalse.

En el río Cubillas se establecieron cinco estaciones. La primera, RC-1, situada a 3,75 Km. de la desembocadura del arroyo de Cañadatalhora y a 4 Km. de la intersección del río con la curva de nivel 900. La estación 2, RC-2, aproximadamente a 7 Km. de la anterior, en Iznalloz, antes del paso del río por las inmediaciones de un molino de aceituna, enclavado en su margen izquierda, cuyo residuo (alpechín) vierte en él. La estación tres, RC-3, situada a 100 m. de la anterior, aguas abajo del citado molino de aceituna. De forma semejante, las estaciones cuatro, RC-4, y cinco, RC-5, se situaron aguas arriba y aguas abajo respectivamente de otra almazara ubicada en Cortijo Arenales, en la margen derecha del río, y que igualmente vierte en él su alpechín. Las estaciones RC-3 y RC-4 distan entre sí unos 14 Km. siendo de 400 m. la existente entre RC-4 y RC-5.

En el embalse de Cubillas se eligió el punto de máxima profundidad para situar la estación de muestreo, PC, tomándose muestras a las profundidades de 0, 2, 5, 10 m., en esta última siempre que lo permitiera el nivel de las aguas.

2.3. Obtención de las muestras

2.3.1. Primer ciclo de muestreo

2.3.1.1. Obtención de las muestras de agua para análisis químico:

En el río Cubillas, las muestras fueron tomadas manualmente, en el punto medio equidistante de ambas orillas, en cada estación de muestreo. En el ecosistema léntico del embalse de Cubillas, las muestras fueron obtenidas, a las distintas profundidades, empleando una botella tipo Van Dorn.

Tanto en un tipo como en otro de ecosistema, en cada punto de muestreo, se tomaron:

- a) dos litros de agua, en botella de plástico, para la realización de los siguientes análisis químicos: nitratos, nitritos, fosfatos y alcalinidad. El agua inmediatamente -- recogida era fijada con unas gotas de cloroformo.
- b) 250 cc de agua para la determinación del oxígeno disuelto, en frascos de vidrio color topacio, con tapón de vidrio esmerilado, una vez llenados los frascos, evitando / absolutamente el burbujeo, el agua era fijada con los correspondientes fijadores del método Winkler.

2.3.1.2. Obtención de las muestras de agua para análisis microbiológico:

Las muestras de agua para el análisis microbiológico,

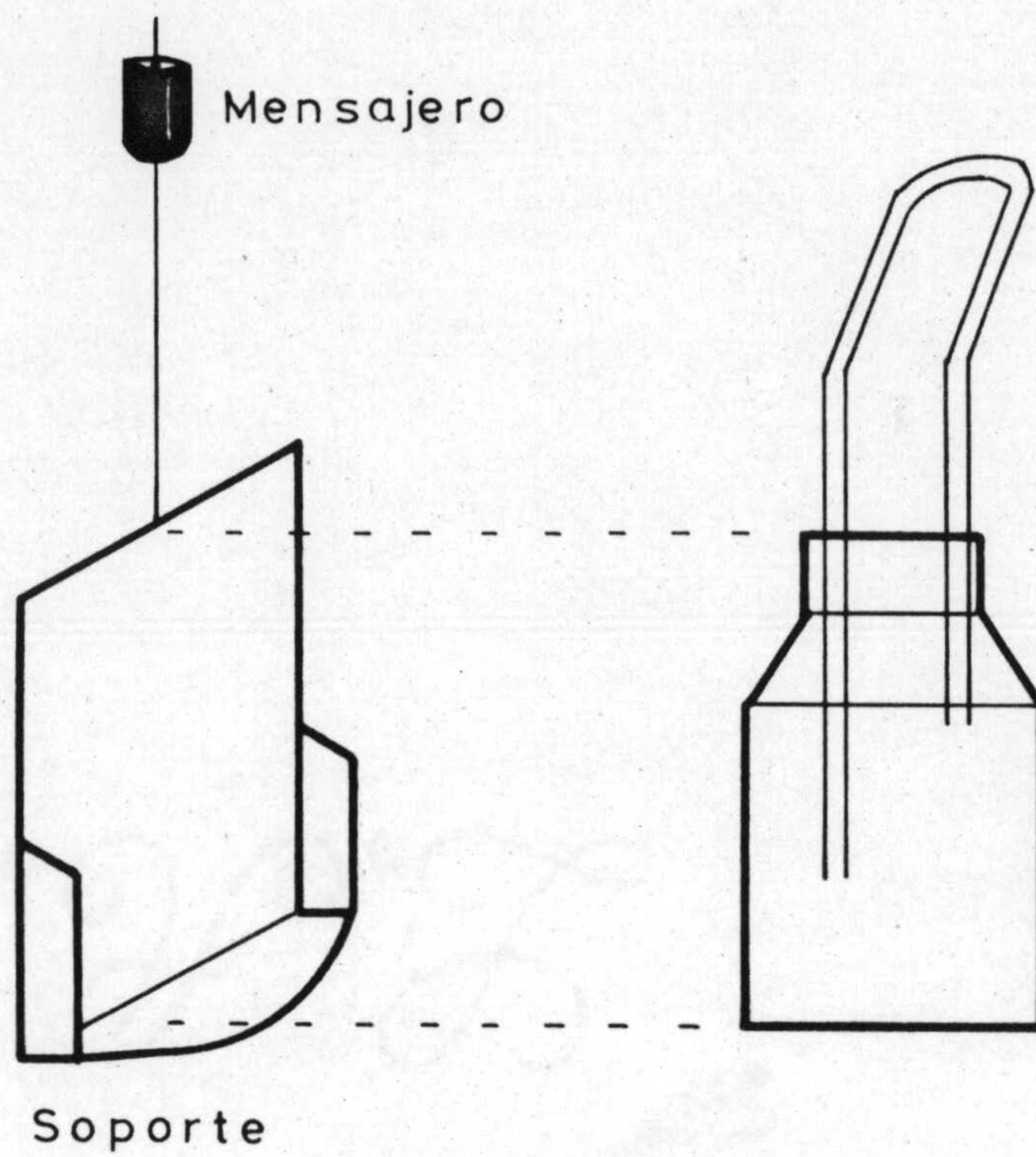


Fig. 4 .- Aparato para obtener muestras de agua a distintas profundidades para análisis bacteriológico.

que consistió en un recuento de la población heterótrofa aerobia, fueron tomadas en botellas estériles. En el río, en cada estación de muestreo, se tomó a nivel superficial, en el punto medio equidistante de ambas orillas, dirigiendo la boca de la botella contra la corriente, evitando que el agua en contacto con la mano pudiera penetrar en el frasco. En el embalse, para la obtención de las muestras de agua, a las distintas profundidades, se utilizó un aparato cuyo esquema puede apreciarse en la figura 4. Dicho aparato está formado por un soporte lastrado de plomo, una botella cerrada con un tapón de goma con dos orificios, por donde pasa un tubo de vidrio en forma de doble L (pudiendo todo éste conjunto esterilizarse en autoclave), y un cable que suspende al soporte, por donde discurre un mensajero de plomo.

2.3.2. Segundo ciclo de muestreo.

2.3.2.1. Obtención de las muestras de agua para análisis químico:

Las muestras de agua se tomaron como en el correspondiente apartado anterior, 2.3.1.1., pero los análisis químicos se ampliaron, de tal manera que se tomaron:

- a), dos litros de agua, en botellas de plástico, para la realización de los siguientes análisis químicos: nitratos, / nitritos, amonio, fosfatos, silicatos, sulfatos, cloruros, alcalinidad, dureza total, sodio, potasio, calcio y magnesio.
- b), 250 cc para la determinación del oxígeno disuelto, como en el apartado b) del punto 2.3.1.1..
- c), 250 cc de agua para la determinación del DBO_5 (demanda bioquímica del oxígeno a los 5 días), empleando las mismas

botellas y precauciones en el llenado que en el apartado anterior.

- d) 250 cc de agua para la determinación del DQO (demanda química del oxígeno), empleando las mismas botellas y precauciones en el llenado que en el apartado anterior.
- e) 250 cc de agua en botella BOD para la determinación de sulfuros.

2.3.2.2. Obtención de las muestras de agua y sedimento para análisis microbiológico:

En este segundo ciclo de muestreo se tomaron, en el río Cubillas, muestras de agua y sedimento, en las distintas estaciones, para la determinación de la densidad de la microflora heterótrofa aerobia y para la enumeración de los siguientes grupos fisiológicos microbianos:

- a) germen amonificantes
- b) " aminolíticos
- c) " desnitrificantes
- d) " proteolíticos
- e) " lipolíticos
- f) " nítricos
- g) " nitrosos
- h) " celulolíticos
- i) " sulfato-reductores
- j) " desnitrificantes quimiolitótrofos

Las muestras de agua eran tomadas como en el primer ciclo, apartado 2.3.1.2.. En cuanto a las muestras de sedimento, no existiendo ningún muestreador específico, en el sentido de una toma aséptica (Sorokin Y.I., H. Kadota, 1972), se realizó, permitiéndolo la escasa profundidad del río, de forma ma--

nual, llenando por completo un pequeño tubo, previamente esterilizado, de sedimento.

2.4. Transporte y almacenamiento de las muestras para examen microbiológico.

Para evitar cualquier cambio del número de microorganismos contenidos en las muestras, fueron guardadas durante su transporte al laboratorio en un termo con hielo.

Entre la toma de las muestras y su posterior examen en el laboratorio no transcurrieron más de tres - cuatro horas, tiempo que fue determinado previamente como el máximo sin apreciar variación significativa en el número de gérmenes.

Para este fin, se diseñó la siguiente experiencia: se tomó una muestra de agua del embalse de Cubillas en botella esterilizada de 250 ml de volumen. Inmediatamente se efectuó una siembra en placa, después de realizar las diluciones adecuadas, en los locales que la Universidad de Granada posee en las inmediaciones del citado embalse, previamente acondicionados para este fin. El tiempo transcurrido entre la toma muestra y la siembra no fue superior a los 10-15 minutos. A continuación se llenaron dos botellas esterilizadas de 100 ml de volumen con la muestra de agua tomada. Una de las cuales se dejó a temperatura ambiente y la otra se guardó en un termo cubierta con hielo. De esta manera las dos submuestras eran transportadas al laboratorio donde se efectuaba una siembra de cada una de ellas a las 1,2,3,4,5,6, 12,24 horas de la recogida inicial. En todos los casos el número de placas sembradas fueron de cuatro.

Al objeto de intentar aprovechar todas las observaciones hacia el mismo fin, intentamos realizar un diseño factorial 2x9, con el tiempo (a los niveles 0,1,2,3,4,5,6,12,24)



Tabla 1 . Contraste de igualdad de varianza de las muestras --
conservadas en hielo y a temperatura ambiente.

| | | t=0 h. |
|--------|---------------|-------------------|
| | | (40,58,62,41) |
| Hielo | | T. ambiente |
| t=1h. | (46,45,32,60) | (32,16,21,16) |
| t=2h. | (45,55,40,65) | (16,30,25,15) |
| t=3h. | (51,42,60,40) | (28,27,12,22) |
| t=4h. | (65,67,72,69) | (110,170,150,130) |
| t=5h. | (28,25,27,33) | (256,284,225,230) |
| t=6h. | (26,28,29,25) | (240,230,250,220) |
| t=12h. | (15,20,18,12) | (270,280,240,250) |
| t=24h. | (2,3,2,4) | (180,120,180,140) |

Entre parentesis, el número de colonias por ml de agua -
sembrada.

Contraste de igualdad de varianzas, estadístico $F = S_1^2 / S_2^2$

Hielo: $S_2^2 = 412,69$

T. ambiente: $S_1^2 = 9623,78$

Cociente de varianzas: $F = 23,32$

Valor tabulado de F para $\alpha = 0,05$ y 35/35 g. de libertad = 1,79

Conclusión : se rechaza la hipótesis de igualdad de varianzas

y la temperatura (con los niveles de temperatura ambiente y temperatura de fusión del hielo) como factores.

No obstante, teniendo razones para pensar que la variabilidad de la densidad de la población pudiera ser distinta a temperatura ambiente que a temperatura de conservación de la muestra en hielo, realizamos el contraste de igualdad de varianzas usando el estadístico $F = S_1^2 / S_2^2$ de Fisher. El resultado del análisis se muestra en la tabla 1, donde además se presentan los resultados de todas las siembras realizadas en la experiencia.

El valor de la F obtenida fue de 23,32, siendo el de la F de Fisher de 1,79, con 35/35 grados de libertad que nos lleva a rechazar la hipótesis de igualdad de varianzas con un riesgo del 5% .

Esto nos impide realizar el diseño factorial proyectado, por lo que optamos por otra estrategia de análisis. -/ Pasamos a contrastar la hipótesis siguiente : $H_0 : t_0 = t_1 = t_2 = t_3$ de igualdad de efectos de los distintos tiempos (0, 1, 2, 3, horas) sobre las densidades de la población, mediante un análisis de la varianza, en la muestra conservada en hielo.

Los resultados de este análisis se muestra en la -/ tabla 2 , del que se deduce que el nivel de riesgo al rechazar la hipótesis de igualdad, antes citada, es de un 75%. / Por tanto, decidimos aceptar dicha hipótesis y admitir que no hubo diferencias en las tres primeras horas de experimentación.

A continuación repetimos este mismo análisis, pero incluyendo los resultados de la siembra efectuada a las cuatro horas de la recogida de la muestra. Es decir se contrastó la hipótesis $H_0 : t_0 = t_1 = t_2 = t_3 = t_4$, En la tabla 3 se muestran los resultados que nos lleva a rechazar la hipótesis --

Tabla 2 .Análisis de la varianza para comprobar la hipótesis

$H_0 : t_0 = t_1 = t_2 = t_3$, Muestra guardada en hielo.

| t_0 | t_1 | t_2 | t_3 |
|-------|-------|-------|-------|
| 40 | 32 | 40 | 40 |
| 41 | 45 | 45 | 42 |
| 58 | 46 | 55 | 51 |
| 62 | 60 | 65 | 60 |

| Fuentes de variación | s. cuadrados | g.l. | c.m. | F |
|----------------------|--------------|------|-------|-------|
| Entre columnas | 70,7 | 3 | 23,6 | 0,202 |
| Entre réplicas | 1403 | 12 | 116,9 | |
| total | 1473,7 | 15 | | |

$F(3,12), \alpha = 0,05 : 3,49$

$F(3,12), \alpha = 0,01 : 5,95$

Conclusión: Se acepta la hipótesis. La variación dentro de las columnas, es decir, la de las réplicas es muy superior a la variación entre columnas, concretamente 4,95 veces, no pudiéndose, en consecuencia, rechazar la hipótesis de partida.

con un riesgo del 5%. Sin embargo la hipótesis es admitida para $P = 0,01$. A partir de las tres horas de incubación en hielo empezamos a sospechar que el número de colonias por ml. comienza a variar de manera significativa.

Cuando se incluyeron los datos de la siembra efectuada a las cinco horas, y se volvía a repetir el análisis, la hipótesis de igualdad era rechazada a todos los niveles.

Realizando el mismo estudio para la submuestra conservada a temperatura ambiente, nos encontramos con que la población comenzó a diferir significativamente a partir de la primera hora de incubación (tabla 4).

Concluimos en la necesidad de transportar las muestras de hielo y realizar los análisis pertinentes en un período de tiempo comprendido, preferentemente, dentro de las tres primeras horas después de la recogida de las muestras y nunca rebasando las cuatro horas.

3. METODOS

3.1. Medidas del flujo y la velocidad de la corriente del agua.

Para estimar ambos datos se siguieron las indicaciones de Needham y Needham (1978) y las de Schwoerbel (1975); es obvio, por otra parte, que tales medidas sólo se realizaron en las estaciones de muestreo situadas en los ríos.

La velocidad del agua se estimó controlando el tiempo invertido por un flotador en recorrer una distancia conocida y previamente determinada; ahora bien, teniendo en cuenta que las distintas capas de agua de una corriente no se mueven a la misma velocidad, debe admitirse, de acuerdo con Uhle (1925), que el dato así obtenido refleja sólo aproxima-

Tabla 3. Análisis de la varianza para comprobar la hipótesis $H_0 : t_0 = t_1 = t_2 = t_3 = t_4$. Muestra guardada en hielo.

| t_0 | t_1 | t_2 | t_3 | t_4 |
|-------|-------|-------|-------|-------|
| 40 | 46 | 45 | 51 | 65 |
| 41 | 45 | 55 | 42 | 67 |
| 58 | 32 | 40 | 60 | 69 |
| 62 | 60 | 65 | 40 | 72 |

| Fuente de variación | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Cuadrado medio | F |
|---------------------|-------------------|--------------------|----------------|------|
| Entre columnas | 1272 | 4 | 318 | 3,34 |
| Entre réplicas | 1430 | 15 | 95,3 | |
| Total | 2702 | 19 | | |

$F(4, 15), \alpha = 0,05 : 3,06$

$F(4, 15), \alpha = 0,01 : 4,89$

Conclusión: Se rechaza la hipótesis de igualdad con un nivel de riesgo del 5%, pero se acepta para $\alpha = 0,01$

Tabla 4 .Análisis de la varianza para comprobar la hipótesis $H_0 : t_0 = t_1 = t_2 = t_3$. Muestra conservada a temperatura ambiente.

| t_0 | t_1 | t_2 | t_3 |
|-------|-------|-------|-------|
| 40 | 16 | 15 | 12 |
| 41 | 16 | 16 | 22 |
| 58 | 21 | 25 | 27 |
| 62 | 32 | 30 | 28 |

Para facilitar los cálculos restamos a cada número 37

| Fuentes de variación | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Cuadrado medio | F |
|----------------------|-------------------|--------------------|----------------|------|
| Entre filas | 2453,19 | 3 | 817,7 | 10,8 |
| Entre columnas | 3363,44 | 12 | 75,8 | |
| Total | 910,3 | 15 | | |

$F(3,12), \alpha = 0,05: 3,49$

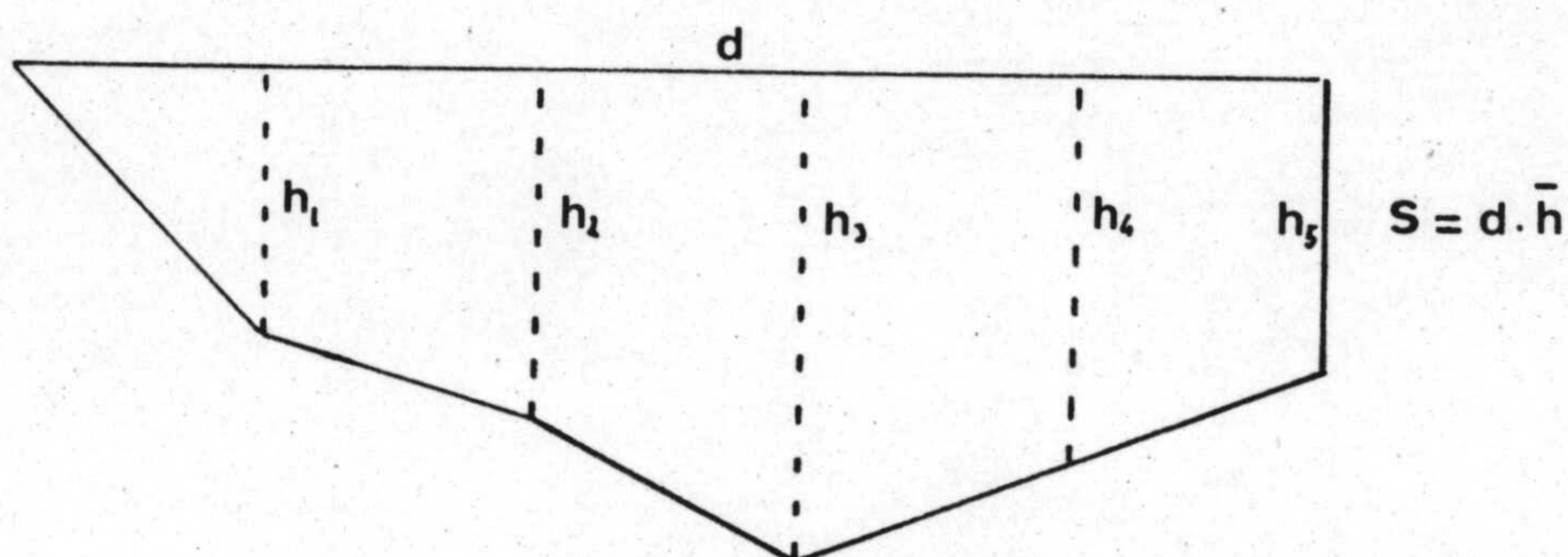
$F(3,12), \alpha = 0,01: 5,95$

Conclusión: Se rechaza la hipótesis con un riesgo inferior al 1%.

Diferencia mínima significativa= 13,42 que demuestra la existencia de variación significativa a partir de la primera hora de incubación a temperatura ambiente.

damente la velocidad media de la corriente que, según el autor citado, sería aproximadamente el 85% de la velocidad de la capa superficial.

Por último, el caudal o flujo de la corriente, en los puntos de muestreo, se determinó multiplicando la velocidad de la capa superficial por la sección del río en dichos puntos, habiendo estimado previamente ésta mediante el levantamiento de un perfil transversal:



3.2. Análisis del tamaño de grano del sustrato.

El método empleado es el descrito por Schwoerbel (1975). Las muestras de sustrato son secadas y con la ayuda de un juego de cribas de anchura de malla normalizadas se separan las partículas según su tamaño. La muestra se deposita en la criba superior y todo el juego de cribas se cierra con una tapadera, y se lleva a un agitador. Después de 15 minutos se separan las partes, y se pesan por separado.

Los pesos hallados, expresados en tantos por cientos se llevan a una tabla y se representan en una curva acumulativa semilogarítmica.

La tabla siguiente señala los nombres habituales que se dan a las diferentes clases de tamaño de partículas.

| | |
|-------------------|------------------------|
| Piedras..... | mayor de 63,0 mm |
| Grava gruesa..... | 63,0-20,0 mm |
| Grava media..... | 20,0-6,3 mm |
| Grava fina..... | 6,3- 2,0 mm |
| Arena gruesa..... | 2,0-0,63 mm |
| Arena media..... | 0,6-0,20 mm |
| Arena fina..... | 0,2-0,063 mm |
| Aluvi3n..... | por debajo de 0,063 mm |

3.3. Los m3todos empleados en los an3lisis qu3micos y f3sicos se muestran en la cuadro 1.

3.4. M3todos microbiol3gicos

3.4.1. Microflora total.

Tanto en agua como en sedimento, para la determinaci3n de la microflora total se emple3 el m3todo de recuento en placa. Este m3todo basado en que cada colonia aparecida sobre -- el agar ha sido originada por una bacteria, se llevo a cabo -- en sus dos modalidades: siembra en masa y siembra en superficie.

El medio de cultivo empleado fue en ambos casos el siguiente: peptona 0,5%, extracto de levadura 0,1%, agar al - / 1,5% para recuento en masa y al 2% para recuento en superfi-- cie. El agua que se utiliz3 en la preparaci3n de los medios -- fue la del propio medio a estudiar. Para el recuento de las -- muestras de sedimento se agreg3 extracto de sedimento al 20%. El pH fue ajustado a 7,5 y las placas se contaron despu3s --

Cuadro 1 . Análisis químico-físicos efectuados, métodos e instrumentos.

| Análisis | Método | Referencia | |
|---------------|---|--|-----------------|
| Conductividad | Electrométrico | | |
| Temperatura | | | Termometro (Hg) |
| pH | pH-metro de campo | | Orion 201 |
| Oxigeno | Volumétrico (iodometría) | Winkler(1889) en Golterman (1971) | |
| Alcalinidad | Volumétrico | Golterman (1971) | |
| Dureza | Complexométrico (EDTA y negro de Eriocromo) | APHA, AWWA, VPCP(1963) | |
| PO_4^{-3} | Colorimétrico | Murphy y Riley(1963) en | Baush & Lomb. |
| SiO_2 | Colorimétrico | Strickland y Parsin(1968) | Baush & Lomb. |
| S^{-2} | Colorimétrico | Golterman (1971) | Baush & Lomb. |
| SO_4^{-2} | Turbidimétrico (precipitación con $BaCl_2$) | Golterman (1971) | Baush & Lomb. |
| NO_2^- | Colorimétrico | Shinn(1941) en Strickland y Parsin (1968) | Baush & Lomb. |
| NO_3^- | Colorimétrico | " | " |
| NH_4 | Colorimétrico (con reactivo Nessler) | | " |
| Ca | Complexométrico(con EDTA y Murexida) | | |
| Mg | Fotometría de Llama | | Eppendorf G. |
| K | " | | " |

de diez días de incubación a 20°C de temperatura.

La decisión de utilizar este medio de cultivo a pH -- 7,5, así como la incubación a 20°C durante diez días, se tomó después de realizar las siguientes experiencias:

- a) Elección del medio de cultivo: se eligieron siete medios de cultivos, los más frecuentemente usados en estos tipos de trabajos, cuya composición se muestra en la tabla 5, - enumerados del uno al siete.

Con una misma muestra de agua procedente del río - Cubillas, se sembraron diez placas por cada medio de cultivo, las cuales se incubaron durante diez días a 20°C. / Transcurrido este tiempo se contaron las placas y con los resultados obtenidos, que se muestran en la tabla 6, contrastamos la hipótesis nula de que todos los medios de -- cultivos ensayados permiten desarrollar el mismo número - medio de colonias, para lo cual aplicamos un análisis de la varianza.

Previo al análisis de la varianza, y puesto que - cabría suponer que no todos los medios produjeran la misma dispersión en el número de colonias, se aplicó un -- test de homogeneidad de varianzas. Para ello empleamos el contraste de Bartlett, cuyo resultado puede verse en la tabla 7 . La conclusión de este contraste nos lleva a -- admitir la homogeneidad de varianzas, es decir, todos los medios de cultivos ofrecen una misma variabilidad en el desarrollo del número de colonias por placa, por lo tanto es factible realizar el análisis de la varianza proyectado para contrastar la igualdad de medias.

Los resultados del análisis de la varianza, ta-- bla 6 , dan una $F=213,13$ por lo que rechazamos la hipótesis nula con riesgo del orden del 0,5%.



Tabla 5 . Composición de los diferentes medios de cultivo -- para enumeración de la flora heterótrofa.

| Medios | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|---------------------------------|------|------|----|----|------|-----|----|
| Constituyentes % | | | | | | | |
| Peptona | .1 | .5 | .5 | 1 | .5 | .5 | .5 |
| Extrac.levad. | | .0,1 | .1 | | .1 | | .1 |
| Extrac. carne | | | | 1 | | | |
| Glucosa | 1 | | .1 | | | | |
| ClNa | | | | .5 | | | |
| NO ₃ K | | | | | .01 | | |
| PO ₄ HK ₂ | .005 | | | | | | |
| PO ₄ Fe | | .01 | | | .001 | .01 | |
| Agar | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |

Los medios fueron preparados con agua del río Cubillas, previamente filtrada, y llevados a un pH de 7,5. El conteo de las placas, diez réplicas por cada medio, se efectuó a los diez días de incubación a 20°C de temperatura.



Tabla 6 . Análisis de la varianza de los datos obtenidos en la experiencia diseñada para la elección del medio de cultivo.

| Nºcol/mP | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|----------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|-----|
| M.nº1 | 116 | 55 | 95 | 75 | 95 | 75 | 75 | 55 | 65 | 85 |
| M.nº2 | 115 | 103 | 125 | 135 | 65 | 115 | 105 | 125 | 70 | 105 |
| M.nº3 | -65 | -15 | -25 | -15 | -25 | -5 | -15 | 7 | -10 | -35 |
| M.nº4 | -65 | -40 | -57 | -35 | -35 | -30 | -55 | -45 | -55 | -65 |
| M.nº5 | 109 | 109 | 105 | 75 | 55 | 95 | 115 | 110 | 115 | 120 |
| M.nº6 | -105 | -115 | -95 | -135 | -125 | -110 | -105 | -125 | -135 | -95 |
| M.nº7 | 105 | 95 | 75 | 125 | 85 | 125 | 115 | 55 | 95 | 115 |

Nºcol/mP = número de colonias por ml y placa

Para facilitar los cálculos a cada número se le ha restado la cantidad de 425

| Fuentes de variación | S. cuadrados | g. libertad | Cuadrado medio | F | F(6,63;0,05) |
|----------------------|--------------|-------------|----------------|--------|--------------|
| Medios de cultivos | 475230,3 | 6 | 79205,05 | 213,13 | 2,25 |
| Replicas | 23412,8 | 63 | 371,63 | | |
| Total | 498643,08 | 69 | | | |

Conclusión: Hay diferencias significativas entre los diferentes medios.

Tabla 7 .Contraste de Barlett de igualdad de varianzas del --
 número de colonias desarrolladas en los distintos medios de -
 cultivos ensayados.

| S_i^2 | n_i | $M = (N-K) \ln S_p^2 - \sum_i (n_i - 1) \ln S_i^2$ |
|---------|-------|---|
| 18,2 | 10 | $S_p^2 = \sum_i (n_i - 1) S_i^2 / N - K$ |
| 21,7 | 10 | |
| 18,51 | 10 | $A = (1/3(K-1)) (\sum_i (1/n_i - 1) - 1/N - K)$ |
| 12,21 | 10 | |
| 19,50 | 10 | $v_1 = K - 1$ (grados de libertad) |
| 14,22 | 10 | $v_2 = K / A^2$ (grados de libertad) |
| 21,54 | 10 | $b = v_2 / (1 - A + (2/v_2))$; $F = v_2 M / v_1 (b - M)$ |

K= nº de medios a ensayar

Resultados de los cálculos:

$$M = 1,245$$

$$A = 0,042$$

$$V_1 = 6$$

$$V_2 = 4535,15$$

$$g. \text{ Libertad. Para } \alpha = 0,05 \quad F(6, V_2) = 2,10$$

$$F = 0,199$$

Conclusión: Como el valor de la F calculada es menor al tabulado para $\alpha = 0,05$ nada se opone a aceptar la hipótesis de igualdad de varianzas. Los siete medios de cultivos ofrecen la misma variabilidad en el número de colonias desarrolladas.

Tabla 8. Diferencia mínima significativa para la comparación de los valores medios del número de colonias/ml obtenidos en los diferentes medios de cultivos.

| Tipo de medios: | nº6 | nº4 | nº3 | nº1 | nº7 | nº5 | nº2 |
|--------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Cifras medias: | 310,5 | 376,8 | 404,7 | 504,7 | 524,0 | 525,8 | 531,3 |
| Medio nº6 310,5 | | | | | | | |
| Medio nº4 376,8 | | | | | | | |
| Medio nº3 404,7 | | | | | | | |
| Medio nº1 504,1 | | | | | | | |
| Medio nº7 524,0 | | | | | | | |
| Medio nº5 525,8 | | | | | | | |
| Medio nº2 531,3 | | | | | | | |
| | 293,3 | 359,6 | 387,5 | 486,9 | 506,8 | 511,6 | 514,1 |
| Intervalos de las medias | 327,7 | 394,0 | 421,3 | 521,3 | 541,2 | 543,0 | 548,5 |

Diferencia mínima significativa: $S_0 \cdot t(\alpha/2) \sqrt{1/n_1 + 1/n_2} = 17,24$

Conclusiones: Los medios que permiten desarrollar el mayor número de colonias son los 2,5,7, no existiendo entre ellos diferencias significativas.

Calculando la diferencia mínima significativa ($d=17,24$) - podemos decidir que los medios de cultivo 2,5,7, fueron - los que permitieron desarrollar el mayor número de colo-- nias por placa y que entre ellos, pero sí con los demás - medios: 1,3,4,6,8, no existen diferencias significativas, tabla 8.

La adición de fosfato férrico al .01%, medio 2, y la adición conjunta de fosfato férrico al .001% y nitrato potásico al .01%, medio 5, no supuso un mejoramiento del medio 7, que contiene únicamente peptona y extracto de le vadura.

El medio designado en la experiencia con el número 6 es el descrito por Zobell (Zobell,1946), muy frecuentemente usado en el estudio de la abundancia y distribu-- ción de bacterias en medios marinos, sin cloruro sódico. El medio 1 es el recomendado por Soecknick y col. (Soecknick,1970), que contiene glucosa al 1%. El medio 4 es agar nutritivo, utilizado por Rodina (1963) y Frank (1971).

Melchiorri-Santolini (1966) hace un estudio comparativo entre el medio de agar nutritivo y el que en nuestra experiencia figura con el número 7, obteniendo que -- éste último medio permite el desarrollo de un mayor número de colonias. Por lo tanto, nuestros resultados son -/ coincidentes, para estos dos medios, con los del citado - autor.

En nuestra experiencia los medios más eficaces son aquellos que presentan en su composición la combinación - peptona-extracto de levadura, con la única excepción del medio 3 que además lleva glucosa al .1%, es decir, es el medio 7 adicionado de glucosa. La inclusión de dicho azú-

car supone disminución significativa en el número de colonias desarrolladas.

En una experiencia semejante, de comparación de distintos medios de cultivos, Carlucci y Pramer (1957), obtienen como medio más óptimo el siguiente: peptona .5%, extracto de levadura .1%, fosfato férrico .001%, agar-agar 1,5%. El medio que en nuestra experiencia hemos denominado con el número dos y que junto con el cinco y el siete fueron los más eficaces. Sin embargo, la eliminación de fosfato férrico como dijimos anteriormente, en base al análisis estadístico efectuado, no supuso cambio significativo en el número de colonias desarrolladas.

Teniendo en cuenta que en los métodos microbiológicos de siembra placa, que van precedidos normalmente de la obtención de una serie de diluciones decimales, están sujetos a errores de tipo mecánico, a los que hay que añadir los de azar, creemos indispensable un tratamiento estadístico de los resultados que nos asegure, con un nivel de riesgo, hasta qué punto una diferencia entre medias se puede aceptar o no como significativa. Carlucci y Pramer privan a sus resultados de tratamiento estadístico alguno, dejando a criterio subjetivo si la diferencia entre las medias del número de colonias desarrolladas en los distintos medios son o no significativas.

A la vista de los resultados obtenidos en la experiencia, decidimos emplear como medio de cultivo para siembra en placa el medio 7.

b) Temperatura y tiempo de incubación.

Distintos autores proponen diferentes temperaturas y tiempos de incubación: Melchiorri-Santolini (1966), trabajando con agua de mar y con aguas continentales incuba -

a 18°C durante 5 días. Castelví (1967), con agua de mar entre 15-18°C con un período de incubación de 10 días. Toja (1976), con aguas continentales incubaba a 37°C durante 2 días. Jannasch (1959) dejan las placas en incubación cinco días. Sorakin y Kadota (1972) recomiendan temperaturas de incubación entre 20 y 25°C y de 5 a 10 días de incubación, etc...

Para investigar la temperatura óptima, que permitiese el desarrollo del mayor número de colonias, a la cual debieran de incubarse las placas se diseñó una experiencia en bloques aleatorio, tomando como factores las estaciones de muestreo y la temperatura, con tres niveles: 9, 20 y 37°C. Se sembraron placas, con distintas diluciones, para cada estación de muestreo, a los niveles de temperatura indicados. En la tabla 9 se recojen los resultados obtenidos y el análisis estadístico, que muestran que la temperatura óptima de incubación fue de 20°C.

En cuanto al tiempo de incubación, lotes de 10 placas fueron sembrados con agua del río Cubillas, de las distintas estaciones, y del embalse. Las placas incubadas a 20°C fueron contadas cada 24h de incubación. Los resultados se muestran en la figura 5, donde se pone de manifiesto el riesgo que se puede cometer al contar las placas antes de los 10 días de la incubación.

En consecuencia, las placas fueron incubadas a 20°C durante un período de diez días.

c) pH del medio de cultivo.

Aunque el pH óptimo que permita el máximo desarrollo de colonias, era lógico pensar estuviera en la neutralidad, nos interesó investigar cuál sería el rango óptimo de pH, y cómo la población microbiana se afectaría con des

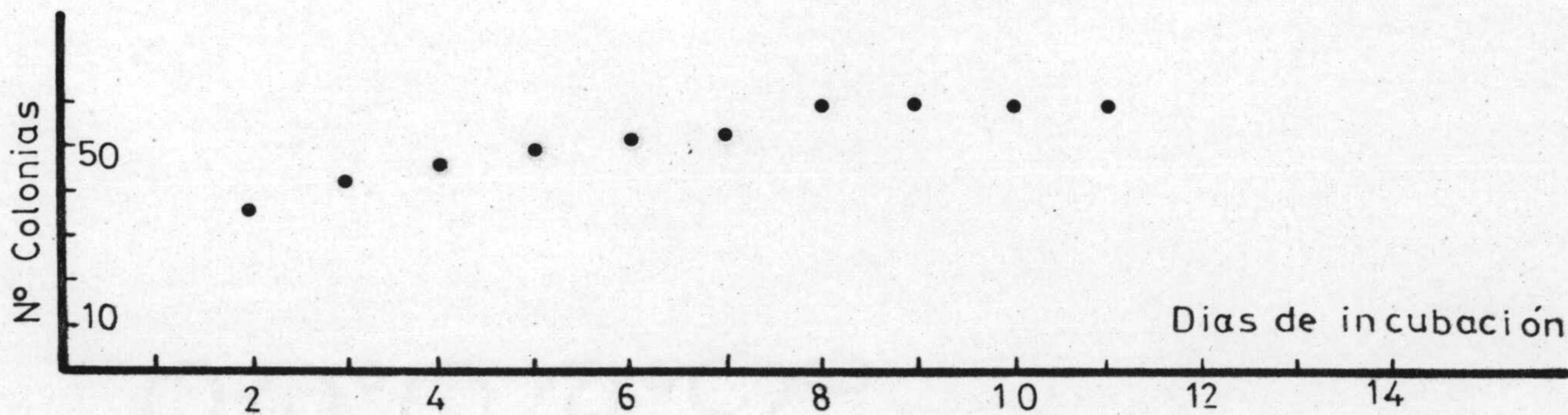
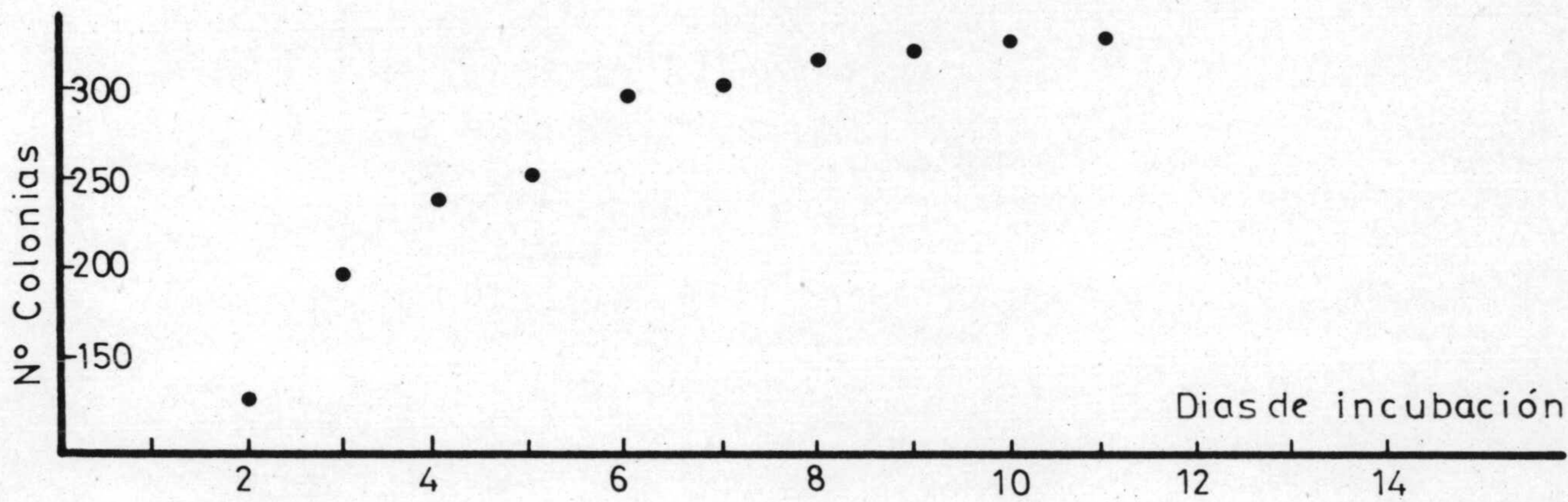
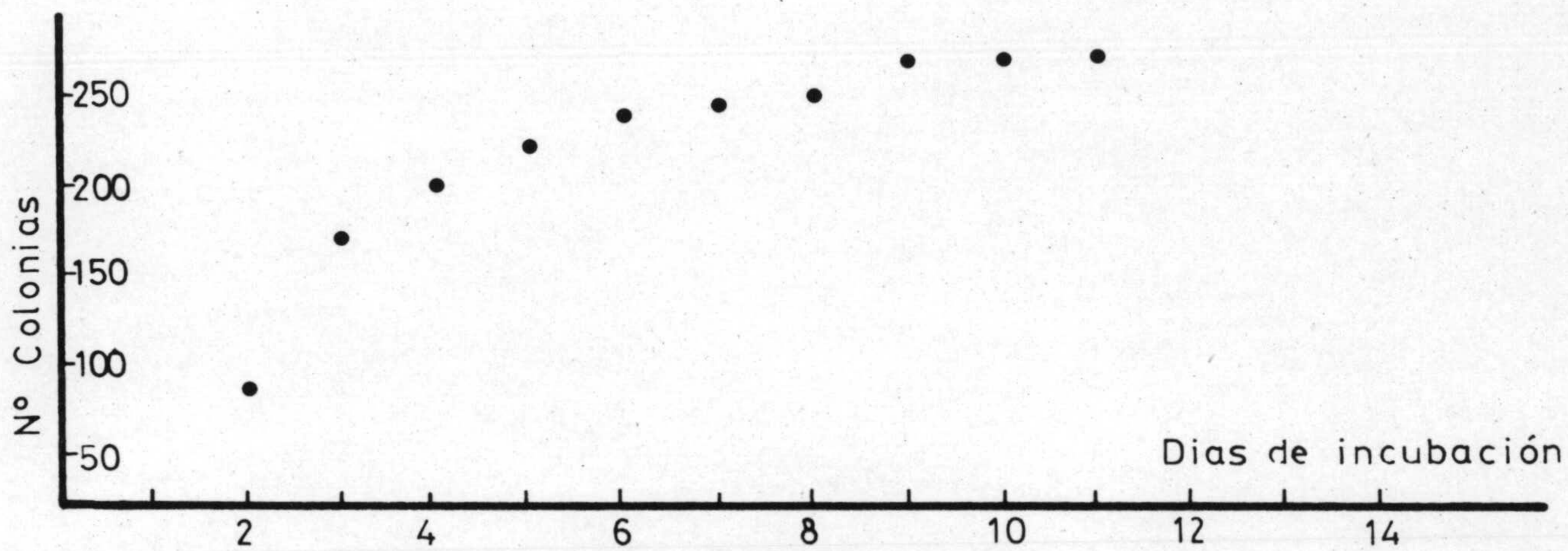
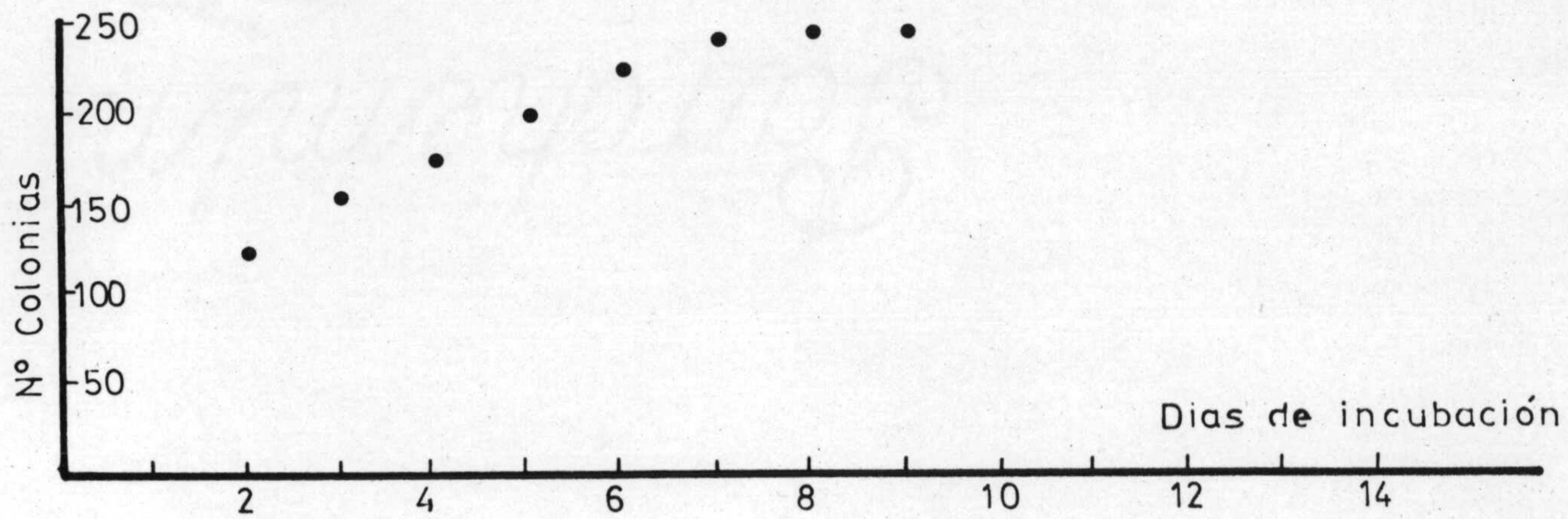


Fig. 5 .- Variación del número de colonias desarrolladas en función del tiempo de incubación .

Tabla 9 . Diseño en bloques aleatorios para la determinación de la temperatura óptima de crecimiento de la población microbiana heterótrofa.

| | 9°C | 20°C | 37°C |
|--------|-------|--------|------|
| RC-1 | 210 | 530 | 24 |
| RC-2 | 250 | 960 | 39 |
| RC-3 | 310 | 1240 | 50 |
| RC-4 | 290 | 1108 | 44 |
| RC-5 | 398 | 1326 | 64 |
| Medias | 291,6 | 1032,8 | 44,2 |

| Fuente de variación | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Cuadrado medio | F |
|---------------------|-------------------|--------------------|----------------|------|
| Entre filas | 204891,7 | 4 | 51222,9 | 1,96 |
| Entre columnas | 2646523,6 | 2 | 1323261,8 | 50,7 |
| Error | 208681,1 | 8 | 26085,1 | |
| Total | 3060096,4 | 14 | | |

$F(2,8), 0,05 : 4,46$

$F(2,8), 0,01 : 8,65$

Conclusión: Se rechaza la hipótesis $H_0 : t_9 = t_{20} = t_{37}$ de igualdad de efectos de las diferentes temperaturas sobre el crecimiento de colonias en placas, con un riesgo inferior al 1%. - El mayor número de colonias se desarrolla a la temperatura de 20°C.

Tabla 10. Diseño en bloques aleatorios para la determinación del pH óptimo del medio de cultivo. Sedimento.

| pH | 5 | 6 | 6,5 | 7 | 7,5 | 8 | 9 | 10 |
|------|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|
| RC-1 | 7 | 30 | 36 | 92 | 95 | 62 | 49 | 22 |
| RC-2 | 14 | 137 | 135 | 291 | 299 | 122 | 86 | 78 |
| RC-3 | 10 | 210 | 218 | 290 | 300 | 130 | 115 | 45 |
| RC-5 | 12 | 247 | 252 | 325 | 310 | 178 | 140 | 87 |

| Fuentes de variación | Suma de cuadrados | G.libertad | Cuadrado medio | F |
|----------------------|-------------------|------------|----------------|------|
| Entre filas | 94309,3 | 3 | 31436,4 | 15,9 |
| Entre columnas | 201910,5 | 7 | 28844,4 | 14,6 |
| Error | 41470,3 | 21 | 1974,8 | |
| Total | 337690 | 31 | | |

Conclusión: Se rechaza la hipótesis de igualdad de efectos - de los distintos pH, con un riesgo inferior al 1%.

Diferencia mínima significativa = 65,36, para $\alpha=0,05$ entre los valores medios

| pH | 5 | 6 | 6,5 | 7 | 7,5 | 8 | 9 | 10 |
|--------|------|-----|-------|-------|-----|-----|------|----|
| Medias | 10,7 | 156 | 160,3 | 249,5 | 251 | 123 | 97,5 | 58 |

Conclusión: El rango de pH óptimo que permite el desarrollo - del mayor número de colonias por placa esta comprendido entre 7 y 7,5.



Tabla 11 . Diseño en bloques aleatorios para la determinación del rango de pH óptimo de la población microbiana heterótrofa en agua.

| pH | 5 | 6 | 6,5 | 7 | 7,5 | 8 | 9 | 10 |
|------|------|------|------|-----|-----|------|------|------|
| RC-1 | -326 | -164 | -24 | 126 | 45 | -174 | -178 | -294 |
| RC-2 | -199 | -2 | 6 | 276 | 216 | 6 | -34 | -254 |
| RC-3 | -184 | -102 | -60 | 56 | 41 | 6 | -124 | -134 |
| RC-5 | -231 | -96 | -104 | 326 | 276 | 16 | -57 | -208 |

Para una mayor facilidad en los cálculos a cada valor se le ha restado el número 374.

| Fuentes de variación | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Cuadrado medio | F |
|----------------------|-------------------|--------------------|----------------|------|
| Entre filas | 79068,6 | 3 | 26356,2 | 6,44 |
| Entre columnas | 666087,2 | 7 | 95155,3 | 23,3 |
| Error | 85956,2 | 21 | 4093,2 | |
| Total | 831111,9 | 31 | | |

Conclusión: Se rechaza la hipótesis de igualdad de efectos de los distintos pH, con un error inferior del 1%.

Diferencia mínima significativa entre los valores medios de colonias desarrolladas a los distintos pH= 94,1

Conclusión: Como en el sedimento, el rango óptimo de pH que permite el desarrollo del mayor número de colonias está comprendido entre 7 y 7,5.

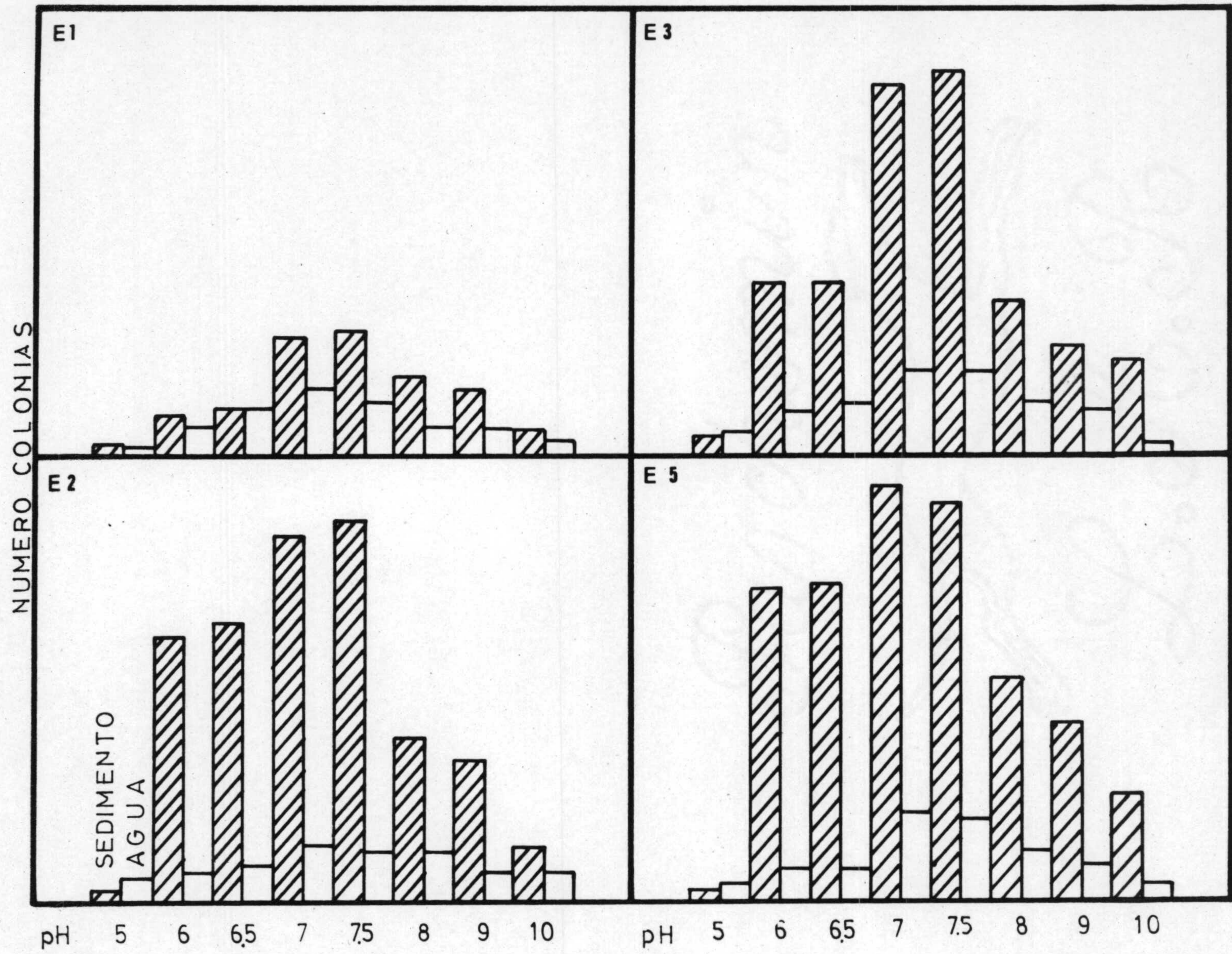


Fig. 6 .- Influencia del pH del medio de cultivo en el desarrollo del número de colonias .

viaciones más o menos acusadas de dicho rango. Se realizó una experiencia semejante a la anterior con un diseño en bloques aleatorios, tomando como factores al pH, con los siguientes niveles: 5;6;6,5;7;7,5;8;8,5;9;10, y a la estación de muestreo con los niveles: RC-1, RC-2, RC-3, RC-5.

Con una muestra de cada una de las estaciones citadas se sembraron placas a los diferentes pH. indicados, tanto en agua como en sedimento. Los resultados, tablas 10, 11 muestran que el rango de pH óptimo está comprendido, - tanto para el agua como para el sedimento entre 7 y 7,5.

En la fig. 6 puede observarse como una disminución del pH a valores de 6,5, o un aumento del mismo a 8, supone una disminución de la población de alrededor del 50%.

3.4.2. Determinación de grupos específicos de microorganismos.

3.4.2.1. Ciclo del carbono.

a) Gérmenes amilolíticos: Para la detección de amilolisis se empleó un medio con almidón como única fuente de carbono. La desaparición del almidón se investigó por medio del -- reactivo iodo-iodurado.

La composición del medio de cultivo (Chalvignac, - 1953; Barjac y Chalvignac, 1954; Parkinson y col. 1971) - utilizado fue la siguiente:

| | |
|-------------------------------|---------|
| Extracto de sedimento..... | 10 ml |
| Solución salina standard..... | 50 ml |
| Almidón..... | 2 g. |
| Nitrato amónico..... | 1 g. |
| Agua destilada..... | 1000 ml |
| pH | 7,5 |

El medio se repartió en tubos de ensayo a razón de 10 ml por tubo y se esterilizó a 110°C durante 20 minutos.

De las muestras de agua y sedimento se obtuvieron diluciones decimales, a partir de las cuales se sembraron, con 1 ml por tubo, series de cinco tubos por dilución. -/ Después de un período de incubación de 12 días a 20°C se determinó el número de gérmenes amilolíticos por el método del número más probable, según método y tablas de Maynell y Meynell 1969.

b) Gérmenes celulolíticos aerobios.

Los gérmenes capaces de descomponer la celulosa -- fueron puestos de manifiesto empleando un medio de cultivo que contenía, como única fuente de carbono, una tira de papel de filtro.

La composición del medio de cultivo es la siguiente (Rodina 1972)

| | |
|---------------------------------|------------|
| Solución salina standard..... | 50 ml |
| Nitrato amónico..... | 1 g. |
| Extracto de sedimento..... | 20 ml |
| Solución de oligoelementos..... | 1 ml |
| Agua destilada..... | hasta 1 lt |
| pH..... | 7,5 |

El medio se repartió en tubos de ensayo, en los que previamente se había introducido una tira de papel de filtro, que sobresalía del nivel del líquido unos dos centímetros. La esterilización se llevó a cabo a 110°C durante 20 min.

Se inocularon las diluciones 10^{-1} a 10^{-5} de las distintas muestras, a razón de cinco tubos por cada dilución, tras lo cual se incubaron a 28°C, efectuándose la lectura -

de los resultados a los 20 días. Se consideraron positivos aquellos tubos que presentaron manchas pigmentadas sobre el papel de filtro o rotura del mismo al nivel del líquido.

El número de gérmenes celulolíticos por ml de agua ó por g. de sedimento se determinó por el método del número más probable.

c) Gérmenes lipolíticos.

La enumeración de gérmenes lipolíticos se efectuó mediante la técnica de siembra en placa. El medio de cultivo utilizado fue el agar-tributirina, pues la mayor parte de los microorganismos que desdoblan el gliceril tributirato atacan a las grasas (Collins, 1969). La composición del medio de cultivo es la siguiente:

| | |
|----------------------|-------|
| Peptona | 5 g. |
| Extracto de levadura | 5 g. |
| Tributirina | 10 g. |
| Agar | 20 g. |
| Agua destilada | 1 lt |
| pH | 7,5 |

Una vez preparado, el medio se agita vigorosamente para emulsionar la tributirina y acto seguido se esteriliza a 115° durante 20 min.

Los microorganismos capaces de crecer en este medio forman colonias alrededor de las cuales se ve una zona de aclaramiento, debida a la hidrólisis de la tributirina.

Se sembraron, en superficie cuatro placas por cada dilución, contandose sólo aquellas colonias que produjeron aclaramiento del medio, después de un período de incubación de 10 días a 20°.

3.4.2.2. Ciclo del Nitrógeno.

a) Gérmenes proteolíticos.

Para la determinación de estos gérmenes se empleó un medio salino adicionado de gelatina como única fuente de -- carbono y nitrógeno. La proteolisis se aprecia por la licuefacción de la gelatina.

Composición del medio de cultivo:

| | |
|----------------------------|-------|
| Solución salina standard | 50 ml |
| Gelatina | 30 g. |
| Solución de oligoelementos | 1 ml |
| Agua destilada | 1 lt |
| pH | 7,5 |

El medio se repartió a razón de 2 ml por tubo, esterilizándose en el autoclave a 110° durante 20 min.

Se sembraron cinco tubos de cada una de las diluciones a ensayar a razón de 1 ml de inóculo por tubo.

Los tubos se incubaron durante 12 días a 20°. Al final del período de incubación los tubos se llevaron al frigorífico a 4°C durante una hora, considerándose como resultado positivo aquellos que, tras este tiempo, permanecieron líquidos.

El número de gérmenes proteolíticos en agua y en sedimento fue determinado por el método del número más probable.

b) Gérmenes nitrificantes.

El proceso de nitrificación comprende dos fases. En la primera se lleva a cabo la oxidación del amonio a nitrito, por los gérmenes nitrosos, y en la segunda etapa, la -- oxidación del nitrito a nitrato por los gérmenes nítricos.

Para la detección de los gérmenes nitrosos se empleó

un medio salino al que se le suministró una fuente nitrogenada en forma de sulfato amónico.

Para la determinación de los gérmenes nítricos, el nitrógeno fue suministrado en la forma de nitrito sódico - (Pochon y Tardieux, 1962). La composición de los medios -- empleados fue la siguiente:

1.-Gérmenes nitrosos

| | |
|--------------------|--------|
| Sol. Sal. Standard | 50 ml |
| Sulfato amónico | 0,5 g. |
| Carbonato cálcico | 1 g. |
| Agua destilada | 950 ml |
| pH | 7,5 |

2.-Gérmenes nítricos

| | |
|-------------------|--------|
| Sol Sal. Standard | 50 ml |
| Nitrito sódico | 1 g. |
| Carbonato cálcico | 1 g. |
| Agua destilada | 950 ml |
| pH | 7,5 |

Los medios se repartieron en tubos de hemolisis a razón de dos ml por tubo y se esterilizaron en el autoclave a 110° durante 20 min.

Se sembraron cinco tubos por cada una de las diluciones 10^{-1} a 10^{-5} , a razón de 1 ml por tubo incubandose a 20° durante 20 días, al final de los cuales se efectuaron las lecturas de los resultados con el siguiente criterio:

Para gérmenes nitrosos.- La presencia de nitritos y nitratos se puso de manifiesto mediante el reactivo difenilamina sulfúrica. Una vez vaciados casi por completo los tubos, de forma que queden en ellos unas gotas de medio, se añadieron 10 gotas de ácido sulfúrico y 10 gotas del --

reactivo. El resultado positivo se traduce en la aparición de un color azul más o menos intenso, dependiendo de la -- concentración de nitritos y nitratos que hubiera.

Para gérmenes nítricos.- La presencia de nitratos - se investigó con el mismo reactivo del caso anterior, previa eliminación de los nitritos con urea. Igual que antes, los tubos se vacían casi completamente pero antes de añ-- dir el sulfúrico, se añaden aproximadamente 50 mg de urea. Nuevamente, la aparición del color azul, evidencia la presencia de nitratos en el medio.

El número de gérmenes nitrosos y nítricos, tanto -- en agua como en sedimento se determinó mediante el método del número más probable.

c) Gérmenes amonificantes.

Para la determinación de los gérmenes de este tipo se empleó un medio que contenía asparagina como única -/ fuente de N y C. La capacidad amonificante se manifiesta por la formación de amoniaco que se evidencia mediante el reactivo de Nessler (Pochon y Tardieux, 1962).

La composición del medio de cultivo es la siguiente:

| | |
|------------------------|--------|
| Sol. Sal Standard | 50 ml |
| Asparagina | 2 g |
| Sol. de oligoelementos | 1 ml |
| Agua destilada | 950 ml |
| pH | 7,5 |

El medio se repartió a razón de 10 ml por tubo esterilizándose a continuación a 110° durante 20 min.

Se prepararon diluciones tanto de sedimento como de agua, de 10^{-1} a 10^{-8} , sembrando cinco tubos con 1 ml -

de inóculo, de cada una de ellas.

La incubación se llevó a cabo a 20° durante 12 días, investigando la presencia de amoníaco cada 24 horas en cada tubo, mediante el reactivo de Nessler.

La determinación del número de gérmenes amonificantes, se realizó, como en casos anteriores, según el método del número más probable.

d) Gérmenes desnitrificantes.

Se empleó un medio que contenía como única fuente de nitrógeno, nitrato y glucosa como fuente de carbono, -- con la siguiente composición (Barjac, 1952; Parkinson, -- Gray y Willians 1971) :

| | |
|------------------------|--------|
| Sol. Sal. Standard | 50 ml |
| Nitrato potásico | 2 g |
| Glucosa | 10 g |
| Carbonado cálcico | 5 g |
| Sol. de oligoelementos | 1 ml |
| Agua destilada | 950 ml |
| pH | 7,5 |

El medio se distribuyó en tubos de ensayo a razón de 10 ml por tubo, esterilizándose a 110° durante 20 min.

Como en casos anteriores se prepararon diluciones decimales, de las que se sembraron cinco tubos a razón de 1 ml por cada una de ellas, incubándose a 20° durante 12 días.

Después de cada período de 24 horas se investigó en cada tubo, la presencia de nitrito, amoníaco y producción de gas en cuyo caso era considerado como resultado positivo.



3.4.2.3. Ciclo del azufre.

Se determinarán únicamente los gérmenes sulfato reductores y la población desnitrificante quimiolitótrofa (que relaciona este ciclo con el del nitrógeno).

a) Gérmenes sulfato reductores.

Estos gérmenes, en condiciones anaerobias, utilizan en su respiración el ión sulfato, al que reducen a sulfhídrico que en presencia de ión ferroso formará sulfuro ferroso, que es de color negro, lo cual permite detectar la presencia de los citados organismos sulfato reductores.

El medio de cultivo empleado fue el de Baar (Postgate, 1966) cuya composición es la siguiente:

| | |
|----------------------|---------|
| Fosfato monopotásico | 0,5 g |
| Cloruro amónico | 1 g |
| Sulfato cálcico | 1 g |
| Lactato sódico | 3,5 g |
| Agua destilada | 1 lt |
| pH | 7 - 7,5 |

El medio se repartió a razón de 5 ml por tubo (de 10x150 mm) y una vez esterilizado a 110° durante 20 min. - se añadió sulfato ferroso-amonónico a una concentración final de 0,5%.

El método de enumeración empleado fue el del número más probable por diluciones sucesivas, sembrando cinco tubos por dilución.

La anaerobiosis se consiguió añadiendo un volumen de 2 ml de vaselina líquida previamente esterilizada. Los tubos se incubaron a 30° durante 20 días. Los tubos ennegrecidos por la formación de sulfuro ferroso, eran considerados positivos.

b) Gérmenes desnitrificantes quimiolitotrofos.

Estos microorganismos utilizan en su respiración -- compuestos inorgánicos reducidos del azufre, como dadores de electrones, actuando el nitrato como aceptor. Como resultado se produce la desnitrificación del nitrato y la oxidación de los compuestos del azufre reducidos a sulfato.

El medio de cultivo empleado fue el medio R de -- Postgate (1966), cuya composición es la siguiente:

| | |
|----------------------|---------|
| Bicarbonato sódico | 1 g |
| Fosfato monopotásico | 2 g |
| Sulfuro ferroso | 0,01 g |
| Cloruro amónico | 0,5 g |
| Cloruro magnésico | 0,5 g |
| Tiosulfato sódico | 2 g |
| Nitrato potásico | 2 g |
| Agua destilada | 1 lt |
| pH | 7 - 7,5 |

El medio se repartió a razón de 5 ml por tubo y se esterilizó en autoclave a 110° durante 10 minutos.

Se sembraron cinco tubos por dilución, con un ml de inóculo por tubo, empleando el método del NMP para la enumeración.

La anaerobiosis se consiguió añadiendo un volumen - de 2 ml de vaselina líquida previamente esterilizada. Los tubos se incubaron a 30° durante 20 días. Cada 24 horas, - se examinaron los tubos, anotando como positivos aquellos que acumularon bajo el tapón de vaselina burbujas de gas.

4. Tratamiento estadístico.

Uno de los problemas frecuentes que hemos de abordar -- los ecólogos en el estudio de las relaciones entre los elementos, bióticos y abióticos, que integran un ecosistema, lo constituye el gran número de variables (por lo menos a priori) que es necesaria medir, interpretar e interrelacionar. Cuando el número de variables es pequeño, manejable (caso del primer ciclo de muestreo) un estudio de correlaciones simples y parciales -- apoyado con técnicas numéricas de clasificación como las de -- Lance y Willians, por ejemplo, puede resultar adecuado. Sin embargo, cuando se requiere analizar conjuntamente todas las variables medidas, o bien el número de éstas es muy elevado (caso del segundo ciclo de muestreo) resulta imprescindible hacer uso de las técnicas multivariantes que se caracterizan precisamente por operar en espacios n-dimensionales.

Entre las numerosas técnicas multivariantes las aquí -- usadas fueron las siguientes:

- 1) Análisis factorial
- 2) Análisis de función discriminante
- 3) Análisis de regresión múltiple

1) El análisis factorial multivariante que agrupa a un conjunto de técnicas de ajuste lineal, tiene como objetivo encontrar una imagen simplificada de la información contenida en los datos de partida, es decir, efectuar un resumen de forma comprensible de una gran masa de datos de partida de difícil manejo y en la que existe una redundancia de información. El procedimiento es fundamentalmente de síntesis y únicamente descriptivo, aunque con la ventaja de la objetividad. Los cálculos van encaminados a pasar de un espacio geométrico de numerosas di--

mensiones (tantas como variables se midan) a otro más reducido, de más fácil interpretación con una pérdida de información mínima y controlada. La técnica de análisis factorial - empleada en este trabajo, aplicada a los datos de la segunda campaña, fue el análisis de componentes principales. Este análisis nos permite una síntesis en dos etapas. La primera consiste en la extracción, a partir de la matriz de correlación entre variables, de algunos ejes principales, cada uno cargado de una parte de la varianza total de la matriz. La importancia de una variable sobre cada eje principal está indicada por las "saturaciones" de esta variable sobre los diferentes ejes. A partir de estos resultados se puede obtener una representación gráfica de las relaciones entre las variables, en los ejes tomados dos a dos. En una segunda etapa se efectúa el producto de la matriz de los datos de partida por la matriz de las saturaciones. Esto viene a ser un cálculo, para cada muestra en que se miden las variables, de una cota o coordenada para cada eje, basada en el grado de significación de las diferentes variables y en el valor de las mismas en la muestra considerada, (Hope, 1968; Ramirez, 1972; Daget, 1976; Pesson, 1979).

2) La función discriminante fue desarrollada por Fisher (1936, 1940, 1958), cuyo interés primordial era la clasificación, y por Mahalanobis (1930), en relación con un estudio de las relaciones entre castas y tribus hindúes, y ampliada posteriormente por Hotelling (1931: 33-36) quien introdujo la prueba t-multivariante. En esencia consiste en que dadas dos clases de objetos se quiere hallar el vector ponderante que al ser aplicado a cualquier nuevo objeto lo asigne a una u otra clase con la menor probabilidad de error. Este análisis es un aspecto particular de la regresión de un sistema de dos o más

variables. Trata el problema de la clasificación como un problema de regresión, para lo cual se calcula la regresión de las diferencias entre las medias multivariantes de las clases a través de una combinación ponderada de variables predictoras, (Hope, 1968; Snedecor y Cochran, 1978).

En nuestro trabajo esta técnica estadística se aplicó al tratar de clasificar las estaciones de muestreo, tanto las ubicadas en el embalse como las situadas en el río Cubillas.

3) El análisis de regresión múltiple tiene por objeto el estudio de las relaciones entre numerosas variables que expliquen el comportamiento de otra considerada como dependiente. La regresión de Y sobre una sola variable independiente es muchas veces inadecuada, pues puede haber disponibles (Snedecor y Cochran, 1978) dos o más X para proporcionar más información acerca de Y, por medio de una regresión múltiple en las X. Entre los usos principales de la regresión múltiple están los siguientes:

1º la elaboración de una ecuación en las X que permita predecir mejor los valores de Y.

2º cuando hay muchas X, sirve para encontrar el subconjunto que da la mejor ecuación lineal pronosticada.

3º en algunos estudios el objetivo no es el pronóstico, sino que se trata de descubrir cuáles variables están relacionadas con Y, y, de ser posible, ordenar las variables en categorías según su importancia.

En este trabajo se hizo uso de los análisis de regresión múltiple con fines predictores: predicción de la máxima carga orgánica admisible por el río Cubillas, y con fines de ordenación de las variables independientes en la predicción de otra variable considerada como dependiente, con el objetivo de observar como dicha ordenación de variables se modifica



ba según las distintas estaciones de muestreo.

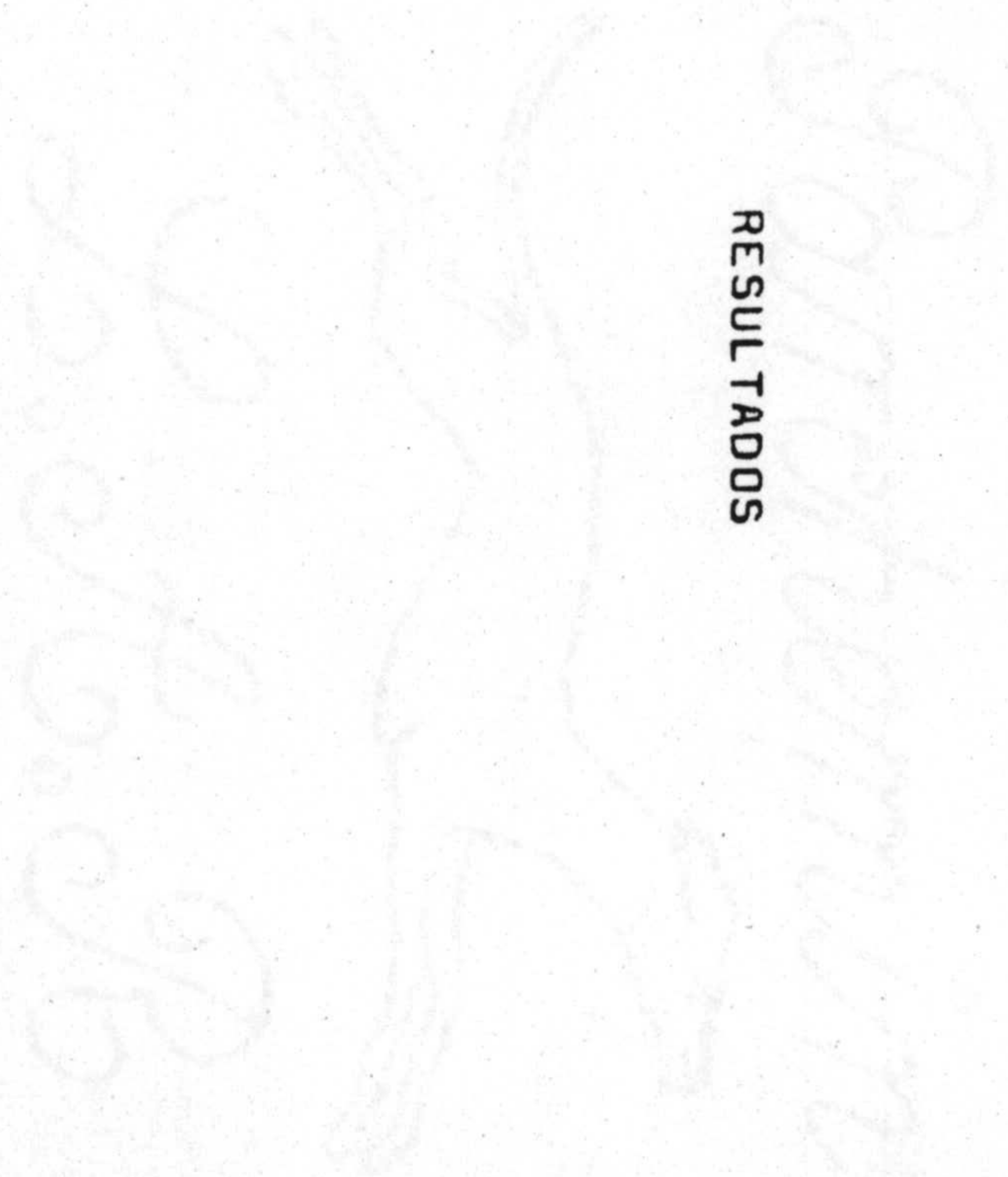
Por último, en este trabajo se ha hecho uso en repetidas ocasiones del análisis estadístico de la varianza, tanto en su forma de clasificación simple como doble. Es una técnica que permite comparar varias medias observadas, es decir, -comprobar la significación de la diferencia entre medias muestrales. Esta técnica recibe este nombre porque la prueba de -comparación de k medias se basa en el cálculo de la varianza entre dichas medias. Este análisis se lleva a cabo en dos etapas:

1ª se comprueba la hipótesis nula de que las muestras proceden de la misma población, o de varias poblaciones con diferentes medias.

2ª se procede entonces a realizar ciertas comparaciones elegidas, por ejemplo, entre pares o grupos de medias muestrales.

Esta técnica estadística ha sido usada tanto para la -elección de un medio de cultivo, como para la determinación -de la temperatura y pH óptimo de crecimiento microbiano, así como para observar la significación de las diferencias entre las distintas medidas según los meses de muestreos y según -- las distintas estaciones de muestreo. En el capítulo 4.2.4 puede seguirse paso a paso el diseño de un análisis de varianza doble.

RESULTADOS



1. PRIMER CICLO DE MUESTREO

1.1. Embalse de Cubillas.

1.1.1. Factores físicos y químicos:

Los factores físicos y químicos que se han medido en -- este primer ciclo de muestreo, tanto en el embalse como en los rios, son aquellos susceptibles de ser especialmente importantes en agua dulce y que son fundamentales en el estudio de sis temas acuáticos.

- Temperatura:

Las temperaturas del embalse superaron constantemente -- los 4°C, en todo el perfil vertical. La mínima registrada fue de 7°C, a cero metros en el mes de Enero de 1977, y la máxima de 27,5°C, también a cero metros, en Agosto.

Las temperaturas medias con sus varianzas y sus coefi-- cientes de variación, para cada uno de los niveles muestreados, se presentan en la tabla 12 . Como era de esperar, el agua de -- las capas superficiales, más en contacto con la temperatura am biente, mostraron coeficientes de variación superiores al agua de capas más profundas.

En la fig.7 puede observarse la distribución espacio-- temporal que durante el ciclo de muestreo presentó la tempera-- tura. En el mes de Mayo comenzó la estratificación con la for-- mación de una termoclina en Junio, entre dos y cinco metros, -- con una variación de temperatura de 16 a 20°C, lo que supone -- un gradiente de 1,25°C por metro. Esta situación se mantuvo -- durante el mes de Julio, donde pudo distinguirse:

- un epilimnión, de 0 a 2 metros, con una temperatura de 25°C;
- una termoclina entre 2 y 5 metros, manteniendose el mismo --

Tabla 12 . Temperatura. Medias y desviaciones

| | 0 mtrs | 2 mtrs | 5 mtrs | 10 mtrs |
|-----|--------|--------|--------|---------|
| M | 15,32 | 14,64 | 13,14 | 12,35 |
| D | 6,22 | 6,06 | 5,04 | 4,11 |
| D/M | 41% | 41% | 38% | 33% |
| Vma | 27,5 | 26 | 24 | 20,5 |
| Vmi | 7,0 | 7,5 | 7,5 | 6,9 |

M, temperatura media

D, desviación típica

D/M, coeficiente de variación

Vma, valores máximos

Vmi, valores mínimos

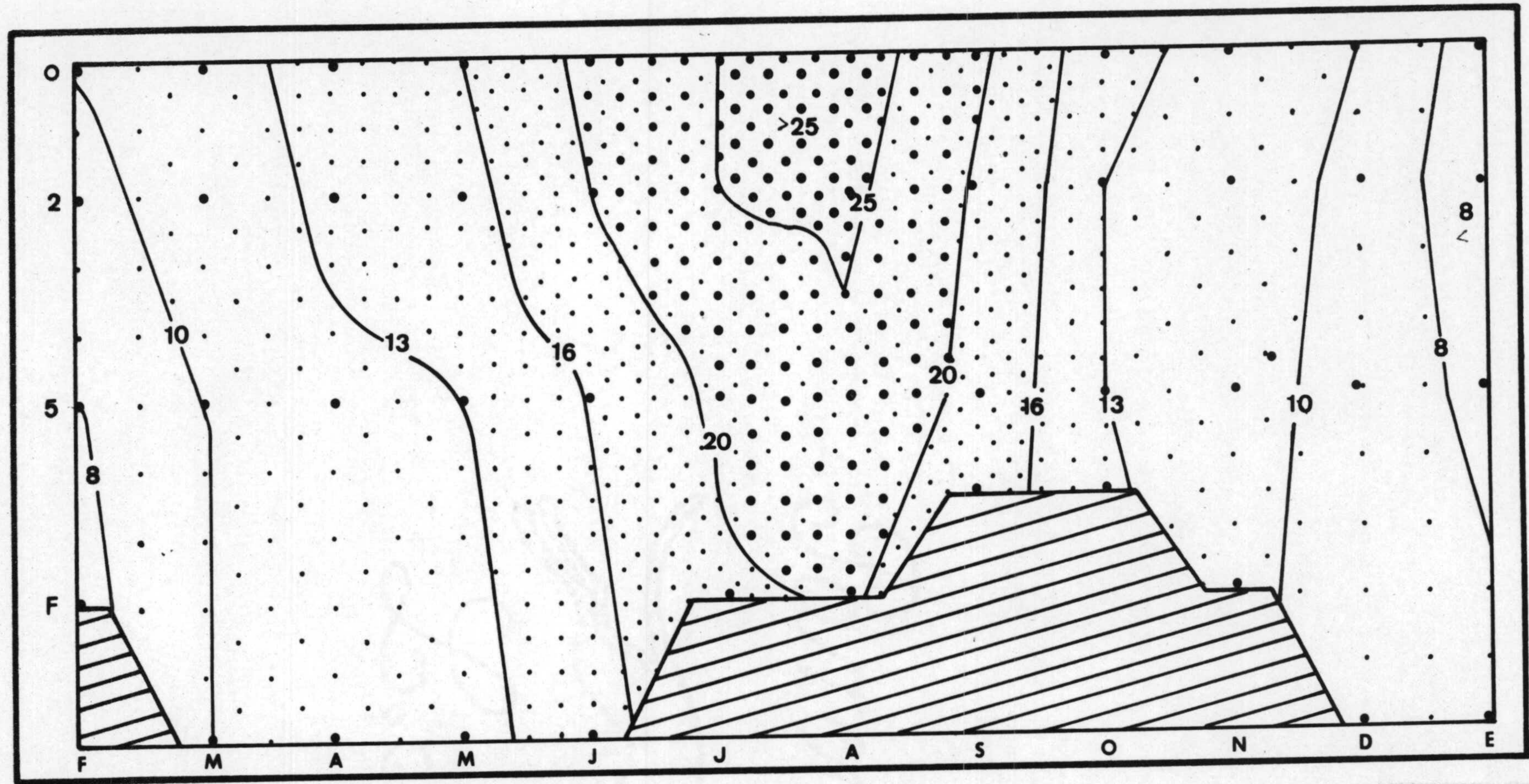


Fig. 7 .- Distribución de la temperatura en función del tiempo y de la profundidad.

gradiente de temperatura que en el mes anterior de $1,25^{\circ}\text{C}/\text{m}$;
 - un hipolimnión, de 5 a 10 metros, con una temperatura de -
 21 a 19°C .

En fechas subsiguientes, como ocurriera en años anteriores (Martínez y col., 1975), el agua se va calentando lentamente, debido a la alta temperatura ambiental, por un mecanismo de difusión, reduciéndose la termoclina y ampliándose el epilimnión de 0 a 5 m.

En Octubre se obtuvo ya un perfil homogéneo de temperatura, coincidiendo con la época en que el embalse alcanzó su más bajo nivel.

No hay estratificación invernal, por lo que tan solo, a lo largo del año, se registró un período de mezcla y un período de estratificación.

- Balance térmico.

Un hecho conocido es el efecto termostático y regulador que las masas acuáticas ejercen sobre las regiones circundantes, como consecuencia de la elevada capacidad calorífica del agua, así como de su alto calor de fusión y de evaporación.

Una manera de evaluar este efecto modificador del clima de las cercanías es calculando el balance térmico anual de la masa de agua. En lagos y embalses es particularmente factible y la forma más corriente de hacerlo es por comparación de perfiles extremos: perfil de temperatura del mes más frío con el del mes de verano siguiente más caluroso, según la expresión:

$$B_{(\text{calcm}^{-2})} = F_{(\text{cm})} (t_i - t_v)$$

donde B representa el balance térmico en $\text{calorías}/\text{cm}^2$, F el factor de integración y t_i temperatura del mes invernal más

frio y t_v la del más de verano más caluroso.

En la tabla 13 se muestran los cálculos detallados para los datos del embalse de Cubillas, donde se comparan los meses de Febrero y Julio, los que mejor representan el calentamiento del agua que ocurre entre invierno y verano en una columna de agua de 1 cm^2 de sección. En la **figura 8** se presentan las calorías recibidas en cada mes de muestreo y el balance térmico total.

El calor ganado desde Febrero a Julio fue de 13600 --/ mientras que la cantidad de calor perdido desde Agosto hasta Enero-77 fue de 13975.

Calculado de una manera teórica a partir de la ecuación de regresión de Gorham (1964):

$$B (\text{cal/cm}^2) = 18,4 \lg \bar{Z} - 2,52 ; \bar{Z} = \text{altura media}$$

resulta un valor de 8723 cal/cm^2 .

Planas (1973), calcula el balance térmico de Banyoles en 20.000 cal/cm^2 . Ambos balances térmicos resultan algo inferiores al de los lagos de latitudes próximas a la nuestra, -- (Birg e, 1915), para Europa y Norteamérica.

Margalef (1974) cita valores de B, para los lagos marginales alpinos y de Norteamérica, comprendidos entre 20000 y 40000 cal/cm^2 , y para los pequeños lagos de alta cota (ibones pirenaicos) entre 7000 y 15000.

En el Baikal se ha citado uno de los valores más altos, 42000 cal/cm^2 , si bien Leithon (1980) calcula para el embalse de Quentar (Granada) una B de 45160 cal/cm^2 , valor que se justifica por las características de la presa y la gran insolación de la región durante los meses de verano en contraste -- con los de invierno.

Tabla13 . Intercambio de calor durante el ciclo anual en el -
embalse del cubillas, por el método de comparación de perfi--
les térmicos extremos.

| Profundidad | Fechas | | Factor integración | Calor intercam biado. |
|--------------------------------|--------|----------|-----------------------|-----------------------------|
| | -II-76 | -VIII-76 | | |
| (m) | t°C | | (cm) | (calorias) |
| 0 | 10 | 27,5 | 100 | 1750 |
| 2 | 9 | 26,0 | 250 | 4250 |
| 5 | 8 | 24 | 400 | 6400 |
| | | 20,5 | 150 | |
| F ⁸ / ₁₀ | 7,5 | | 250 | 1200 |
| TOTAL | | | | 13600 cal/cm ² |

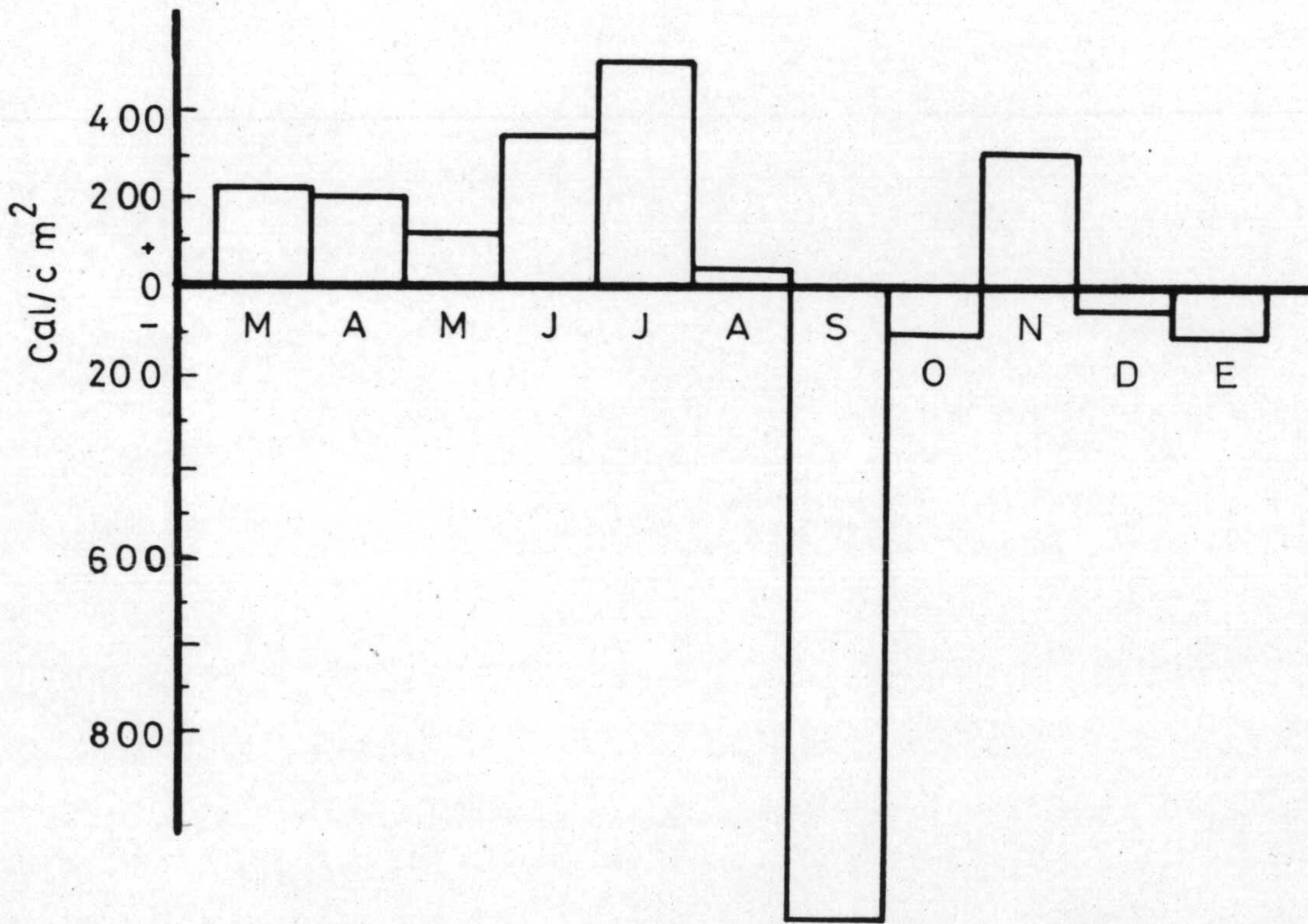
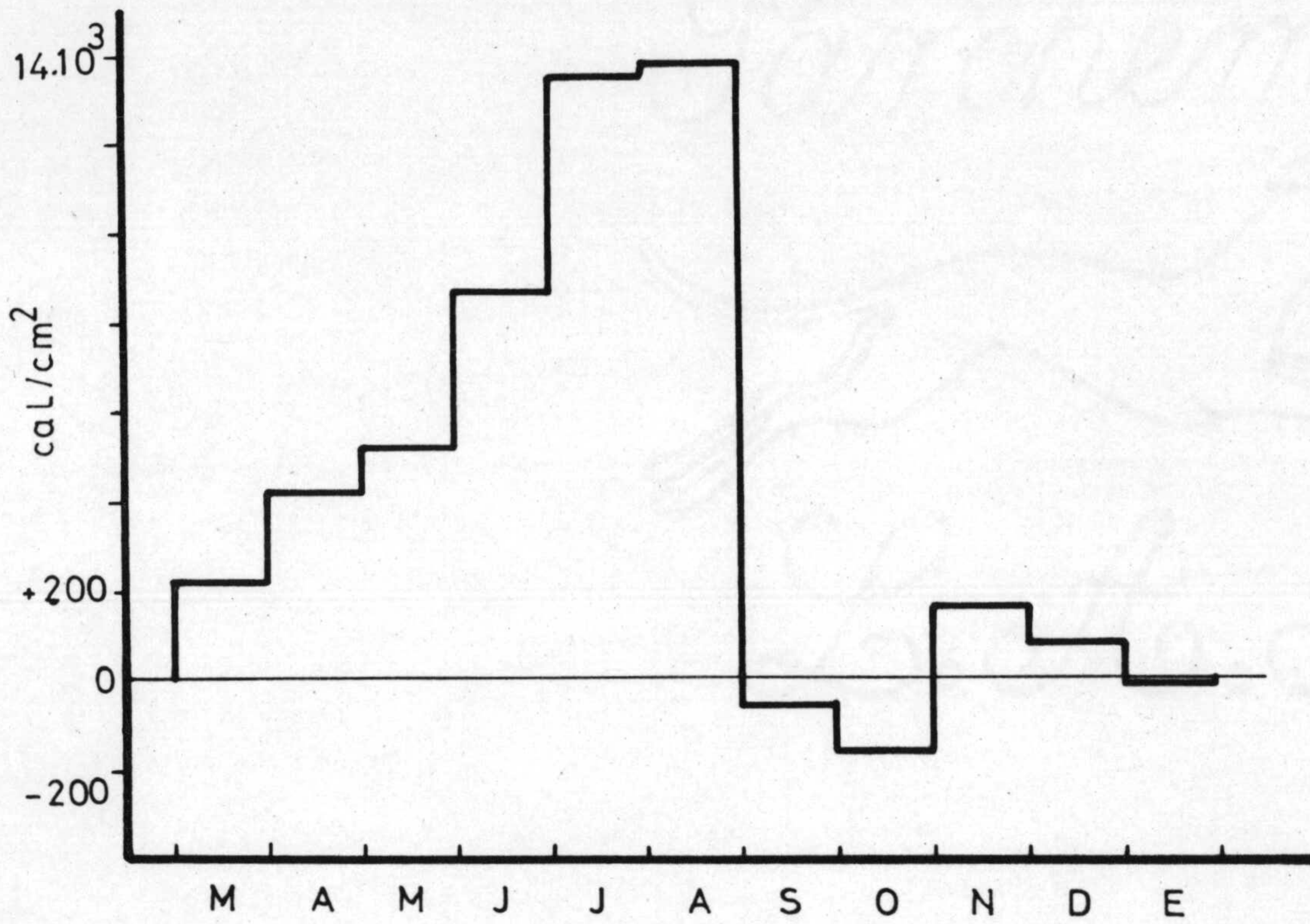


Fig. 8 .- A, calorías absorbidas en cal/cm²/mes. B, representación esquemática del balance térmico.

- Transparencia del agua:

La transparencia del agua es un índice de la densidad -- del plancton y de los materiales en suspensión, así como un --/ buen indicativo de la fertilidad de la misma.

Aunque en los últimos años se han modernizado y sofisticado métodos de medida de la penetración de la luz en el agua, se sigue empleando en limnología y oceanografía corrientemente, (Margalef y col., 1976), el método basado en el disco de Secchi.

En la **figura 9** se muestran los valores obtenidos de penetración de la luz mediante este método a lo largo del ciclo - de muestreo.

El embalse presentó una marcada turbidez durante todo el año como consecuencia:

- de los sólidos en suspensión, procedente de la cubeta, de naturaleza arcillosa;
- del aporte de materia orgánica y mineral en suspensión que el río arrastra a su paso por la cuenca y deposita en el embalse;
- de la proliferación de los organismos planctónicos.

La máxima visibilidad correspondió a los meses de Agosto, Junio y Julio, coincidiendo con el período de estratificación. Los meses de Enero y Febrero registraron los valores mínimos.

El coeficiente global de extinción K y la profundidad a la que se deja ver el disco de Secchi D_m , están relacionados mediante una constante cuyo valor más aceptado es de 1,7. Sin embargo, actualmente se encuentra en revisión. Margalef y col. -- encuentran que D_m se aproxima bastante al espesor de agua a través del cual la intensidad de la luz se reduce a 1/10 del inicial, estimando que K y D_m se relacionan según la siguiente --/



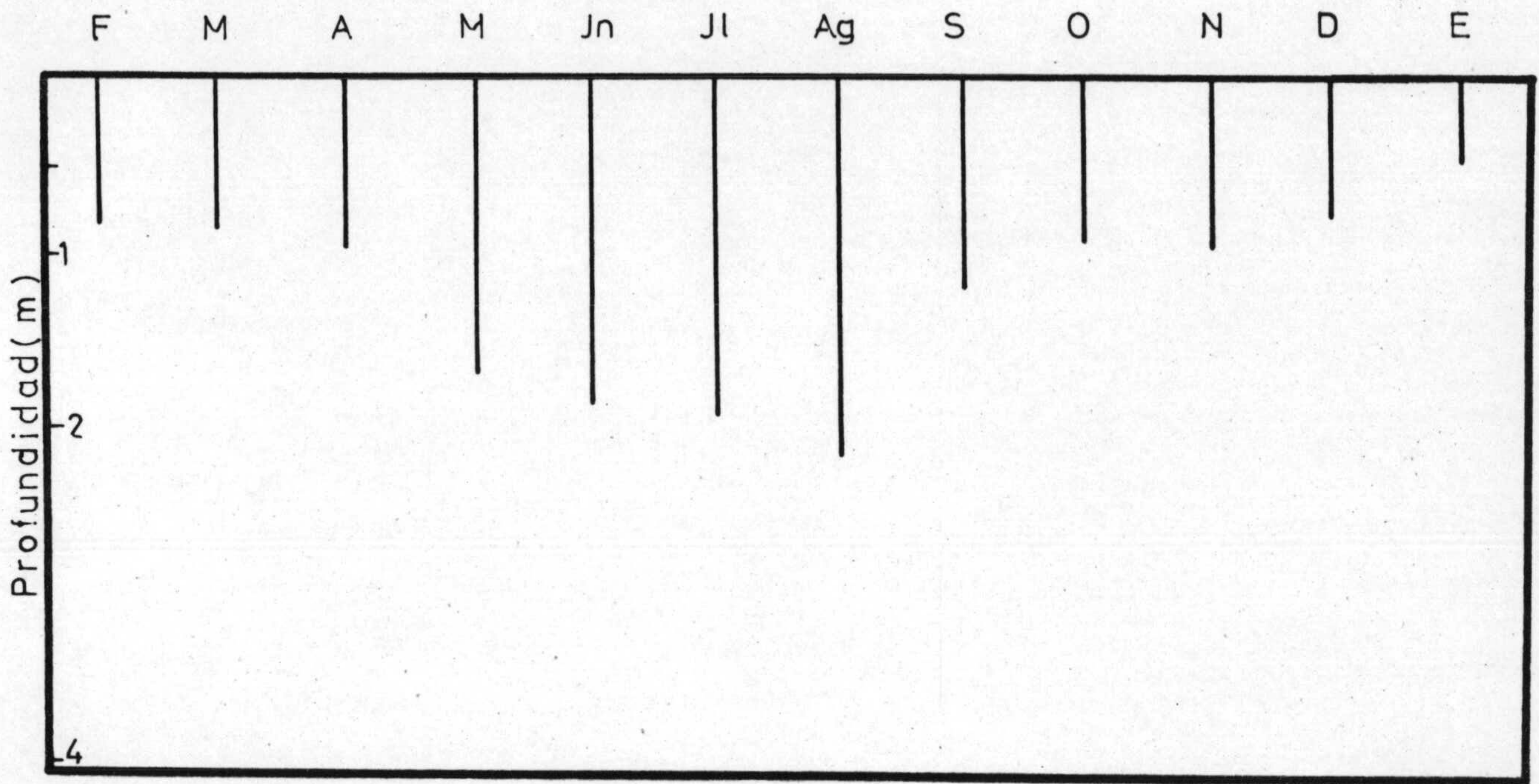


Fig. 9 .- Transparencia del agua medida por el disco Secchi.

ecuación:

$$K=2,3/Dm$$

Esto viene a indicar que a la profundidad de visión -- del disco de Secchi existe el 10% de la luz de la superficie y a dos veces dicha profundidad, el 1%. Además presenta la -- ventaja de poder estimar el grosor de la capa fótica como el doble de la profundidad de visión del disco.

En la tabla 14 se presentan los valores del coeficiente global de extinción, empleando como constante de proporcionalidad entre K y Dm el valor sugerido por Margalef de 2,3, y -- el espesor de la capa fótica o iluminada, como el doble de -- Dm.

En la bibliografía encontramos que el espesor de la ca pa f ó t i c a, en la mayoría de los casos, está comprendida entre 5 y 10 metros. Los máximos valores encontrados en el embalse de Cubillas, durante los meses de estratificación, nunca pa s a r o n de los cinco metros, con un máximo de 4,2 metros en el -- mes de Agosto, lo que supuso que la capa iluminada co n s t i t u y e r a algo más del 50% de la profundidad que el agua alcanzara -- en dicho mes, tabla 14 . El nivel más bajo que alcanzó la capa fótica fue en Enero, con un metro, el 8% de la profundidad de la columna de agua.

Tomando como base la profundidad a la cual deja de ve r s e el disco de Secchi, Shapiro y colaboradores (1975) pr o p o n e n un índice de estado trófico según la siguiente ecuación:

$$TSI = 10 (6 - \lg_2 Dm)$$

En la tabla 14 se muestran los valores de TSI para cada uno de los meses muestreados, donde puede comprobarse el estado tr ó f i c o del embalse, superando durante el período otoño-invierno

Tabla 14 . Valores obtenidos a lo largo del ciclo de muestreo - de: Transparencia del agua, Dm ; Coeficiente global de extinción, K ; Zona fótica, ZF ; Coeficiente trófico, TSI ; % de la profundidad ocupada por la ZF.

| Mes | Dm | K | ZF | TSI | P/ZF % |
|------------|------|------|------|------|--------|
| Febrero | 0,85 | 2,71 | 1,7 | 62,3 | 13,1 |
| Marzo | 0,85 | 2,71 | 1,7 | 62,3 | 12,6 |
| Abril | 0,90 | 2,56 | 1,8 | 61,5 | 15,0 |
| Mayo | 1,70 | 1,35 | 3,4 | 52,4 | 28,3 |
| Junio | 1,90 | 1,21 | 3,8 | 50,7 | 37,1 |
| Julio | 1,95 | 1,18 | 3,9 | 50,4 | 39,0 |
| Agosto | 2,10 | 1,10 | 4,2 | 49,3 | 52,5 |
| Septiembre | 1,20 | 1,92 | 2,4 | 57,4 | 36,9 |
| Octubre | 0,95 | 2,42 | 1,90 | 60,7 | 29,2 |
| Noviembre | 0,95 | 2,42 | 1,90 | 60,7 | 21,1 |
| Diciembre | 0,75 | 3,07 | 1,50 | 64,2 | 12,5 |
| Enero | 0,50 | 4,60 | 1,0 | 70,0 | 8,0 |

Tabla 15 . Tanto por ciento de colonias pigmentadas por placa en las distintas profundidades.

| Prof. (mts) | % de colonias pigmentadas por placa |
|-------------|-------------------------------------|
| 0 | 65 |
| 2 | 50 |
| 5 | 20 |
| 10 | 25 |

Los valores más frecuentemente encontrados, en los embalses españoles, según Margalef de 40 a 50. Durante los meses de verano los valores disminuyeron, oscilando entre 49,30 (valor mínimo, en el mes de Agosto) y 57,4 en Septiembre.

Un hecho que nos parece importante destacar aquí es la influencia que la radiación solar tiene sobre la población bacteriana. En la muestra obtenida en el mes de Julio se pudo observar que el número de bacterias pigmentadas estaba claramente relacionado con la profundidad. En la tabla 15 se muestran los tantos por cientos de colonias pigmentadas en cada una de las profundidades que se estudiaron. El 65% de las colonias obtenidas a cero metros presentaron pigmentos, mientras que el agua más profunda solo el 25% de las colonias tenían esta característica. Anderson y Dokulil (1977) en lagos canadienses obtienen resultados semejantes.

Muy posiblemente esto guarde relación con el efecto bactericida que tiene la radiación solar directa sobre las bacterias y con los procesos de fotooxidación que según Brock (1974) son los principales responsables de los efectos destructores de la luz del sol sobre los microorganismos, de tal manera que aquellos que posean pigmentos, carotenoides habitualmente, al estar situados en la membrana celular, impiden la fotooxidación, y protegen de la radiación ultravioleta (Rheinheimer, 1976; Sieburth, 1968).

- Alcalinidad y pH:

La reserva alcalina del embalse se mostró elevada, con valores que oscilaron entre 3,6 y 6,8 meq/l, estando la mayoría de los mismos, un 61% , comprendidos entre 4 y 5 meq/l. En la tabla 16 se presentan los valores medios y coeficientes de -

variación.

Atendiendo al pH, que mostró un valor medio de 7,6 y según la curva de Buch, la reserva alcalina se debió fundamentalmente a los bicarbonatos.

En la figura 10 se muestra la distribución espacio-temporal, donde puede observarse un aumento progresivo durante el período de mezcla. A partir de Mayo, cuando las temperaturas comenzaron a subir, la reserva alcalina comenzó a disminuir, para registrar en Junio los más bajos valores del ciclo, en toda la columna de agua. Durante los meses siguientes, de Julio y Agosto, la alcalinidad aumentó, pero sólo en el hipolimnion, registrandose valores muy superiores a los del epilimnion, fig. 11 .

Los valores de pH medidos, fig. 11 , muestran que el agua es alcalina, aunque el grado de alcalinidad disminuyó con la profundidad, como puede verse en la tabla 17 que registra para cada profundidad los valores medios de pH y sus coeficientes de variación. Los valores más elevados se midieron a cero y dos metros, durante el verano, dando valores entre 7,6 y 8,3 mientras que los valores más bajos se midieron, también, en esta época, durante la estratificación, en el hipolimnion, con valores que oscilaron entre 6,1 y 7,1 a 10 metros. Durante el mes de Febrero se obtuvieron valores bajos - posiblemente por la influencia del agua del río Cubillas, ya contaminado por el alpechín de los molinos de aceituna.

Los valores mínimos de pH, tanto los registrados durante la época de estratificación, como los del mes de Febrero, coincidieron con mínimos en la concentración de oxígeno disuelto, mientras que, por el contrario, los valores máximos fueron coincidentes con los valores máximos de concentración de oxígeno. Por otro lado, tenemos que, al comparar los valo-

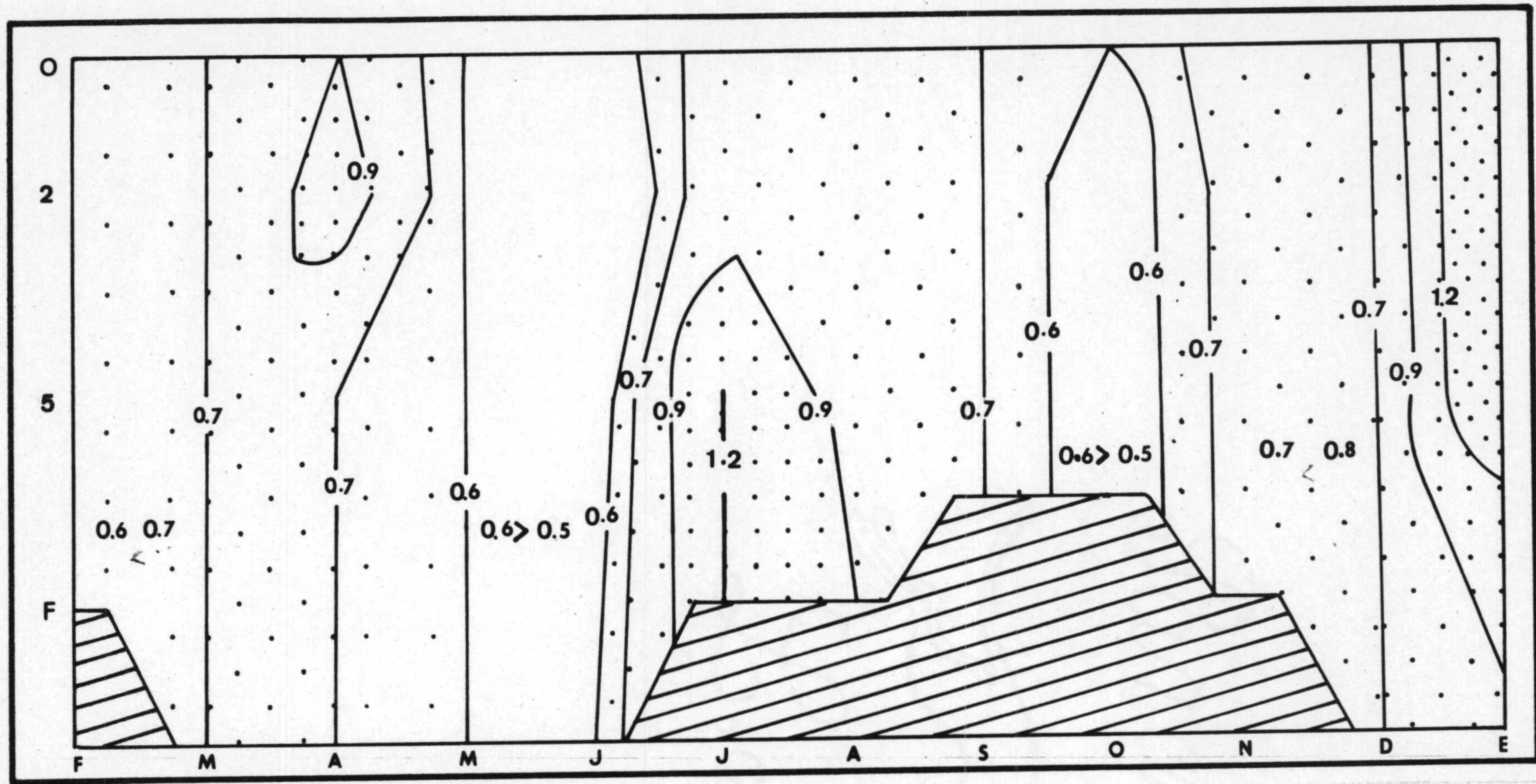


Fig. 10 .- Distribución de la alcalinidad total en función del tiempo y de la profundidad

Tabla 16 . Alcalinidad total. Medias y desviaciones.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|------|------|------|------|
| M | 4,89 | 4,79 | 4,77 | 4,80 |
| D | 0,91 | 0,79 | 0,73 | 0,62 |
| D/M | 18,5 | 16,6 | 15,3 | 13,0 |
| Vma | 6,80 | 6,50 | 6,10 | 5,80 |
| Vmi | 3,60 | 3,70 | 3,80 | 3,70 |

Tabla 17 . pH . Medias y desviaciones.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|------|------|------|------|
| M | 7,91 | 7,83 | 7,60 | 7,36 |
| D | 0,34 | 0,35 | 0,30 | 0,39 |
| D/M | 4,3 | 4,5 | 3,9 | 5,2 |
| Vma | 8,3 | 8,0 | 7,9 | 7,9 |
| Vmi | 7,1 | 6,9 | 6,8 | 6,8 |

M, valor medio

D, desviación típica

D/M, coeficiente de variación

Vma, valor máximo

Vmi, valor mínimo

res de pH y los de la alcalinidad, durante la época de estratificación estival, la zona epilimnética a la vez que presentó los mínimos valores de alcalinidad, mostró los máximos de pH, mientras que la zona hipolimnética presentó una situación inversa, al oponer a los máximos de alcalinidad los mínimos de pH, figura 11 .

Esta situación, que se presenta en otros sistemas acuáticos (Planas, 1973, lago de Banyoles), puede explicarse como consecuencia: 1º, de los intensos procesos de oxidación de la materia orgánica, en el sedimento y capas profundas del agua (a partir de los cinco metros) y con un agotamiento del oxígeno, de forma claramente manifiesta durante la termoclina, -- fig. 11 , y consecuentemente una producción de CO_2 que trae consigo la disminución del pH con la posibilidad de poder aumentar la reserva alcalina por disolución de carbonatos; 2º, de la proliferación algal durante la termoclina, en el epilimnión que hace aumentar la concentración de oxígeno disuelto, obteniéndose los valores máximos, lo que acarrea una pérdida de CO_2 que se manifiesta en la subida del pH y en una posible precipitación de carbonatos.

- Oxígeno:

El oxígeno juega un papel fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas, al ser aceptor de electrones más universal y el que ofrece un mayor rendimiento en los procesos respiratorios. Sin embargo, toma aún una mayor importancia en aquellos ecosistemas acuáticos, como es el caso del embalse de Cubillas, que se encuentran expuestos a una contaminación orgánica de tipo periódico. La concentración de oxígeno disuelto puede constituirse en factor limitante, en tales circunstancias, al consumirse en la oxidación de la materia orgánica.

En la fig.12 se muestra la distribución a lo largo del

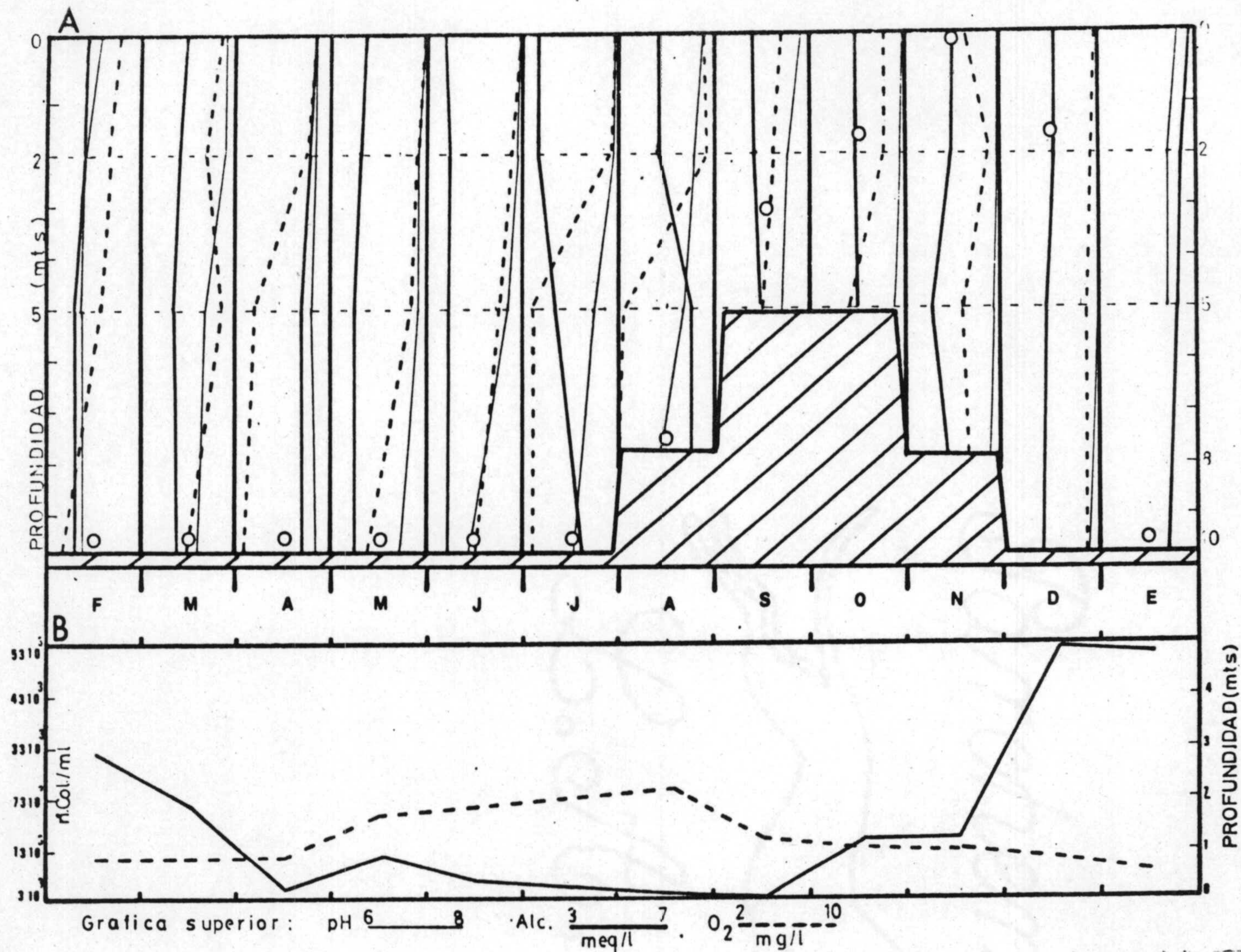


Fig.11 .- A. Perfiles verticales de la distribución del pH, la alcalinidad y la concentración de oxígeno. Los círculos representan la posición, en cada muestreo, a la que se situó el máximo de población bacteriana heterotrofa.

B. Relación entre la distribución temporal de la población bacteriana h. (valores integrados de la columna de agua), en trazo continuo, y la transparencia del agua, en trazo discontinuo.

tiempo y de la profundidad de la concentración de oxígeno. -- Los perfiles de distribución vertical tienden a ser paralelos a los de la temperatura. Al comienzo de la época de mezcla, - despues de un cierto retraso respecto a la temperatura por la lenta disolución y difusión del oxígeno y por la actividad de los organismos (Planas, 1973), el contenido de oxígeno es - bastante homogéneo en toda la columna de agua, meses de No-- viembre y Diciembre, fig.11 .

Esta homogeneidad en la distribución del oxígeno para-- lela a la de la temperatura, se vió perturbada por la incorpo-- ración de materia orgánica arrastrada por el río Cubillas has-- ta el embalse, que de forma paulatina fue disminuyendo la con-- centración de oxígeno. En Febrero, la diferencia entre el oxí-- geno a 10 metros y el oxígeno a cinco metros fue de 2,4 mgO₂/l, mientras que la diferencia entre 10 y cero metros fue de -- 4 mgO₂/l. En Abril el empobrecimiento en oxígeno se extendió - desde el fondo a los cinco metros, con una concentración de - oxígeno disuelto en esta zona de 2,25 a 3,7 mgO₂/l, presentan-- do las capas superiores, de dos a cero metros, valores entre 8,20 y 8,69 mgO₂/l. Al final de la época de almazara, sobre -- los meses de Abril a Mayo el empobrecimiento de oxígeno empe-- zó a manifestarse incluso a dos metros, midiendose una concen-- tración de 5,79 frente a los 8,05 mgO₂/l a cero metros, y a -- los 8,20 mgO₂/l del mes anterior a dos metros.

Podríamos resumir esta situación diciendo que durante la época de mezcla el oxígeno producido en las capas superio-- res fue consumido en el fondo (donde se registraron, de una forma casi constante, en cada perfil vertical, los máximos -- valores de concentración bacteriana, fig.11) en la minerali-- zación de la materia orgánica, tanto la procedente del exte-- rior como la del propio embalse.



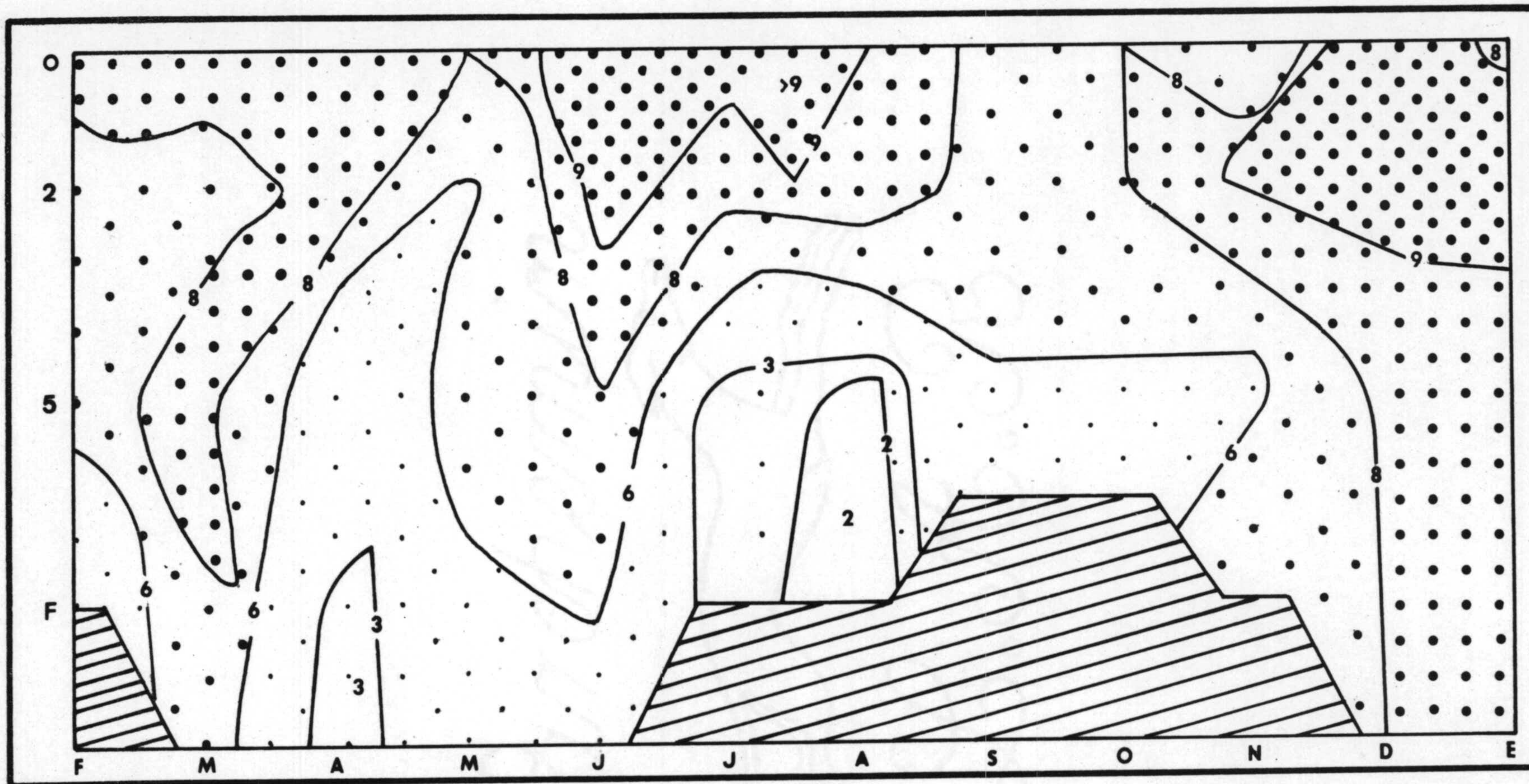


Fig.12 .- Distribución de la concentración de oxígeno disuelto en función del tiempo y de la profundidad.

Tabla 18 . Concentración de oxígeno disuelto en agua. Medias - y desviaciones.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|-------|------|------|------|
| M | 8,61 | 8,27 | 5,88 | 4,73 |
| D | 1,03 | 1,09 | 2,32 | 2,40 |
| D/M | 12 | 13 | 39 | 51 |
| Vma | 10,14 | 9,49 | 9,25 | 8,53 |
| Vmi | 6,43 | 5,79 | 1,77 | 1,12 |

M, valor medio

D, desviación típica

D/M, coeficiente de variación

Vma, valor máximo

Vmi, valor mínimo

El final del período de almazara, y por lo tanto del -- aporte de materia orgánica exterior, coincidió con el comienzo de la estratificación. Las consecuencias se tradujeron en un -- empobrecimiento aún mayor del oxígeno, al estar impedida la -- circulación del agua por la termoclina entre 2 y cinco metros, en la zona del hipolimnión, y seguir los procesos de oxidación de la materia orgánica. Durante este período se midieron los -- más bajos valores de oxígeno entre cinco y 10 metros, fig.12 , con valores que oscilaron entre 1,1 y 1,7 mgO/l en el mes de -- Agosto y entre 2,3 y 2,5 mgO/l en Julio.

Los valores máximos se obtuvieron en el período de mez- cla, anterior a la entrada al embalse de la materia orgánica -- de las almazaras. Durante el mes de Diciembre, a cero metros, se midió el valor máximo de 10,14 mgO/l.

El embalse a pesar de su escasa profundidad mostró siem- pre una zona profunda deficitaria de oxígeno, en la mayor par- te del ciclo, oxigenandose sólo de forma satisfactoria en No-- viembre y Diciembre, en la época de mezcla, anterior a la en-- trada de materia orgánica arrastrada por el río Cubillas.

El valor medio de la concentración de oxígeno disuelto y su coeficiente de variación, para las distintas profundida-- des muestreadas, se presentan en la tabla 18 . A cero y dos me- tros el coeficiente de variación es claramente inferior al de 5 y 10 metros, como consecuencia de que el oxígeno en las ca-- pas superiores sufrió menores variaciones, por constituir la -- zona iluminada y en contacto con la atmósfera, que en la capas profundas, donde la concentración de oxígeno sufrió grandes -- oscilaciones, por la dificultad de oxigenación, dependiente de un régimen térmico y por la mineralización de la materia orgá- nica. Situación diametralmente opuesta a la encontrada con la temperatura cuyos coeficientes de variación fueron máximos en

el agua superficial y mínimos en el agua profunda.

- Nitrógeno y fósforo:

El nitrógeno y el fósforo se muestran como nutrientes imprescindibles en el desarrollo del fitoplancton, que jamás está limitado en su crecimiento por la falta de carbono --/ (Camps, J. y col., 1976). A su vez, estos organismos regulan la concentración de estos elementos, que figuran, por lo tanto, entre los de proporcionalidad variable, (Margalef, 1974).

- Nitrógeno:

El nitrógeno inorgánico no gaseoso puede encontrarse en tres estados diferentes de oxidación: nitratos, nitritos y amonio. Las proporciones entre estas tres formas del nitrógeno representan el equilibrio de multitud de procesos químicos y biológicos. Lo normal es encontrar a la mayor parte en la forma de nitratos. Ahora bien, donde los procesos de oxidación y mineralización de la materia orgánica sean muy activos, la concentración de amonio y de nitritos podrá igualar o superar a la concentración de nitratos.

Los nitratos constituyen la forma normal de asimilación directa del nitrógeno por los vegetales, aunque tanto el amonio como los nitritos puedan ser también asimilados de forma directa por el fitoplancton. El primero incluso a mayor velocidad que los nitratos, por las diatomeas. Los nitritos a la luz y en concentraciones bajas.

Los nitratos pueden ser utilizados también directamente por ciertos microorganismos, de forma diferente:

- a), como aceptor de electrones, en condiciones anaerobias, pasando a estados más reducidos del nitrógeno: NO_2^- , N_2O y N_2 en un proceso llamado de desnitrificación;
- b), como fuente de nitrógeno, lo que implica su reducción a -

amoníaco, pasando en una primera etapa a nitrito, recibiendo el nombre de reducción asimilatoria del nitrógeno.

Como oposición al proceso de desnitrificación, ciertas bacterias autótrofas, en aerobiosis, están capacitadas para utilizar amonio y nitritos como fuente de energía, -- dando como producto final nitratos.

Por lo tanto, en el ciclo del nitrógeno, las condiciones aerobias y anaerobias, de un ecosistema o parte del mismo, serán fundamentales.

En la fig.13 se presenta los valores de la concentración de nitratos, en función del tiempo y de la profundidad. En Octubre, cuando comenzó la mezcla otoñal, oxigenándose el agua profunda, los valores de nitratos experimentaron una subida rápida, que de forma tímida empezara en Septiembre, desde el fondo hasta la superficie, fig.14. En Noviembre la mezcla es total, obteniéndose un perfil -- homogéneo de la concentración, y en Diciembre se obtiene un máximo a cero metros de 198,5 $\mu\text{gatN/l}$. Todo parece indicar que la oxigenación del agua profunda aceleró los procesos de nitrificación e inhibió los de desnitrificación, -- con el consiguiente aumento progresivo de la concentración de nitratos que al desaparecer la termoclina se distribuyó por toda la columna de agua.

De Febrero a Mayo se observó una disminución paulatina, en todos los niveles, para llegar a obtenerse los -- mínimos valores en verano, durante la estratificación, conjuntamente con los mínimos de oxígeno en el hipolimnion, -- donde los procesos de desnitrificación debieron de potenciarse frente a los de nitrificación. Koite y col. (1972) encuentran que los procesos de desnitrificación se ponen en marcha cuando la concentración de oxígeno cae por deba-

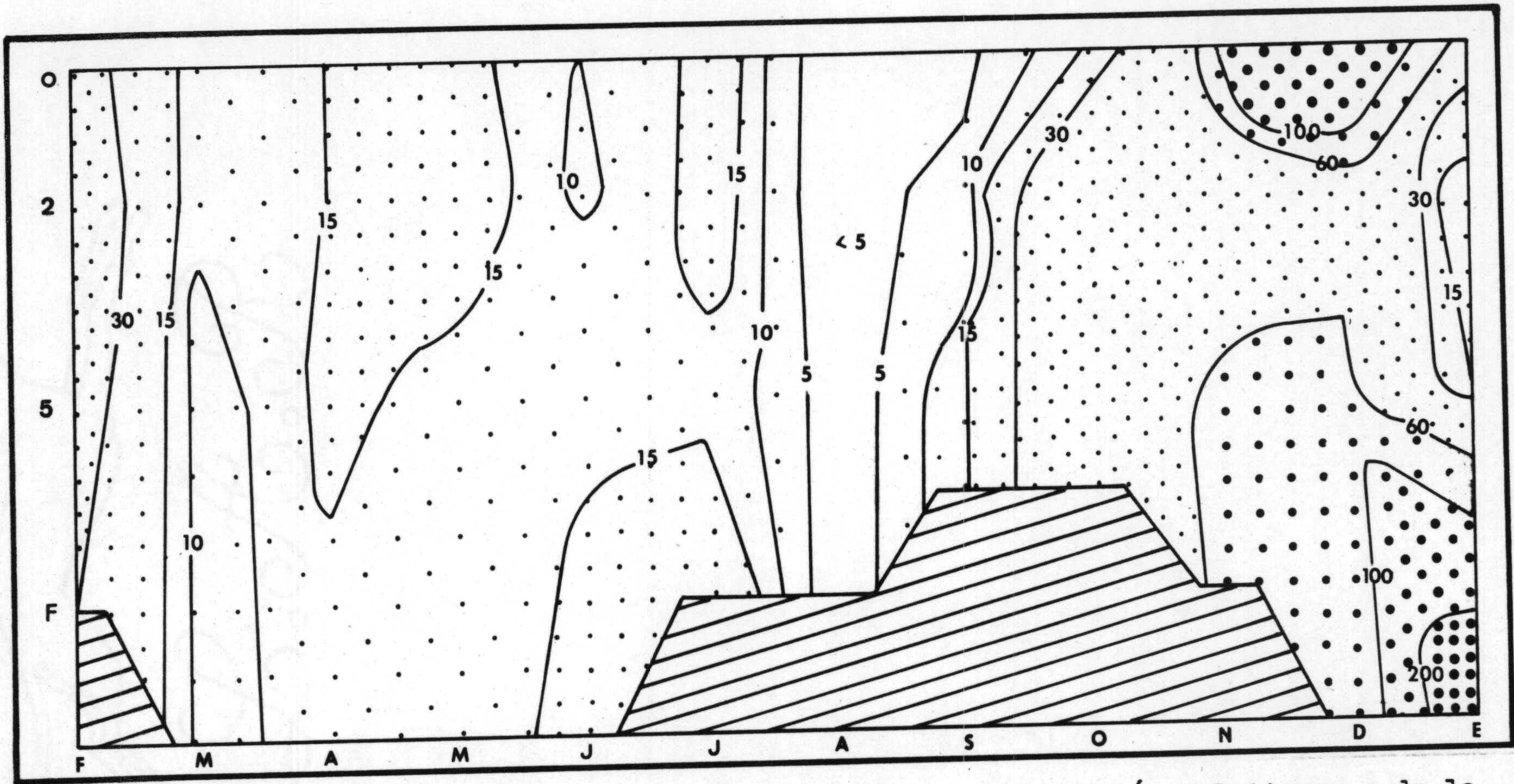


Fig.13 .- Distribución del nitrógeno en forma de nitrato, en función del tiempo y de la profundidad.

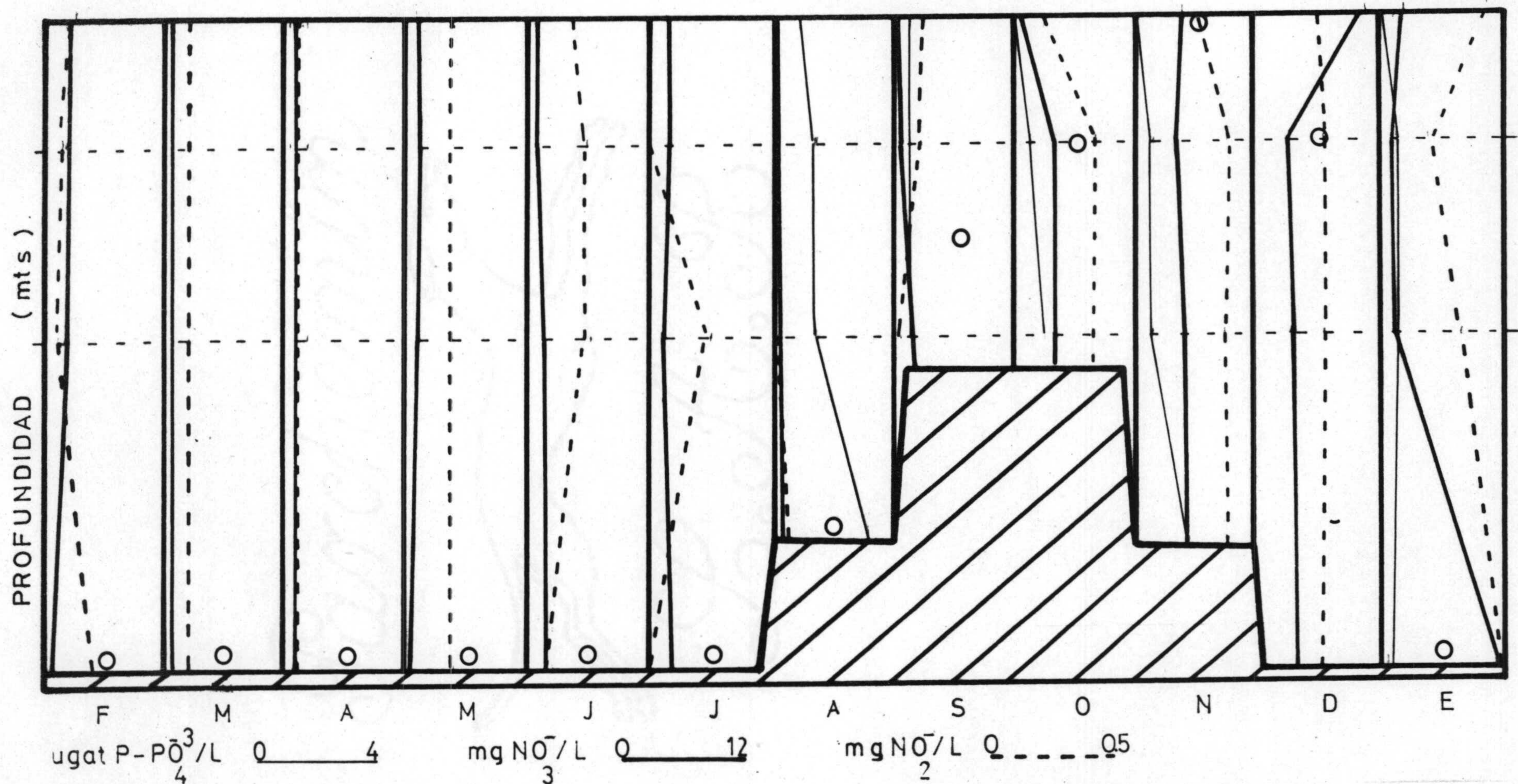


Fig.14 .- Perfiles verticales de la distribución de la concentración de nitratos, nitritos y fosfatos. Los circulos representan la posición que ocupó el máximo de población bacteriana heterótrofa, en cada muestreo.

jo de $1,8 \text{ mgO}_2/\text{l.}$, por lo que es muy probable que durante el mes de Agosto, donde se registraron en el hipolimnion - valores de oxígeno entre 1,1 y 1,7, la desnitrificación -- fuese la causa, o una de ellas, de la obtención en esta -- época de los mínimos valores de nitratos.

Los valores medios y sus desviaciones se presentan en la tabla 19 .

La distribución de los nitritos a lo largo del ciclo anual (Fig.15) sigue prácticamente la pauta de los nitratos, con valores que se mantuvieron siempre más bajos. Las concentraciones, que frecuentemente se encontraron, -- oscilaron entre 2 y 6 $\mu\text{gatN}/\text{l}$, con un máximo de 11,4 a 10 metros en Enero, tabla 20 , siendo en el período de mezcla - de Octubre a Enero donde se midieron los valores más altos, coincidiendo con los de los nitratos. Los meses de Julio y Agosto mostraron los mínimos, llegándose incluso a no detectarse a cero y dos metros. En general, el fondo presentó siempre, salvo en Septiembre, valores superiores a los de la superficie.

Según parece ser habitual, en lagos (Hutchinson, -- 1957; Planas, 1973) el nitrito presente procede, más que de la oxidación del amoníaco, de la reducción del nitrato. En el embalse del Cubillas, la contaminación orgánica a la que se ve sometida, nos hace sospechar que la vía principal de producción del nitrito sea la de oxidación del amoníaco.

Para fundamentar nuestra suposición, a finales de - Mayo se tomó una muestra de agua, de cada una de las profundidades estudiadas. Se efectuó una siembra en placa, en superficie, al objeto de aislar las colonias desarrolladas

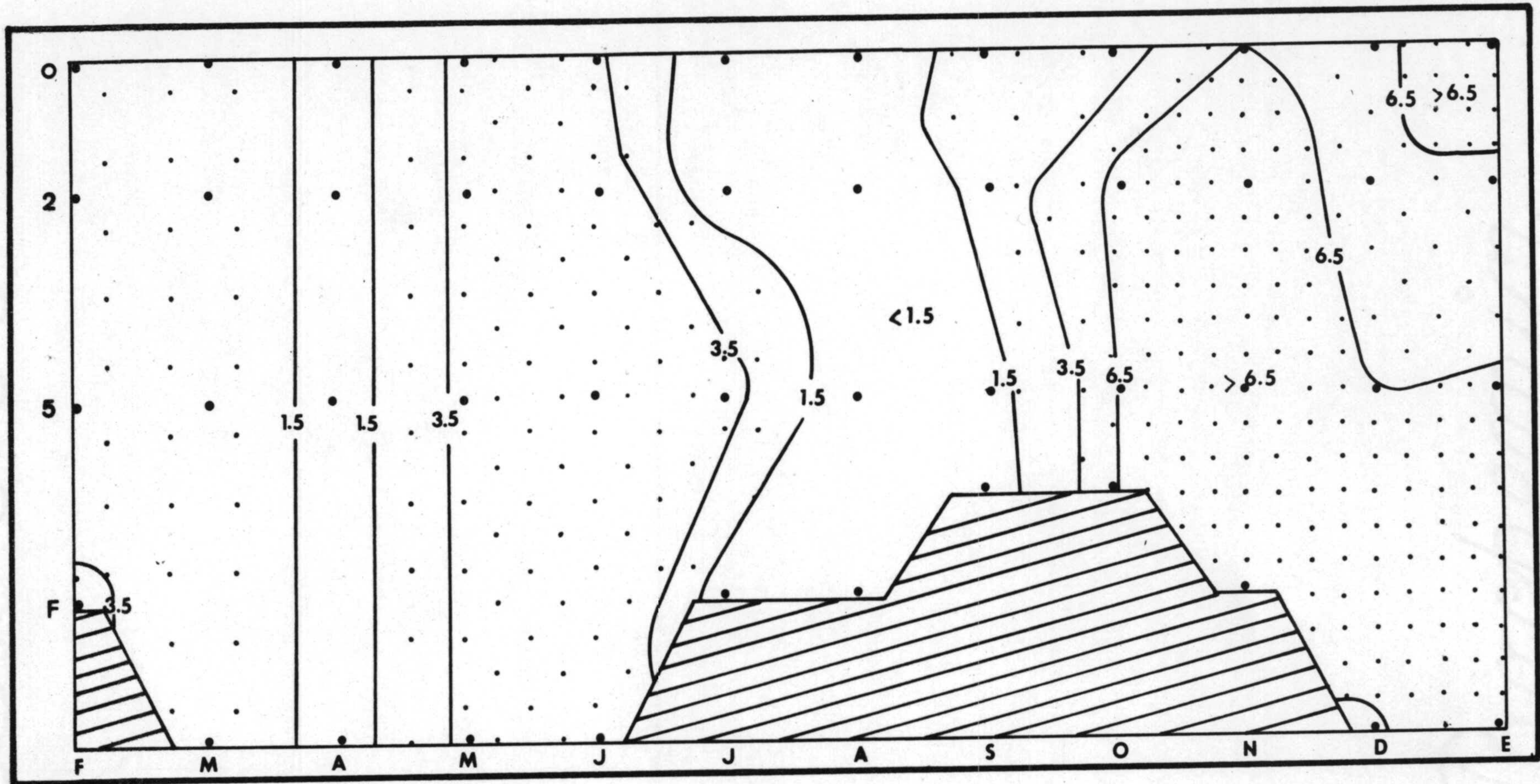


Fig.15 .- Distribución del nitrógeno en forma de nitrito, en función del tiempo y de la profundidad.

Tabla 19 . Concentración de Nitratos. Medias y desviaciones.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|-------|-------|-------|-------|
| M | 35,76 | 24,87 | 26,15 | 45,0 |
| D | 52,07 | 19,81 | 20,64 | 61,97 |
| D/M | 145 | 80 | 78 | 138 |
| Vma | 198,5 | 58 | 61,5 | 220,6 |
| Vmi | 1,4 | 1,4 | 1,0 | 2,51 |

Tabla 20 . Concentración de nitritos. Medias y dispersiones.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|------|------|------|------|
| M | 3,38 | 3,48 | 3,80 | 4,30 |
| D | 2,72 | 2,52 | 2,40 | 3,24 |
| D/M | 80 | 72 | 64 | 75 |
| Vma | 9,9 | 7,6 | 7,1 | 11,4 |
| Vmi | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,50 |

M, valor medio

D, desviación típica

D/M, coeficiente de variación

Vma, valor máximo

Vmi, valor mínimo

Tabla 21 . Tanto por ciento de colonias capaces de producir --
 nitritos a partir de nitratos, A; de producir desaminación, --
 B; y de producir amoníaco a partir de urea, C .

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|----|-----|----|-----|
| A | 20 | 50 | 30 | 27 |
| B | 20 | 50 | 40 | 75 |
| C | 40 | 0,0 | 20 | 100 |

Tabla 22 . Concentratación de fosfatos. Medias y desviaciones.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | 10 |
|--------------|------|------|------|------|
| M | 0,11 | 0,25 | 0,28 | 0,36 |
| D | 0,25 | 0,36 | 0,39 | 0,87 |
| D/M | 234 | 145 | 142 | 243 |
| Vma | 0,85 | 1,25 | 1,25 | 2,95 |
| Vmi | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

M, valor medio

D, desviación típica

D/M, coeficiente de variación

Vma, valor máximo

Vmi, valor mínimo

y poder ver de cada una de ellas la capacidad de:

- producir nitritos a partir de nitratos
- producir amoníaco a partir de urea
- producir desaminación de aminoácidos

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 21 . La capacidad de producir amoníaco es marcadamente superior que la de producir nitritos a partir de nitratos, sobre todo desde los cinco metros hacia el fondo. A 10 metros, el 100% de los aislados podían degradar urea produciendo amoníaco y el 75% mostraban capacidad amonificante, mientras que sólo el 27% eran capaces de reducir el nitrato a nitrito. En agua superficial, cero-dos metros, la situación se muestra algo más equilibrada. Unido esto a que la población bacteriana del fondo fue casi siempre superior a la de la superficie, nos lleva a pensar que la principal vía de producción de nitritos sea la oxidación de amonio en las capas más profundas del agua.

- Fósforo:

El fósforo se presentó, como suele ser habitual (Edmen son y col., 1956; Elster, 1961), en cantidades muy bajas. En la fig. 16 se muestran los valores obtenidos de la concentración de fosfato inorgánico en función del tiempo y de la profundidad. En el 67% de las medidas efectuadas no se detectó concentración alguna, lo que supone un valor de fosfato inferior a 0,03 $\mu\text{g P/l}$, límite de detección del método usado. -- Tan solo las muestras obtenidas en los meses de Agosto y Septiembre mostraron fosfato en toda la columna de agua. Los valores medios y coeficiente de desviación para cada profundidad se muestran en la tabla 22 .

Los resultados obtenidos muestran un claro período de liberación de fosfato ligado al sedimento, durante el mes de



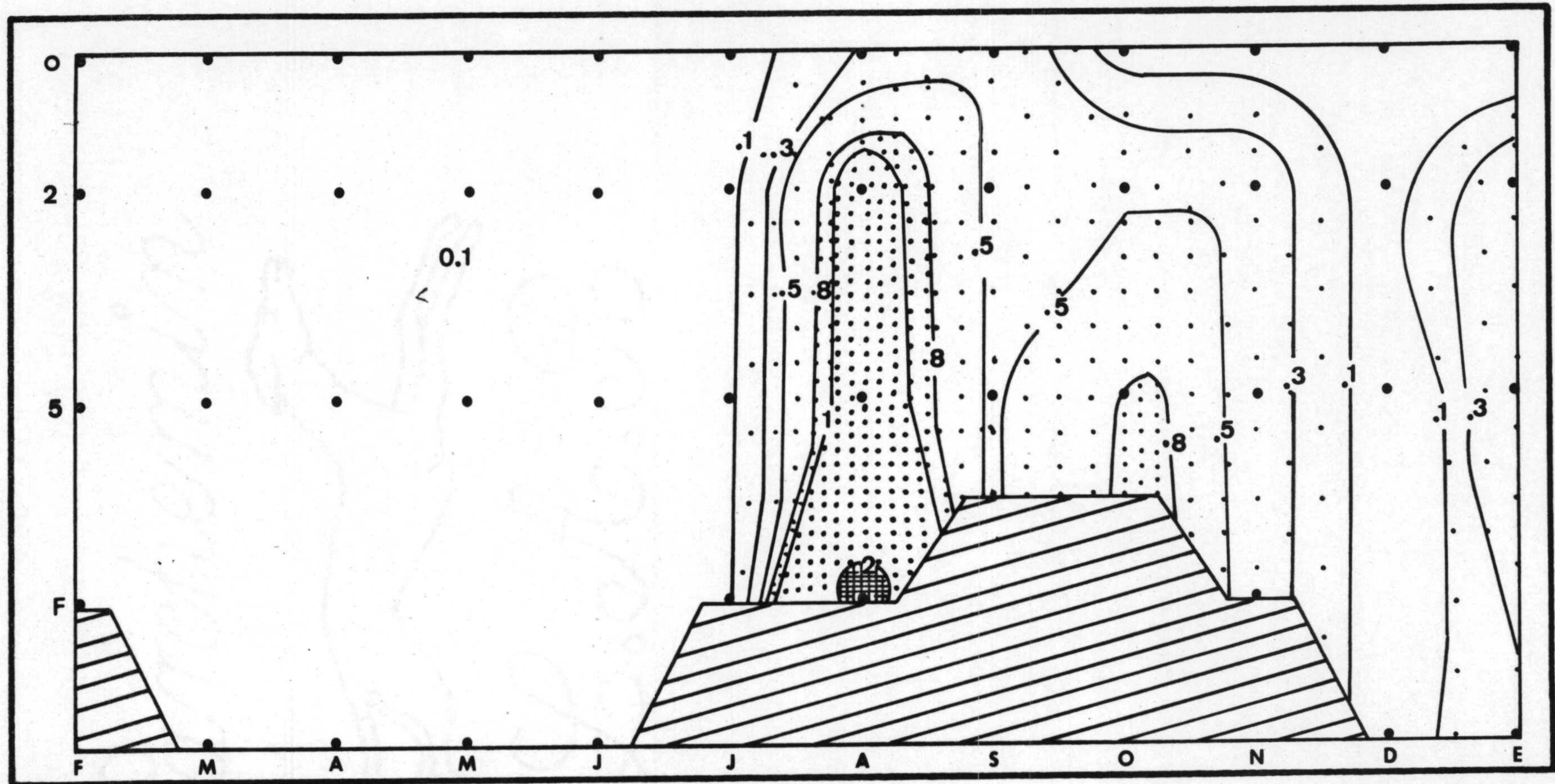


Fig.16 .- Distribución del fosforo en forma de fosfato, en función del tiempo y de la profundidad.

Agosto. Al finalizar la termoclina, en el mes de Septiembre, - el fosfato subió a las capas superiores donde fue consumido -- rápidamente, hasta el punto de no detectarse a cero metros en - Octubre y en Diciembre desaparecer por completo en toda la columna de agua, fig.14 .

Los valores de fosfatos medidos en Enero y Diciembre -- muy posiblemente pudieran estar relacionados con la entrada al embalse del agua del río Cubillas que presento' en aquellas mismas fechas, en muestras obtenidas en la desembocadura al pantano valores de fosfatos del orden de 2 y 3 ugatP/l.

La liberación de fosfato soluble en Agosto fue facilitada por las condiciones anóxicas del sedimento y agua profunda que dieron paso a procesos de desnitrificación y reducción de sulfatos (responsable de la formación de sulfhídrico que dio su intenso olor característico a las muestras de cinco y diez metros, así como el color negro del sedimento por formación de - sulfuro de hierro), con una caída del pH a 6,1 a diez metros - (habiendose registrado en el mes anterior y a la misma profundidad un pH de 7,7).

1.1.2. Flora bacteriana heterótrofa

En todo ecosistema, cualquier relación trófica (Margalef, 1974) supone una liberación de materia orgánica muerta, a la que hay que añadir la procedente de la muerte de los organismos. Toda esta materia orgánica queda a la disposición de los organismos de elevada intensidad metabólica, que en los sistemas acuáticos son fundamentalmente las bacterias heterótrofas.

Estos organismos ocupan, en el ecosistema, el nivel de los descomponedores, haciendo posible la mineralización de la materia orgánica muerta, recuperando para los productores y --

consumidores la energía y elementos encerrados en ésta, que de otra manera se perderían para el ecosistema. Es decir, si las plantas verdes son las encargadas de la producción de la materia orgánica, a partir de sustancias minerales, convirtiendo la energía solar en energía química de enlace a disposición del resto de seres vivos, los descomponedores son los encargados de cerrar el ciclo de los elementos al mineralizar la materia orgánica muerta, con el resultado de un equilibrio conjunto entre la producción y la descomposición para regular las condiciones de existencia de la totalidad de la vida, en un ecosistema en particular, y en la biosfera en general.

El ciclo de las bacterias heterótrofas en el pantano de Cubillas mostró un período de máxima densidad, durante la época de mezcla, cuando la visibilidad del disco de Secchi mostraba una alta densidad de sustancias en suspensión fig. 11, que fue seguido de un período donde se registraron los valores más bajos de densidad bacteriana, coincidiendo con la época de estratificación y de máxima transparencia del agua.

En la tabla 23 se presentan los valores medios y desviaciones para cada nivel de profundidad muestreado. En cada muestreo, los valores máximos se obtuvieron en el agua más próxima al sedimento, a 10 metros de profundidad, en el período comprendido de Enero a Agosto. A partir de Septiembre el valor máximo de población fue subiendo desde el fondo hacia la superficie (fig. 11) y si en este mes el máximo estuvo entre el agua más profunda y dos metros (la diferencia entre ambas poblaciones no era significativa), en Octubre se situó a dos metros y en Noviembre a cero metros. Ahora comienza un movimiento en sentido inverso, el máximo descendió a dos metros en Diciembre, a 10 metros en Enero y en Febrero se situó ya a 10 metros per-

maneciendo en esta profundidad hasta Septiembre.

Al finalizar la termoclina y establecerse una circulación completa del agua, se llevó a cabo un levantamiento de la población bacteriana del fondo, de mayor densidad, hacia capas más superficiales, de una densidad bacteriana menor. Este patrón de distribución de la población bacteriana heterótrofa, tanto en el tiempo como en el espacio, con un período de valores máximos coincidiendo con el período de mezcla invernal y una distribución vertical más o menos homogénea, frente a otro período de verano de valores más bajos, coincidiendo con la época de estratificación, donde el hipolimnion es superior al epilimnion en densidad bacteriana, ha sido puesto de manifiesto por diferentes autores. Pfenniger (1902) en su clásico trabajo sobre el lago Zurich apuntó ya la importancia que los factores físicos tenían, sobre todo la circulación del agua, en la distribución de la población bacteriana heterótrofa. Estos resultados fueron posteriormente confirmados por Minder (1920) y Taylor (1940) encontró este mismo patrón de distribución en lagos ingleses. Margalef y col. (1976) en un amplio estudio sobre los embalses españoles encontraron que el total de bacterias heterótrofas aerobias era más alto en los períodos de estratificación que en los de mezcla y, en general, más abundantes en superficie que a profundidades medias. Estos resultados discordantes se pueden deber a la metodología empleada para la obtención de la densidad de la población bacteriana. La incubación a 37°C durante dos días favoreció a las bacterias patógenas como lo demostró el hecho de presentar correlación positiva con los recuentos de coliformes efectuados.

Los factores que pudieron favorecer el hecho de encontrar los valores más altos en la época de mezcla sin duda estuvieron relacionados con la mayor cantidad de sustancias en --/

suspensión durante esa época, procedente tanto del propio embalse como del río Cubillas y de la existencia de una libre circulación entre las capas más superficiales y las más profundas que supone como hemos visto un vehículo de transporte de bacterias desde una zona más productiva, el fondo, a otra menos productiva, la superficial.

Al llegar el verano, durante la estratificación, la población bacteriana decreció en toda la columna de agua, pero de una manera marcadamente acentuada en el epilimnion, a cero y dos metros, registrandose el más bajo valor de 110 col/ml. Las posibles causas que pudieron colaborar en la producción de tan brusco descenso en la población bacteriana, durante esta época, fueron:

- a), la disminución de nutrientes y materiales en suspensión
- b), la existencia de una termoclina que impedía la mezcla de agua superficial con la profunda.
- c), la coincidencia, en esta misma época, de registrarse valores máximos de fitoplancton, por la acción antimicrobiana que pudiera ejercer (Connaughey, 1974).
- d), la acción filtradora del zooplancton, que presentó también valores máximos, durante esta época, que pudiera superar la tasa de reproducción bacteriana.

En esta época de estratificación del embalse, la población bacteriana del fondo en su mayoría aerobia, fue sustituida por otra fundamentalmente anaerobia facultativa como consecuencia del agotamiento de oxígeno. En la tabla 24 se muestran los tantos por ciento de aislados bacterianos, de las distintas profundidades, capaces de crecer en anaerobiosis, en dos fechas: Julio y Noviembre, representativas de la época de --

estratificación y de mezcla, respectivamente.

Del ciclo de las bacterias heterótrofas se puede deducir su intensa actividad descomponedora de la materia orgánica, primero aerobia y posteriormente anaerobia, ejercida principalmente en el fondo, liberando nutrientes para los productores y poniendo su biomasa (que representa una producción secundaria), a disposición de los filtradores del zooplancton (abriendo de nuevo el ciclo del carbono).

- Influencia del zooplancton sobre la población bacteriana

En la bibliografía encontramos a distintos autores que ponen de manifiesto la influencia del zooplancton sobre la población bacteriana. Sorokin (1964), Coldman y col. (1968), Golzalvo y col. (1979) encuentran que los máximos valores de zooplancton coinciden con los más bajos de población bacteriana, dando a pensar que la tasa de filtración supera a la tasa de producción bacteriana. No obstante, Straskrabová (1966), Straskrabová y Hrbáček (1966) estudiando embalses checoslovacos no consideran esta posibilidad, aunque el incremento que muestra el zooplancton en Abril y Julio coincide con el mínimo de bacterias heterótrofas.

En el embalse de Cubillas, como ya dijimos en el apartado anterior, la influencia del zooplancton filtrador fue decisiva, al menos, durante la época de estratificación.

Para poner de manifiesto tal influencia se siguió el método de Sorokin y Kadota (1972)-tomado de Rasumoff e Iwanoff-y las ecuaciones matemáticas de Galka (1964,1967,1969) -- para el cálculo de la producción bacteriana, tiempo de generación y tasa de filtración de bacterias por el zooplancton, en dos muestras de cero metros, una de verano y otra de invierno incubando submuestras de agua filtrada previamente (para eli

minar el zooplancton) y sin filtrar, durante un tiempo determinado. Los resultados se expresan en la tabla 25. El tiempo de generación g-tiempo necesario para que la población se duplique-fue más corto durante el invierno que durante el verano, mostrando que g no depende tanto de la temperatura como de materiales y nutrientes en suspensión. Semejantes resultados obtiene Straskrabová-Prokesova (1966) en embalses checoslovacos (polucionados y no polucionados).

Además, y lo más importante a destacar en esta experiencia, es que se confirma que durante el verano, la producción bacteriana es claramente inferior a la tasa de filtración del zooplancton, mostrando ser una de las causas determinantes del descenso progresivo de la población bacteriana durante esta época.

El método aquí empleado requiere de una incubación de las muestras, en botellas, durante un tiempo determinado, y además recuentos totales, por el método microscópico directo (Razumov, 1947; Kuznetsov, 1959). Ambos requisitos suponen una fuerte limitación en la metodología que es necesario hacer constar para acoger los resultados con la lógica cautela.

- Características de la población bacteriana heterótrofa

Para tener un conocimiento, aproximado, a cerca de las características y actividades de la población bacteriana heterótrofa, en los dos períodos del embalse, de mezcla y estratificación, se tomó una muestra de agua en Noviembre y otra en Julio y se procedió al aislamiento de las colonias desarrolladas sobre las placas, en cada una de las profundidades estudiadas.

Para cada uno de los aislados, se probó su capacidad de degradar:

- gelatina
- tributirina
- glucosa

- almidón
- urea

y su capacidad de:

- reducir nitratos
- producir desaminación
- crecer en anaerobiosis
- retener la tinció de Gram

Se estudió también la motilidad en gota pendiente y su morfología. Los resultados se muestran en la tabla 24.

El bajo porcentaje de bacterias gram positivas es un hecho conocido, en microbiología acuática, tanto en ecosistemas marinos como dulce-acuícolas. Taylor (1942), Zobell (1946), Pfisrer y Burkholder (1965), Straskrabová (1974) encuentran entre un 5 y 20% de bacterias gram positivas. En lagos siberianos Egorova, Deringina y Kusnetsov (1952) encuentran una proporción mayor, de alrededor del 50%.

En el embalse de Cubillas encontramos un porcentaje de bacterias gram positivas de un 24 a un 17%, a 10 y 5 metros de profundidad respectivamente, en la época de mezcla. El agua más superficial mostró un porcentaje superior, entre el 50 y el 60%. Considerando toda la columna de agua el 85% son gram negativas y el 15% restante gram positivas. En la muestra de verano, entre dos y cinco metros el porcentaje osciló entre el 50 y el 33%, mientras que en el agua más superficial y más profunda osciló alrededor del 20%. Al considerar toda la columna de agua el 70% resulto ser gram negativa y el 30% restante gram positiva.

La gran mayoría de las bacterias fueron móviles y de forma bacilar. Ambas características son también típicas, de los ecosistemas acuáticos, así como la baja proporción de bacterias formadoras de esporas.

En la muestra de invierno la casi totalidad de los ais

lados mostraron capacidad para degradar la gelatina, glucosa - (predominando el metabolismo oxidativo sobre el fermentativo) y la tributirina (que nos da un índice de la actividad lipolítica). No se observó, en general, grandes variaciones con la profundidad en cuanto a las actividades bioquímicas desarrolladas por la población bacteriana heterótrofa.

En la muestra tomada en la época de estratificación el porcentaje de bacterias capaces de degradar gelatina y tributirina descendió respecto de la muestra invernal, manteniéndose el mismo para la glucosa, aunque el metabolismo fermentativo - llegó a igualar incluso a superar al oxidativo.

La capacidad amilolítica, homogénea en toda la columna de agua en la muestra de invierno, fue progresivamente disminuyendo en la muestra de verano, desde la superficie, con un 100% de bacterias capaces de desdoblar el almidón, hasta el fondo, donde ninguna de las bacterias aisladas mostró tener esta capacidad.

La baja proporción de bacterias capaces de producir sulfhídrico a partir de aminoácidos azufrados a 5 y 10 metros nos indica que el SH_2 producido durante el verano, en el hipolimnion, debió ser fundamentalmente como consecuencia de la reducción anaerobia del sulfato.

En la tabla 26 se muestra el rango de disponibilidades bioquímicas de la población bacteriana heterótrofa, a distintas profundidades y en las dos muestras tomadas representativas de la época de mezcla y de la de estratificación térmica.

En la muestra de invierno el porcentaje de bacterias capaces de utilizar cinco de los ocho substratos, fue del 100% a dos y diez metros, del 80% a cero metros y del 72% a cinco metros, mientras que bacterias capacitadas para utilizar seis solo se presentaron a cero metros. Por el contrario, en la muestra de verano la capacidad bioquímica de la población fue



Tabla 23 .- Concentración de bacterias heterótrofas. Medias y coeficientes de dispersión.

| Prof. (mtrs) | 0 | 2 | 5 | Fonfo |
|---------------|------|------|------|-------|
| M | 1435 | 2162 | 1800 | 2800 |
| Cd | 84,8 | 109 | 88 | 82,7 |

M= Valor medio del número de colonias por ml

Cd= Coeficiente de dispersión, en %.

Tabla 24 . Características de la población bacteriana heterótrofa. E. Cubillas

| PROFUNDIDAD | ESTRATIFICACION | | | | MEZCLA | | | |
|--------------------------------------|-----------------|------|------|-----|--------|------|------|-----|
| | 0mts | 2mts | 5mts | F | 0mts | 2mts | 5mts | F |
| Subtrato: | | | | | | | | |
| 1) Almidón | 100 | 84 | 30 | 0 | 60 | 33 | 16 | 40 |
| 2) Glucosa | 100 | 100 | 100 | 100 | 90 | 100 | 100 | 100 |
| 3) Gelatina | 80 | 67 | 50 | 43 | 100 | 100 | 72 | 60 |
| 4) Tributirina | 60 | 50 | 40 | 43 | 100 | 100 | 84 | 90 |
| 5) Urea | 40 | 0 | 20 | 100 | 60 | 67 | 68 | 70 |
| 6) R.de NO ₃ ⁻ | 20 | 50 | 30 | 27 | 80 | 80 | 88 | 70 |
| 7) Desamina. | 20 | 50 | 40 | 75 | 60 | 67 | 92 | 70 |
| 8) SH ₂ de aa-S | 60 | 84 | 40 | 14 | 40 | 33 | 8 | 30 |
| Motilidad | 80 | 83 | 80 | 76 | 80 | 80 | 83 | 82 |
| Forma b | 80 | 83 | 80 | 76 | 80 | 80 | 83 | 94 |
| Forma c | 20 | 17 | 10 | 6 | 10 | 10 | 17 | 6 |
| Forma c-b | | | 10 | 12 | | | | |
| Forma s | | | | 6 | | | | |
| Gram(-) | 80 | 66 | 50 | 77 | 60 | 50 | 83 | 76 |
| C. anaerobio | 60 | 50 | 60 | 43 | 40 | 33 | 28 | 30 |

mayor y bacterias capaces de utilizar siete sustratos se encontraron en toda la columna de agua, si bien el porcentaje de -- bacterias capaces de utilizar cinco sustratos, en cualquier -- profundidad, fue siempre menor al de la muestra de invierno.

Es decir, durante la época invernal, con un agua más rica en materiales en suspensión, la población bacteriana heterótrofa alcanzó sus valores máximos. Sin embargo, el rango de -- disponibilidades bioquímicas de esta población se mostró inferior al de la población desarrollada en la época de estratificación, con un agua menos rica en materiales en suspensión, y menos densa.

Kris y col. (1964) encuentran una situación semejante. En mares tropicales ricos en materia orgánica la bacteria típica posee una menor capacidad bioquímica frente a distintos sustratos que la bacteria típica de mares más fríos y más pobres en materiales en suspensión.

La explicación no parece ser fácil. Al parecer las aguas con menor cantidad de materia orgánica podrían seleccionar una población bacteriana heterótrofa capaz de utilizar cualquier sustrato orgánico completamente, mientras que las aguas más ricas en materia orgánica seleccionarían una población bacteriana más específica, en cuanto a su capacidad bioquímica, que -- asegurase una rápida degradación de dicha materia orgánica.

- Determinación de grupos taxonómicos según el esquema de Straskabová.

Las bacterias que se encuentran en los ecosistemas acuáticos son principalmente de tres tipos: bacterias acuáticas naturales (autóctonas), bacterias procedentes del suelo y organismos que normalmente viven en el intestino del hombre y de -- otros animales y que ocasionalmente pueden contaminar las -- aguas.

Tabla 27 . Esquema taxonómico de Straskrabová, 1977

| Características | Símbolo | Grupo taxonómico factible |
|--|---------|--|
| Gram positiva..... | G + | - |
| Gram positiva, forma esporas..... | Sp | - |
| I. Gram negativa, no forma esporas, oxida a la glucosa o no produce ácido, oxidasa negativa. | | |
| a) Catalasa positiva: | | |
| - no ácido de la glucosa | Ac | Acinetobacter Comamonas |
| - ácido de glucosa. | Ia | Acinetobacter Chromobacterium |
| b) Catalasa negativa | Ib | - |
| II. Gram negativa, no forma espora, oxida la glucosa o no produce ácido, oxidasa positiva. | | |
| a) Catalasa positiva: | | |
| - ácido de la glucosa. | Ps | Pseudomonas Achromobacter Agrobacterium |
| - no ácido de la glucosa. | IIa | Alcaligenes Comamonas Achromobacter Agrobacterium |
| b) Catalasa negativa. | IIb | - |
| III. Gram negativa, no forma espora, fermenta la glucosa. | | |
| a) Oxidasa positiva: | | |
| - Catalasa positiva. | Ae | Aeromonas |
| - Catalasa negativa. | III | - |
| b) Oxidasa negativa. | En | Enterobacteriaceae |

Las bacterias acuáticas normalmente comprenden los generos -- Spirillum, Vibrio, Pseudomonas, Achromobacter, Chromobacte--
rium, Flavobacterium, Micrococcus y Sarcina. Las bacterias --
que habitan en el suelo y que pueden ser arrastradas por la -
lluvia a las corrientes de agua, embalses, etc., incluyen es-
pecies del genero Bacillus y miembros saprófitos de las Ente-
robacteriaceae. La polución fecal de las aguas da origen a la
presencia de organismos del grupo coliformes (Harrigan y Mar-
garet, 1968; Lynch y Poole, 1979).

La determinación precisa de grupos taxonómicos, en es-
tos tipos de trabajos, es muy difícil, si no imposible y cons-
tituye un serio y espinoso problema (Hungate 1962 ; Straskrabo-
vá, 1974).

Straskrbová propone un esquema taxonómico muy elemen-
tal, para la diferenciación de amplios grupos, que reproduci-
mos en la tabla 27 . El bajo número de bacterias gram positi-
vas en los sistemas acuáticos hace que sean todas ellas reuni-
das en un solo grupo. Este autor realizó un estudio en dife--
rentes embalses checoslovacos (Straskrbová, 1974), llegando
a la conclusión de que los grupos clasificados como Enterobac-
teriaceae y Aeromonas dominan durante el verano, mientras que
Pseudomonas y Acinetobacter son más común durante el invierno.

Con el fin de comprobar si estas conclusiones son váli-
das también en el embalse de Cubillas se realizó la sistemati-
ca, basandonos en el esquema propuesto por Straskrbová, de -
las bacterias aisladas de dos muestras, una de verano (Julio)
y otra de invierno (Febrero).

La mayor proporción de bacterias gram positivas en el
embalse de Cubillas hizo que ampliáramos este grupo según el
siguiente esquema:



Gram positiva

- Bacilos:

- forman esporas

- anaerobios estrictos:

C Clostridium

- aerobios o ana. facultas:

B Bacillus

- no forman esporas BNE

- Cocos:

- fermentan la glucosa ST Staphylococcus

- oxida o no ataca a -

la glucosa

MS Micrococcus

Sarcina

Los resultados se recogen en la tabla 28. Pseudomonas - domina ampliamente en las muestras de inviernos, desapareciendo por completo en verano. Acinetobacter, en cambio, está presente en el embalse en ambas muestras, sin mostrar clara preferencia por una u otra época. Durante el verano encontramos un ligero predominio del grupo Enterobacteriaceae, casi ausente en invierno (solo en cinco metros) y Aeromonas (totalmente ausente en invierno).

Otros grupos que suelen aparecer, tanto en la muestra de verano como en la de invierno son Micrococcus y Bacillus.

En líneas generales podemos decir que se cumple esta alternancia de poblaciones que Straskrabová encontró y que debe ser como consecuencia de la temperatura, más alta en la época estival que hace seleccionar a las bacterias del grupo

Tabla 28. Abundancia relativa de grupos taxonómicos (según Straškrabová), en el emalse del Cubillas.

| I N V I E R N O | | | V E R A N O | | |
|-----------------|--------|----|-------------|--------|----|
| P (mts) | Grupos | % | P (mts) | Grupos | % |
| 0 | PS | 40 | 0 | En | 40 |
| | MS | 26 | | Ia | 27 |
| | B | 34 | | B | 13 |
| | | MS | | 13 | |
| | | | | AC | 7 |
| 2 | PS | 91 | 2 | En | 36 |
| | Ia | 6 | | MS | 14 |
| | B | 3 | | Ae | 21 |
| | | Ia | | 21 | |
| | | | | B | 7 |
| 5 | PS | 64 | 5 | En | 30 |
| | Ia | 16 | | B | 30 |
| | MS | 10 | | Ac | 20 |
| | En | 6 | | Ae | 10 |
| | St | 3 | | MS | 10 |
| 10 | PS | 70 | 10 | Ac | 35 |
| | Ia | 11 | | Ae | 18 |
| | MS | 15 | | En | 12 |
| | B | 4 | | B | 26 |
| | | | | Ia | 5 |
| | | | IIa | 5 | |

Enterobacteriaceae en detrimento del grupo Pseudomonas que se selecciona a temperaturas más bajas.

1.1.3. Estudio de las relaciones entre los diversos parámetros medidos.

Cuando se discute el medio donde se desarrolla un organismo o una comunidad se deben considerar todos los diversos factores físicos y químicos, o la gran mayoría de ellos o los más importantes. Para simplificar, se suele discutir cada factor por separado, pero debe insistirse (Brock, 1974) en que ningún factor actúa independientemente de los otros y puede afectar en gran manera la acción de otro u otros.

El ecólogo, para el estudio de las relaciones entre los diversos parámetros medidos en un ecosistema y trazar las dependencias e independencias entre ellos, puede optar por la obtención, a partir de los datos de las variables, de gráficas y mapas de distribución donde puede observarse algunas relaciones, o bien, de una manera más precisa y objetiva, considerar a los factores medidos como variables aleatorias. En este último caso cabe definir el:

- a), coeficiente de correlación simple de Pearson, como un índice del grado con que una distribución conjunta de dos variables se adapta a una línea recta. Cuando ambas variables se distribuyen normalmente mide la intensidad de la relación. El cuadrado de dicho coeficiente de correlación, llamado coeficiente de determinación, indica la parte de la varianza de una de las variables que es explicada por la otra.
- b), coeficiente de correlación parcial, cuando se trabaja con más de dos variables este índice nos permite calcular la correlación entre dos variables eliminando la influencia de las restantes. Es además el más indicado cuando no se pue--

den especificar variables como dependientes o independien--
tes. De una manera más gráfica y considerando tres varia--
bles, el coeficiente de correlación parcial entre las varia--
bles 1 y 2 ($P_{12,3}$) es la correlación entre las variables -
1 y 2 en un corte transversal de individuos teniendo todos
el mismo valor de la variable 3. Es decir, la tercera varia--
ble se mantiene constante, de manera que sólo la una y la -
dos están comprendidas en la correlación. Nos permite, por
lo tanto, este coeficiente una manera de poder estudiar la
forma de interferir de una variable en la relación entre --
otras dos, o lo que es lo mismo, si la correlación simple -
dada entre dos variables es directa o a través de una terce--
ra variable. Efectivamente, en un estudio conjunto de corre--
laciones simples y parciales se pueden dar los siguientes -
casos, con las siguientes interpretaciones:

- 1.- No se da la correlación simple entre dos varia--
bles determinadas pero sí la parcial. En el caso
de tres variables que no se diera la correlación
 $P_{1,2}$ pero sí ocurriera la $P_{12,3}$. En tales casos
se deducirá que la influencia de las restantes -
variables, en el ejemplo la variable 3, influ--
yen de tal manera que no se establezca relación
alguna entre las dos variables estudiadas.
- 2.- Se da correlación simple entre dos variables de--
terminadas pero no la correspondiente correla--
ción parcial: tal correlación sera debida a la -
influencia de las demás variables. P.e. se dé la
correlación $P_{1,2}$ pero no la $P_{12,3}$. Al eliminar
la influencia de la variables 3 no hay correla--
ción entre las variables 1 y 2. La variable 3 se
rá en gran medida responsable de la correlación

simple entre los parámetros 1 y 2.

3.- Que entre dos variables determinadas se den ambos tipos de correlación: La presencia de las restantes variables es indiferente en la relación lineal establecida entre las dos variables consideradas y puesta de manifiesto por la correlación simple.

4.- Que entre dos variables consideradas no se de ningún tipo de correlación: la no existencia de una relación de tipo lineal entre dos variables consideradas no puede interpretarse sea debida a la influencia de las demás variables.

c) coeficiente de correlación múltiple, en una distribución conjunta con más de dos variables, éste coeficiente indica la relación que existe entre una variable y las restantes consideradas conjuntamente. Es decir, el coeficiente de correlación múltiple mide el grado con que un plano (hiperplano de regresión) se ajusta a la nube de puntos. El cuadrado del índice nos informa de la parte de la varianza de una variable que es explicada por las restantes consideradas.

1.1.3.1. Dependencia de los parámetros con la profundidad

Se consideran aquí las relaciones lineales de cada una de las variables estudiadas con la profundidad, en las épocas de estratificación y mezcla de embalse.

En la tabla 29 se muestran los valores del índice de correlación simple y sus respectivos niveles de significación.

La dependencia de los parámetros respecto del eje luz-gravedad, cambia según la época del año considerada de mezcla o estratificación. Durante esta última época la intensidad de todas las correlaciones aumentó, con lo que el número de correla-

Tabla 29 . Dependencia de los distintos parámetros medidos con la profundidad.

| P E R I O D O S | |
|---------------------------------------|--------------------------------|
| Estratificación | Mezcla |
| B/P = 0,832 (0,001) | B/P = -0,022 |
| O ₂ /P = -0,778 (0,001) | O ₂ /P = -0,409 |
| NO ₃ /P = 0,355 | NO ₃ /P = 0,272 |
| NO ₂ /P = 0,241 | NO ₂ /P = 0,344 |
| PO ₄ /P = 0,72 (0,10) | PO ₄ /P = 0,447 |
| t/P = -0,697 (0,02) | t/P = -0,461 |
| pH/P = -0,896 (0,001) | pH/P = -0,756 (0,005) |
| % S.O ₂ /P = -0,83 (0,001) | % S.O ₂ /P = -0,343 |
| Al./P = 0,368 | Al./P = -0,295 |

El nivel de significación figura entre parentesis, a partir de 0,10.



ciones estadísticamente significativas fue superior al periodo de mezcla. Mientras que en ésta época solo el pH mostró -- correlación con la profundidad, durante la estratificación -- los variables que presentaron correlación significativa fueron la temperatura, pH, fosfato, oxígeno, bacterias y tanto por ciento de saturación de O_2 .

Efectivamente, encontramos un primer grupo de variables: temperatura, pH, Oxígeno y tanto por ciento de saturación de O_2 que presentaron correlación negativa en ambos períodos, si bien la intensidad de la misma fuera superior durante la estratificación. En el caso del oxígeno, el cambio de período supuso un cambio del índice de correlación de --/ -0,409 a -0,778 (con un nivel de significación $\alpha = 0,001$), lo que supone una disminución de la concentración de oxígeno al aumentar la profundidad. En la fig.17 se muestra la nube de puntos y la recta de regresión de la concentración de oxígeno en función de la profundidad. La temperatura, con un índice de -0,465 (no significativo para $\alpha = 0,1$) durante la época de mezcla, demostrando su independencia con la profundidad, lógica en este período de circulación del agua, mostró una dependencia durante la estratificación que quedó reflejada en un índice de correlación de -0,697, significativo al nivel 0,02. El pH fue la única variable que siguió presentando correlación significativa tanto en un período como en otro, aunque la dependencia con la profundidad fuera más estrecha durante el verano, mostrando en esta época un índice de correlación de -0,896 significativo al nivel 0,001. En la fig.17 se muestran las nubes de puntos y ecuaciones de regresión de la temperatura y pH con la profundidad. Resultados semejantes a éstos son obtenidos por Margalef y col. en su estudio limnológico de los embalses españoles.

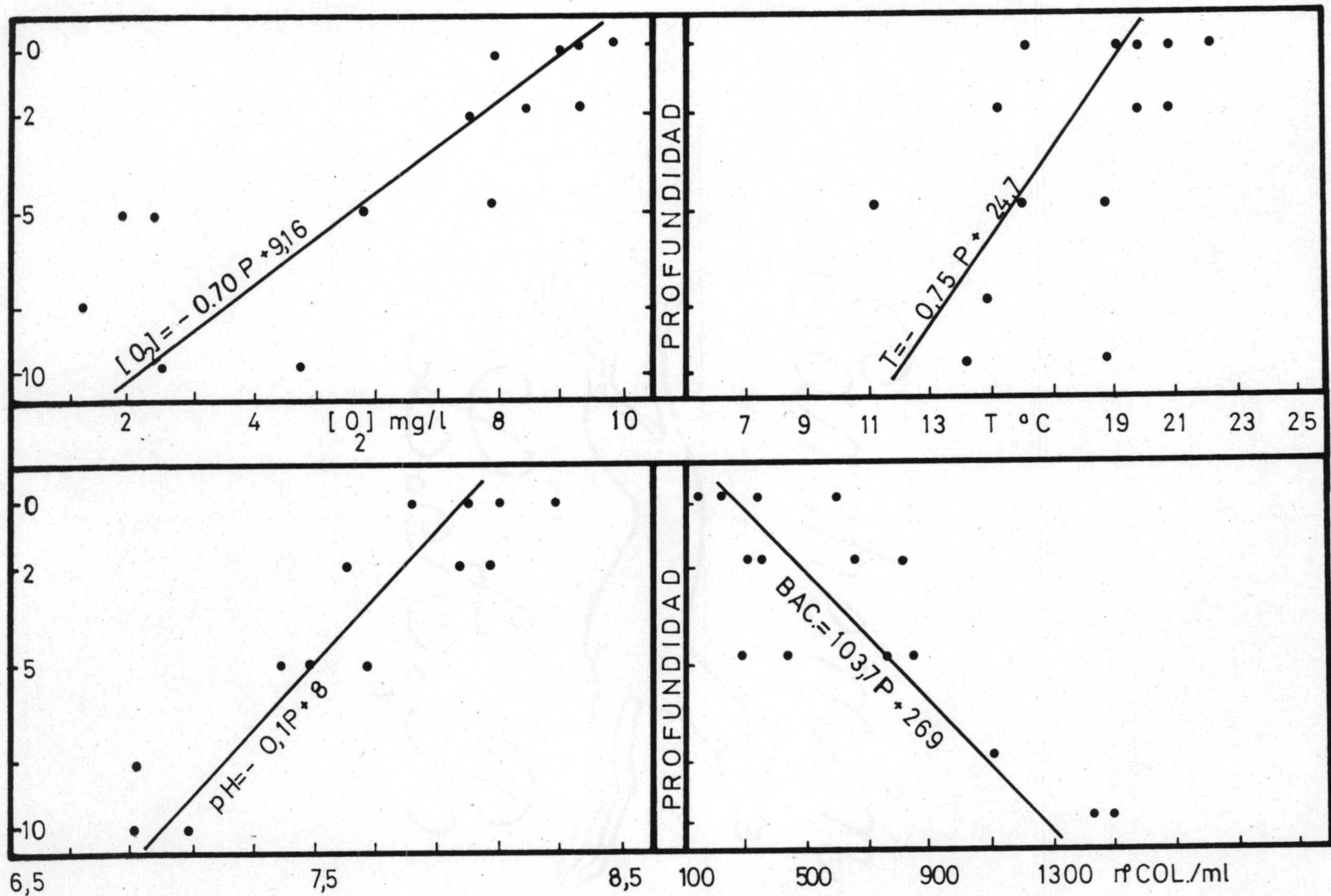


Fig.17 .- Diagramas de dispersión y rectas de regresión de los siguientes parámetros en función de la profundidad: A, concentración de oxígeno disuelto; B, temperatura ; C, pH; D, concentración bacteriana heterótrofa.

Un segundo grupo de variables engloba a aquellas que presentaron siempre un índice de correlación positivo, en ambas épocas del embalse: PO_4 , NO_2 , NO_3 . Los nitratos y nitritos mostraron unos índices de correlación que reflejan sus respectivas independencias respecto al eje luz-gravedad, aunque se intensificaron durante el verano. Los fosfatos, en cambio, experimentaron un cambio notable en su distribución en profundidad, de ser independiente durante el período de mezcla, con un índice de correlación de 0,447, a mostrar una estrecha dependencia con un índice de 0,72, significativo al nivel 0,1 durante el período de estratificación estival (si se considera solo el mes de Agosto, $r = 0,911$, significativo para $\alpha = 0,001$).

Por último, un tercer grupo de variables, constituido por la alcalinidad y la concentración de bacterias heterótrofas, que cambió de sentido según la época del año. La población bacteriana heterótrofa durante la época de estratificación estival mostró una fuerte dependencia con la profundidad, con un índice de correlación 0,832 significativo al nivel 0,001, reflejo de la mayor concentración bacteriana en el hipolimnion sobre el epilimnion. Sin embargo, durante la época de mezcla otoñal, la correlación cambió de sentido, siendo ahora negativa, pero con muy bajo valor: $-0,022$, demostrando su independencia en cuanto a su distribución en profundidad y como consecuencia de un reparto homogéneo en la columna de agua muestreada. La alcalinidad pasó durante la mezcla otoñal de mostrar un índice de correlación de $-0,272$ a $0,37$ durante el verano.

Podemos, pues, resumir diciendo que:

- 1), durante la estratificación la concentración de oxígeno en agua, la temperatura y el pH son decrecientes con la pro-

fundidad, mientras que la concentración de bacterias heterótrofas y la concentración de fosfatos, en cambio, son -- crecientes con la misma.

- 2), durante el periodo de mezcla sólo se conserva la dependencia del pH con la profundidad.
- 3), son independientes de la misma, en cualquier periodo del año, las siguientes variables: nitratos, nitritos y alcalinidad, aunque sus relaciones con la profundidad se vieron mejoradas en la época de estratificación estival.

Las conclusiones que obtenemos aquí, con los índices de correlación de las distintas variables con el eje vertical -- luz-gravedad, son las mismas que anteriormente expusiéramos (capítulo 4.1.). Una población bacteriana heterótrofa mayoritaria en el fondo, sobre todo durante el verano, como consecuencia de la materia orgánica allí acumulada y para la mineralización de la misma, que provocó una disminución en la concentración de oxígeno disuelto en el agua en el hipolimnion, --/ frente a las bien oxigenadas y sobresaturadas del epilimnion. Unas condiciones reductoras en el fondo, con un pH bajo, facilitaron la solubilización del fosfato que fue liberándose poco a poco a las capas de agua superficiales.

1.1.3.2. Análisis de las correlaciones entre los distintos parámetros medidos.

Aquí nos interesa encontrar parámetros que presenten -- patrones de variación semejantes o contrapuestos, a lo largo del ciclo de muestreo, mediante el análisis de las correlaciones simples y parciales, a partir de los cuales se puedan deducir aquellos parámetros que sean dependientes entre sí.

En la tabla 30 se muestra la matriz de correlación simple entre las variables, empleando el total de datos obteni--

Tabla 30. Matriz de correlación simple. Se consideran todos los datos.

| | B | O | NO ₃ | NO ₂ | P | t | pH | % O |
|-----------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|-------------|------|-------|-----|
| B | 1 | | | | | | | |
| O | 0,02 | 1 | | | | | | |
| NO ₃ | <u>0,56</u> | <u>0,30</u> | 1 | | | | | |
| NO ₂ | <u>0,53</u> | -0,05 | <u>0,59</u> | 1 | | | | |
| P | -0,22 | <u>0,56</u> | 0,13 | 0,08 | 1 | | | |
| t | <u>-0,64</u> | -0,26 | 0,5 | -0,2 | 0,13 | 1 | | |
| pH | 0,12 | 0,2 | -0,27 | -0,21 | -0,03 | 0,04 | 1 | |
| % O | -0,17 | <u>0,90</u> | 0,02 | -0,28 | <u>0,57</u> | 0,11 | -0,06 | 1 |

..... significación al 0,1

- - - - - significación al 0,02

 significación al 0,001

dos (todas las profundidades y todas las fechas) en el período de muestreo. Por separado se estudió cada variable y su influencia sobre las correlaciones entre pares de variables.

- Concentración de bacterias heterótrofas: Presentó correlación positiva con los nitratos, nitritos, y negativa con la temperatura, siendo su distribución independiente de la del oxígeno y fosfatos.

Centrandonos en la correlación bacteria/nitratos, observamos que tanto en ausencia de los nitritos como de la temperatura, el índice de correlación baja. En ausencia de la influencia de los nitritos el índice pasa de 0,557 a 0,36, y en ausencia de la temperatura disminuye a 0,356. Por lo tanto, la correlación entre la concentración bacteriana y la de nitratos se vió potenciada por la influencia de los nitritos y de la temperatura. Sin embargo, cuando se calculó el índice de correlación bacteria/nitratos, en la ausencia conjunta de las influencias de la temperatura y nitritos arrojó un valor de 0,072. De lo que podemos inferir que la correlación bacteria/nitratos fue debida a la influencia conjunta de las variables temperatura y NO_2^- . Efectivamente, tal correlación fue posible porque la temperatura presentó correlación negativa con la concentración bacteriana y con los nitratos, y la concentración de nitritos mostró correlación positiva con la concentración de bacterias y con los nitratos, de tal manera que cuando se suprimió la influencia de dichas variables, la distribución de la concentración de los nitratos fue independiente de la de las bacterias, mostrando así su mutua independencia.

En la relación lineal que se estableció entre la concentración de bacterias heterótrofas y la de los nitritos, con un índice de correlación de 0,528, significativo al nivel

0,001, los nitratos tuvieron una intervención favorable, como lo demuestra el correspondiente índice de correlación parcial. En ausencia de la influencia de los nitratos el índice de correlación baja a 0,30, lo que supone una disminución del nivel de significación a 0,01. Es decir, aunque los nitratos no determinaron la correlación entre la concentración de bacterias heterótrofas y los nitritos, su variabilidad hizo intensificar dicha correlación.

Un índice de correlación de $-0,64$, significativo al nivel 0,001, demuestra la alta dependencia que entre la concentración de bacterias heterótrofas y la temperatura se estableció durante el ciclo de muestreo. Esto viene a indicarnos que una disminución en la temperatura se vió correspondida por parte de la población bacteriana con un aumento de su densidad, como efectivamente así ocurrió con una densidad de población superior durante el invierno. Al estudiar parcialmente la influencia de cada variable y grupos de variables sobre esta correlación, observamos que ninguna de ellas influyó de forma significativa. Esto viene a demostrarnos que la dependencia entre la concentración de bacterias y la temperatura es directa, o al menos no a través de las variables aquí estudiadas.

La influencia que la población bacteriana heterótrofa tuvo en el establecimiento de relaciones entre pares de variables puede deducirse de las correlaciones parciales en las cuales interviene como "variable constante".

Actuó de manera negativa, es decir disminuyendo la intensidad de correlación en los siguientes casos:

- relación nitrato/fosfato; con un índice de correlación simple de $-0,275$, significativo al nivel 0,1 que se ve aumentado a $-0,411$, significativo al nivel de 0,005, en ausencia de la influencia de las bacterias. La variabilidad de este parámetro hace que se enmascare, se debi-

lite, la auténtica relación inversa entre la distribución de los nitratos y la de los fosfatos.

- relación nitrito/fosfato; el índice de correlación se eleva cuando no influyen las bacterias de $-0,206$, no significativo como tal, a $-0,310$, significativo al $0,05$.

- relación oxígeno/temperatura; el índice de correlación simple entre estas dos variables fue de $-0,26$, no significativo al nivel $0,10$. Al parcializar la influencia de la concentración bacteriana da un valor de $-0,325$, significativo al nivel de $0,005$.

- relación oxígeno/nitrato; al presentar las bacterias correlación con los nitratos pero no con el oxígeno dificulta la relación entre estas dos variables que muestran un índice de correlación simple de $0,297$, mientras que al suprimir la influencia de la variabilidad de la concentración bacteriana heterótrofa se eleva a $0,347$, significativo al nivel $0,02$. La relación entre la concentración de oxígeno y la de nitratos es en realidad más fuerte de lo que nos informa el índice de correlación simple.

- relación nitrato/pH; como consecuencia de la correlación positiva que las bacterias presentan con los nitratos y la negativa con el pH, estas dos variables NO_3 y pH no muestran relación alguna con un índice de correlación simple de $0,132$, no significativo como tal. Sin embargo cuando se le priva de la variabilidad de la densidad bacteriana el valor del índice de correlación parcial es de $0,311$, significativo al nivel $0,05$. Como en los demás casos la concentración de bacterias



actuó de manera tal que dificultó la relación entre -- dos variables.

Actuó de manera favorable, es decir, aumentando la intensidad de correlación, en los siguientes casos:

- relación nitrato/temperatura; sin la influencia de la concentración de oxígeno disuelto en agua, el índice de correlación bajo a $-0,225$, no significativo como tal, de un índice de correlación simple de $0,50$, significativo al nivel $0,001$.
- relación nitrato/nitrito; estas dos variables mostraron un índice de correlación simple de $0,586$, significativo al nivel $0,001$. El índice de correlación parcial respecto de la concentración de bacterias es de un valor de $0,414$, significativo al nivel $0,005$.

- Concentración de oxígeno disuelto en agua: Presentó correlación positiva con el pH, y con los nitratos. Negativa con la temperatura y su distribución fue independiente de la de los nitritos, fosfatos y población bacteriana heterótrofa.

En la relación entre el oxígeno y el pH encontramos -- que ninguna variable, sola o en unión de otras, interviene de forma que altere significativamente el índice de correlación. Tal relación lineal es de tipo directo, al menos en función de las restantes variables estudiadas.

En la relación oxígeno/nitrato, además de la influencia negativa de la población bacteriana, la concentración de nitritos actuó de manera tal que cuando se hace eliminar su -- variabilidad, la concentración de oxígeno y la de los nitratos se relacionan más estrechamente, pasando de un índice de correlación simple de $0,297$ a un valor de $0,405$, aumentando -- la significación de $0,05$ a $0,01$.

La intensidad con que se relacionan la temperatura y la concentración de oxígeno se ve intensificada cuando hacemos -- constante la variable pH. El índice de correlación parcial, -- respecto del pH es de $-0,406$, frente a $-0,26$, valor del índice de correlación simple.

La influencia de la concentración de oxígeno disuelto -- sobre la relación entre pares de variables fue la siguiente:

- relación bacteria/pH; al parcializar el efecto de la concentración de oxígeno disuelto en agua, se pone en -- evidencia una relación lineal entre la concentración de bacterias heterótrofas y el pH, significativa al nivel $0,1$.

- relación pH/temperatura; el índice de correlación --/ cuando parcializamos el efecto de la variable que estudiamos mostró un valor de $0,344$, significativo al nivel $0,05$, frente al $0,128$ correspondiente al índice de co-- rrelación simple.

La influencia de la concentración de oxígeno disuelto -- en agua fue positiva en los siguientes casos:

- relación nitrato/fosfato; sin la influencia de esta -- variable el índice de correlación disminuye de $-0,275$, significativo al nivel $0,1$, a $-0,237$ no significativo -- como tal.

- Concentración de nitratos: Junto con las bacterias y el oxígeno, fue de las variables que más relaciones mantuvieron con el resto de parámetros medidos.

Presentó correlación positiva con la temperatura y ni-- tritos a un alto nivel de significación ($0,001$) y correlación negativa con los fosfatos, a un nivel de significación de $0,1$, mostrando una distribución independiente de las demás varia--

bles.

La relación establecida entre los nitratos y los nitritos no se vió influenciada por ninguna variable, de manera sustancial. La concentración bacteriana fue la única que hizo, -- aunque de forma muy débil, bajar el alto nivel de significación (de 0,001 a 0,005). Es decir, la correlación que se dió -- entre estos dos parámetros fue de tipo directo.

Los nitratos y la temperatura mostraron distribuciones semejantes, con un índice de correlación simple de -0,5. Sin embargo, dicha correlación no es directa, como lo demuestra el índice de correlación calculado eliminando el efecto de la concentración de bacterias, con un valor de -0,225, no significativo como tal. La relación entre nitratos y temperatura evidenciada por la correlación simple se estableció a través de las bacterias, que se relacionan con la temperatura y con los nitratos.

La correlación entre los nitratos y los fosfatos, fue afectada como vimos anteriormente por la concentración de oxígeno de forma positiva, favoreciendo la relación, mientras que la concentración de bacterias influyó de forma negativa.

La variabilidad en la concentración de nitratos influyó de forma positiva en el establecimiento de las siguientes relaciones:

- relación bacteria/nitrito; aunque fuera de su influencia ambas variables siguieron presentando correlación significativa, aunque a un más bajo nivel.

Por el contrario tuvo una actuación negativa, bajando -- la intensidad de la relación en los siguientes casos:

- relación bacteria/pH; cuyo índice de correlación simple de 0,116 se elevó en ausencia de la influencia de -- los nitratos a 0,337, si bien ninguno de los dos índi--

ces son significativos.

- relación oxígeno/nitrito; cuya dependencia se incrementó de $-0,05$ a $-0,3$ cuando en dicha relación permaneció constante la concentración de nitratos.

- Concentración de nitritos: Presentó correlación positiva con la concentración bacteriana y con los nitratos, mientras que con el resto de variables se mostró independiente.

La influencia que esta variable ejerció sobre las relaciones entre el resto de variables fue la siguiente:

- favoreciendo las relaciones entre las variables:

- nitrato/bacterias, si bien en ausencia de la influencia de los nitritos el índice de correlación siguió siendo significativo, aunque aún nivel más bajo.

- relación nitrato/temperatura; la dependencia entre estos dos parámetros se reduce cuando parcializamos el efecto que los nitritos ejercen en esta relación. Aunque en ningún caso se obtuvo una correlación significativa.

- disminuyendo la intensidad de correlación entre las siguientes variables:

- relación bacteria/pH; con un índice de correlación simple de $-0,216$ que se vió aumentado, al permanecer constante los nitritos, a un valor de $-0,31$ significativo al nivel $0,05$,

- relación fosfato/bacteria; pasando el índice de correlación simple de no ser significativo a un valor de $0,27$ significativo al nivel $0,10$.

- relación nitratos/oxígeno; el índice de correlación cuando eliminamos el efecto de los nitritos --

aumentó a 0,405, significativo al nivel 0,005, de un valor de correlación simple de 0,297, significativo al nivel 0,10.

- Concentración de fosfatos: Como consecuencia de su constancia a lo largo de un gran periodo del ciclo de muestreo, fue la variable que menos se relacionó y que por lo tanto más independencia mostró respecto del resto de parámetros medidos. Solo se relacionó con los nitratos, con un índice de correlación significativo al nivel 0,10.

La influencia sobre las relaciones lineales establecidas entre las demás variables es también bastante escasa, como lo demuestra el que los índices de correlación calculados cuando se parcializan los efectos de esta variable son muy parecidos a los correspondientes valores de correlación simple.

- pH: Mostró únicamente relación con el oxígeno, positiva y directa respecto de las demás variables.

Sobre las demás correlaciones actuó solo sobre la relación oxígeno/temperatura, como ya comentáramos, de forma negativa, pues cuando eliminamos su influencia en tal relación el valor de la correlación se eleva a -0,406.

- Temperatura: Se correlacionó negativamente con la concentración de bacterias heterótrofas y con los nitratos y favoreció las relaciones entre las siguientes variables:

- relación bacteria/nitratos
- relación oxígeno/nitratos

Hasta aquí se han estudiado las relaciones entre las distintas variables, teniendo en cuenta todos los valores obtenidos durante el año de muestreo y a los distintos niveles de profundidad muestreados, obteniéndose un esquema de interrelaciones, fig. 26. Sin embargo, parece oportuno hacer un estudio



más detallado, por cuanto que es presumible suponer que algunas relaciones se intensifiquen, o se desvanezcan, o bien aparezcan nuevas relaciones, según el nivel de profundidad considerado como consecuencia de la distribución espacial de las comunidades de un ecosistema, de un agua superficial en contacto directo con la atmósfera en contraposición a un agua profunda en relación con el sedimento, donde se llevan a cabo los procesos de descomposición de la materia orgánica, de un gradiente de temperatura durante el verano, de la existencia de una termoclina temporal, etc.

- Relaciones entre las distintas variables a 0m: En este nivel sólo se dió una correlación significativa, entre la concentración de fosfatos y la de nitratos, tabla 31, por lo tanto la única que se mantuvo del esquema anterior. Ninguna variable, como puede deducirse de los índices de correlación parcial correspondientes, fig.18, influyó en ningún sentido en el establecimiento de esta relación.

Efectivamente, el análisis de los índices de correlación parcial permitió observar el comportamiento de cada variable o grupo de variables en la relación lineal entre cada par de parámetros considerados. De este análisis inferimos que:

- al permanecer constante los nitratos y los nitritos - en la relación oxígeno/bacteria el índice de correlación se eleva a 0,633, significativo al 0,05, fig.19.
- las bacterias juegan un papel importante en la relación Oxígeno/Nitrito. Para un mismo nivel de concentración bacteriana la relación entre las dos variables es significativa al 0,10, de lo que se deduce que la variabilidad en la concentración bacteriana tuvo una influencia negativa en la relación Oxígeno/Nitrito.

Tabla 31 . Matriz de correlación simple: CERO metros.

| | B | O ₂ | NO ₃ | NO ₂ | PO ₄ | t | pH | Al. | %O ₂ |
|-----------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|-------|--------------|-----------------|
| B | 1 | | | | | | | | |
| O ₂ | 0,44 | 1 | | | | | | | |
| NO ₃ | 0,30 | -0,02 | 1 | | | | | | |
| NO ₂ | 0,39 | -0,31 | 0,48 | 1 | | | | | |
| PO ₄ | -0,25 | -0,06 | <u>-0,79</u> | -0,44 | 1 | | | | |
| t | -0,37 | -0,06 | -0,24 | -0,34 | -0,22 | 1 | | | |
| pH | -0,205 | -0,00 | -0,01 | 0,11 | -0,05 | 0,49 | 1 | | |
| Al. | 0,39 | -0,20 | 0,28 | 0,37 | -0,14 | <u>-0,73</u> | -0,46 | 1 | |
| %O ₂ | <u>-0,71</u> | <u>0,73</u> | -0,56 | <u>-0,70</u> | 0,45 | 0,58 | 0,38 | <u>-0,65</u> | 1 |

 significación al 0,005

 . . . significación al 0,02

..... significación al 0,10

Tabla 32. Matriz de correlación simple: DOS metros.

| | B | O ₂ | NO ₃ | NO ₂ | PO ₄ | t | pH | Al. | %O ₂ |
|-----------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|-------|-------|-----------------|
| B | 1 | | | | | | | | |
| O ₂ | 0,33 | 1 | | | | | | | |
| NO ₃ | 0,38 | -0,09 | 1 | | | | | | |
| NO ₂ | 0,30 | -0,27 | <u>0,60</u> | 1 | | | | | |
| PO ₄ | 0,39 | 0,23 | -0,25 | -0,07 | 1 | | | | |
| t | <u>-0,64</u> | 0,22 | 0,59 | <u>-0,77</u> | -0,03 | 1 | | | |
| pH | 0,19 | 0,18 | -0,12 | -0,06 | 0,16 | -0,36 | 1 | | |
| Al. | 0,43 | 0,10 | 0,06 | 0,34 | 0,25 | <u>-0,64</u> | -0,07 | 1 | |
| %O ₂ | -0,14 | <u>0,79</u> | <u>-0,59</u> | <u>-0,69</u> | 0,36 | <u>0,77</u> | 0,22 | -0,27 | 1 |

————— significación al 0,01

- - - - - significación al 0,05

..... significación al 0,10

Fig. 18 . - Indices de correlación simple y parciales. Cerro metreos

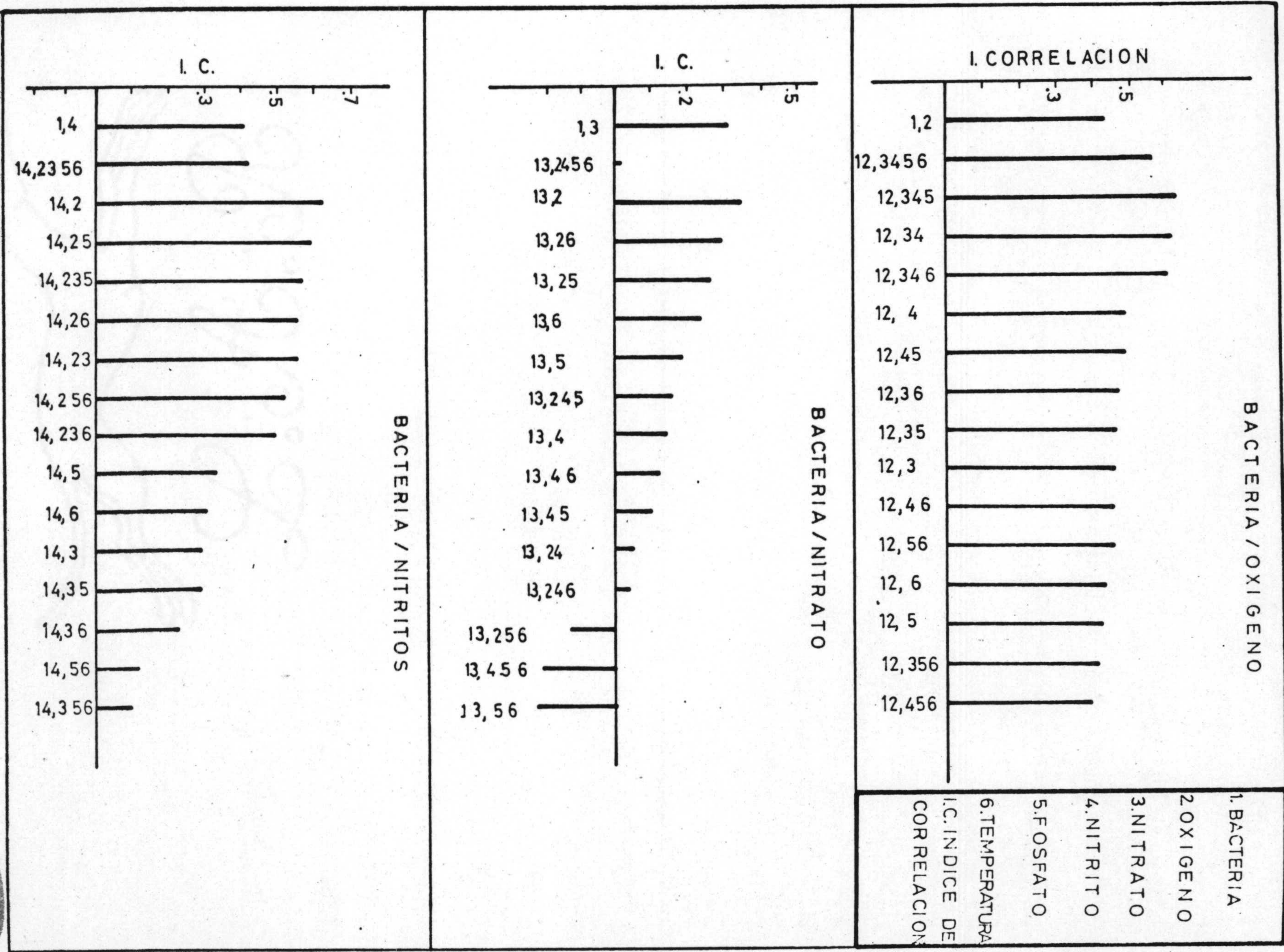


Fig.18 .- Continuación

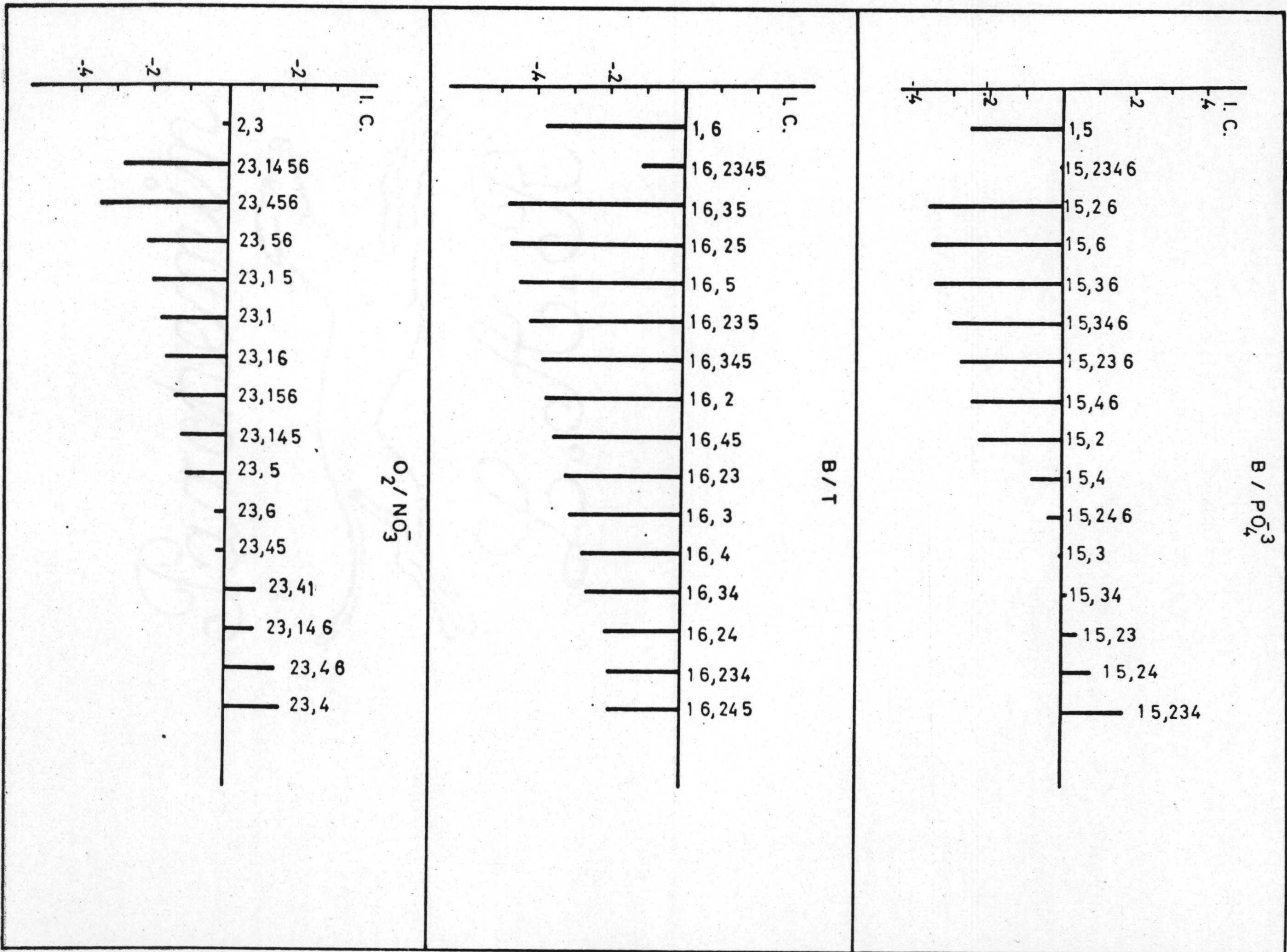


Fig. 18 .- Continuation

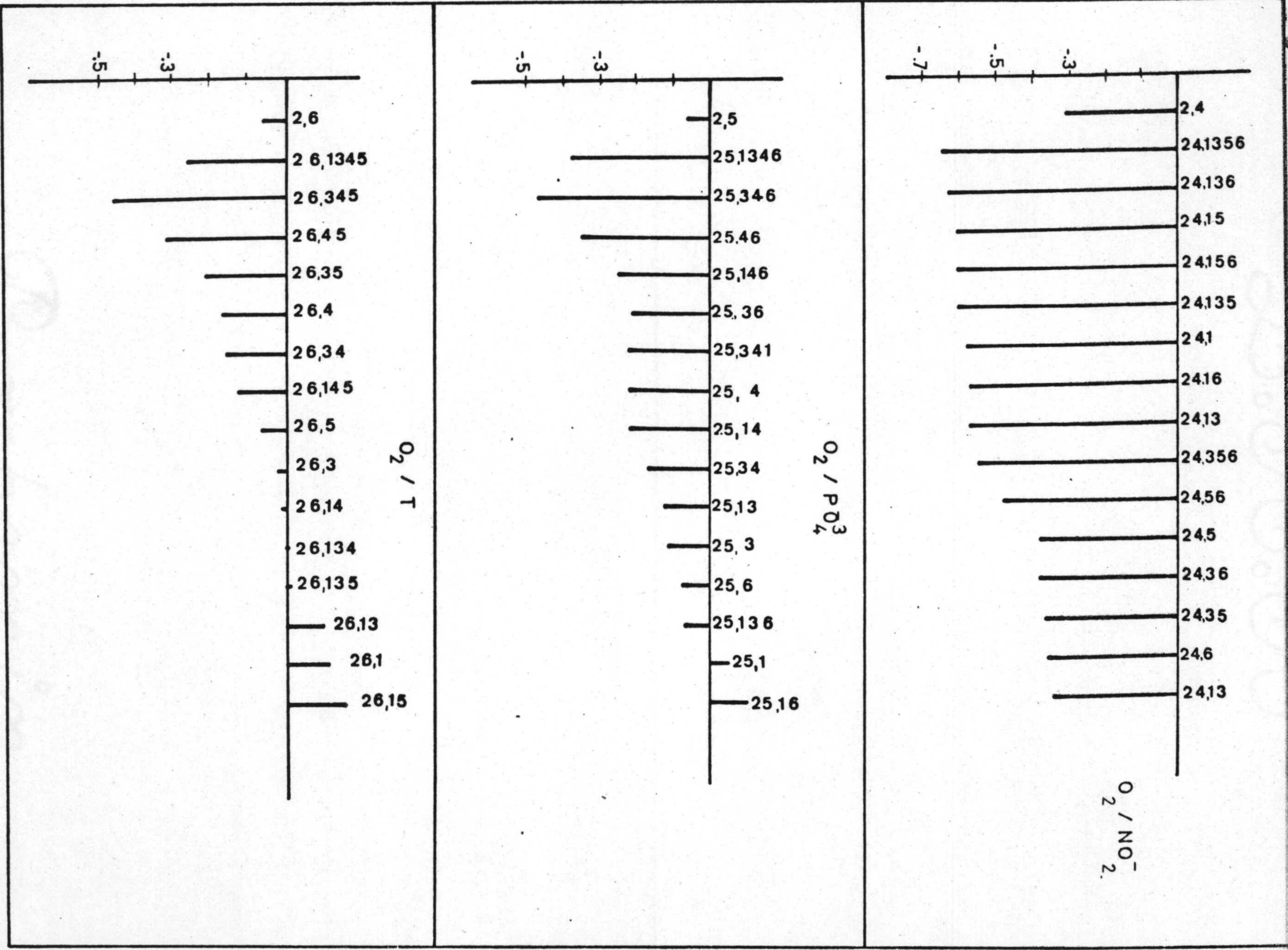


Fig.18 .- Continuación

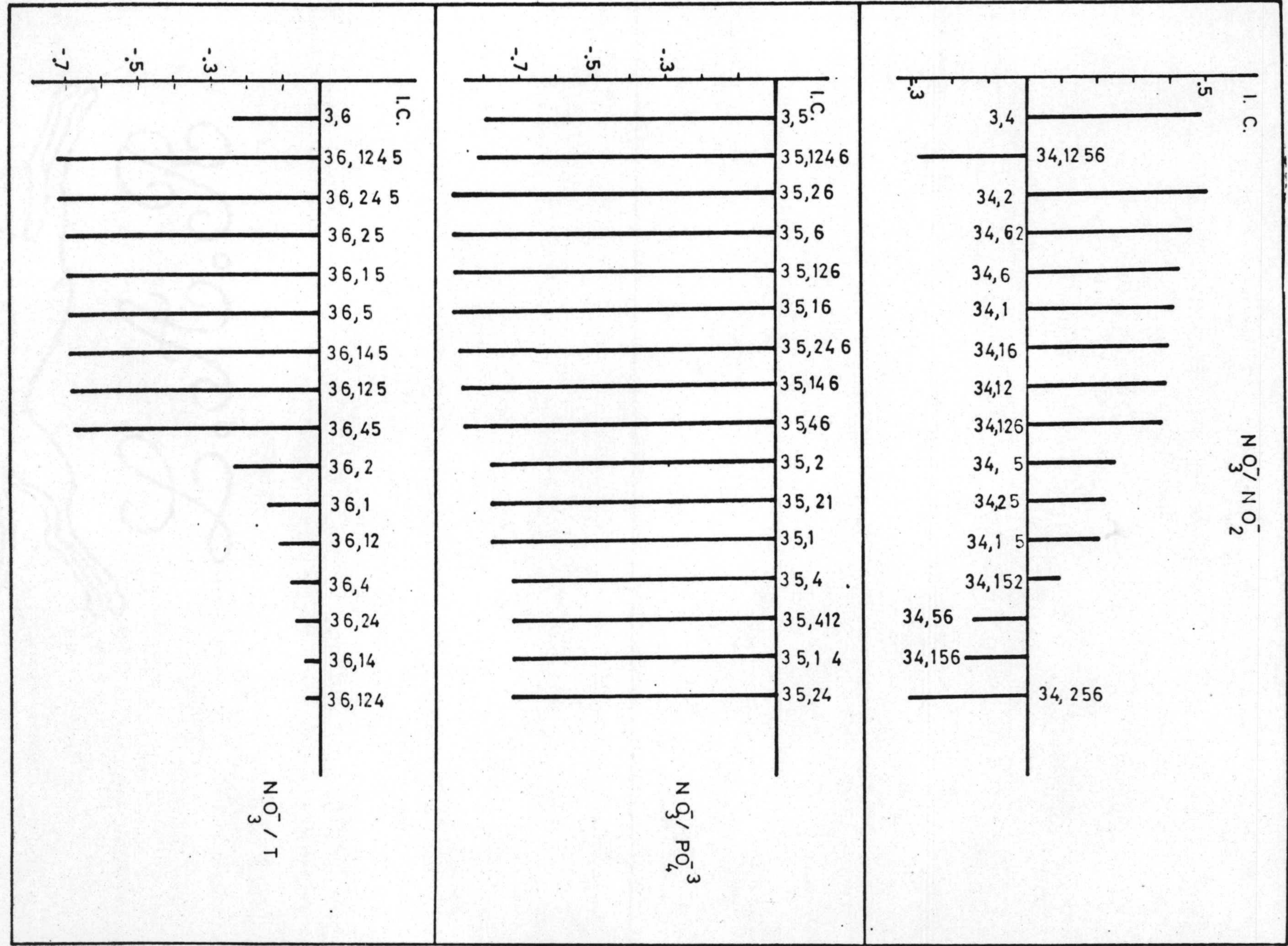


Fig. 18 . - Continucción

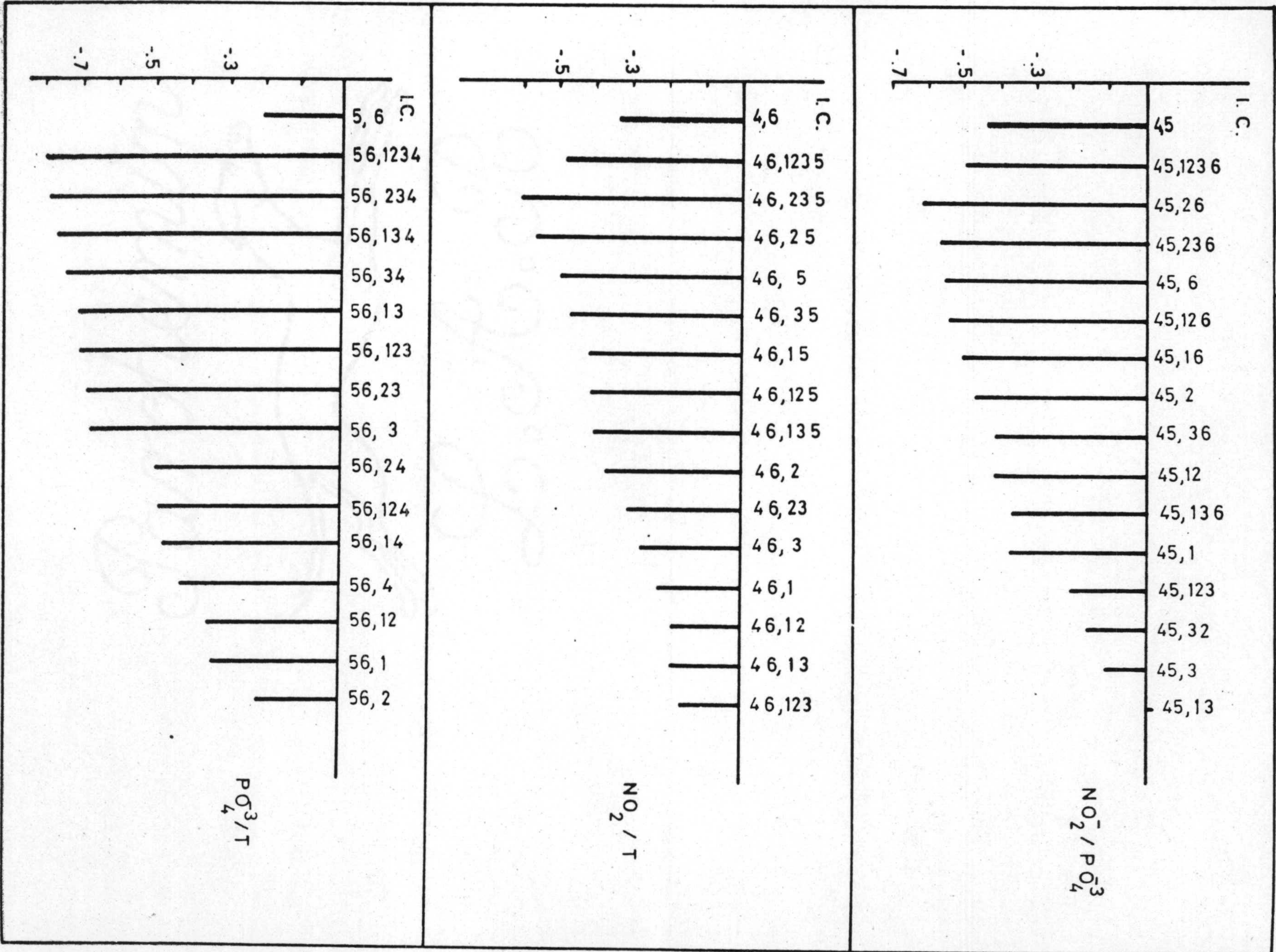
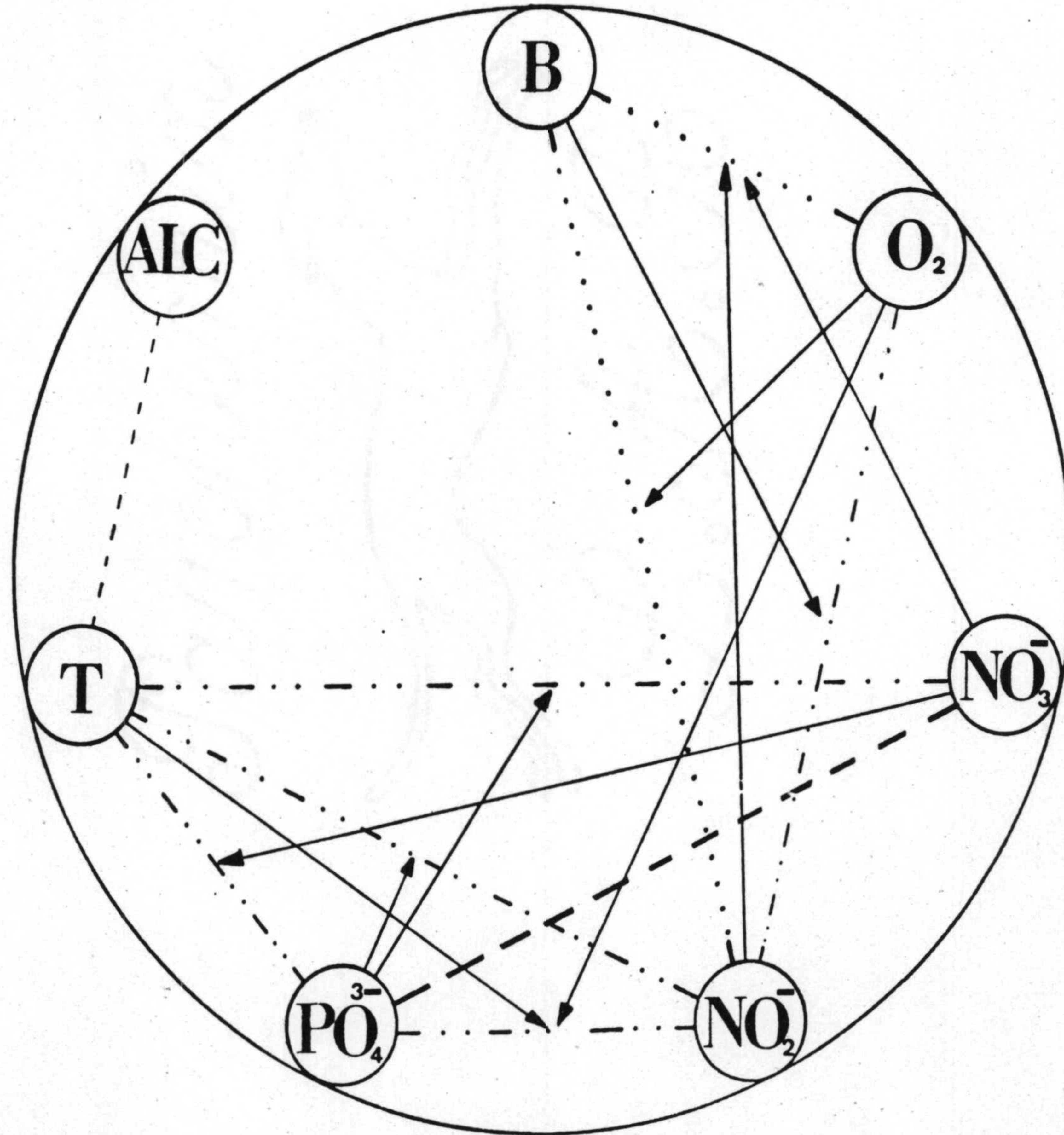


Fig19 .- Conjunto de las interacciones establecidas a cero metros

0 mts



Correlación + $\alpha > 0,001$
Correlación - $\alpha > 0,001$
Correlación + $0,005 < \alpha < 0,001$
Correlación - $0,005 < \alpha < 0,001$
Correlación + encubierta
Correlación - encubierta
 Actuación (+ o -) de una variable en la correlación entre otras dos

- el índice de correlación simple entre la temperatura y la concentración de nitratos, estadísticamente no -- significativo, alcanzó el valor de $-0,7$, cuando se elimina la influencia de los fosfatos.
- el índice de correlación simple entre la temperatura y la concentración de nitritos, no significativo como tal, aumento a $-0,50$, significativo al nivel $0,10$, al eliminar la influencia en dicha correlación, de los -- fosfatos.
- la temperatura y la concentración de fosfatos no mostraron relación lineal significativa, aunque en ausencia de la influencia de nitratos y nitritos se obtiene un índice de correlación negativo significativo al nivel $0,01$.

Relaciones entre las distintas variables a 2 m : El número de relaciones lineales que se establecieron en este nivel fue superior al de cero metros, tabla 32 .

La población heterótrofa bacteriana y la temperatura mostraron un índice de correlación simple de $-0,64$, significativo al nivel $0,05$. Ninguna de las restantes variables influyó en tal relación, fig.20 , de tal manera que ambas variables siguieron correlacionadas tanto en la presencia como en la ausencia de nitratos, nitritos, fosfatos, oxígeno. La población bacteriana a dos metros de profundidad mostró una clara dependencia de la temperatura.

La temperatura se relacionó también con los nitratos y con los nitritos, siendo la variable que mayor número de interacciones mantuvo. Ambas correlaciones fueron negativas, con los nitritos con un valor de $-0,77$, significativo al nivel -- $0,005$, y con los nitratos $0,59$, con un nivel de significación

Fig. 20.- Indices de correlación simple y parciales. Dos metros

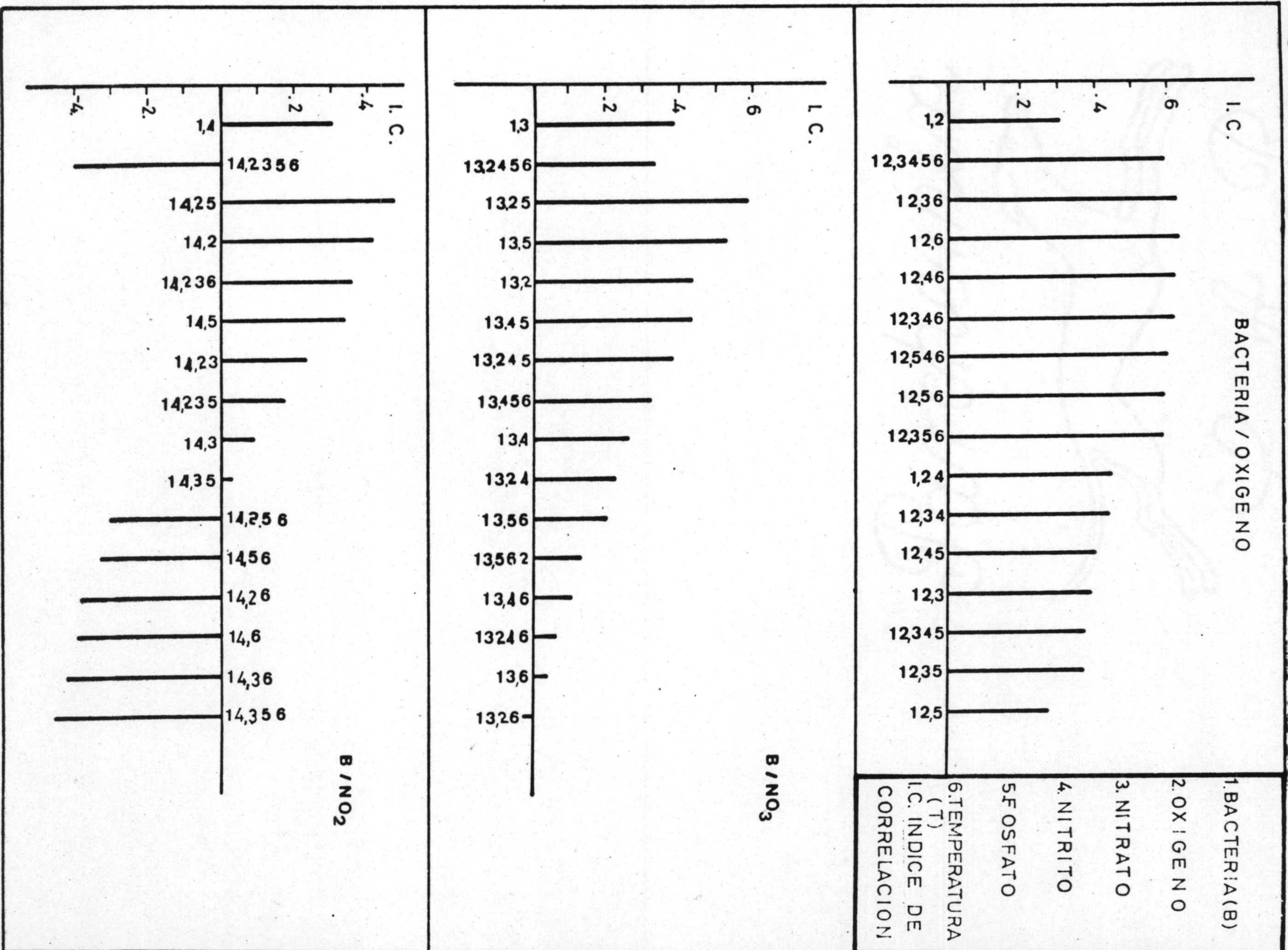


Fig. 20.- Continuation

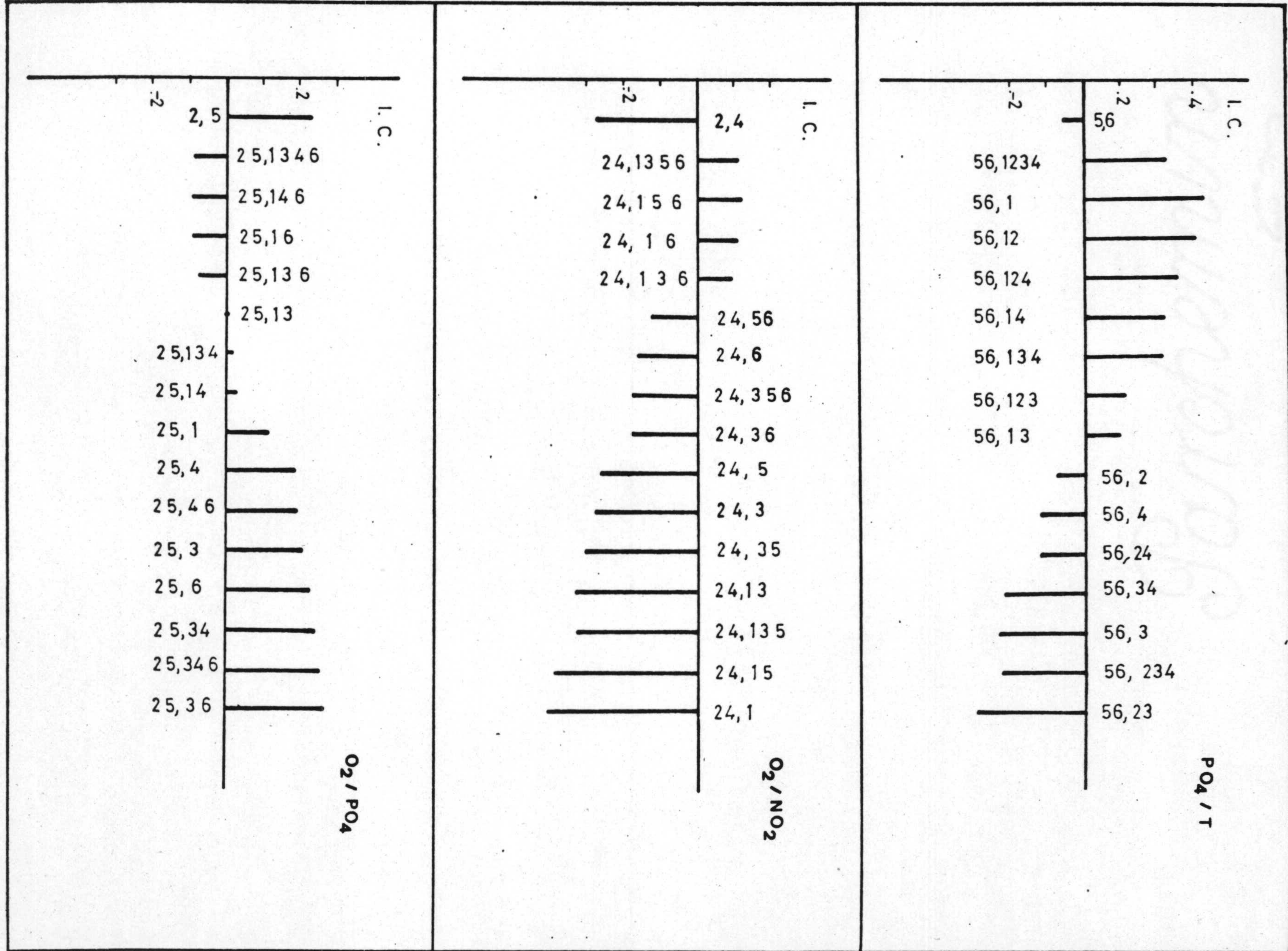


Fig. 20 .- Continuation

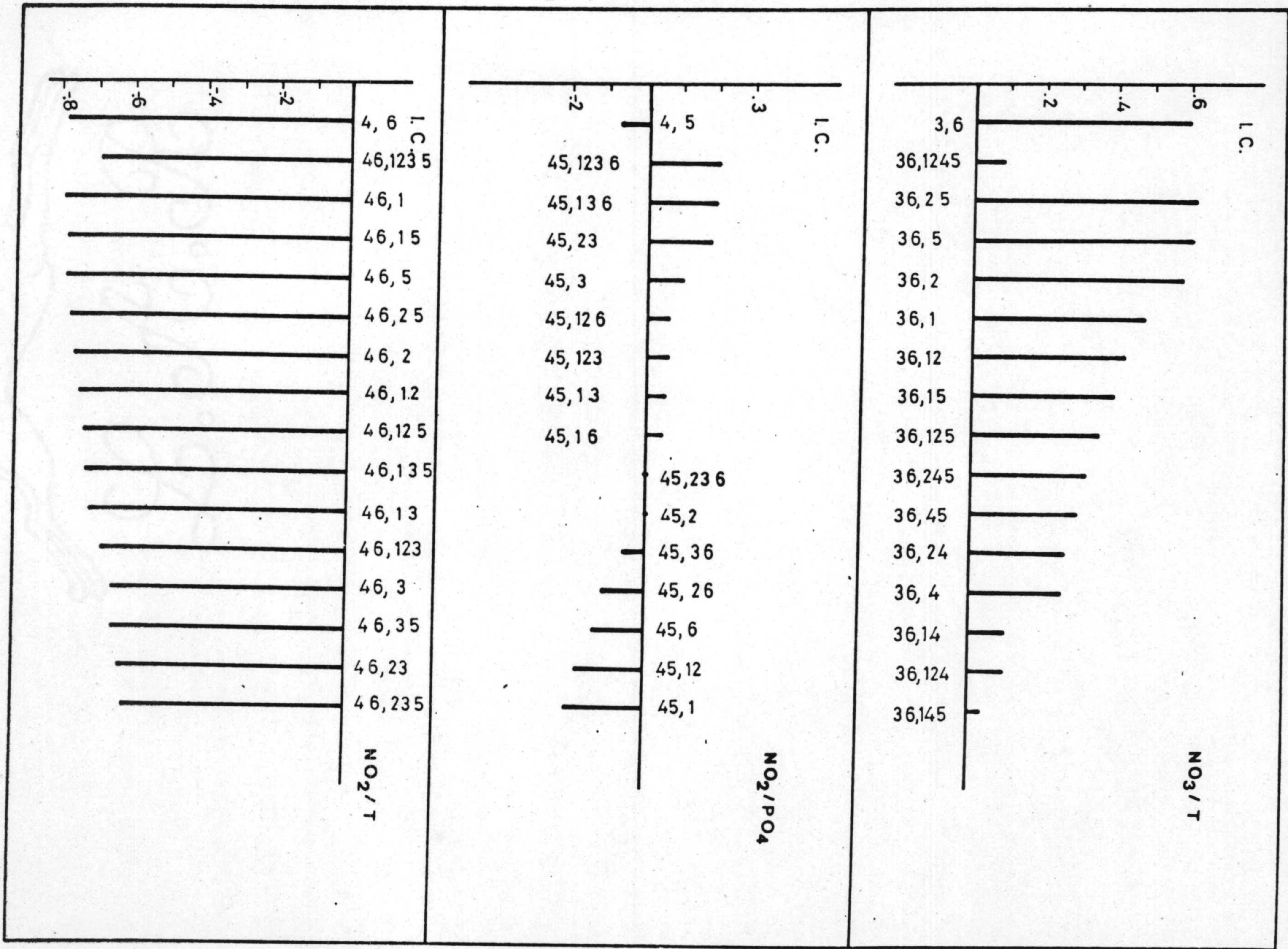


Fig. 20.- Continuation

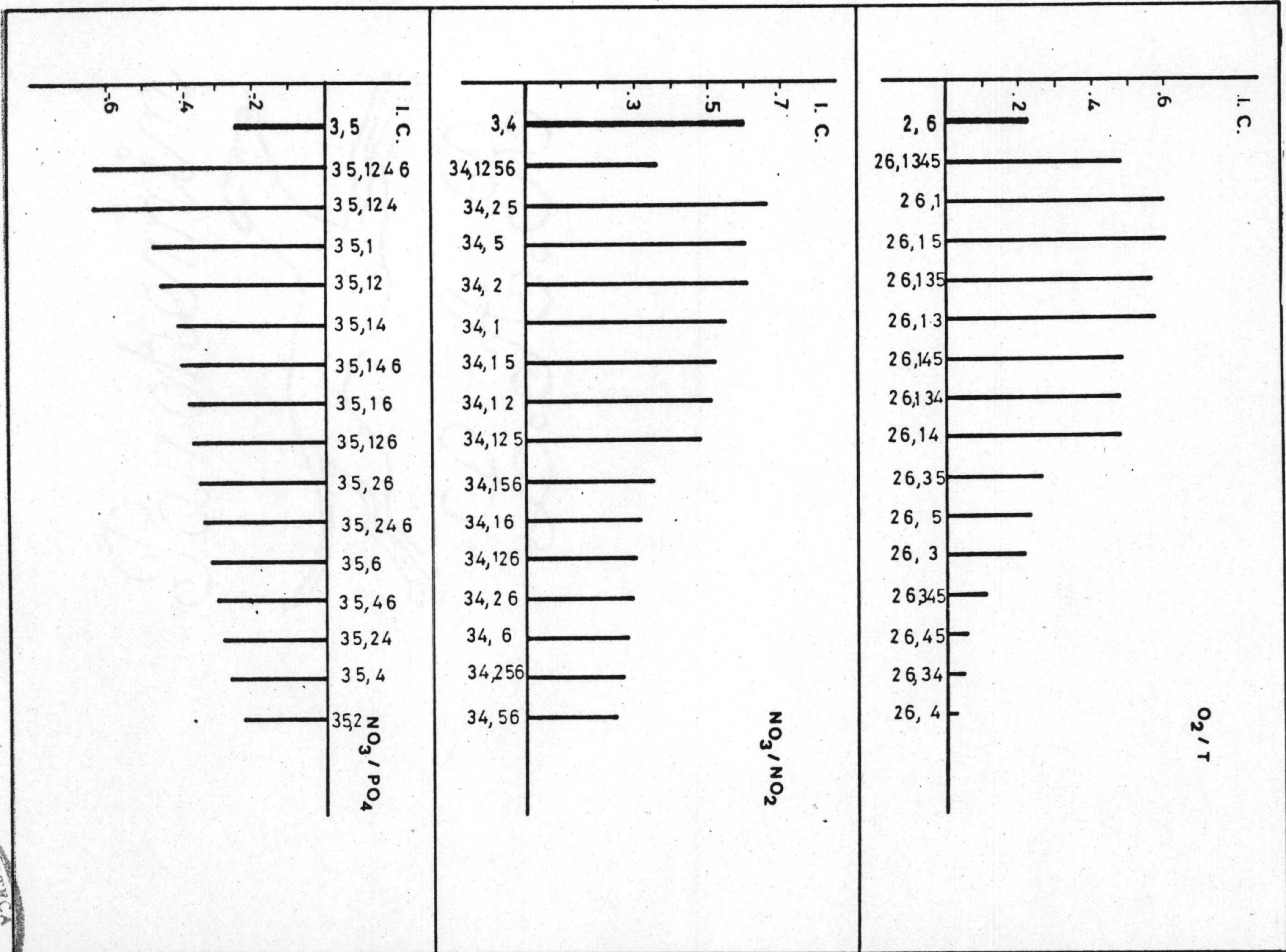


Fig. 20. -- Continuación

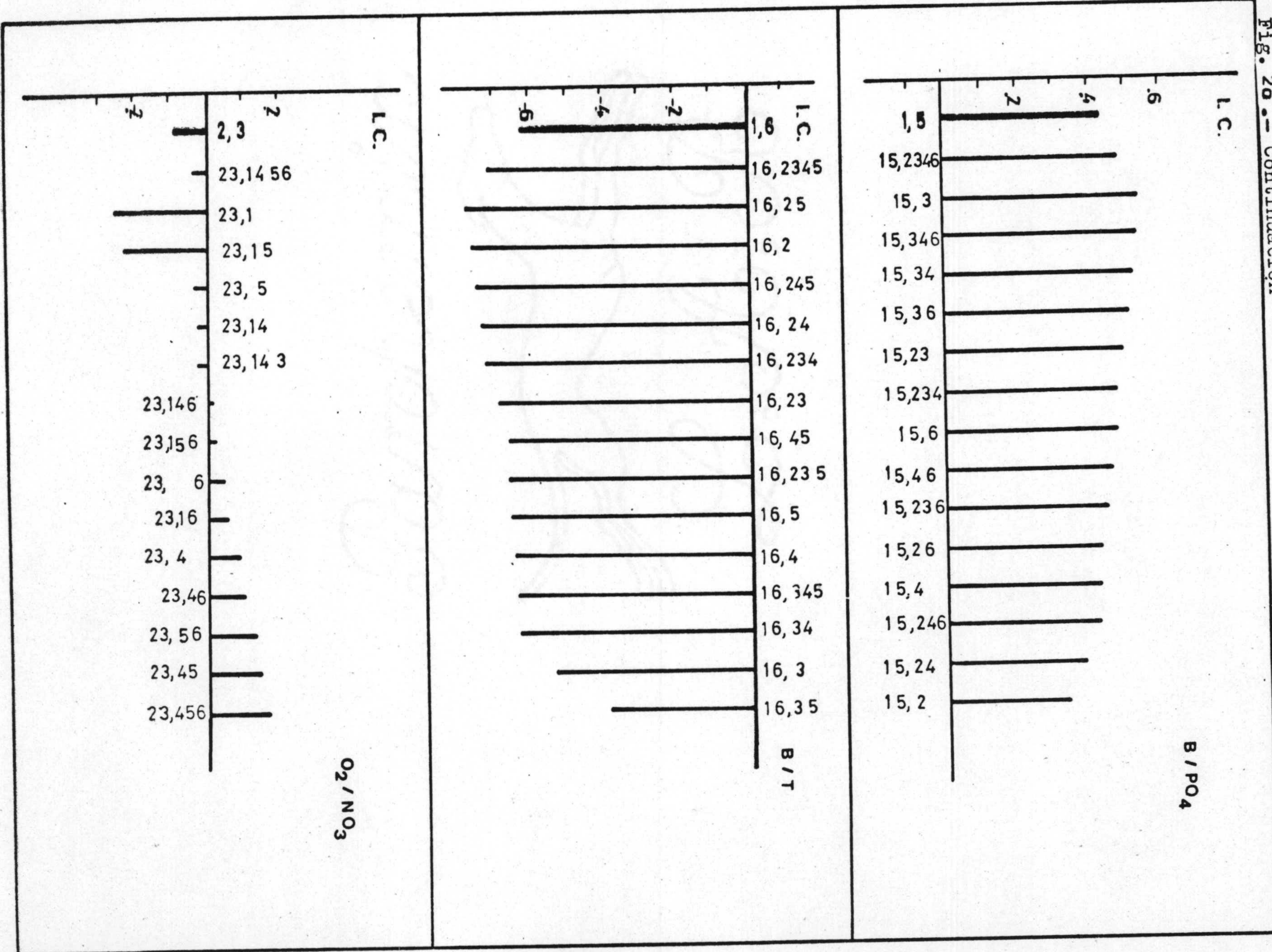
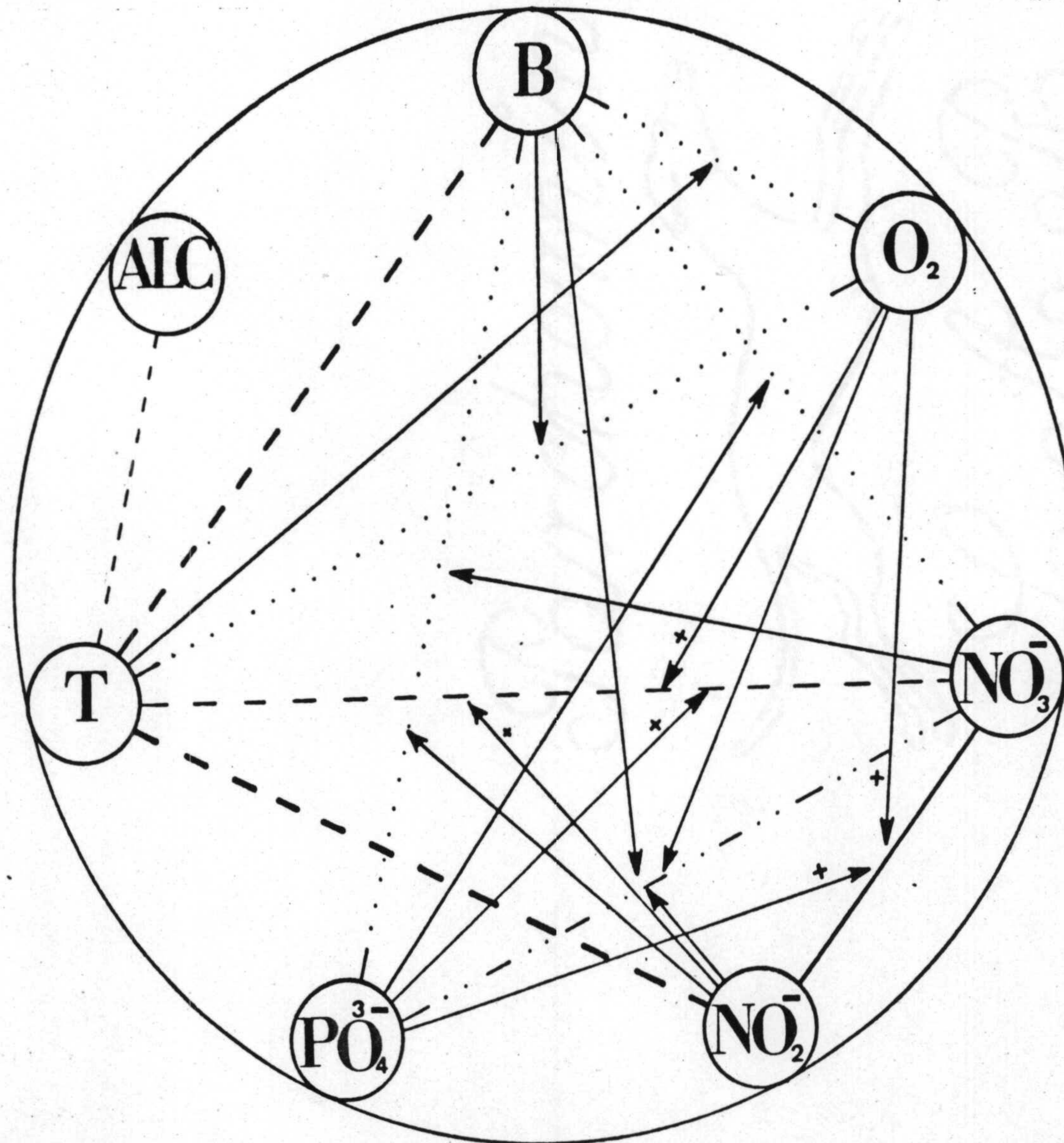


Fig.21.- Conjunto de las interacciones establecidas a dos metros

2 mts



Correlación + 0,001

Correlación - 0,001

Correlación +0,05 0,001

Correlación -0,05 0,001

Correlación +encubierta

Correlación -encubierta

Actuación (+ó -) de una variable en la correlación entre otras dos.

de 0,05.

Al estudiar las correspondientes correlaciones parciales, fig.21, se deduce que en la relación entre los nitritos y la temperatura ninguna de las variables estudiadas tuvo influencia significativa por lo que tal correlación fue directa, mientras que en la relación entre la temperatura y la concentración de nitratos fue fundamental la variabilidad de los nitritos, pues al hacerlos permanecer constante en la relación estudiada el índice de correlación mostró un valor de 0,01.

De la figura 20, donde se muestran los índices de correlación simples y parciales, se puede deducir las siguientes conclusiones:

- que en la relación bacteria/oxígeno influyó de manera decisiva la temperatura.
- la temperatura influyó también de manera fundamental en la relación bacteria/nitratos, en cuya ausencia el índice de correlación bajó a cero. La concentración de fosfatos fue también muy importante, pues sin su influencia bacterias y nitratos presentaron un índice de correlación significativo al nivel 0,1.
- que la concentración de nitratos y nitritos, ya conjuntamente ya por separado, actuaron de tal manera sobre la relación entre los fosfatos y la población bacteriana heterótrofa que, al permanecer constantes en dicha relación, el índice de correlación alcanzó un valor significativo al nivel 0,1.
- que en la relación oxígeno/temperatura la concentración bacteriana influyó desfavorablemente impidiendo que el índice de correlación fuera significativo, mientras que los nitritos en cambio actuaron favorablemente, como lo demuestra que sin su influencia la correla

ción descendiera hasta cero. Fosfatos y nitratos no hacen variar significativamente el índice.

Relaciones entre las diversas variables a 5 m : En esta profundidad, donde se formó la termoclina durante los meses de verano, se encontró el mayor número de correlaciones, tabla 33, -- siendo por lo tanto la zona de la columna de agua donde los diversos factores estudiados mostraron una más densa red de interdependencias. Todas las variables actuaron de forma directa o indirecta sobre las demás, favoreciendo correlaciones o perjudicando, de tal manera que el esquema es sumamente complejo, fig. 22 .

La concentración de bacterias se relacionó con las siguientes variables: oxígeno, nitrato, nitrito y temperatura. -- Con las tres primeras la correlación fue positiva y con la última negativa. Su distribución, a lo largo del ciclo de muestreo, fue independiente de fosfatos, alcalinidad y pH.

En la relación entre la concentración de bacterias y la de oxígeno, analizando la influencia de las restantes variables se concluye que dicha relación no fue directa sino que se estableció a través de la temperatura. Al permanecer constante dicha variable en la relación bacteria/oxígeno el índice de correlación disminuyó de 0,67, significativo al nivel 0,02, a -- -0,08, no significativo. La temperatura al correlacionarse negativamente con oxígeno y con bacterias hizo posible la relación entre estas dos últimas variables.

La dependencia entre la concentración de oxígeno y la población de bacterias heterótrofas es encontrada por diversos autores. En el Lago Maggiore, Golman y col. sugieren que tal correlación no es como consecuencia de la actividad metabólica de las bacterias que pudiera afectarse por la concentración de oxígeno tal y como encontramos nosotros, sino que se pudo esta



Tabla 33 . Matriz de correlación simple: CINCO metros.

| | B | O ₂ | NO ₃ | NO ₂ | PO ₄ | t | pH | Al | %O ₂ |
|-----------------|--------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|-------|--------------|-----------------|
| B | 1 | | | | | | | | |
| O ₂ | <u>0,67</u> | 1 | | | | | | | |
| NO ₃ | <u>0,64</u> | <u>0,61</u> | 1 | | | | | | |
| NO ₂ | <u>0,62</u> | <u>0,68</u> | <u>0,83</u> | 1 | | | | | |
| PO ₄ | -0,03 | -0,33 | 0,16 | -0,37 | 1 | | | | |
| t | <u>-0,88</u> | <u>-0,79</u> | <u>-0,61</u> | -0,58 | 0,12 | 1 | | | |
| pH | 0,18 | -0,27 | 0,21 | 0,33 | 0,11 | 0,05 | 1 | | |
| Al | -0,06 | <u>-0,58</u> | -0,36 | -0,48 | 0,47 | -0,03 | -0,10 | 1 | |
| %O ₂ | <u>-0,74</u> | <u>0,96</u> | 0,43 | 0,59 | -0,38 | <u>-0,63</u> | 0,34 | <u>-0,62</u> | 1 |

 significación al 0,001

 significación al 0,01

-.-.-.-. significación al 0,02

- - - - - significación al 0,05

..... significación al 0,10

blecer a través del fitoplancton, al mostrar ésta correlación positiva con el oxígeno y negativa con las bacterias. Si bien, también sugieren que la correlación entre el fitoplancton y la concentración bacteriana se estableció mediante el zooplancton. Aunque en ningún caso Golman y col. justifican o comprueban la veracidad de sus suposiciones mediante el cálculo de los correspondientes índices de correlación parcial.

Los nitratos y la concentración de bacterias mostraron un índice de correlación simple de 0,64, significativo al nivel 0,05. Sin embargo, la ausencia en tal correlación de la influencia de las variables temperatura, oxígeno y nitritos, ya conjuntamente ya por separado, proporciona un índice de correlación no significativamente distinto de cero.

Una situación semejante la encontramos en la relación entre la concentración bacteriana y la de nitritos, siendo necesaria en ella la influencia de la temperatura, oxígeno y -- concentración de nitratos, fig.22 .

Las mismas variables que mostraron correlación con la concentración de bacterias, también se mostraron dependientes de la concentración de oxígeno: bacterias, nitratos y nitri-- tos se correlacionan positivamente con el oxígeno, mientras -- que la temperatura lo hizo negativamente.

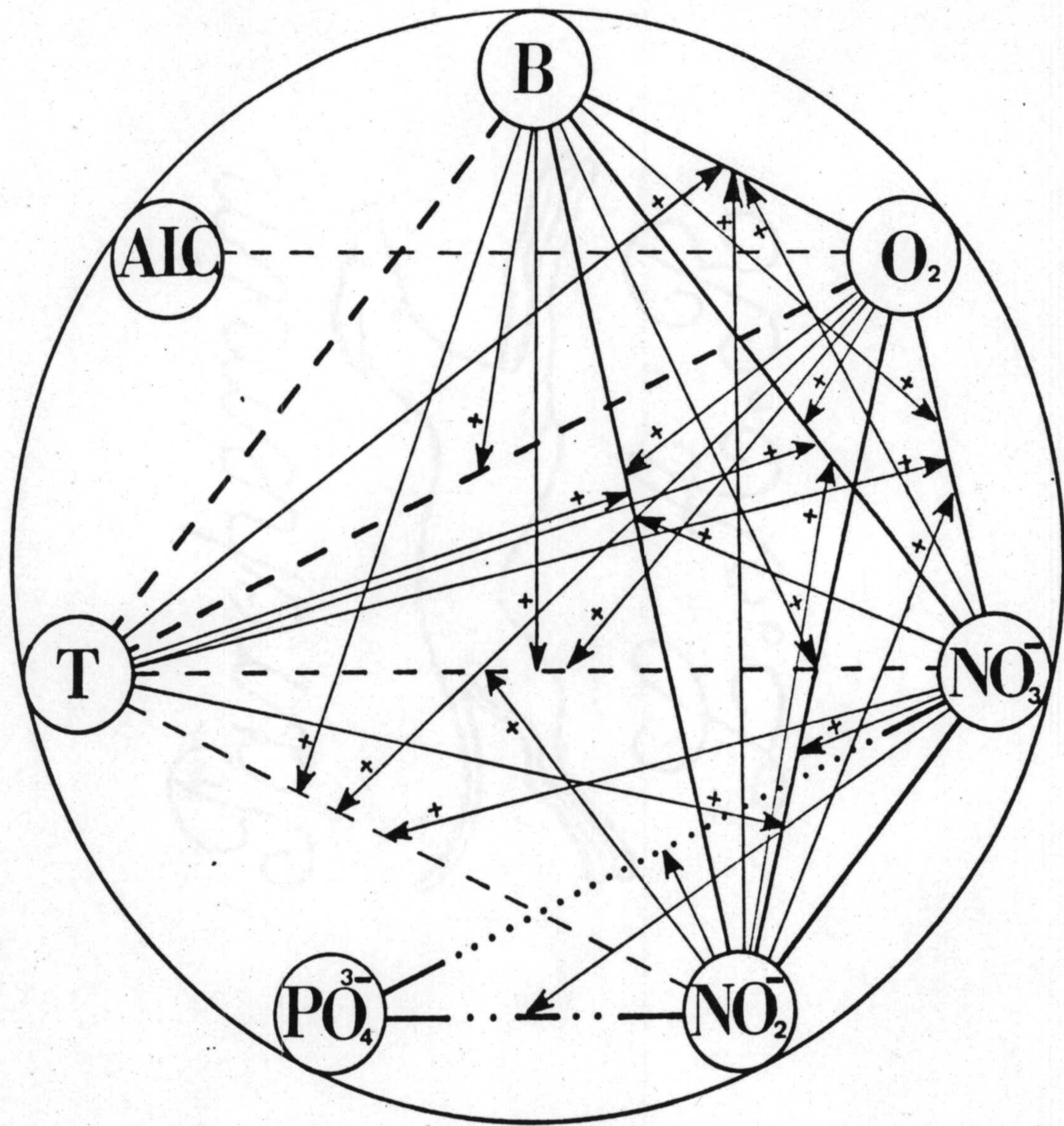
En la relación oxígeno/nitratos se mostraron como im-- prescindibles las variables nitritos, bacterias y temperatu-- ra, y en la relación oxígeno/nitrato lo fueron nitratos, bac-- terias y temperatura.

Los nitratos y los nitritos se encontraron estrechamente relacionados con un índice de correlación de 0,88, significativo al nivel 0,001. La variación de este índice por la influencia de las restantes variables se muestra en la fig.23 , donde puede verse que al permanecer constante la concentra--



Fig. 22 .- Indices de correlación simple y parciales. Cinco metros

5 mts



Correlación + $\alpha > 0,001$

Correlación - $\alpha > 0,001$

Correlación + $0,05 < \alpha < 0,001$

Correlación - $0,05 < \alpha < 0,001$

Correlación + encubierta

Correlación - encubierta

Actuación (+ o -) de una variable en la correlación entre otras dos

Fig.23 .- Indices de correlación simples y parciales. Cinco metros.

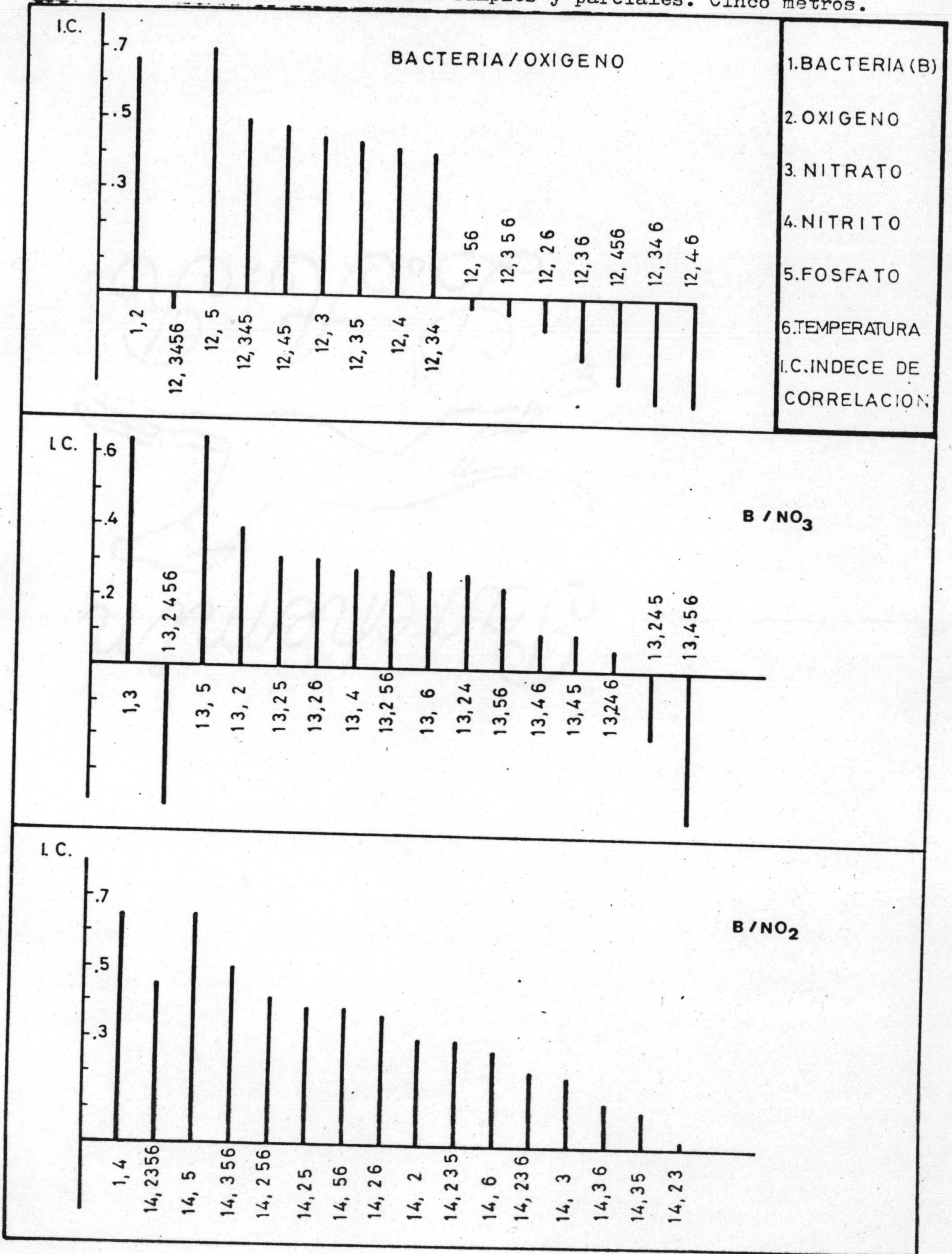
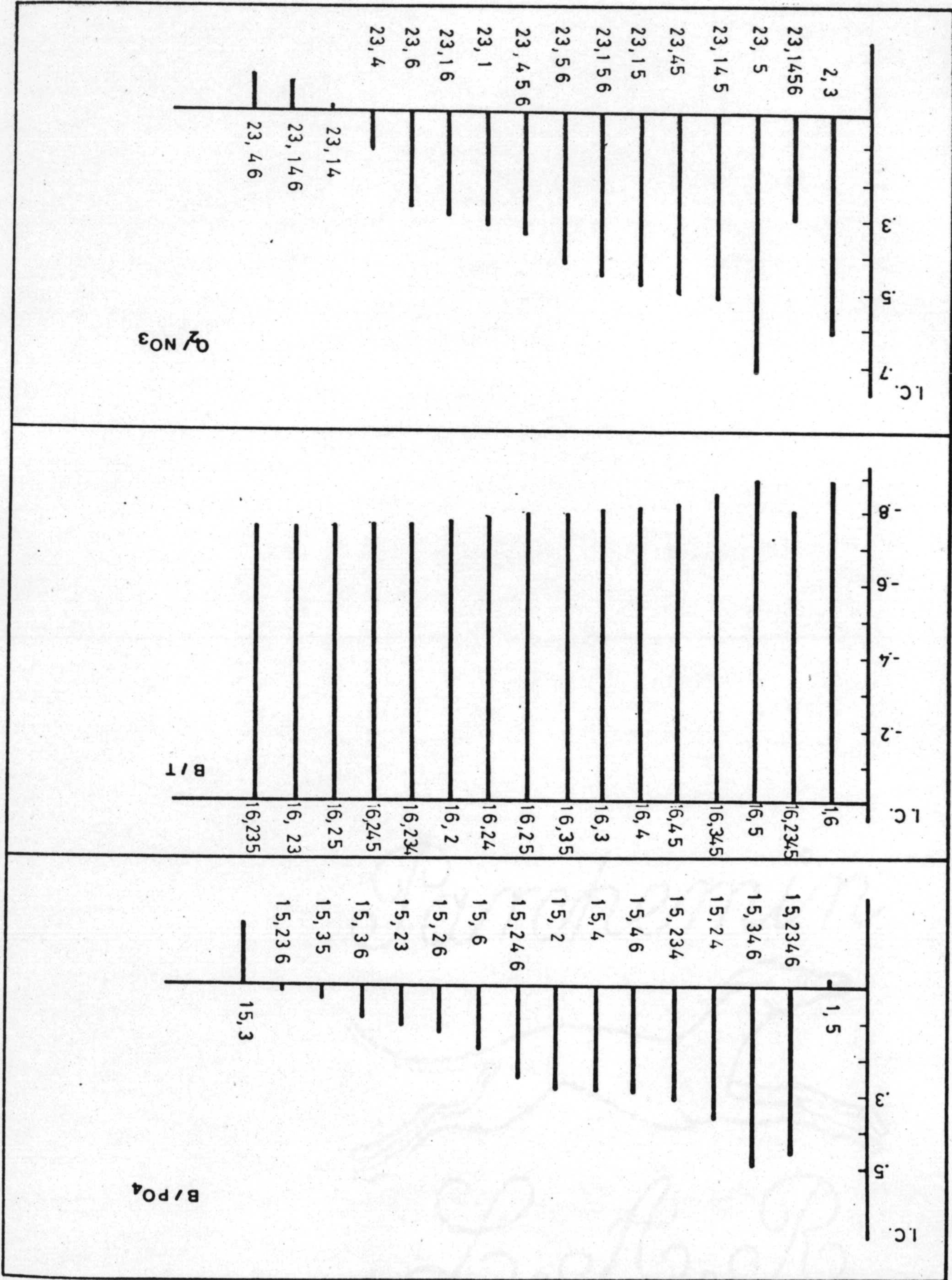


Fig. 23. - Continuación



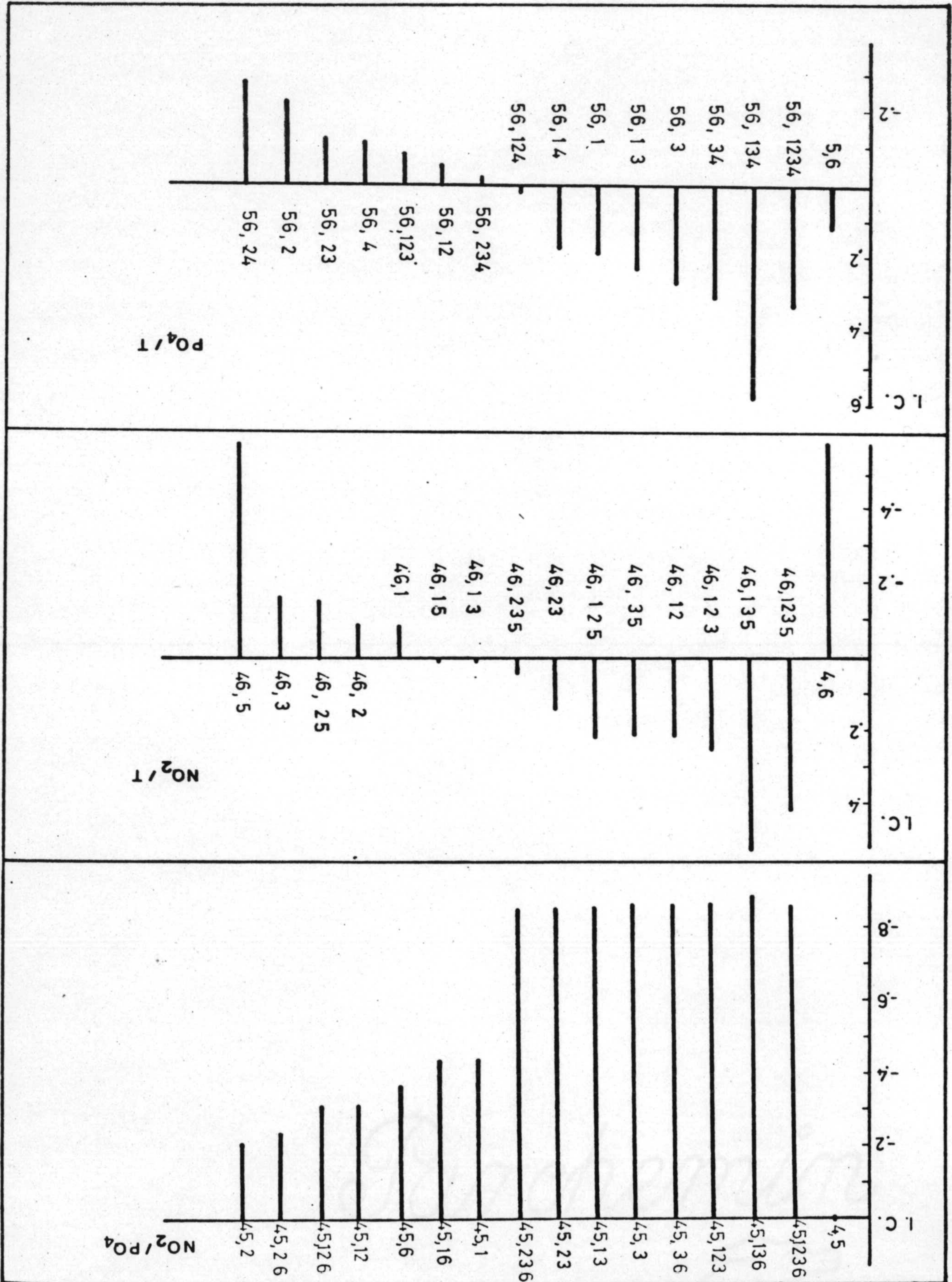


Fig. 23 - Continuation

Fig. 23 - Continuación

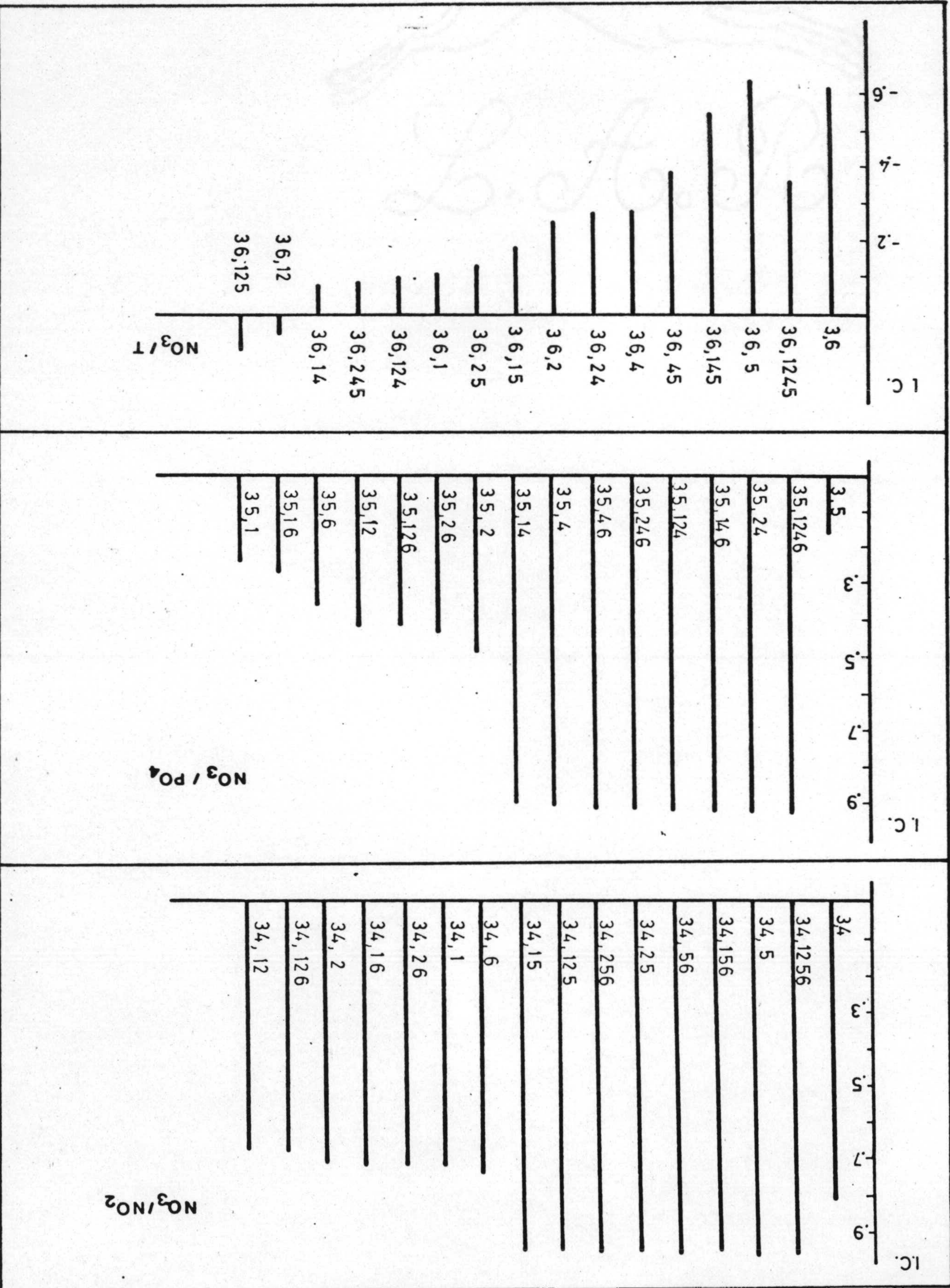
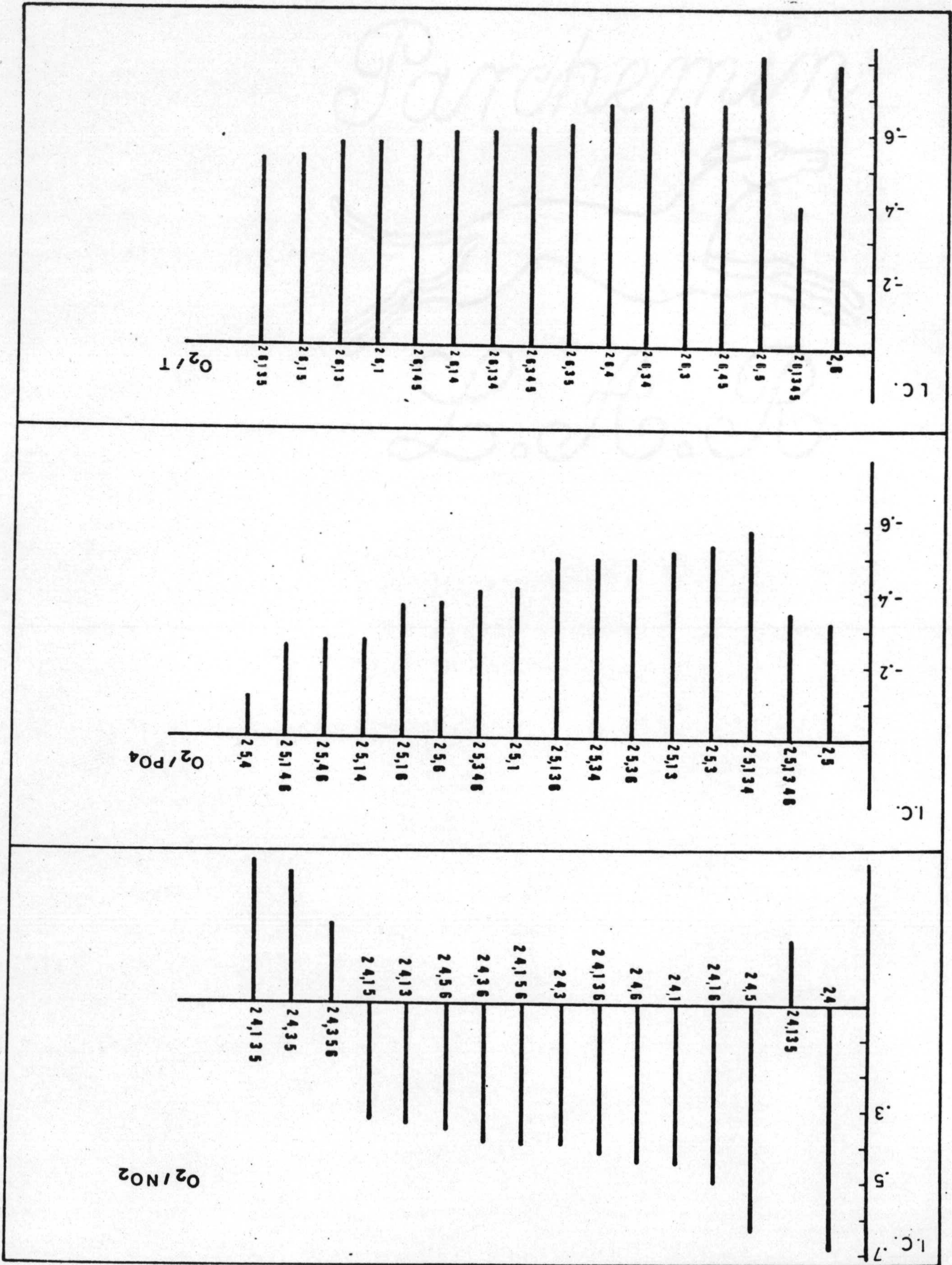


Fig. 23 - Continuation



ción de oxígeno y la de bacterias el índice baja a 0,71, al suprimir el efecto conjunto de bacterias, oxígeno y temperatura el valor disminuye a 0,68, significativo al nivel 0,05. -- Es decir la relación entre nitratos y nitritos fue significativa aunque no tanto ni tan estrecha como muestra el índice de correlación simple.

En las fig. 23 se pueden observar respectivamente, -- los índices de correlación simple y parciales entre la temperatura y los nitratos y entre la temperatura y los nitritos. En ambas relaciones se obtienen índices de correlaciones significativos y negativos. Bacterias, oxígeno y nitritos se mostraron imprescindibles en la relación entre los nitratos y la temperatura, mientras que nitritos, bacterias y oxígeno lo -- fueron en la relación nitrato/temperatura.

Fosfatos y pH no presentaron correlación significativa con ninguna variable. Fosfatos y nitratos fuera de la influencia de los nitritos presentaron un índice de correlación de -0,90, significativo al nivel 0,001, mientras que fosfatos y nitritos, sin la influencia de los nitratos presentaban también una fuerte dependencia, con un índice de correlación de 0,86, altamente significativo, como en el caso anterior.

Si comparamos las correlaciones obtenidas a 5 metros de profundidad con las obtenidas al tratar todos los datos -- juntos se comprueba que se mantiene gran cantidad de ellas: - Bacteria/temperatura, bacteria/ NO_2 , bacteria/ NO_3 , oxígeno/temperatura, NO_2/NO_3 , NO_3 /temperatura; otras desaparecen: O_2/pH , PO_4/NO_3 y otras en cambio aparecen: bacteria/oxígeno, O_2/NO_2 , temperatura/ NO_2 .

Relaciones entre las distintas variables a 10 m : Las relaciones que se establecieron en agua profunda se muestran en la tabla 34 .

La temperatura fue la variable que a esta profundidad - mantuvo un mayor número de relaciones con el resto de las variables estudiadas. Salvo con el pH y con la concentración de fosfatos, mostró índices de correlación negativos estadísticamente significativos.

La relación entre temperatura y las bacterias se dió -- tanto en la presencia como en la ausencia de la influencia de las demás variables, mostrando ser tal relación de tipo directo.

En la correlación que se estableció entre la temperatura y la concentración de oxígeno, con un índice de $-0,64$ significativo al nivel $0,05$, bacterias y fosfatos son las variables que menos intervinieron, mientras que nitritos y nitratos las que más influyeron. Cuando se parcializa la influencia de estas dos variables el índice se hace no significativo e incluso cambia de signo.

Los nitratos se mostraron dependiente de la temperatura con un índice de correlación simple significativo al nivel $0,1$. En dicha relación nitritos y oxígeno se mostraron como las variables a través de las cuales fue posible tal relación.

Una situación semejante a la anterior la encontramos en la relación entre nitritos y la temperatura. Un índice de correlación simple negativo y significativo al nivel $0,05$ ligó a estas dos variables, en el que actuaron favorablemente la concentración de oxígeno y los nitratos.

Los fosfatos y la temperatura mostraron un índice de -- correlación simple no significativo como tal, si bien la ausencia de la influencia de las demás variables conjuntamente hizo que el índice de correlación alcanzara el valor de $0,75$ significativo al nivel $0,1$. De la fig. 24 se deduce que las variables que actuaron desfavorablemente fueron las bacterias, nitratos

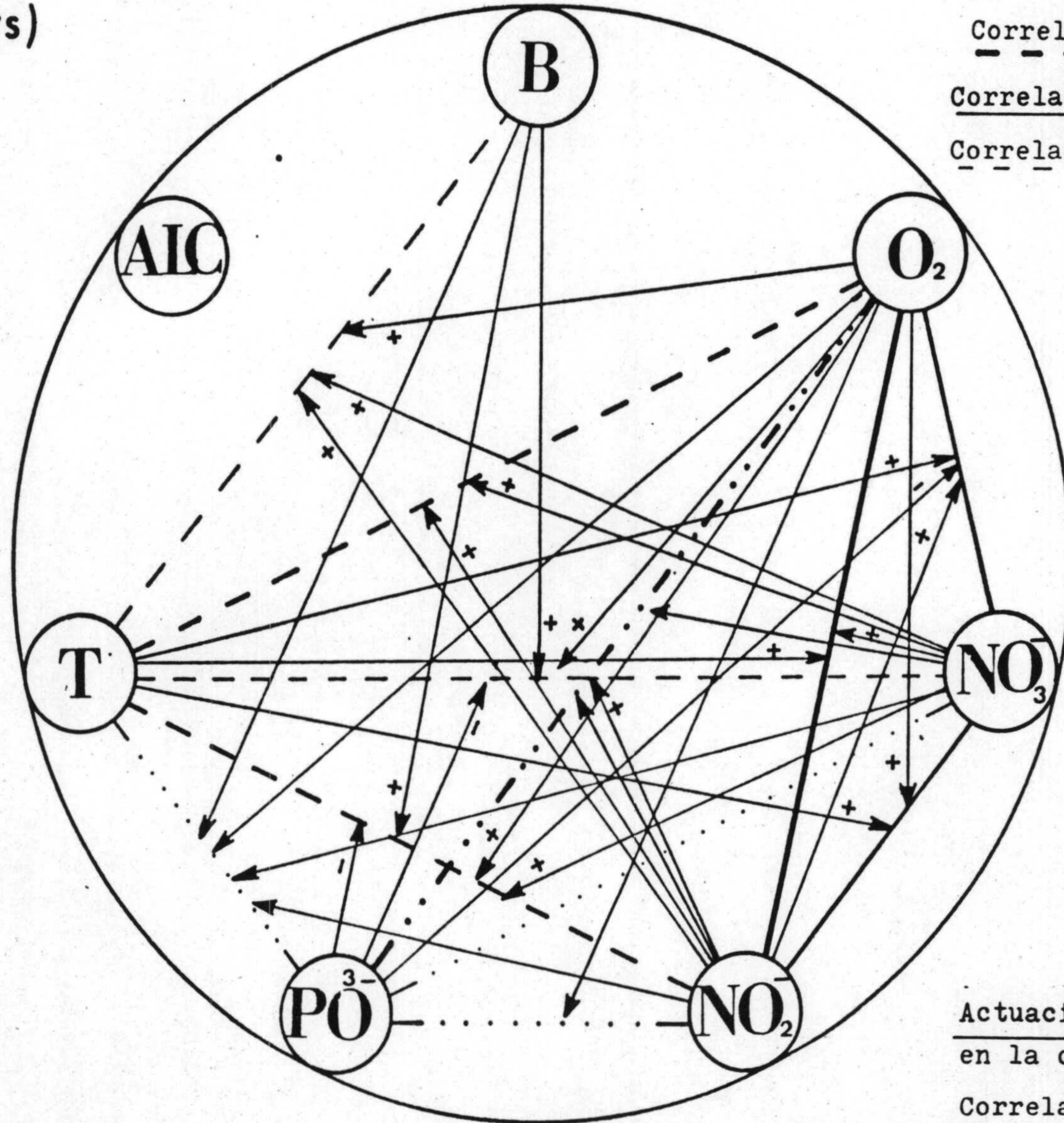
Tabla 34. Matriz de correlación simple: FONDO (diez-ocho mtrs)

| | B | O ₂ | NO ₃ | NO ₂ | PO ₄ | t | pH | Al | %O |
|-----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|-------|------|-------|----|
| B | 1 | | | | | | | | |
| O ₂ | 0,38 | 1 | | | | | | | |
| NO ₃ | 0,44 | <u>0,73</u> | 1 | | | | | | |
| NO ₂ | 0,49 | <u>0,81</u> | <u>0,69</u> | 1 | | | | | |
| PO ₄ | 0,18 | -0,39 | 0,08 | 0,10 | 1 | | | | |
| t | <u>-0,61</u> | <u>-0,67</u> | <u>-0,61</u> | <u>-0,65</u> | 0,28 | 1 | | | |
| pH | -0,34 | 0,43 | 0,41 | 0,18 | -0,09 | -0,42 | 1 | | |
| Al | -0,41 | <u>-0,59</u> | -0,18 | <u>-0,58</u> | 0,48 | 0,27 | 0,28 | 1 | |
| %O | 0,25 | <u>0,96</u> | <u>0,66</u> | <u>-0,78</u> | -0,18 | -0,53 | 0,46 | -0,45 | 1 |

==== signficación al 0,001
 _____ signficación al 0,01
 -.-.-.-.- signficación al 0,02
 - - - - - signficación al 0,05
 signficación al 0,10

Fig. 24.- Conjunto de las correlaciones establecidas a 10 mts., entre las variables estudiadas

Fondo (10 mts)



Correlación + $\alpha > 0,001$

Correlación - $\alpha > 0,001$

Correlación + $0,005 < \alpha < 0,001$

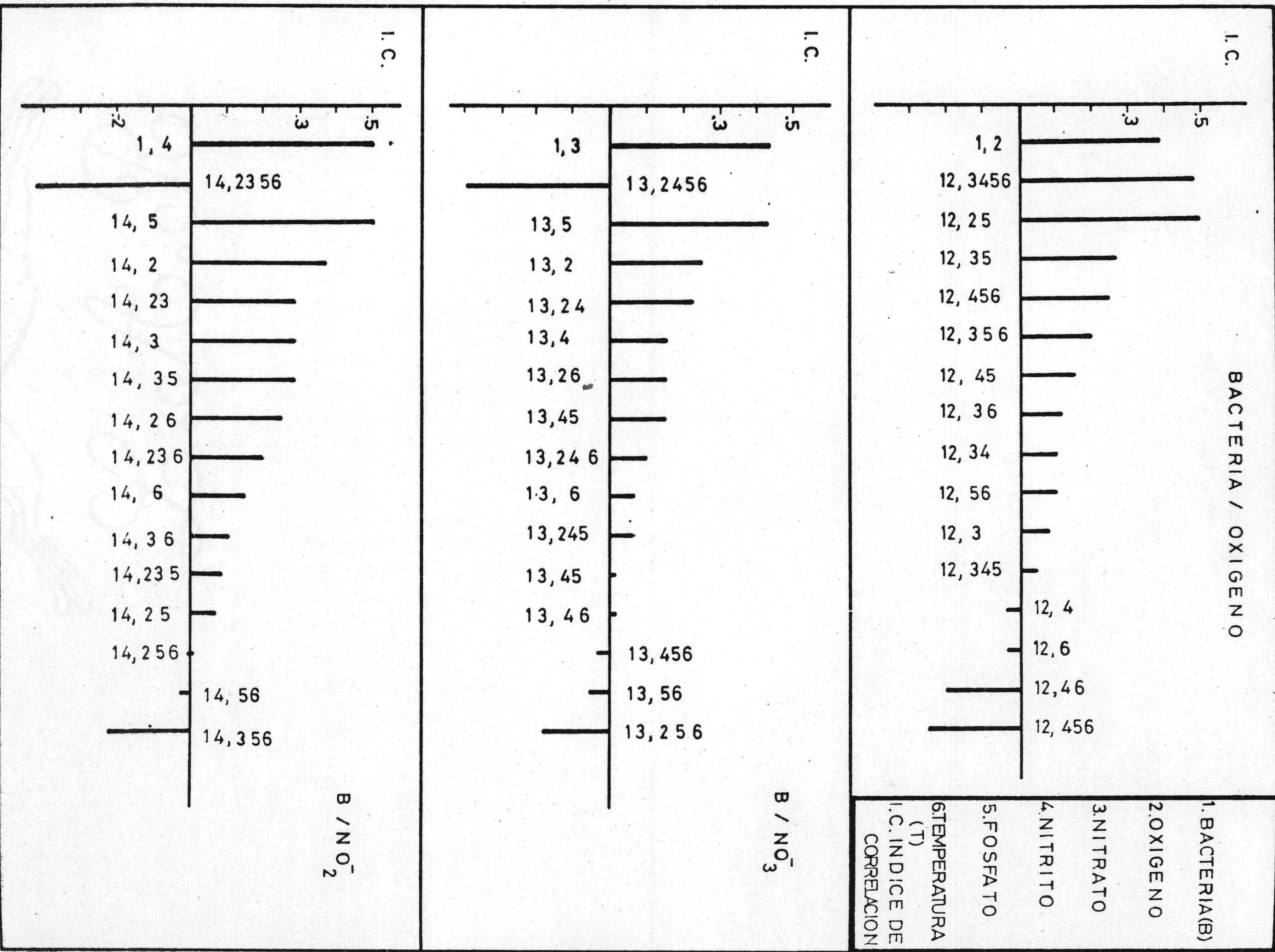
Correlación - $0,005 < \alpha < 0,001$

Actuación de una variable
en la correlación entre dos

Correlación +, encubierta

Correlación -, encubierta

Fig. 25.- Indices de correlación simple y parciales. Fondo.



1. BACTERIA(B)
 2. OXIGENO
 3. NITRATO
 4. NITRITO
 5. FOSFATO
 6. TEMPERATURA (T)
 I.C. INDICE DE CORRELACION

Fig. 25.- Continuation

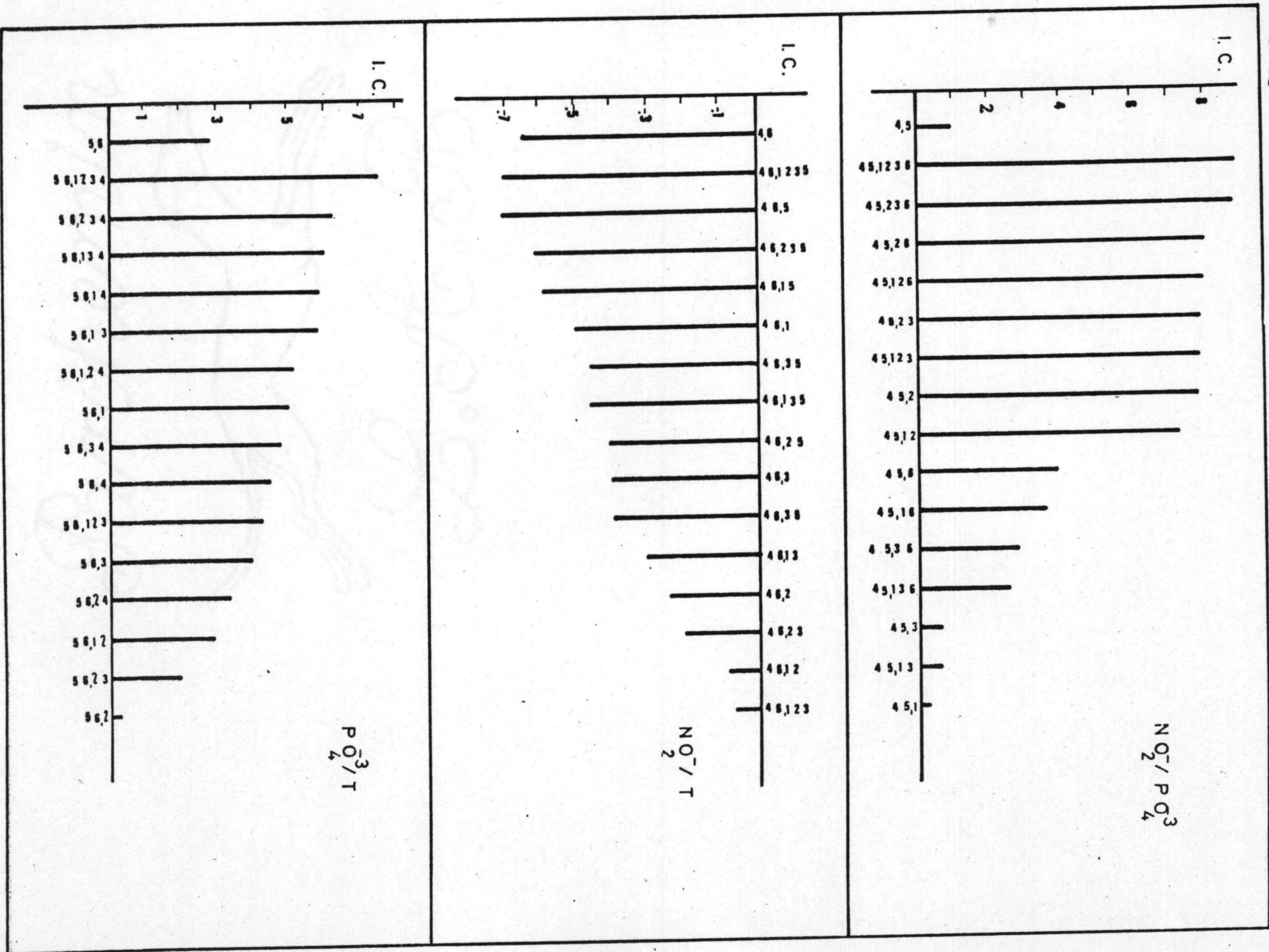


Fig. 25 .- Continuación

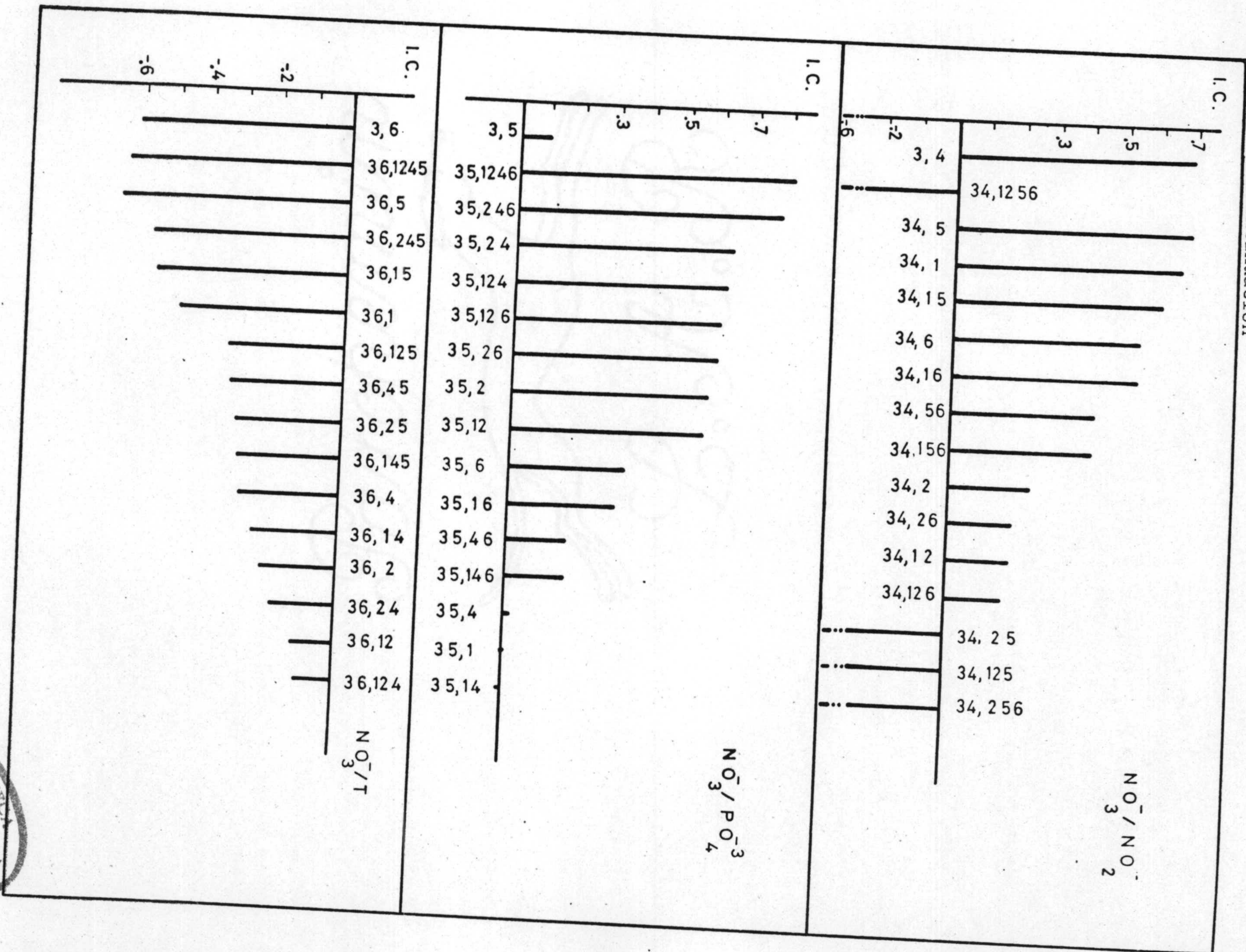


Fig. 25.- Continucción

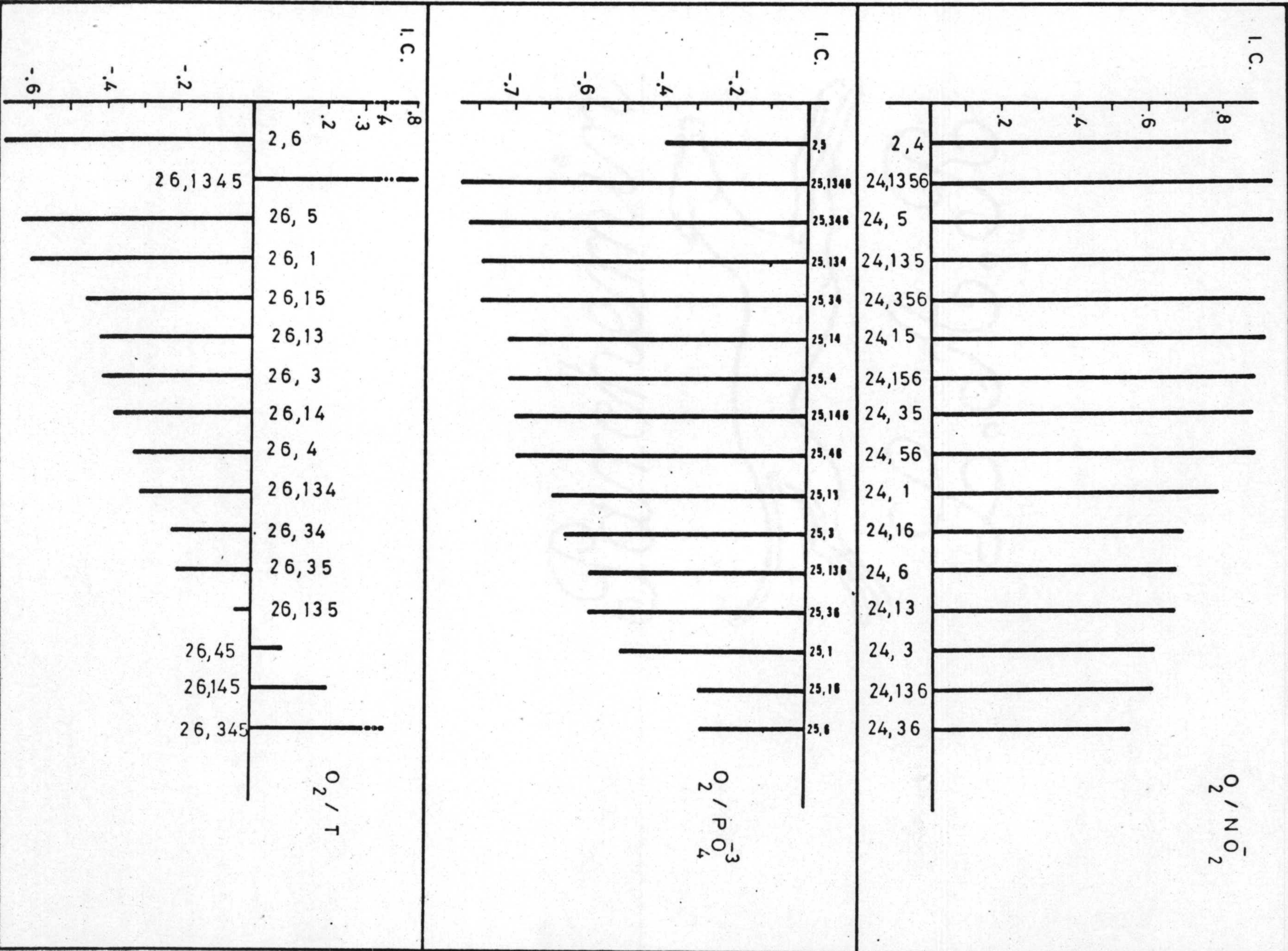
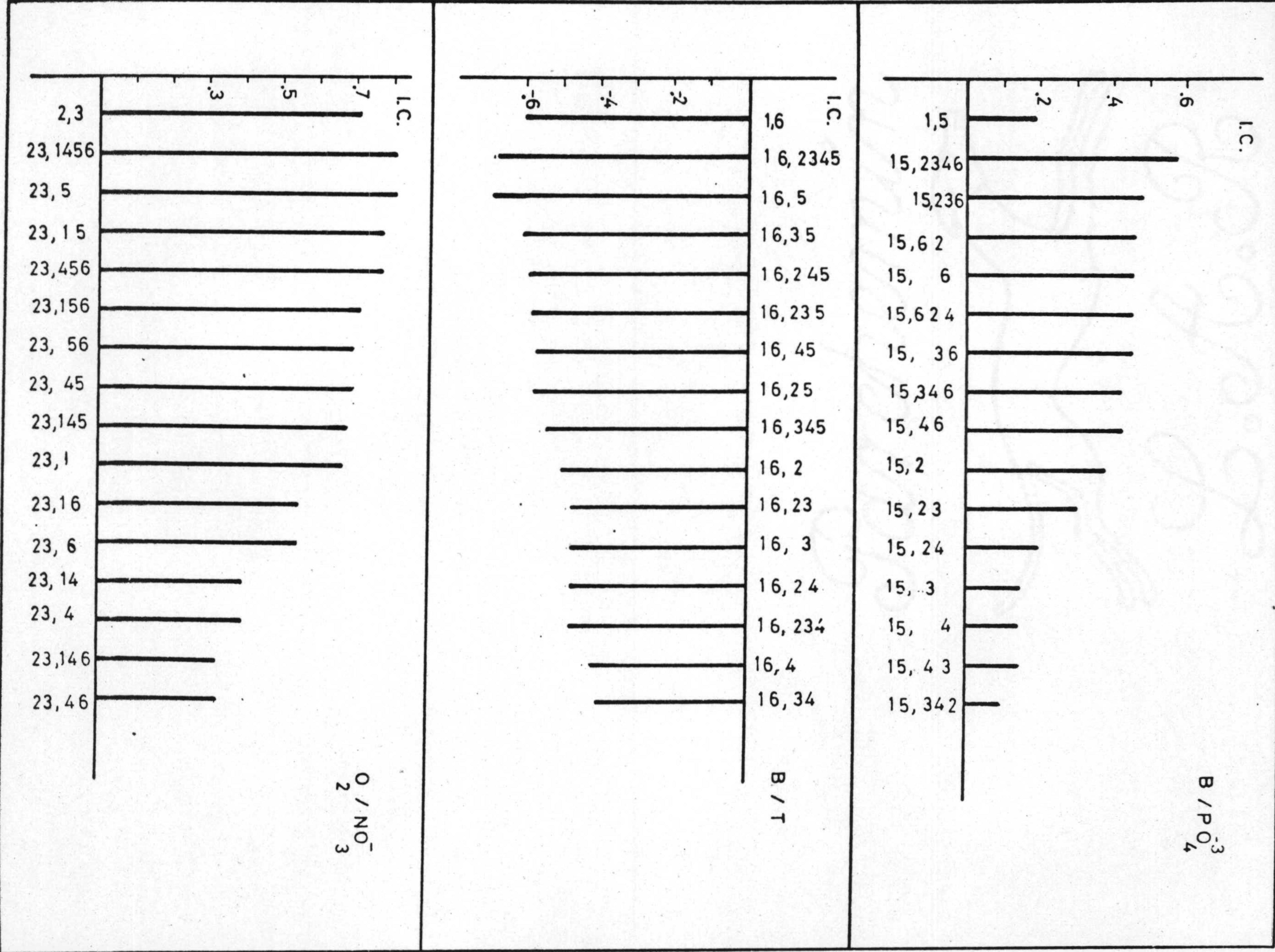


Fig. 25 .- Continuación



y nitritos.

La población bacteriana no mantuvo relación con ninguna de las variables medidas salvo con la temperatura, mostrándose independiente de la concentración de oxígeno, nitratos, nitritos, fosfatos del pH y de la alcalinidad.

La concentración de oxígeno presentó correlación significativa con la temperatura, ya mencionada, nitratos y nitritos. Nitratos y oxígeno mostraron una fuerte interdependencia, con un índice de correlación simple de 0,73, significativo al nivel 0,02. Cuando en tal correlación se mantuvo constante a las restantes variables el índice se elevó a 0,82. Las variables que más afectaron en esta relación fueron nitritos y oxígeno, sin cuya influencia el índice bajó a 0,403, no significativo. Un índice de 0,81, significativo al nivel 0,005, muestra la fuerte relación que se estableció entre la concentración de nitritos y la de oxígeno. Analizando la influencia de cada variable, y grupo de variables, en esta relación, fig.25, podemos observar que la variabilidad de la concentración de bacterias no influyó, mientras que los fosfatos actuaron desfavorablemente, en su ausencia el índice se elevó a 0,93, y los nitratos, en cambio, tuvieron una actuación positiva, como lo demuestra el hecho que el índice de correlación se elevó, cuando su concentración permaneció constante, a un valor de 0,54, lo que supone una disminución del nivel de significación de 0,005 a 0,1.

La concentración de fosfatos y la de oxígeno presentaron un índice de correlación simple de -0,39, no significativo. Sin embargo, cuando se calculó este índice parcializando la influencia conjunta del resto de variables se obtiene un valor de -0,91, significativo al nivel 0,01. Las variables que actuaron para que esta relación no se estableciese, fig.

24 , fueron fundamentalmente la concentración de nitritos y - nitratos.

La concentración de nitratos y la de nitritos, además de sus respectivas correlaciones con la temperatura y el oxígeno, mantuvieron una dependencia entre sí, con un índice de correlación de 0,10. Las variables que hicieron posible esta relación, fig. 24 , fueron la temperatura y la concentración - de oxígeno.

Los nitritos y los nitratos no mostraron correlación - con los fosfatos. Pero en ambos casos sucedió que la correlación parcial total, cuando se elimina la influencia de todas las demás variables juntas, mostró índices de correlación sig nificativo. En la relación nitrito/fosfatos, el índice paso - de 0,10 a 0,89, significativo al nivel 0,02, y el caso --/ nitrato/fosfato de 0,18 a 0,80, significativo al nivel 0,10. La variable responsable de un índice de correlación tan bajo, en ambos casos, fue la concentración de oxígeno.

1.1.3.3. Análisis de similitud entre las distintas variables.

A modo de resumen y para obtener "pattern" de las inte rrelaciones entre las variables consideradas, en las distin-- tas profundidades muestreadas y considerando el conjunto de la totalidad de muestras, se han elaborado dendogramas, fig. 26 , construidos sobre las matrices de correlación simples, empleando el algoritmo de Lance y Williams (1967) siguiente:

$$d_{h,i-j} = 0,625 d_{h,j} + 0,625 d_{h,i} - 0,250 d_{i,j}$$

$d_{h,i-j}$, índice al cual se asocia la variable h al grupo i-j

$d_{h,j}$, índice de correlación entre las variables h-j

$d_{h,i}$, índice de correlación entre las variables h-i.

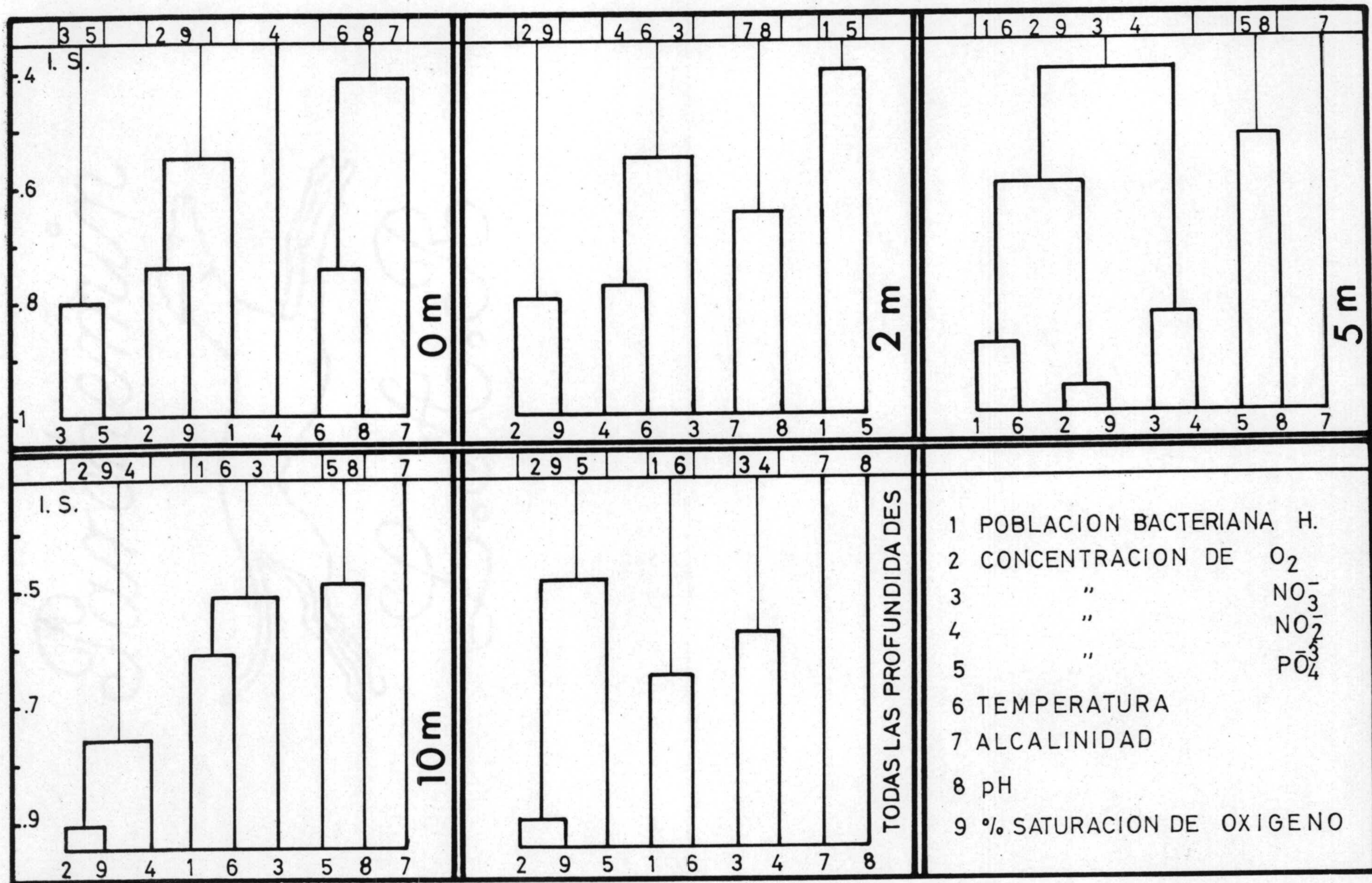


Fig. 26 .- Expresión, en forma de dendrograma, de las similitudes entre las profundidades muestreadas según las distintas variables estudiadas .

$d_{i,j}$, índice de correlación entre las variables $i-j$

Según el nivel de correlación que se elija, en función del nivel de significación con el que se quieran formar los grupos, y del número de pares tratados, en la obtención de las correlaciones simples, se obtendrá un mayor o menor grupo de asociaciones de variables.

El mayor o menor número de grupo de variables que se formen será un indicativo del grado de dependencia existente en el conjunto de variables consideradas. Si todas ellas estuvieran muy relacionadas entre sí, el número de agrupaciones sería pequeño, mientras que un número grande de asociaciones significaría todo lo contrario, las variables reflejarían su alto grado de independencia entre sí.

En cada nivel de muestreo las variables se agruparon de manera distinta, con la excepción del par oxígeno-% de saturación de oxígeno en agua, como era lógico esperar, mostrando la redundancia de información que proporcionan dichos parámetros.

Si se elige una significación del 10% para la formación de los grupos, el índice de correlación correspondiente para 12 pares de valores es de 0,49. Cortando pues a este nivel, a cero y dos metros, las variables se asocian formando cinco grupos de la manera siguiente:

a) Cero metros:

- 1) Nitrato-Fosfato
- 2) Oxígeno-% de saturación de Oxígeno
- 3) Temperatura-pH
- 4) Nitritos
- 5) Alcalinidad

b) Dos metros:

- 1) Nitritos-Temperatura-Nitratos
- 2) Oxígeno-% de saturación de Oxígeno
- 3) Alcalinidad-pH
- 4) Bacterias
- 5) Fosfatos

A cinco metros y en el agua más profunda el número de - asociaciones fue de cuatro:

a) Cinco metros:

- 1) Bacterias-Temperatura-Oxígeno-% de saturación de Oxígeno
- 2) Nitratos-Nitritos
- 3) Fosfatos-pH
- 4) Alcalinidad

b) Diez metros:

- 1) Oxígeno-% de saturación de Oxígeno-Nitritos
- 2) Bacterias-Temperatura-Nitratos
- 3) Fosfato-pH
- 4) Alcalinidad

Si se elige un nivel de correlación más bajo, de 0,40, - el número de grupos formados a cinco metros se reduce a tres, - al fusionarse los grupos uno y dos. La composición de estos --/ tres grupos queda de la siguiente manera:

- 1) Bacterias-Temperatura-Oxígeno-% de saturación de Oxígeno-
-Nitratos-Nitritos.
- 2) Fosfato-pH
- 3) Alcalinidad

Puede apreciarse una mayor semejanza en los grupos formados a partir de los cinco metros que entre los formados en -- aguas someras, cero y dos metros de profundidad.

A este nivel de profundidad, cinco metros, donde se for-

ma en los meses de verano la termoclina, se dieron, por lo -- tanto el mayor número de relaciones mutuas.

La población bacteriana a cinco y diez metros se relacionó con la temperatura, mientras que a cero metros lo hacía con el oxígeno y a dos metros no mostraba dependencia con ninguna de las variables medidas.

Los nitratos y los nitritos se asociaban a dos y cinco metros, pero no en el agua más profunda ni en la más superficial, mientras que pH y fosfatos se relacionaban a partir de los cinco metros, mostrando en cambio su independencia en -- aguas someras.

1.1.3.4. Correlación múltiple. Comportamiento de las variables en el ecosistema.

Una vez analizadas las relaciones de dependencia-independencia entre cada par de variables y la influencia que en estas interrelaciones pudieran ejercer las demás, nos interesó ver qué tanto por ciento de la varianza mostrada por cada variable, durante el ciclo de muestreo, podría ser explicada por las restantes.

La respuesta a esta pregunta la obtenemos calculando -- los cuadrados de los correspondientes índices de correlación múltiple para cada variable. Sin embargo, esta información resulta poco específica, ya que es evidente que no todas las variables contribuirán con el mismo peso, es decir, no tendrán todas la misma importancia en la explicación de la varianza -- de la variable considerada como dependiente.

Este objetivo de ordenar las variables de mayor a menor importancia, en la predicción o explicación de la variable dependiente, en una distribución conjunta de n variables se consigue mediante un análisis de regresión múltiple.

En cada nivel de profundidad muestreado, sobre el conjunto de variables: concentración de oxígeno disuelto en agua, concentración de bacterias heterótrofas y concentración de los cationes nitratos, nitritos y fosfatos, se realizó un análisis de regresión múltiple considerando cada vez a una de ellas como dependiente de las demás.

Este tratamiento estadístico de los datos, además de la información directa que proporciona, nos brinda una síntesis global del comportamiento, es decir, de las relaciones espacio-temporales, de las variables en el ecosistema, al poder comparar en cada profundidad la ordenación de cada una de las variables, (sus importancias relativas), en la predicción de la variable dependiente considerada.

A continuación presentamos los resultados, para cada una de las variables consideradas salvo para la temperatura, de los análisis de correlación múltiple:

1.-Concentración de bacterias heterótrofas como variable dependiente: Los resultados para los distintos niveles de profundidad muestreados se presentan en la tabla 35 .

A cero metros se obtuvo el índice de correlación múltiple más bajo, de 0.723, significativo al 5%. Este índice supone que el 52,3% de la varianza, mostrada a lo largo del ciclo de muestreo, por la población bacteriana heterótrofa, fue debida, o puede ser explicada por las restantes variables. De éstas tuvieron un mayor peso la concentración de oxígeno seguida de la concentración de nitritos. Ambas variables fueron responsables del 50,4% de la varianza total y del 96,5% de la varianza explicada.

El índice de correlación múltiple aumentó en -

los niveles siguientes, sobre todo, a 2 y 5 metros, --
Tabla 35. A dos metros el índice fue significativo al 1%, y el tanto por ciento de la varianza explicada fue del 75,8%. Las variables más significativas fueron la temperatura, que por si sola explicó el 41% de la varianza total y el 55% de la explicada, seguida de la concentración de oxígeno y de los fosfatos.

A cinco metros se obtuvo el mayor índice de correlación múltiple, con un valor de 0,923, significativo al 1%. Esto supone que la varianza de la población bacteriana heterótrofa fuera explicada en un 83,4%. -- Temperatura, nitritos y fosfatos fueron las variables más significativas. La entrada de la concentración de oxígeno en la regresión no supuso aumento alguno del índice de correlación múltiple, a pesar de que presentara un índice de correlación simple significativo. Esto viene a confirmar que tal correlación simple se estableció a través de otra, u otras variables, que pueden deducirse del estudio de las correlaciones parciales, llevado a cabo en el capítulo 4.1.3.2, del que se deduce que tal relación fue mediada por la temperatura y los nitritos.

En agua profunda, tabla 35, el 60% de la varianza era explicada por las demás variables. La temperatura, como a dos y cinco metros, se mostró como la más importante, asumiendo, por si sola, un 37% de la varianza y conjuntamente con los fosfatos el 50,5%, lo que supone el 84% de la varianza explicada.

Considerando a los cinco análisis en conjunto, se puede resumir diciendo que la concentración de oxígeno fue perdiendo importancia en la explicación de la varianza de la concentración de bacterias heterótrofa,

Tabla 35. Resultados del análisis de regresión múltiple. --
 Concentración de bacterias como variable dependiente.

| <u>P R O F U N D I D A D C E R O M E T R O S</u> | | | | | |
|--|----------------|-----------------|-----------------|-----------------------------------|--|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | O ₂ | O ₂ | O ₂ | O ₂ NO ₂ | O ₂ NO ₂ t |
| | | NO ₂ | NO ₂ | t | NO ₃ PO ₄ |
| | | | t | NO ₃ | |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,44 | 0,71 | 0,71 | 0,72 | 0,72 |
| % varianza explicada | 19,4 | 50,1 | 50,1 | 52,3 | 52,3 |

| <u>P R O F U N D I D A D D O S M E T R O S</u> | | | | | |
|--|------|----------------|-----------------|-----------------|------------------------------------|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | t | t | t | t | t |
| | | O ₂ | O ₂ | O ₂ | O ₂ |
| | | | NO ₂ | NO ₂ | PO ₄ |
| | | | NO ₂ | NO ₃ | NO ₂ NO ₃ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,64 | 0,80 | 0,84 | 0,86 | 0,87 |
| % variación explicación | 0,41 | 0,64 | 0,71 | 0,74 | 0,76 |

Tabla 35 .

| <u>P R O F U N D I D A D C I N C O M E T R O S</u> | | | | | |
|--|------|----------------------|---|--|--|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | t | t NO ₂ | t NO ₂ PO ₄ | t NO ₂ PO ₄ NO ₃ | t NO ₂ PO ₄ NO ₃ O ₂ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,87 | 0,88 | 0,89 | 0,91 | 0,91 |
| % varianza explicada | 75,5 | 77,6 | 79,6 | 83,4 | 83,4 |

| <u>P R O F U N D I D A D D I E Z M E T R O S</u> | | | | | |
|--|------|----------------------|--|---|--|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | t | t PO ₄ | t PO ₄ O ₂ | t PO ₄ O ₂ NO ₂ | t PO ₄ O ₂ NO ₂ NO ₃ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,61 | 0,71 | 0,71 | 0,72 | 0,77 |
| % varianza explicada | 37 | 50,5 | 51 | 52 | 60 |

conforme aumentó la profundidad, mientras que la temperatura fue la variable que más influyó a partir de dos metros (y hacia el fondo), siendo de escaso interés - a cero metros.

En cuanto a los nutrientes, los fosfatos, que -- mostraron su independencia respecto de la concentración bacteriana a cero metros, fueron tomando mayor importancia conforme el nivel de profundidad descendió. Los nitratos, en ninguna profundidad, mostraron que su variabilidad pudiera tener relación con la de las bacterias, siendo de las últimas variables en incorporarse a la regresión. Los nitritos no mostraron un patrón de comportamiento alguno y si a cero y cinco metros de las variables de mayor peso, a dos metros y en el fondo prácticamente se puede decir que su entrada en la regresión no supuso un aumento significativo en la explicación de la varianza de la población bacteriana heterótrofa.

2.- Concentración de oxígeno disuelto en agua como variable dependiente: Los resultados para los diferentes niveles de profundidad muestreados se presentan en la - tabla 36.

Puede observarse, en primer lugar, la escasa proporción de varianza explicada por las demás variables y en segundo lugar que dicha explicación fue en aumento - con la profundidad.

Efectivamente, mientras que en el agua entre ce- ro y dos metros el tanto por ciento de varianza explicada fue del 55 al 44, a cinco metros fue del 75 y en -- agua más profunda del 96%. Lo que nos induce a pensar - que la concentración de oxígeno a cero y dos metros de- pende de otras variables, no medidas en este trabajo.



Tabla 36 . Resultados del análisis de regresión múltiple. Con centración de Oxígeno como variables dependiente.

| <u>P R O F U N D I D A D C E R O M E T R O S</u> | | | | | |
|--|------|----------------------|---|--|---|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | B | B NO ₂ | B NO ₂ PO ₄ | B NO ₂ PO ₄ t | B NO ₂ PO ₄ t NO ₃ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,44 | 0,68 | 0,70 | 0,71 | 0,74 |
| % varianza explicada | 19,4 | 46,7 | 49,3 | 50,3 | 54,6 |

| <u>P R O F U N D I D A D D O S M E T R O S</u> | | | | | |
|--|------|--------|---------------------------|--|---|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | B | B t | B t NO ₂ | B t NO ₂ PO ₄ | B t NO ₂ PO ₄ NO ₃ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,33 | 0,65 | 0,66 | 0,67 | 0,67 |
| % variación explicada | 11 | 42,9 | 43,8 | 44,3 | 44,3 |

Tabla 36 .

P R O F U N D I D A D C I N C O M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | | | | t |
| | | | | t | |
| | | | t | | NO ₂ |
| Variables | t | t | NO ₂ | NO ₂ | PO ₄ |
| | | NO ₂ | PO ₄ | PO ₄ | NO ₃ |
| | | | | NO ₃ | B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,79 | 0,83 | 0,85 | 0,87 | 0,87 |
| % varianza explicada | 62,4 | 69,8 | 71,9 | 75,2 | 75,2 |

P R O F U N D I D A D D I E Z M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | | | | NO ₂ |
| | | | | NO ₂ | PO ₄ |
| | | NO ₂ | NO ₂ | PO ₄ | NO ₃ |
| | NO ₂ | PO ₄ | PO ₄ | NO ₃ | t |
| | | | NO ₃ | t | B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,81 | 0,94 | 0,95 | 0,97 | 0,98 |
| % varianza explicada | 65,6 | 87,6 | 93,7 | 95,1 | 96,1 |

tales como la productividad primaria, población fitoplanctónica y condiciones meteorológicas que favorezcan la aireación del agua superficial.

A cinco metros la luz no llega con intensidad suficiente para que se realice fotosíntesis, y el oxígeno a este nivel proviene por difusión de las capas superficiales, siendo ésto la explicación de que la temperatura fuera la variable más importante a cinco metros.

En el agua profunda, los cambios de temperatura fueron muy suaves y las variables que mostraron mayor peso y que proporcionaron la más alta explicación de la variable dependiente fueron aquellas implicadas en procesos de oxidación y reducción, tales como nitritos, nitratos, y fosfatos.

Resulta curioso el hecho de que la concentración bacteriana en aguas someras fuera la variable más significativa, mientras que en el fondo y a cinco metros se mostrara como la de menor importancia, a la hora de influir en las variaciones de la concentración de oxígeno. La posible explicación pudiera estar en el hecho de que a partir de los cinco metros y hacia el fondo la población bacteriana fuera anaerobia facultativa en su mayoría, resultando de esta manera independiente de la concentración de oxígeno, lo que se cumple al menos durante la estratificación.

3.- Concentración de nitratos como variable dependiente: Los resultados para los distintos niveles de profundidad muestreados se presentan en la tabla 37 .

Observando la ordenación de las variables en los análisis de regresión múltiples, se deduce que temperatura y fosfatos fueron las variables responsables de la ma

Tabla 37 . Resultados del análisis de regresión múltiple. --
 Concentración de Nitratos como variables dependiente.

P R O F U N D I D A D C E R O M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|-----------------|----------------------|--|---|--|
| Variables | PO ₄ | PO ₄ t | PO ₄ t O ₂ | PO ₄ t O ₂ NO ₂ | PO ₄ t O ₂ NO ₂ B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,79 | 0,9 | 0,9 | 0,92 | 0,92 |
| % varianza explicada | 62,4 | 81 | 81 | 83,6 | 83,6 |

P R O F U N D I D A D D O S M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|------|----------------------|---|--|--|
| Variables | t | t PO ₄ | t PO ₄ NO ₂ | t PO ₄ NO ₂ B | t PO ₄ NO ₂ B O ₂ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,59 | 0,64 | 0,67 | 0,71 | 0,71 |
| % variación explicada | 34,8 | 41,5 | 45,2 | 50,1 | 50,1 |

Tabla 37.

P R O F U N D I D A D C I N C O M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|-----------------|------------------------------------|---|---|--|
| Variables | NO ₂ | NO ₂ PO ₄ | NO ₂ PO ₄ B | NO ₂ PO ₄ O ₂ B | NO ₂ PO ₄ O ₂ B t |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,83 | 0,97 | 0,98 | 0,98 | 0,98 |
| % varianza explicada | 68,9 | 94,1 | 95,6 | 95,8 | 96,3 |

P R O F U N D I D A D D I E Z M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Variables | O ₂ | O ₂ PO ₄ | O ₂ PO ₄ NO ₂ | O ₂ PO ₄ NO ₂ t | O ₂ PO ₄ NO ₂ t B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,73 | 0,83 | 0,85 | 0,90 | 0,92 |
| % varianza explicada | 53,3 | 68,5 | 72,6 | 81,2 | 83,9 |

yor parte de la varianza de la concentración de nitratos a cero metros, donde asimilan el 80,6% de la varianza total que representa el 96,4% de la explicada, y dos metros, donde ambas variables asumen el 41,5% de la varianza total y el 82% de la varianza explicada.

Sin embargo, estas mismas variables son las que a cinco metros y en agua profunda presentaron una menor relación con los nitratos. Sus incorporaciones a la regresión no supusieron aumentos significativos en la explicación de la varianza, fig. 37. En estos niveles de profundidad, la casi totalidad de la varianza fue explicada por las variables nitrito y fosfato, para cinco metros (94,1% de varianza explicada) y oxígeno, fosfato y nitritos para el agua más profunda (72,6% de varianza explicada).

4.- Considerando como variable dependiente la concentración de nitritos: Los resultados para los distintos niveles de profundidad muestreados se presentan en la tabla 38.

Los nitritos mostraron una mayor relación con las demás variables a medida que se desciende en profundidad. Su variabilidad quedó mejor definida en agua y a cinco metros que en agua somera, entre cero y dos metros.

Los nitratos junto con la concentración de oxígeno, a cero metros, y con la temperatura a dos metros fueron fundamentales en la distribución de los nitritos.

A cinco metros nitratos, fosfatos y temperatura explican el 95,3% de la varianza total, lo que supone casi el 99% de la varianza explicada.

En el fondo las variables con mayor peso fueron oxígeno y fosfatos. Ambas variables asumen el 86% de la

Tabla 38. Resultados del análisis de regresión múltiple. Concentración de Nitritos como variables dependiente.

| <u>PROFUNDIDAD CERO METROS</u> | | | | | |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | O ₂ | NO ₂ O ₂ | NO ₃ O ₂ B | NO ₃ O ₂ B PO ₄ | NO ₃ O ₂ B PO ₄ t |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,48 | 0,57 | 0,72 | 0,74 | 0,81 |
| % varianza explicada | 23 | 32 | 52,3 | 54,8 | 65,8 |
| <u>PROFUNDIDAD DOS METROS</u> | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | t | t NO ₃ | t NO ₃ B | t NO ₃ B PO ₄ | t NO ₃ B PO ₄ O ₂ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,77 | 0,79 | 0,83 | 0,84 | 0,84 |
| % variación explicada | 59,3 | 62,3 | 69,2 | 70,5 | 70,9 |

Tabla 38 .

P R O F U N D I D A D C I N C O M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|-----------------|------------------------------------|--|---|--|
| Variables | NO ₃ | NO ₃ PO ₄ | NO ₃ PO ₄ O ₂ | NO ₃ PO ₄ O ₂ B | NO ₃ PO ₄ O ₂ B t |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,83 | 0,97 | 0,97 | 0,98 | 0,98 |
| % varianza explicada | 68,9 | 94,8 | 95,3 | 95,7 | 96,4 |

P R O F U N D I D A D D I E Z M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Variables | O ₂ | O ₂ PO ₄ | O ₂ PO ₄ t | O ₂ PO ₄ t NO ₃ | O ₂ PO ₄ t NO ₃ B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,81 | 0,93 | 0,94 | 0,96 | 0,97 |
| % varianza explicada | 65,6 | 86 | 88,3 | 92,4 | 93,8 |

varianza total, es decir, el 92% de la explicada.

Entre cero y cinco metros los nitritos siguen la distribución de los nitratos, fig. 14, posiblemente como consecuencia de que en estos niveles los nitritos -- provengan de la reducción de los nitratos. En cambio, en agua profunda la relación de los nitritos con el oxígeno, no manifiesta en aguas someras, apunta hacia la posibilidad de que los nitritos provengan de la oxidación del amonio. En el capítulo 4.4.1 ya se anotaba esta posibilidad al comprobar que el número de gérmenes amonificantes y con actividad ureasa era muy superior, en esta profundidad, a aquellos capaces de reducir el nitrato a nitrito.

5.- Considerando la concentración de fosfatos como variable dependiente: Los resultados para los distintos niveles de profundidad muestreados se presentan en la tabla 39 .

Se puede deducir que mientras la temperatura fue perdiendo importancia, a medida que aumento la profundidad, en la explicación de la varianza de la concentración de los fosfatos, la concentración de oxígeno experimentó el proceso contrario, y de no contribuir significativamente a cero y dos metros, pasó a ser a partir de los cinco metros la variable más correlacionada, y por lo tanto, la que mayor explicación por si solo, -- ofreció de la variable dependiente.

Los nitratos mostraron siempre, en cualquier nivel, ser de las variables que con mayor peso contribuyó a explicar la varianza de los fosfatos.

Tabla 39 . Resultados del análisis de regresión múltiple. Concentración de Fosfatos como variables dependiente.

P R O F U N D I D A D C E R O M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|-----------------|----------------------|---|---|--|
| Variables | NO ₃ | NO ₃ t | NO ₃ t NO ₂ | NO ₃ t NO ₂ O ₂ | NO ₃ t NO ₂ O ₂ B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,79 | 0,89 | 0,92 | 0,94 | 0,94 |
| % varianza explicada | 62,4 | 80,4 | 84,1 | 87,6 | 87,7 |

P R O F U N D I D A D D O S M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|------|----------------------|---------------------------|--|--|
| Variables | B | B NO ₃ | B NO ₃ t | B NO ₃ t NO ₂ | B NO ₃ t NO ₂ O ₂ |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,62 | 0,76 | 0,77 | 0,78 | 0,78 |
| % variación explicada | 39 | 58 | 58,7 | 60,7 | 61 |



Tabla 39 .

P R O F U N D I D A D C I N C O M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Variables | O ₂ | O ₂ NO ₃ | O ₂ NO ₃ NO ₂ | O ₂ NO ₃ NO ₂ B | O ₂ NO ₃ NO ₂ B t |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,33 | 0,56 | 0,94 | 0,94 | 0,95 |
| % varianza explicada | 10,9 | 31,7 | 87,9 | 89,1 | 90,4 |

P R O F U N D I D A D D I E Z M E T R O S

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------------------------|----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Variables | O ₂ | O ₂ NO ₂ | O ₂ NO ₂ NO ₃ | O ₂ NO ₂ NO ₃ t | O ₂ NO ₂ NO ₃ t B |
| Coefficiente correlación múltiple | 0,39 | 0,81 | 0,89 | 0,93 | 0,96 |
| % varianza explicada | 15,2 | 65,4 | 79,6 | 86,9 | 91,3 |

1.1.3.5. Afinidad entre los niveles de muestreo .

En cada profundidad, cualquier variable estará sometida, es decir, influenciada por las demás, que en definitiva - determinarán su comportamiento.

Si las condiciones a las que se encuentra sometida una variable son idénticas o muy parecidas en dos profundidades - distintas, su comportamiento en ambas serán muy semejantes. En consecuencia dicha variable en su comportamiento no diferencia esas dos profundidades, sino tan solo una.

De esta manera, en función de la semejanza en la variabilidad, en los distintos niveles de profundidad muestreados, se podrá obtener una agrupación de los mismos.

El índice de similitud, entre cada par de profundidades, para cada variable, empleado fue el índice de correlación simple, (ya que las variables tratadas son continuas). Obtenidas las matrices de correlación simple profundidad-profundidad para cada una de las variables, se elaboraron dendogramas según el algoritmo de Lance y Williams, con el objeto de agrupar los distintos niveles de profundidad.

Los resultados de los distintos análisis se muestran en la fig. 27.

La población bacteriana y el pH, fig.27 , distinguen solo dos niveles de profundidad, uno que comprende cero, dos y cinco metros, de aguas bien oxigenadas, sobre todo cero y dos metros, y de un pH básico, y otro que contiene al agua más profunda, diez metros, de aguas menos oxigenadas y más ácida.

La concentración de oxígeno, en cambio, diferencia tres zonas: una superficial (cero metros) donde se llevan a cabo los procesos de intercambio de este gas con la atmósfera; otra a dos metros, donde los procesos de fotosíntesis son más intensos, siendo la zona de acumulación del fitoplancton, y por último una tercera zona a partir de los cinco metros, que carece

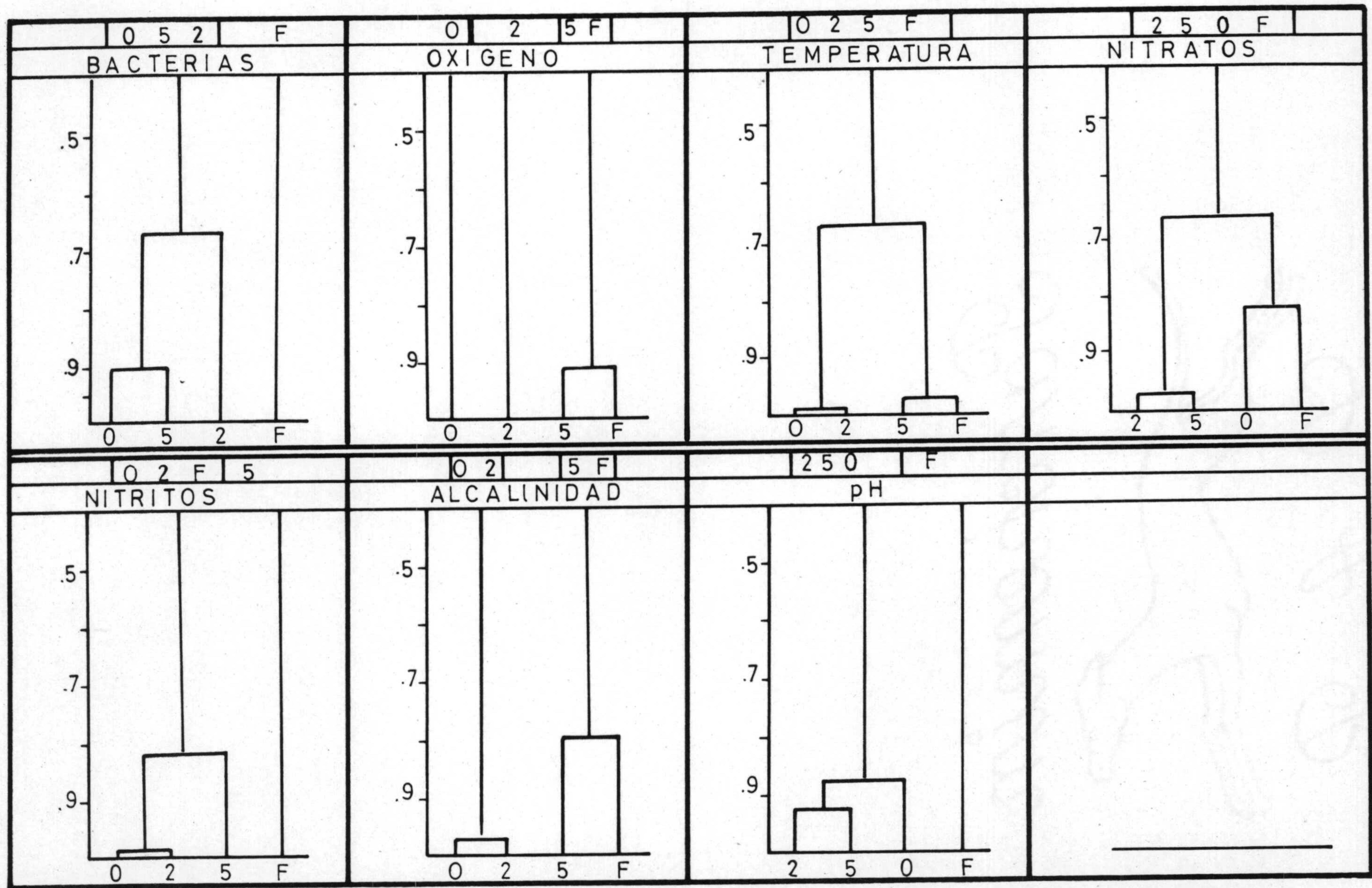


Fig.27 .- Expresión, en forma de dendrograma, de las similitudes entre las variables estudiadas, para cada profundidad .

de suministro propio de oxígeno, quedando a expensas de la -- circulación y difusión del mismo desde las capas superiores.

La temperatura, fig.27 , se muestra como la variable -- más homogénea. En primer lugar, se agrupa con una alta significación por un lado a las profundidades cero y dos metros y por otro a cinco y diez metros. Es decir, diferencia entre un agua más caliente superficial de otra más profunda y más fría. En segundo lugar, con una menor significación, reúne a estos dos niveles en uno solo.

Un caso semejante al anterior lo tenemos en los nitratos. En una primera fase agrupa las profundidades dos y cinco metros y, a cero y diez metros. Es decir, la distribución de los nitratos del fondo se asemeja a la de cero metros, y siendo ambas distinta a la distribución presentada por la zona media, dos y cinco metros, que mostraron entre sí un gran paralelismo (la unión se efectuó a un valor de correlación del - 0,93). Posteriormente, es decir, a un nivel de significación menor, se reunieron en un solo grupo las cuatro profundidades.

Por último, los nitritos distinguen, fig. 27 , una zona de aguas someras, a las que posteriormente se le uniría el agua más profunda de diez metros, quedando aislada la profundidad de cinco metros, donde la distribución de los nitritos fue muy diferente a la de las restantes profundidades.

Una mayor información de la semejanza o similitud entre los niveles de muestreos la obtendremos al considerar, no solo una variable, como en el caso anterior, sino un conjunto de ellas.

Queremos ver si se pueden separar dos zonas en el embalse a pesar de su escasa profundidad, atendiendo conjuntamente a varias variables, una zona superficial y otra profunda, o por lo contrario si tenemos que considerar como homogé-



nea a toda la masa de agua. Si resultara el primer caso, tendríamos que situar el límite o divisoria de las dos zonas.

El tratamiento estadístico que se requiere para resolver este problema es más complejo que el anterior y necesita de un análisis multifactorial que tome la decisión de clasificar las aguas de los niveles dos y cinco metros como aguas superficiales, semejante a la de cero metros, o como aguas profundas, semejantes a la de diez metros. O bien clasifique a la de dos metros como un agua superficial y a las de cinco como un agua profunda.

La técnica multivariante empleada fue el análisis discriminante de Fisher, tomando como extremos los niveles cero y fondo y clasificando los niveles intermedios de dos y cinco metros. El resultado del análisis, tabla 40, que se efectuó con las siguientes variables: población bacteriana heterótrofa, concentración de oxígeno disuelto en agua, temperatura y concentración de nitratos, concluye en la existencia de una zona superficial que comprende las profundidades de cero y dos metros, y una zona profunda desde los cinco metros hasta el fondo.

1.2. Río Cubillas.

1.2.1. Generalidades.

Una de las características diferenciales de los ecosistemas de aguas corrientes es el alto grado de intercambio que mantienen con el medio terrestre, haciendo de ellos unos sistemas abiertos, lo que se traduce en un tipo de metabolismo de comunidad heterotrófica.

Por lo regular y aunque los ríos tienen productores pro

Tabla 40. Análisis discriminante.

Función discriminante : $L: l_1 X + l_2 Y + l_3 Z + l_4 T$

Cálculo de los coeficientes de la función :

Ecuaciones normales:

$$S_{xx}l_1 + S_{xy}l_2 + S_{xz}l_3 + S_{xt}l_4 = D_{x-x}$$

$$S_{yy}l_1 + S_{yx}l_2 + S_{yz}l_3 + S_{yt}l_4 = D_{y-y}$$

$$S_{zz}l_1 + S_{zx}l_2 + S_{zy}l_3 + S_{zt}l_4 = D_{z-z}$$

$$S_{tt}l_1 + S_{tx}l_2 + S_{ty}l_3 + S_{tz}l_4 = D_{t-t}$$

S_{ii} = varianza conjunta de la variable i

S_{ij} = covarianza conjunta de las variables i, j

D_{i-i} = diferencia entre los valores medios de la variable i , en los puntos tomados como extremos en el análisis, 0 metros y fondo.

$V(X)$, concentración de bacterias

$V(Y)$, concentración de oxígeno

$V(Z)$, temperatura

$V(T)$, concentración de nitratos

Resultados de la resolución del sistema de ecuaciones:

$$l_1 = -0,78 ; l_2 = 3,76 ; l_3 = 0,03 ; l_4 = 0,002$$

Función discriminante: $L: -0,78X + 3,76Y + 0,03Z + 0,002T$

Valor de la función para los niveles de profundidad:

0 metros = 3,62 ; 2 metros = 2,73 ; 5 metros = 1,10 ; 10 mtrs = -0,27

Valor de la divisoria o frontera: 1,66

Conclusión: Dos metros se asocia a cero (aguas someras) y - cinco metros se asocia a 10 metros (aguas profundas).

pios, éstos resultan insuficientes para soportar la gran cantidad de consumidores que se encuentran en ellos, por lo que el aporte de materia orgánica del exterior, corriente auxiliar de energía, resulta fundamental para el mantenimiento de la comunidad de un río, y no pocos consumidores primarios se alimentan de detritus dependiendo en gran parte de materiales -- que son arrastrados por el agua o caen a ella a partir de la vegetación terrestre (Odum, 1972 ; Hynes, 1963). Mann (1969) calcula que en el río Tamesis la población heterótrofa depende en un 50% de la materia orgánica procedente del exterior, Scott y Nelson (1962) encuentran que los organismos consumidores primarios obtienen el 66% de su energía a partir de la materia orgánica alóctona.

Por otro lado, los ríos exportan energía, siendo el lugar de desarrollo larvario de una gran cantidad de insectos -- que una vez adultos ocupan otros nichos en ecosistemas no --/ acuáticos. Además de constituir el habitat de multitud de presas que son el alimento de depredadores de otros ecosistemas.

En condiciones naturales, se mantiene un equilibrio entre las entradas y salidas de energía que permiten el desarrollo de un ecosistema frágil, inestable, en estrecha relación con sistemas terrestres y lénticos. La inestabilidad se deriva de una parte por la dependencia energética del exterior, -- de otra parte, por consecuencias que se desprenden de la corriente, principal característica de estos ecosistemas. La corriente proporciona una agitación continua del agua que provoca una homogenización del medio, tanto en lo que se refiere a factores físicos como químicos que hacen seleccionar organismos que toleran pequeñas oscilaciones de dichos factores. Además, la corriente impone también fuertes restricciones seleccionando a aquellos organismos especialmente adaptados para --

mantener su posición en el agua en movimiento, especialmente - en la zona de los rabiones.

1.2.2. El Río Cubillas.

El Río Cubillas, como una gran mayoría de ríos andalu-- ces, viene soportando una contaminación orgánica como conse-- cuencia del vertido de distintas almazaras, ubicadas en sus - margenes.

El índice de contaminación potencial de Zoeteman (Zoete-- man, 1973), para esta cuenca, con una extensión aproximada de 640 Km² y aproximadamente 16189 habitantes, considerando sólo la región comprendida desde el nacimiento del río hasta su de-- sembocadura en el embalse de Cubillas, es de 64 en su recorri-- do medio y de 16,3 a la entrada al pantano, (Canteras, 1980). Estos valores de contaminación potencial tan elevados, lejos - de mostrarnos una cuenca altamente industrializada (Cantó y -- col. (1979) calcularon un valor de 44 para el río Llobregat) - nos revela que el río Cubillas no posee las características de régimen y caudal necesarios para soportar la instalación en -- sus márgenes de una serie de molinos de aceituna, aún de peque ña o mediana producción.

1.2.3. Factores físicos y químicos.

Para estudiar el grado en que se altera el biótomo por la descarga de materia orgánica se han medido, a lo largo del ciclo de muestreo y en las cinco estaciones de toma de muestras, las fluctuaciones de los siguientes parámetros:

- Concentración de oxígeno disuelto en agua
- Concentración de nitratos
- Concentración de nitritos
- Concentración de fosfato

- Temperatura
- Alcalinidad
- pH

Los resultados de las diferentes medidas y análisis químicos se exponen en la tabla 41-45. A continuación se interpretan y discuten estos resultados por separado para cada variable ambiental medida.

- Concentración de Oxígeno.

La tensión de oxígeno, en general, es más uniforme en los ríos que en los lagos y embalses, con poca o ninguna estratificación.

En condiciones naturales, la concentración de oxígeno no suele presentar grandes variaciones, manteniéndose siempre con valores altos relativos, cercanos a la saturación. La escasa profundidad, la gran superficie expuesta al contacto con la atmósfera y sobre todo el constante movimiento aseguran una reoxigenación inclusive en ausencia de plantas verdes.

Esta escasa variabilidad en la concentración de oxígeno disuelto en agua es la razón por la cual los organismos que viven en los ríos son en su gran mayoría estenóticos para el oxígeno. En consecuencia, resultan ser especialmente sensibles a la escasez del mismo. Si, además, se tiene en cuenta la escasa solubilidad del oxígeno en el agua, que es función de la temperatura, de tal manera que un litro de agua saturada de este gas a 20°C contiene solo 6 cm³ de oxígeno, mientras que un litro de aire contiene unos 200 cm³ (Kenneth, 1977), resulta que las comunidades de los ríos se ven especialmente afectadas por cualquier tipo de corrupción orgánica que pueda reducir la concentración de oxígeno disuelto (Odum, 1973).

En la fig. 28 se muestra la variación respecto del tiempo de la concentración de oxígeno disuelto en agua, para las -

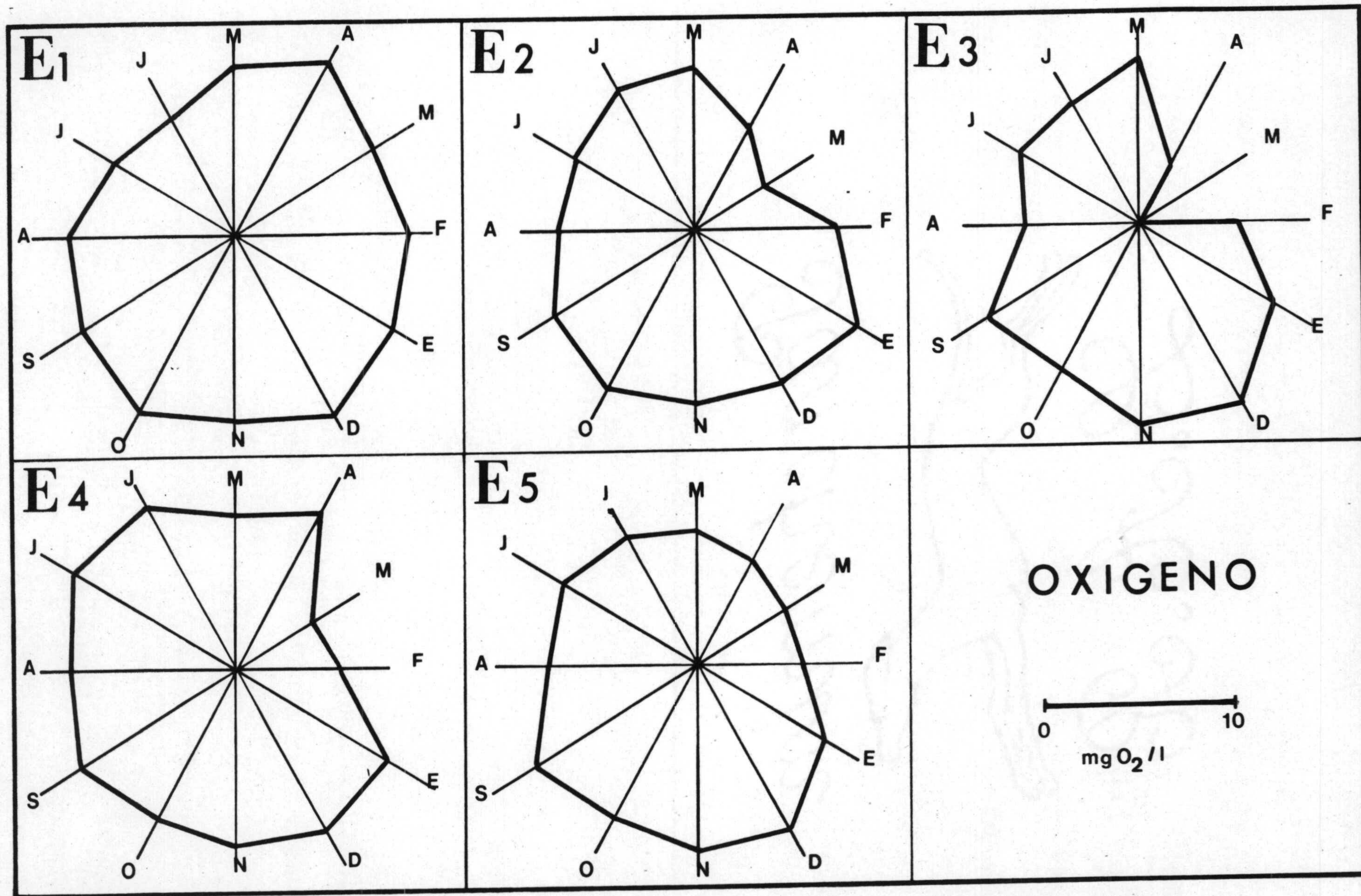


Fig. 28 .- Variación de la concentración de oxígeno disuelto, en función del tiempo .

Tabla 41 . Resultados de los diversos análisis realizados en el Río Cubillas, en la estación de muestreo número uno.

| Fecha | B.H. | Ox. | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | Fos. | Alc. | T. | pH |
|----------|-------|-------|------------------------------|------------------------------|------|------|------|-----|
| 26.02.76 | 990 | 9.10 | 300.0 | 3.80 | 4.20 | 4.7 | 7.0 | 7.1 |
| 26.03.76 | 2080 | 8.26 | 246.4 | 1.60 | 4.25 | 3.8 | 7.0 | 7.1 |
| 27.04.76 | 5880 | 9.81 | 182.4 | 1.60 | 0.45 | 3.8 | 11.0 | 7.3 |
| 21.05.76 | 1800 | 8.36 | 150.7 | 8.70 | 3.40 | 4.0 | 11.0 | 7.3 |
| 16.06.76 | 1480 | 6.60 | 197.5 | 0.50 | 0.80 | 4.0 | 15.5 | 7.4 |
| 14.07.76 | 1490 | 7.00 | 490.0 | - | 2.25 | 3.4 | 15.0 | 7.2 |
| 19.08.76 | 9325 | 8.50 | 320.0 | 1.20 | 1.50 | 3.2 | 17.0 | 7.3 |
| 10.09.76 | 12700 | 9.01 | 254.4 | 1.60 | 0.45 | 3.3 | 14.0 | 7.2 |
| 20.10.76 | 3460 | 8.36 | 254.4 | 1.60 | 1.25 | 3.3 | 12.0 | 7.3 |
| 5.11.76 | 1590 | 9.17 | 245.1 | 3.85 | 0.45 | 3.3 | 10.0 | 7.3 |
| 9.12.76 | 3130 | 10.30 | 247.2 | 3.40 | 1.70 | 3.3 | 10.0 | 7.4 |
| 20.01.77 | 1800 | 9.49 | 210.0 | 1.50 | 0.80 | 3.4 | 7.5 | 7.3 |

B.H.: Bacterias Heterótrofas, nº colonias/ml. Ox.: Oxígeno, mg/ml.
 NO₃⁻: Nitratos, g.at.N/l. NO₂⁻: Nitritos, g.at.N/l. Fos.: Fosfatos,
 g.at.P/l. Alc.: Alcalinidad, meq/l. T.: Temperatura, °C.
 -: Indetectable. (.): No medido.

Tabla 42. Resultados de los análisis realizados en el Río Cubillas, en la estación de muestreo número dos.

| Fecha | B.H. | Ox. | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | Fos. | Alc. | T. | pH |
|----------|--------|------|------------------------------|------------------------------|------|------|------|-----|
| 26.02.76 | 1.74 | 7.50 | 256.0 | 1.40 | 1.90 | 3.95 | 6.0 | 7.2 |
| 26.03.76 | 416.75 | 4.10 | 106.5 | 5.50 | 4.25 | 4.00 | 8.0 | 7.1 |
| 27.04.76 | 14.00 | 5.97 | 153.3 | 2.70 | 0.45 | 4.00 | 12.0 | 7.3 |
| 21.05.76 | 3.60 | 8.04 | 75.9 | 11.00 | 0.80 | 3.80 | 14.0 | 7.4 |
| 16.06.76 | 13.00 | 7.90 | 94.2 | 3.80 | 0.45 | 3.50 | 18.0 | 7.2 |
| 14.07.76 | 2.75 | 7.24 | 256.0 | 1.25 | 1.25 | 3.40 | 16.5 | 7.3 |
| 19.08.76 | 8.95 | 7.20 | 213.0 | 1.20 | 1.10 | 3.25 | 24.0 | 7.4 |
| 10.09.76 | 13.90 | 8.52 | 233.5 | 2.50 | 0.85 | 3.20 | 20.0 | 7.3 |
| 20.10.76 | 7.85 | 9.01 | 235.5 | 0.50 | 1.70 | 3.20 | 15.0 | 7.4 |
| 5.11.76 | 1.54 | 8.69 | 221.6 | 4.35 | 0.45 | 3.35 | 14.0 | 7.4 |
| 9.12.76 | 5.27 | 8.77 | 245.0 | 3.25 | 2.50 | 3.25 | 11.5 | 7.5 |
| 20.01.77 | 4.02 | 9.65 | 249.4 | 6.60 | 2.95 | 3.35 | 8.0 | 7.3 |

B.H.: Bacterias Heterótrofas, nº colonias x 1000/ml. Ox.: Oxígeno, mg/ml.
 NO₃⁻: Nitratos, g.at.N/l. NO₂⁻: Nitritos, g.at.N/l. Fos.: Fosfatos,
 g.at.P/l. Alc.: Alcalinidad, meq/l. T.: Temperatura, °C.

Tabla 43. Resultados de los diversos análisis realizados en el Río Cubillas, en la estación de muestreo número tres.

| Fecha | B.H. | Ox. | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | Fos. | Alc. | T. | pH |
|----------|--------|-------|------------------------------|------------------------------|-------|------|------|-----|
| 26.02.76 | 8.32 | 5.20 | 151.62 | 16.5 | 7.45 | 3.9 | 11.5 | 7.3 |
| 26.03.76 | 174.00 | 0.01 | 17.50 | 6.5 | 15.96 | 4.0 | 8.5 | 7.4 |
| 27.04.76 | 275.75 | 3.15 | 52.30 | 16.5 | 0.45 | 4.2 | 12.0 | 7.2 |
| 21.05.76 | 1.09 | 8.04 | 72.00 | 8.0 | 0.80 | 4.0 | 15.0 | 7.3 |
| 16.06.76 | 0.51 | 6.84 | 183.10 | 4.9 | 6.25 | 3.5 | 16.5 | 7.3 |
| 14.07.76 | 0.35 | 7.00 | 182.00 | 2.1 | 0.45 | 8.0 | 18.0 | 7.4 |
| 19.08.76 | 5.97 | 6.10 | 120.00 | 3.5 | 0.80 | 4.5 | 25.0 | 7.5 |
| 10.09.76 | 6.30 | 9.25 | 253.50 | 2.5 | 1.70 | 3.2 | 19.0 | 7.3 |
| 20.10.76 | 0.69 | 8.20 | 277.50 | 0.5 | 2.10 | 3.2 | 15.0 | 7.4 |
| 5.11.76 | 0.14 | 9.97 | 221.05 | 4.9 | 2.85 | 3.3 | 14.0 | 7.2 |
| 9.12.76 | 1.19 | 10.22 | 224.90 | 8.1 | 1.50 | 3.3 | 11.5 | 7.3 |
| 20.01.76 | 1.33 | 8.00 | 185.00 | 3.5 | 1.25 | 3.4 | 11.0 | 7.3 |

B.H.: Bacterias Heterótrofas, nº colonias x 10⁴/ml. Ox.: Oxígeno, mg/ml.
 NO₃⁻: Nitratos, g.at.N/l. NO₂⁻: Nitritos, g.at.N/l. Fos.: Fosfatos,
 g.at.P/l. Alc.: Alcalinidad, meq/l. T.: Temperatura, °C.

Tabla.44. Resultados de los diversos análisis realizados en el Río Cubillas, en la estación de muestreo número cuatro.

| Fecha | B.H. | Ox. | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | Fos. | Alc. | T. | pH |
|----------|-------|------|------------------------------|------------------------------|------|------|------|-----|
| 26.02.76 | 6.90 | 5.40 | 239.40 | - | 0.85 | 3.4 | 12.0 | 7.3 |
| 26.03.76 | 26.82 | 4.50 | 50.60 | 7.40 | 4.60 | 3.8 | 12.0 | 7.5 |
| 27.04.76 | 5.50 | 8.87 | 70.85 | 10.75 | 1.25 | 2.8 | 14.0 | 7.5 |
| 21.05.76 | 3.50 | 7.72 | 112.00 | 22.00 | 2.90 | 3.6 | 16.0 | 7.3 |
| 16.06.76 | 0.12 | 9.35 | 214.10 | 1.90 | 0.80 | 3.8 | 19.0 | 7.4 |
| 14.07.76 | 0.21 | 9.65 | 214.00 | 2.63 | 2.25 | 4.0 | 17.5 | 7.3 |
| 19.08.76 | 7.85 | 8.50 | 150.00 | 4.50 | 1.25 | 4.5 | 21.0 | 7.4 |
| 10.09.76 | 1.60 | 9.50 | 233.50 | 2.50 | 0.85 | 3.2 | 18.0 | 7.3 |
| 20.10.76 | 0.70 | 8.20 | 267.50 | 0.50 | 1.25 | 3.2 | 14.0 | 7.3 |
| 5.11.76 | 0.12 | 8.69 | 200.09 | 11.91 | 2.50 | 3.3 | 12.0 | 7.4 |
| 9.12.76 | 1.09 | 9.00 | 260.00 | 8.30 | 2.10 | 3.3 | 13.5 | 7.4 |
| 20.01.77 | 0.89 | 9.00 | 250.00 | 6.70 | 1.80 | 3.2 | 11.5 | 7.3 |

B.H.: Bacterias Heterótrofas, nº colonias x 10⁴/ml. Ox.: Oxígeno, mg/ml.
 NO₃⁻: Nitratos, g.at.N./l. NO₂⁻: Nitritos, g.at.N/l. Fos.: Fosfatos,
 g.at.P/l. Alc.: Alcalinidad, meq/l. T.: Temperatura, °C.
 -: Indetectable.

Tabla 45. Resultados de los diversos análisis realizados en el Río Cubillas, en la estación de muestreo número cinco.

| Fecha | B.H. | Ox. | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | Fos. | Alc. | T. | pH |
|----------|-------|------|------------------------------|------------------------------|-------|------|------|-----|
| 26.02.76 | 6.50 | 5.47 | 53.20 | 2.00 | 16.50 | 3.4 | 12.0 | 7.2 |
| 26.03.76 | 30.00 | 5.23 | 60.60 | 7.40 | 4.25 | 3.7 | 12.0 | 7.1 |
| 27.04.76 | 7.70 | 5.65 | 75.65 | 10.75 | 2.10 | 3.0 | 15.0 | 7.3 |
| 21.05.76 | 1.20 | 6.47 | 112.00 | 22.00 | 1.70 | 3.8 | 15.5 | 7.2 |
| 16.06.76 | 1.13 | 7.24 | 181.40 | 6.60 | 0.45 | 3.6 | 17.5 | 7.4 |
| 14.07.76 | 1.45 | 7.96 | 256.00 | 8.50 | 0.85 | 8.8 | 19.0 | 7.3 |
| 19.08.76 | 1.34 | 7.80 | 240.00 | 4.20 | 0.90 | 4.7 | 21.5 | 7.3 |
| 10.09.76 | 2.10 | 9.65 | 253.50 | 2.50 | 2.50 | 3.2 | 17.0 | 7.2 |
| 20.10.76 | 1.30 | 8.45 | 255.50 | 0.50 | 1.70 | 3.7 | 15.0 | 7.3 |
| 5.11.76 | 0.30 | 9.17 | 206.00 | 6.00 | 2.10 | 3.3 | 13.0 | 7.3 |
| 9.12.76 | 1.27 | 9.50 | 247.70 | 8.30 | 1.70 | 3.4 | 13.5 | 7.3 |
| 20.01.77 | 1.34 | 7.50 | 200.00 | 5.20 | 1.90 | 3.5 | 10.0 | 7.4 |

B.H.: Bacterias Heterótrofas, nº colonias x 10⁴/ml. Ox.: Oxígeno, mg/ml. NO₃⁻: Nitratos, g.at.N/l. NO₂⁻: Nitritos, g.at.N/l. Fos.: Fosfatos, g.at.P/l. Alc.: Alcalinidad, meq/l. T.: Temperatura, °C.

Tabla 46 . Concentración de oxígeno disuelto en agua. Medias - y desviaciones.

| Estaciones | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|-----------------|------|------|------|------|------|
| M | 8,66 | 7,72 | 6,83 | 8,20 | 7,51 |
| D | 1,03 | 1,44 | 2,82 | 1,55 | 1,48 |
| D/M | 11,8 | 18,7 | 41,2 | 18,9 | 19,7 |
| V _{ma} | 10,3 | 9,65 | 10,2 | 9,65 | 9,65 |
| V _{mi} | 6,60 | 4,10 | 0,01 | 4,50 | 5,23 |

M = Media

D = desviación típica

D/M = coeficiente de variación en %

V_{ma} = valor máximo

V_{mi} = valor mínimo

cinco estaciones de muestreos.

En la estación 1, los valores de oxígeno oscilaron entre 10,3 y 6,6 mgO_2/l , con un valor medio de 8,66 mgO_2/l , tabla 46, y un coeficiente de variación del 11,8%. Este valor de variación o dispersión nos indica la gran estabilidad del agua en concentración de oxígeno y que con un valor medio tan alto nos informa de la alta calidad del agua en esta estación durante el ciclo de muestreo.

En la estación 2, el valor medio de oxígeno bajó sensiblemente respecto de la estación 1 siendo de 7,72 mgO_2/l . Esto supone, efectivamente, una disminución de la concentración media de oxígeno en la estación 1 del 12%. Por el contrario, el coeficiente de variación fue superior al de la estación 1, significando una mayor variabilidad en la concentración de este gas que presentó los mínimos valores en los meses de Marzo y Abril (4,10 y 5,97 mgO_2/l respectivamente) y los máximos, como en la estación anterior, durante los meses de Diciembre y Enero (8,77 y 9,65 mgO_2/l respectivamente).

En la estación 3, se obtuvieron los más bajos valores de oxígeno que coincidieron con la época de almazara, meses de Febrero, Marzo y Abril, donde respectivamente los mgO_2/l medidos fueron de 5,20, 0,01 y 3,15 mgO_2/l . Noviembre con 9,97 y Diciembre con 10,22 mgO_2/l fueron los meses que presentaron las más altas concentraciones. El valor medio fue de 6,83 mgO_2/l con un coeficiente de dispersión o variación del 41,2%. La entrada de materia orgánica procedente de la almazara ubicada en Iznalloz trajo como consecuencia la disminución de la concentración media de oxígeno, respecto de la estación 1, del 21% y un aumento del coeficiente de variación, respecto de la misma estación, del 249%. Sin embargo, una mejor información, más acertada, sobre la incidencia de materia orgánica vertida por la almazara la obtenemos por comparación con

la estación 2, situada a unos 100 metros de la estación 3, entre las que se encuentra la citada almazara. Si se consideran los valores medios, la disminución en la estación 3 fue del -- 11,5% respecto de la estación 2 y el coeficiente de variación aumentó en un 120%. Ahora bien, si se considera solo la época de Febrero, Marzo y Abril y se comparan los respectivos valores medios, la incidencia directa e inmediata del vertido de materia orgánica produjo una disminución en la concentración de oxígeno del 52,4%.

Hasta el momento, la concentración media de oxígeno ha ido disminuyendo desde la estación 1 a la estación 3, mientras que el coeficiente de variación ha ido en aumento, reflejando la cada vez mayor inestabilidad de este parámetro y en general de este tramo del río.

La concentración de oxígeno a su paso por la estación 4, a 14 Km aproximadamente de la estación 3, mostró también en los meses de Febrero y Marzo, valores bajos aunque no tanto como en la estación 3. En general, como muestra el valor medio, la concentración de oxígeno fue alta, cercana a la de la estación 1 y con un coeficiente de variación pequeño del 18,9%. El recorrido entre las estaciones 3 y 4 supuso un aumento global de oxígeno del 20% y una disminución del 54% del índice de dispersión. Si se consideran solo los meses de vertido, el aumento en la concentración de oxígeno fue del 54,9% respecto de la estación 3.

En la estación 5, situada inmediatamente aguas abajo de la última de las alazaras ubicadas en las inmediaciones del río Cubillas, la concentración media de oxígeno disuelto en agua, dentro del ciclo de muestreo, fue de 7,51 mgO₂/l, con un coeficiente de variación del 19,8%, presentando también los valores más bajos durante los meses de Febrero a Abril y los más

elevados durante los meses de otoño y Diciembre.

En relación con la estación 4, aguas arriba aproximadamente unos 400 metros de la almazara, la disminución de la concentración de oxígeno fue del 8,41% y, si se considera solo el periodo de Febrero a Abril, fue del 11,4%.

Para contrastar la significación estadística de los valores medios, teniendo en cuenta que hay dos posibles fuentes de variación (estaciones y meses de muestreo, es decir, espacio y tiempo), se ha efectuado un análisis de varianza doble. Con este tipo de análisis evitamos mezclar o confundir los efectos de las dos fuentes de variación, caso de realizar un análisis de varianza simple para cada una de ellas, con la ventaja de obtener un error cuadrático medio más preciso. En este análisis, pues, contrastamos las siguientes -- hipótesis:

- 1) hipótesis nula de igualdad de medias entre las distintas estaciones de muestreo: $\mu_{c1} = \mu_{c2} = \mu_{c3} = \mu_{c4} = \mu_{c5}$.
- 2) hipótesis nula de homogeneidad de medias entre los distintos meses de muestreo: $H_0: \mu_{m1} = \dots = \mu_{m12}$.

Los resultados del análisis, tabla 47 , rechazan ambas hipótesis de homogeneidad con una probabilidad de error $P < 0,0005$ (inferior al 0,05%).

La menor diferencia significativa para comparar las medias de dos estaciones de muestreo es de 0,46 y para comparar dos meses de muestreo de 3,55. Los resultados de comparar dos a dos las estaciones se muestran en la figura 29 , y en la figura 30 la correspondiente a la comparación de los meses de muestreo. Observamos que entre estaciones todas las diferencias son significativas. Si consideramos a la estación 1 como control, respecto de las restantes estaciones,

Tabla 47 .- Análisis de la varianza. Concentración de oxígeno

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|-------|
| Estaciones | 4 | 85,3 | 21,32 | 68,72 |
| Muestras | 11 | 111,6 | 10,14 | 32,71 |
| Error | 44 | 13,7 | 0,31 | |
| Total | 59 | 210,6 | | |

Tabla 49 .- Análisis de la varianza. Concentración de nitratos

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|------|
| Estaciones | 4 | 64886,2 | 16221,55 | 5,82 |
| Muestras | 11 | 217961,8 | 19814,71 | 7,11 |
| Error | 44 | 122668,6 | 2787,92 | |
| Total | 59 | 405516,6 | | |

Tabla 50 .- Análisis de la varianza. Concentración de nitritos

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|------|
| Estaciones | 4 | 106,9 | 40,225 | 3,11 |
| Muestras | 11 | 693,1 | 63,01 | 4,88 |
| Error | 44 | 568,4 | 12,92 | |
| Total | 59 | 1422,4 | | |

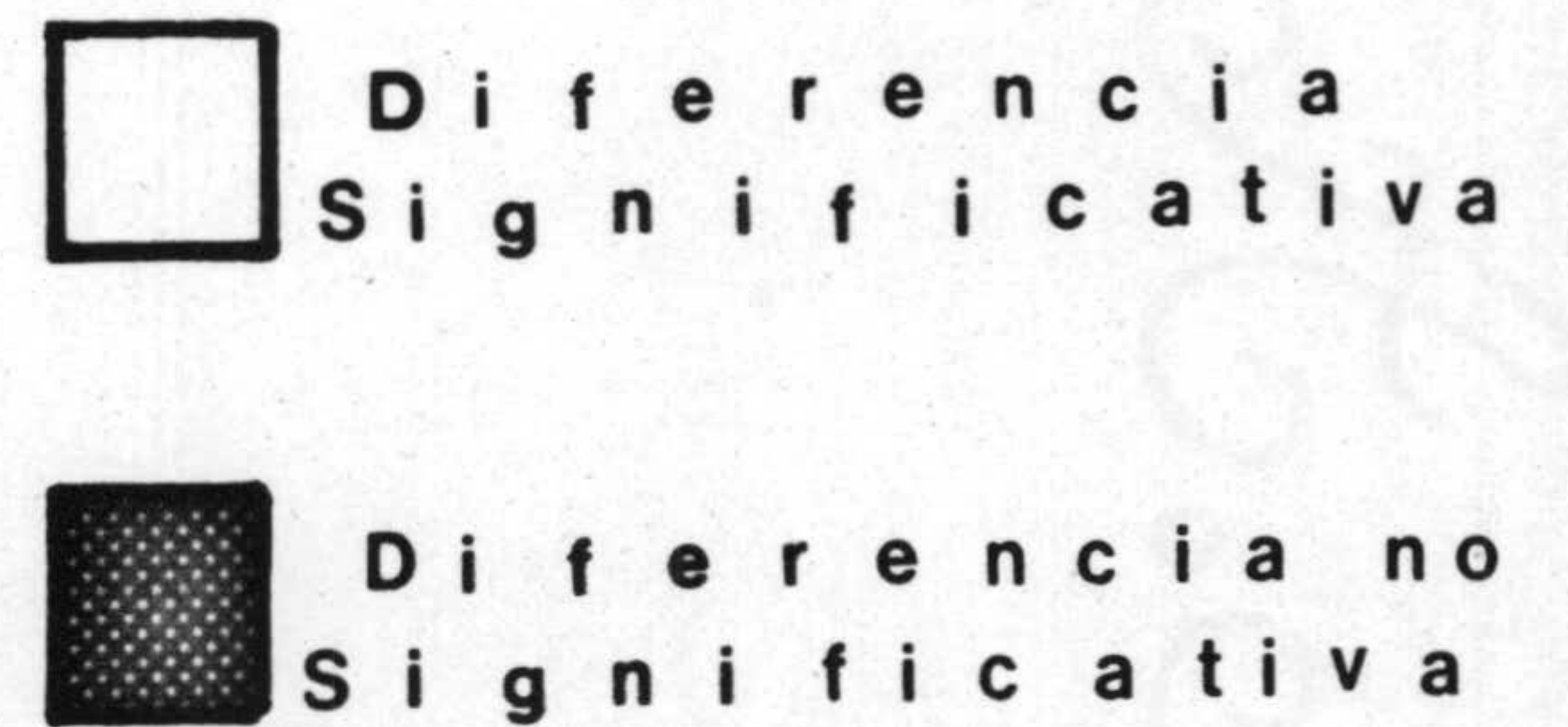
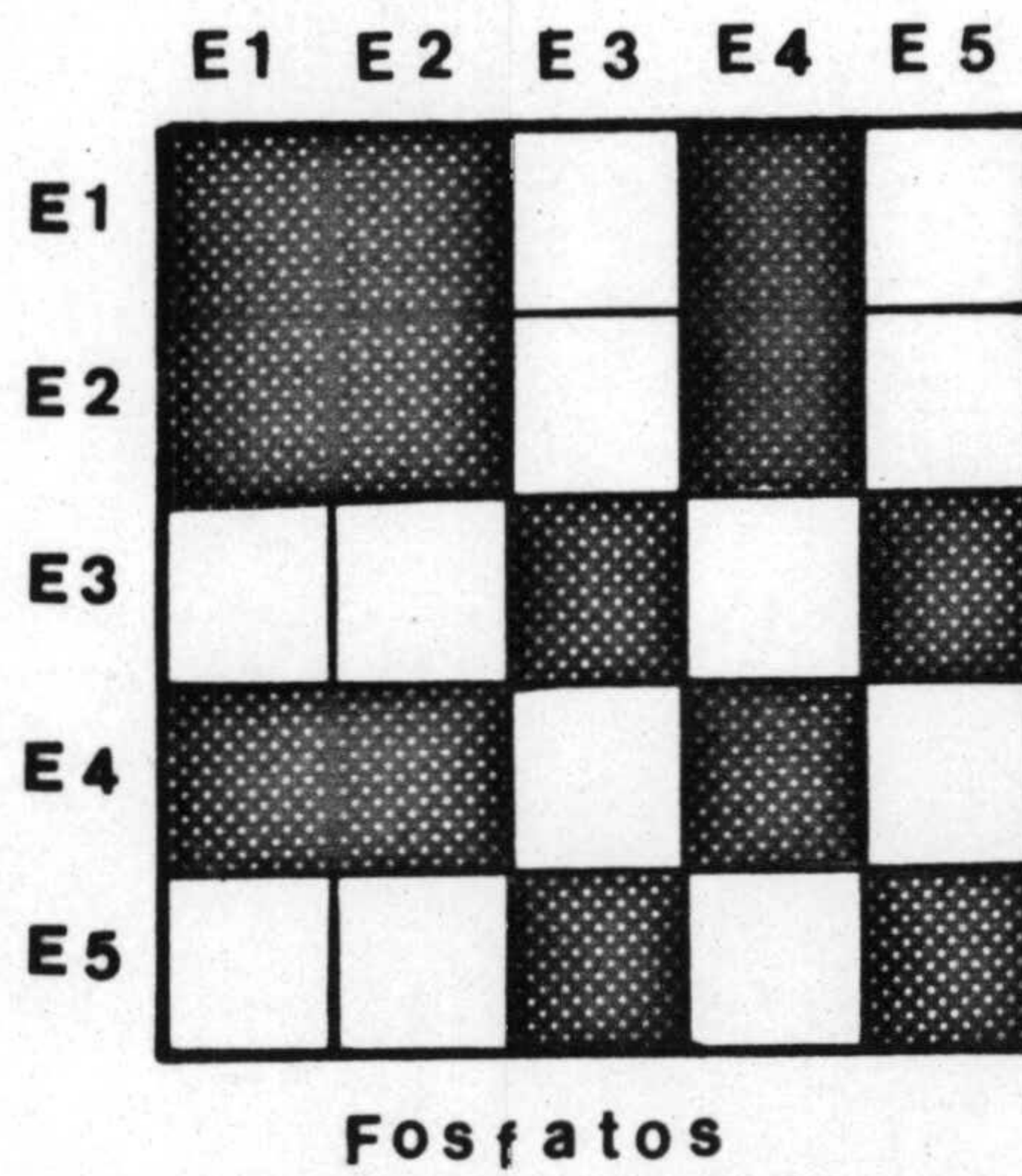
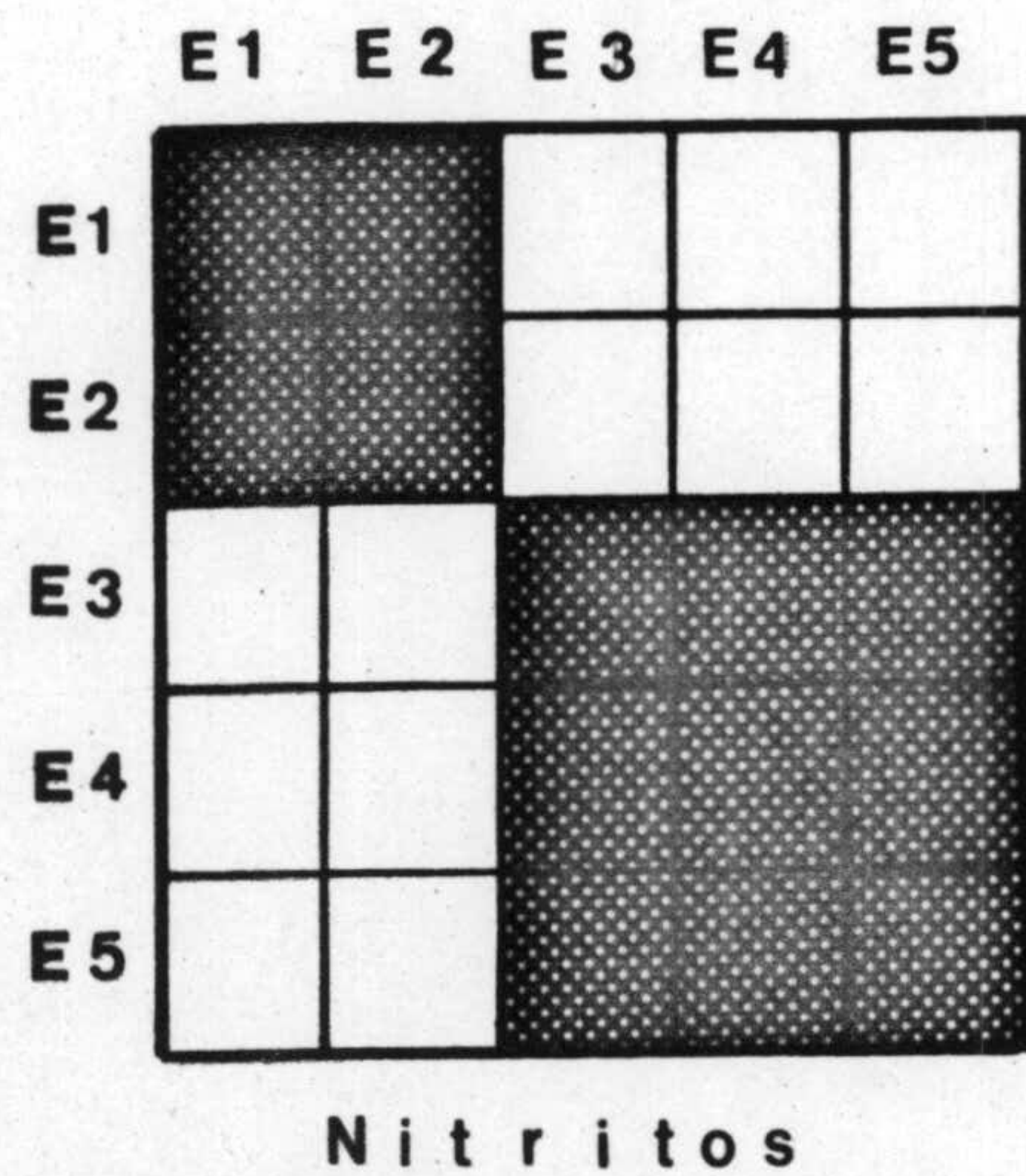
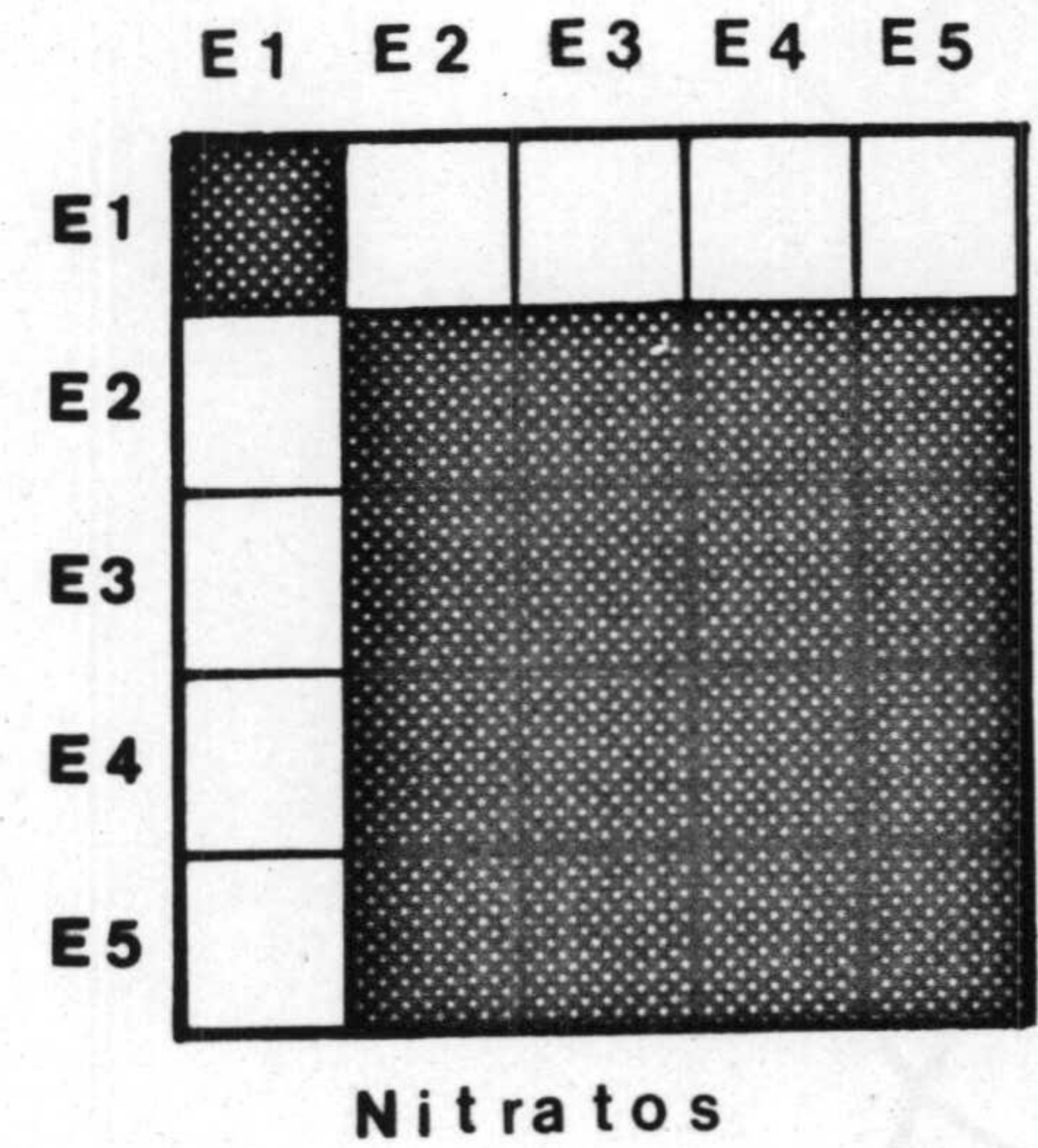
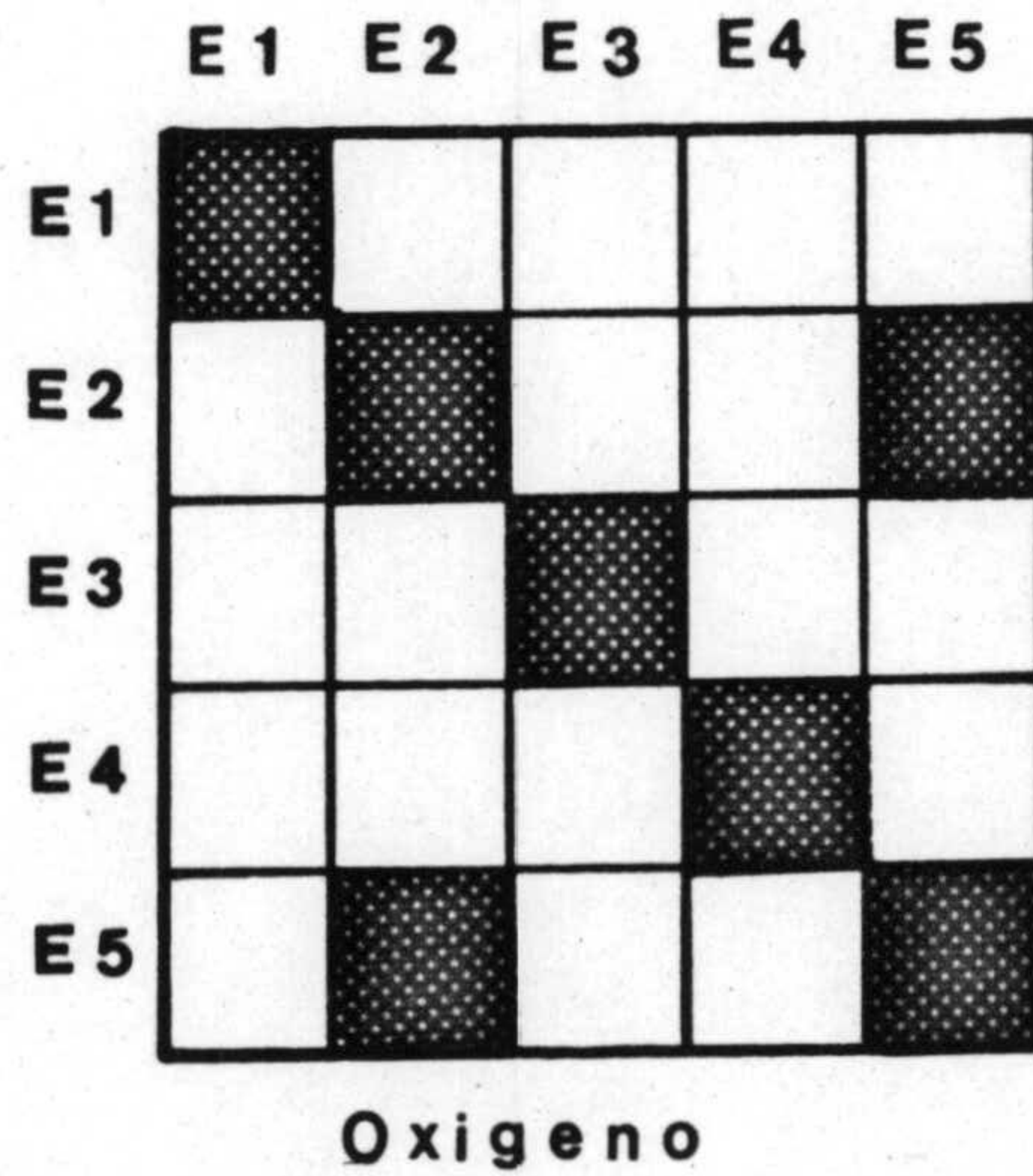
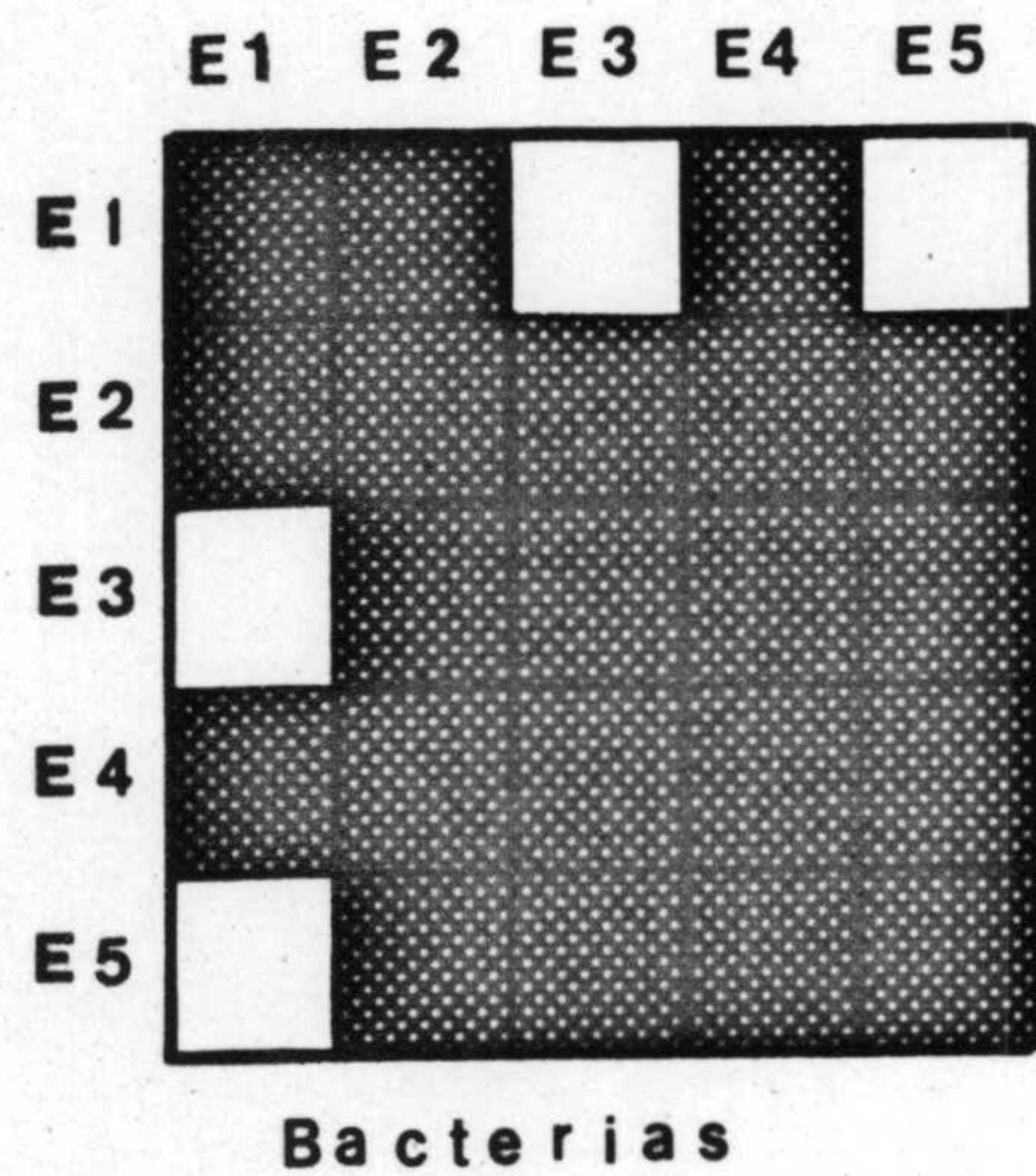
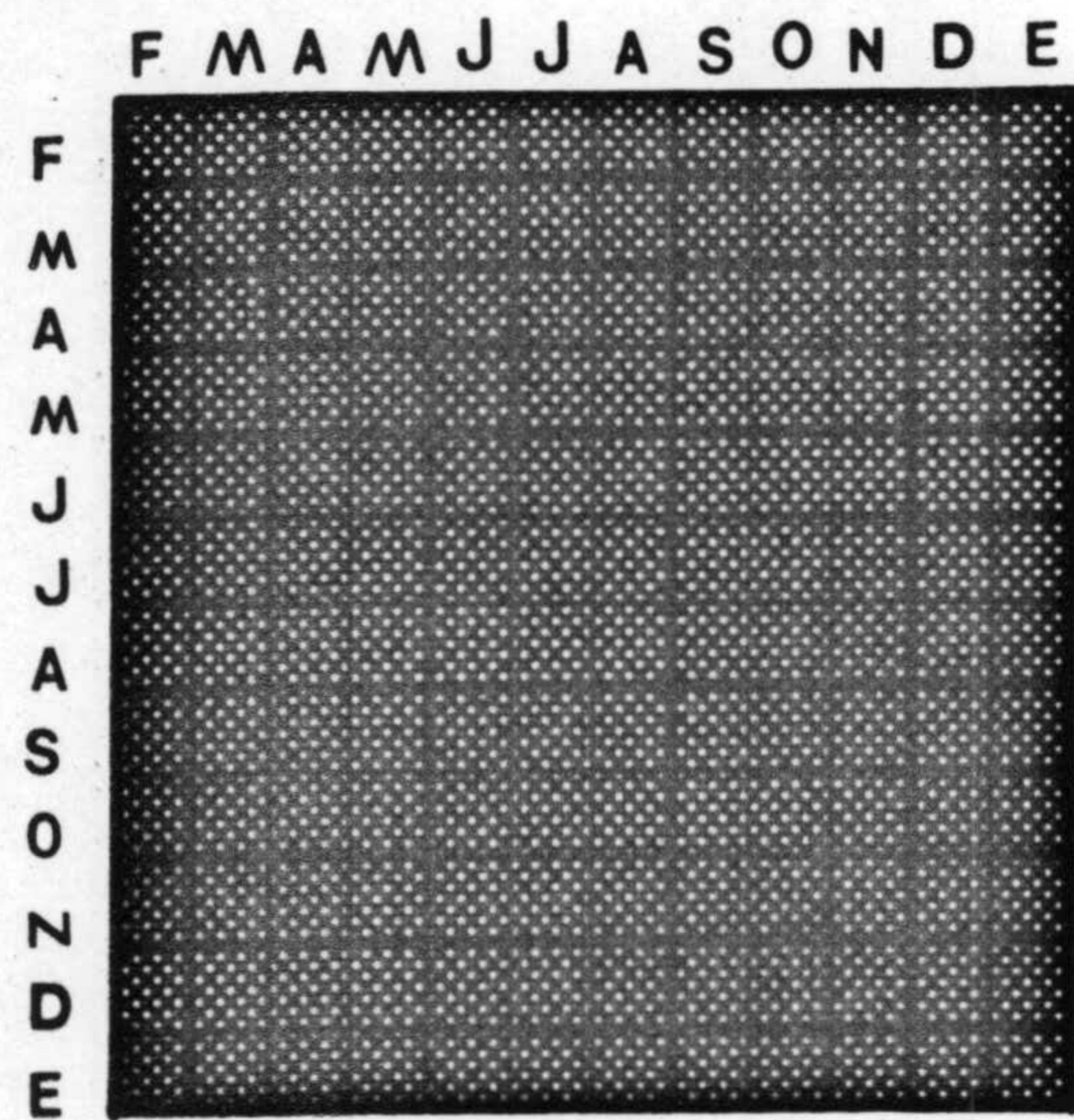
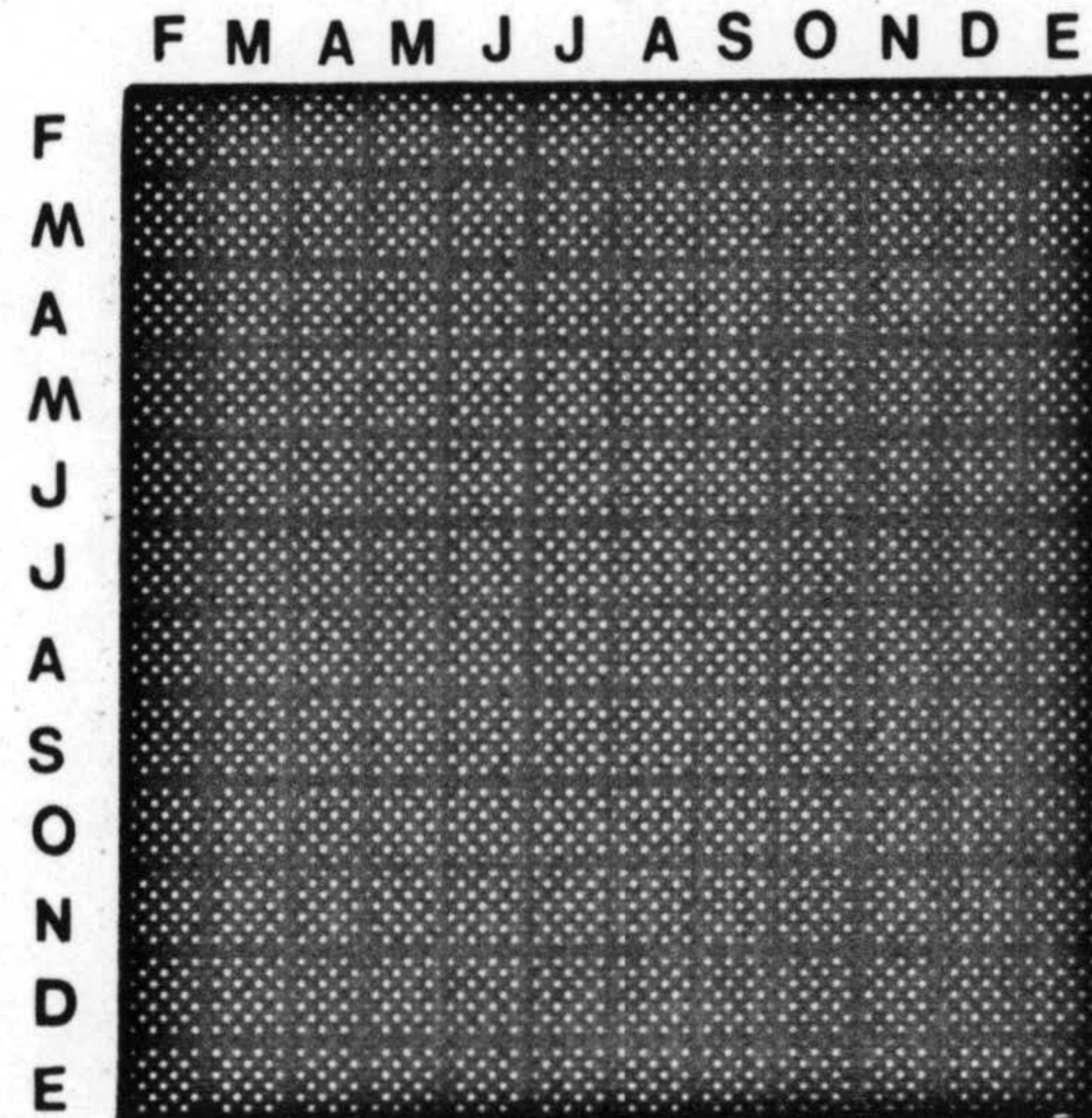


Fig.29 .- Significación estadística de las diferencias entre los valores medios de las estaciones de muestreo .

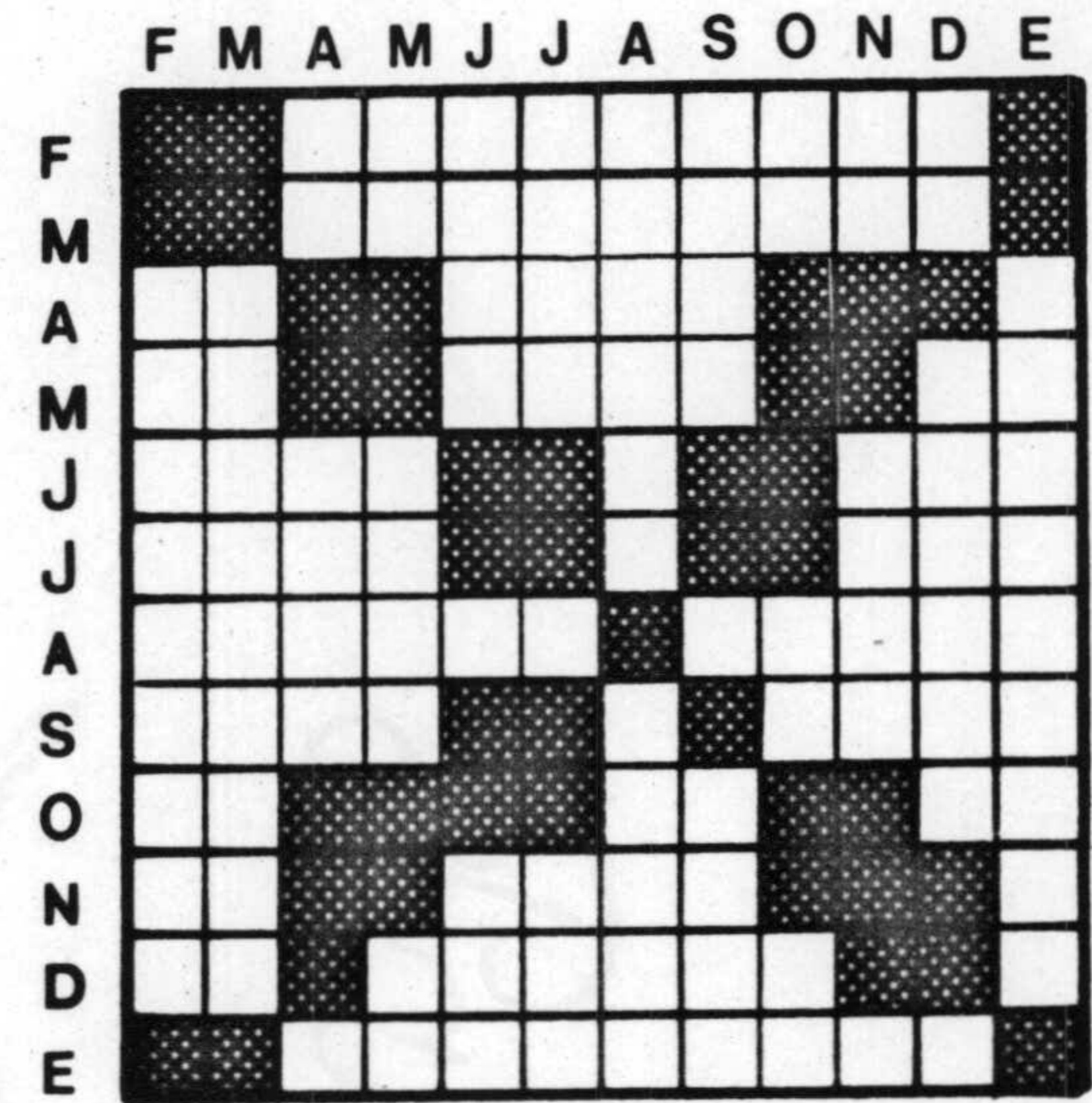
Fig.30.- Continuación



Alcalinidad



pH



Temperatura

□ Diferencia Significativa

■ D. no S.

nos preguntamos en cuanto superan como mínimo dichas restantes estaciones al control. Utilizamos para ello la prueba de Dunnett para una cola:

$$d_2 = 7,72 - 8,66 = - 0,94$$

$$d_3 = 6,83 - 8,66 = - 1,83$$

$$d_4 = 8,20 - 8,66 = - 0,46$$

$$d_5 = 7,51 - 8,66 = - 1,15$$

$$\text{tolerancia} = (d_{ut}) \cdot \sqrt{\frac{2 \cdot s^2}{n}} = 2,2 \times 0,23 = 0,5$$

Los límites inferiores y superiores son respectivamente para las cuatro diferencias los siguientes:

$$d_2 \pm \text{tolerancia} = - 1,44 \quad \text{---} \quad - 0,44$$

$$d_3 \pm \text{tolerancia} = - 2,33 \quad \text{---} \quad - 1,33$$

$$d_4 \pm \text{tolerancia} = - 0,96 \quad \text{---} \quad - 0,04$$

$$d_5 \pm \text{tolerancia} = - 1,65 \quad \text{---} \quad - 0,65$$

Como consecuencia se puede concluir que:

- La estación 2 es inferior como mínimo en -0,44 (5,1%)
- La estación 3 es inferior como mínimo en -1,33 (15,3%)
- La estación 4 es inferior como mínimo en -0,04 (0,46%)
- La estación 5 es inferior como mínimo en -0,65 (7,5%)

Si consideramos como control a la estación 2, la mínima disminución en la estación 3 es de 0,89 (5,05%), y si consideramos a la estación 4 como control de la estación 5, la disminución en oxígeno en ésta respecto de su control es de 0,69 (2,3%).

De los resultados correspondientes de comparar los meses de muestreo dos a dos se deduce la existencia de cuatro grupos de meses homogéneos dentro de sí, pero heterogéneos entre ellos, en cuanto a concentración media de oxígeno:

1), comprende al mes de Marzo, con una concentración de oxígeno en mg/l de 4,42.

2), comprende a los meses de Febrero y Abril, comienzo y final respectivamente del periodo de vertido de materia orgánica. La media de este grupo de meses es de -- 6,61 mg/l de oxígeno.

3), abarca a los meses de Mayo, Junio, Julio y Agosto - con un valor medio de 7,67 mgO₂/l.

4), agrupa a los meses de Septiembre a Enero con un valor medio de mgO₂/l de 9,01.

La variación en la concentración de oxígeno se muestra como un buen revelador de la incidencia de materia orgánica en el río. El estudio de la curva de oxígeno tanto en el espacio como en el tiempo nos proporciona una forma de evaluar el proceso natural de autodepuración del río, que trae consigo la aparición de un gradiente longitudinal (y temporal) en la concentración de oxígeno, como consecuencia de su utilización en la oxigenación de la materia orgánica por los organismos descomponedores. Este proceso de autodepuración, como veremos posteriormente, afectará también a elementos nutritivos del ecosistema, así como a las comunidades acuáticas y muy en concreto a la población microbiana que será la directamente encargada de la degradación del vertido orgánico.

- Concentración de Nitrato.

Como decíamos anteriormente, los procesos de autodepuración traen como consecuencia una disminución en la concentración de oxígeno y un aumento en la flora microbiana y como consecuencia derivadas de las anteriores, la alteración de -- otras sustancias químicas entre las que se encuentran los nitratos, nitritos y fosfatos.

La actividad de los organismos desintegrados se traduce en la aparición de NH_4 y a veces de SH_2 en el agua, así como de fosfatos minerales, último término de la degradación de los nucleótidos y de otras moléculas orgánicas fosfatadas.

El amoníaco, dependiendo de la concentración de oxígeno, será oxidado a nitrito y éste posteriormente a nitrato en ese proceso de autodepuración. Sin embargo, si el vertido de materia orgánica es grande y la desoxigenación supera a la reoxigenación natural del río, el proceso anterior de nitrificación puede quedar bloqueado en su primera fase, aumentando los nitritos, y si el oxígeno no llegase a consumirse por completo, entonces el ión amonio vería aumentada su concentración. Por lo tanto, las fluctuaciones en los nitratos y nitritos, descenso de aquel y aumento de éste, que se globalizan de forma conjunta mediante el cociente NO_2/NO_3 , permite visualizar el alcance de una contaminación orgánica.

En la figura 31 se muestra las variaciones en la concentración de nitrato en las cinco estaciones de muestreo a lo largo del tiempo, en un diagrama polar. En la estación 1, se registraron siempre los más altos valores de concentración de nitrato mientras que las estaciones 3 y 5 fueron las que presentaron los más bajos valores. En la tabla 4.8 donde se muestran para cada estación los valores medios, varianzas y coeficientes de dispersión, puede comprobarse como la estación 1 supera netamente a las restantes en concentración media.

El recorrido entre las estaciones 1 y 2 supone una disminución respecto de la primera en concentración de nitrato del 24,5%. El periodo donde las diferencias entre estas dos estaciones fue mayor correspondió a los meses de Mayo y Junio, donde la disminución en la estación 2 respecto de la estación 1 fue del 50% y del 52,3% respectivamente.

En la estación 3, la concentración de este ión fue del 17% de la que mostrara en la estación 2. Los meses de Marzo y Abril mostraron las más altas diferencias entre ambas estaciones. En el mes de Marzo la disminución fue del 83,5% y en el mes de Abril del 65,9%.

En el tramo siguiente del río, comprendido entre las estaciones 3 y 4 se dió una recuperación de la concentración de nitrato del orden de 16,5% respecto de la concentración media medida en la estación 3. En ambas estaciones de muestreo los valores más bajos correspondieron a los meses de Marzo, Abril y Mayo casi solapados con los meses de Febrero, Marzo y Abril, es decir, con el período de vertido de alpechín al río.

En la estación 5, el valor medio fue inferior al de la estación 4 en un 5,3%, con los meses de Febrero a Mayo registrando los valores más bajos, tabla 51.

En resumen, el recorrido desde la estación 1 a la estación 5 supuso una disminución media en la concentración de nitrato del 31% aproximadamente, respecto de la estación 1, y un aumento del coeficiente de variación del 34,7% con los más bajos valores a su paso por las estaciones 3 y 5.

Para contrastar la significación estadística entre las medias de la estaciones de muestreo y de los meses de muestreo, se realizó, como en el punto anterior, mediante un análisis de varianza doble para contrastar la homogeneidad de ambas fuentes de variación. Los resultados de este análisis se muestran en la tabla 49 de donde se deduce que hay diferencia significativa entre estaciones de muestreo con una probabilidad de error inferior a $P < 0,001$, y que, igualmente, existe diferencia significativa entre los meses de muestreo con un $P < 0,0005$. Calculando la menor diferencia significativa obtenemos que entre las estaciones 2,3,4 y 5 no hay diferencia significativa, pero sí entre cualquiera de ellas y la

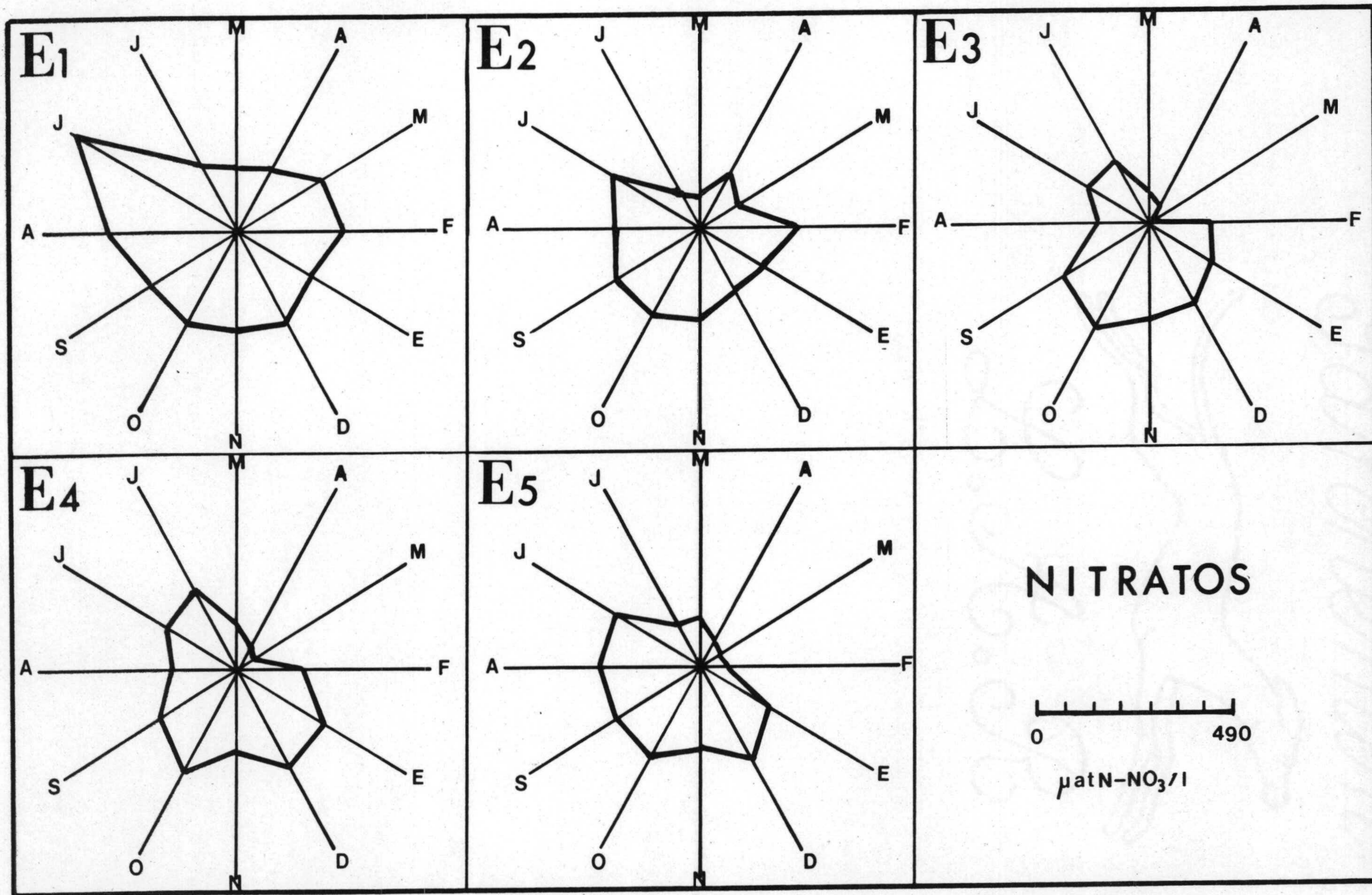


Fig. 31 .- Variación de la concentración de nitrato, en función del tiempo .

Tabla 51 .- Concentración de nitratos. Media y desviaciones

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|------|-------|------|-------|-------|-------|
| M | 258,2 | 195 | 161,7 | 188,5 | 178,5 |
| D | 83,2 | 65,2 | 78,2 | 71,52 | 77,4 |
| D/M | 32,2 | 33,4 | 48,4 | 37,9 | 43,4 |
| Vmx. | 490 | 256 | 277,5 | 267,5 | 256 |
| Vmi. | 150,7 | 75,9 | 17,5 | 50,6 | 53,2 |

M = media

D = desviación típica

D/M = coeficiente de dispersión, en %

Vmx. = valor máximo

Vmi. = valor mínimo

Unidad de medida = $\mu\text{g/L N-NO}_3$

estación 1. En cuanto a los meses de muestreo la menor diferencia significativa al comparar dos a dos los meses de muestreo nos permite obtener dos grupos de meses homogéneos dentro de cada uno de ellos y heterogéneos entre ellos. El primero corresponde a los meses de Marzo, Abril y Mayo (período de funcionamiento de las almazaras) y el segundo a los meses de Agosto, Septiembre, Octubre, Noviembre, Enero y Febrero, y entre ambos grupos los meses de Junio y Julio. (fig. 30).

La prueba de una cola de Dunnett, tomando a la estación 1 como control de las cuatro restantes, nos permite concluir a partir de los siguientes cálculos:

$$d_2 = 44,83 - 108,19 = - 63,36$$

$$d_3 = 11,7 - 108,19 = - 96,49$$

$$d_4 = 38,5 - 108,19 = - 69,69$$

$$d_5 = 28,46 - 108,19 = - 79,73$$

$$\text{tolerancia} = (d_{ut}) \cdot \frac{2 \cdot s^2}{n} = 50,21$$

$$d_2 \text{ tolerancia} = -63,36 \quad 50,21 = -113,57 \pm -13,15$$

$$d_3 \text{ tolerancia} = -96,49 \quad 50,21 = -146,70 ; -46,28$$

$$d_4 \text{ tolerancia} = -69,69 \quad 50,21 = -119,90 ; -19,48$$

$$d_5 \text{ tolerancia} = -79,73 \quad 50,21 = -129,94 ; -29,52 ,$$

que:

- 1) la estación 2 es inferior a la estación 1 en 13,15 - unidades como mínimo, es decir, en un 12,15% al menos.
- 2) la estación 3 es inferior a la 1 en, como mínimo, -- 46,28 unidades, esto es, en un 42,8% al menos.
- 3) la estación 4 es inferior a la estación control en - 19,48 unidades (18%) como mínimo.

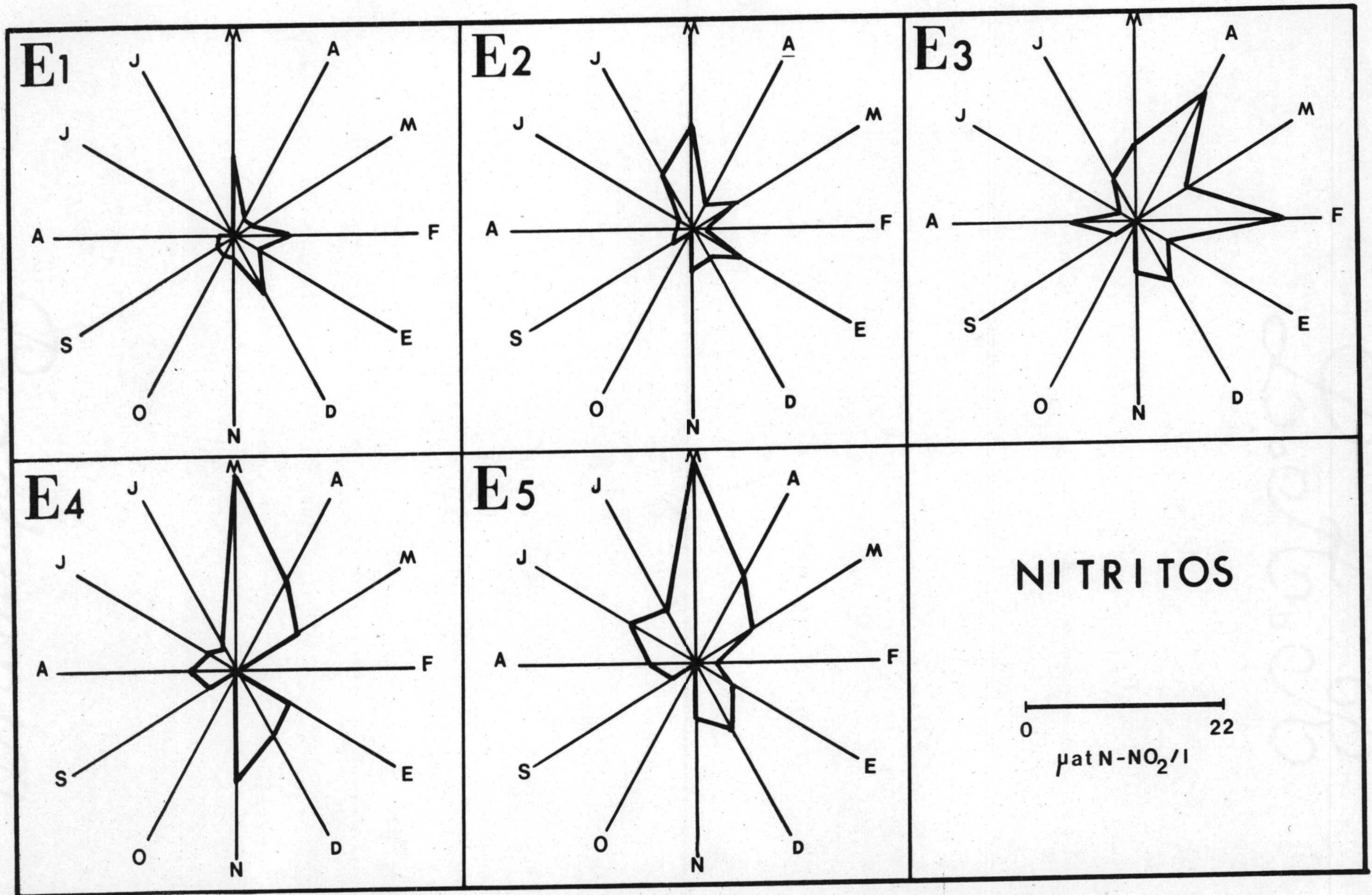


Fig. 32 .- Variación de la concentración de nitrito, en función del tiempo .

Tabla 52 .- Concentración de nitritos. Medias y desviaciones

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|------|-------|-------|-------|-------|------|
| M | 2,44 | 3,67 | 6,46 | 6,59 | 7,00 |
| D | 2,22 | 2,82 | 4,99 | 5,96 | 5,48 |
| D/M | 90,8 | 76,9 | 77,30 | 90,4 | 78,3 |
| Vmx. | 29,28 | 44,04 | 77,52 | 76,08 | 84,0 |
| Vmi. | 0,0 | 0,50 | 0,50 | 0,0 | 0,50 |

M = media

D = desviación típica

D/M = coeficiente de variación , en %

Vmx. = valor máximo,

Vmi. = valor mínimo

Unidad de medida = ugat N-NO₂ /L

4), la estación 5 comparada con la primera estación -- muestra una disminución de 29,52 unidades, es decir, un 27,3% como mínimo.

La probabilidad de que estos criterios límites conjuntos sean correctos es 0,95.

- Concentración de Nitrito.

Los valores obtenidos en las cinco estaciones a lo largo del ciclo de muestreo (figura 32), cuyos valores medios y dispersiones se encuentran en la tabla 52 , ponen de manifiesto el enriquecimiento progresivo en nitrito del agua del río que experimentó desde su nacimiento hasta su desembocadura al embalse.

A su paso por la estación 1 el valor medio fue de 2,44 $\mu\text{atN-NO}_2/\text{l}$ frente a 7,0 $\mu\text{atN-NO}_2/\text{l}$ de la estación 5. El cambio más brusco entre dos estaciones consecutivas se dio entre las estaciones 2 y 3, pasando de 3,67 (valor medio en la estación 2) a 6,46 $\mu\text{atN-NO}_2/\text{l}$ (valor medio en la estación 3).

Desde la estación 2 hasta la estación 5 los valores -- máximos de concentración de nitrito correspondieron a aquellos meses en los que la concentración de oxígeno fuera mínima y donde también la concentración de nitrato registrara los más bajos valores, es decir, coinciden con el período de vertido de alpechín. Durante esta época, como consecuencia de la disminución en la concentración de oxígeno, parte del nitrito pudo haberse quedado sin oxidarse a nitrato, explicandose de esta manera la disminución durante esta época de la concentración de nitrato y la subida de la de nitrito.

Para contrastar la significación estadística entre las medias de las estaciones de muestreo y de los meses de muestreo, se realizó el correspondiente análisis de la varianza -- para contrastar la homogeneidad de las dos fuentes de varia--

ción. Los resultados de este análisis figuran en la tabla 50. De los resultados del análisis se deduce que podemos rechazar la hipótesis de homogeneidad entre estaciones de muestreo con una probabilidad de error : $P < 0,025$ y entre los meses de muestreo con un $P < 0,05$. Calculando la menor diferencia significativa para ambas fuentes de variación se puede deducir lo siguiente:

A) Respecto de las estaciones de muestreo:

- no hay diferencia significativa entre los valores medios de las estaciones 1 y 2 .
- no hay diferencia significativa entre los valores medios de las estaciones 3 y 4, 3 y 5, 4 y 5 -- tabla .
- entre los dos grupos anteriores de estaciones --/ (1-2 y 3-4-5) si encontramos diferencias significativas con una probabilidad de acierto del 90%.

Si consideramos como control a la estación 1, para ver en lo que las restantes estaciones la superan, aplicamos, como en los casos anteriores la prueba de Dunnett para una cola, que nos permite concluir a partir de los siguientes calculos:

$$d_3 = 6,46 - 2,44 = 4,02$$

$$d_4 = 6,34 - 2,44 = 3,9$$

$$d_5 = 7,0 - 2,44 = 4,56$$

$$\text{tolerancia} = (d_{ut}) \cdot \sqrt{\frac{2 \cdot s^2}{n}} = 3,23$$

$$d_3 \text{ tolerancia} = 4,02 - 3,23 = 0,79 ; 7,25$$

$$d_4 \text{ tolerancia} = 3,90 - 3,23 = 0,67 ; 7,13$$

$$d_5 \text{ tolerancia} = 4,56 - 3,23 = 1,33 ; 7,79 ,$$

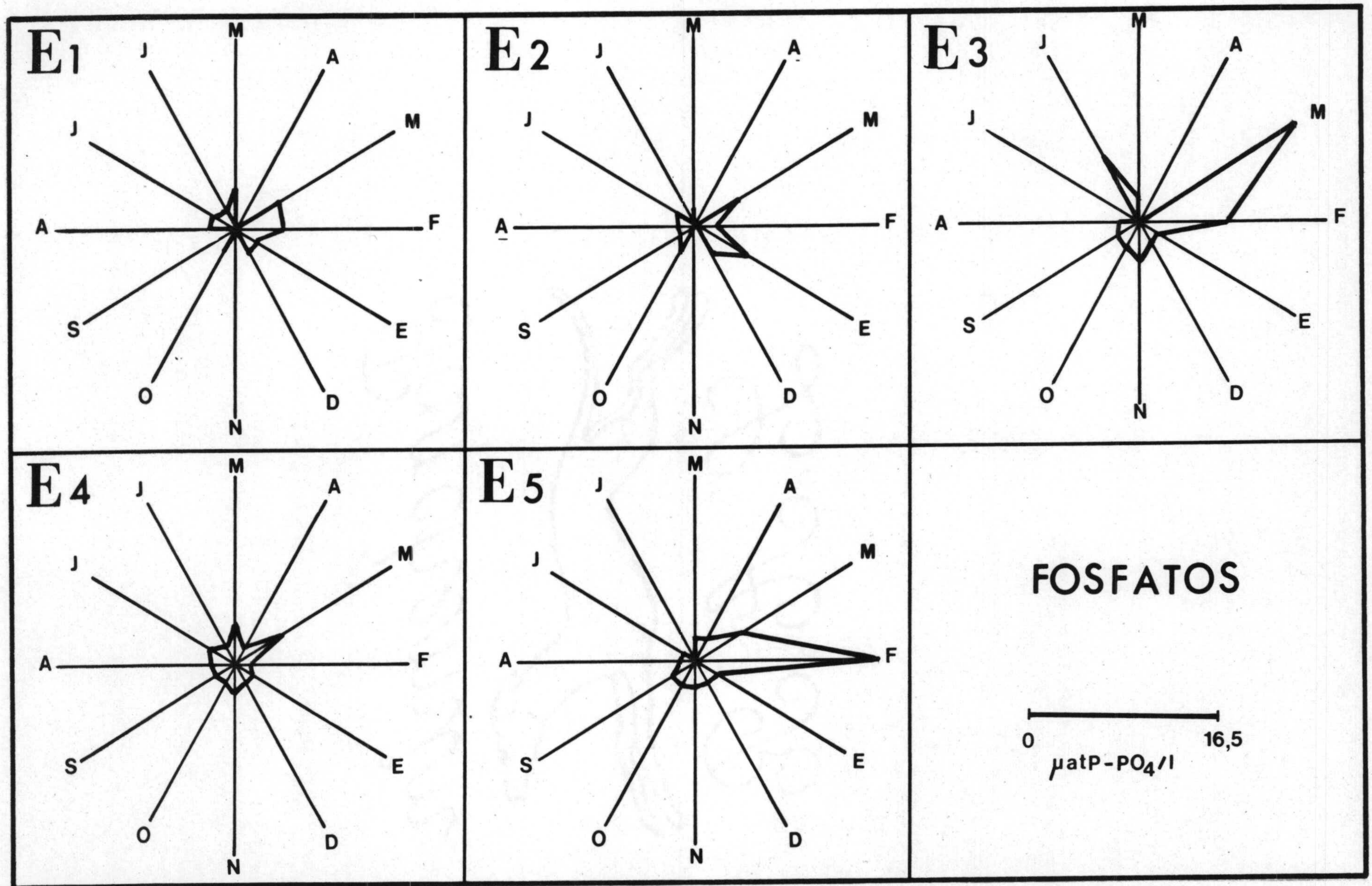


Fig. 23 .- Variación de la concentración de fosfato, en función del tiempo .

que:

- 1), la estación 3 comparada con la estación control muestra una disminución de 0,79 unidades, es decir, un - 32,4% como mínimo.
- 2), la estación 4 comparada con la estación control muestra una disminución de 0,67 unidades, es decir, un - 27,4% como mínimo.
- 3), la estación 5 supera al control en 1,33 unidades lo que supone un 54,5% como mínimo.

La probabilidad de que los criterios límites conjuntos sean correctos es del 95%.

B) Respecto de los meses de muestreo:

Encontramos los siguientes grupos de meses dentro de los cuales no hay diferencias significativas:

- un primer grupo formado por los meses de Febrero, Marzo y Abril, época de máximo funcionamiento de las almazaras, con la media más elevada de 6,29 uatN-NO₂/l.
- un segundo grupo que reúne a los meses de Junio, Julio, Agosto, Septiembre y Octubre con media igual a 2,47 uatN-NO₂/l.
- un tercer grupo formado por los meses de Noviembre, Diciembre y Enero con media igual a 5,73 uatN-NO₂/l - estadísticamente no diferentes de la del primer grupo.
- el mes de Mayo mostró diferencia significativa con cualquier otro mes con un valor de 14,34 uatN-NO₂/l.

- Concentración de Fosfato.

La concentración de fosfato inorgánico soluble, fig. 33, claramente se vio aumentada entre las estaciones 2 y 3 y entre las 4 y 5 como puede comprobarse al compararse los valores me-



dios calculados para los doce muestreos en las cinco estaciones, (Tabla 53).

Los máximos valores se registraron, en cada estación, en los meses de Febrero y Marzo, demostrando que además de la posible influencia de la contaminación orgánica en el aumento de la concentración de fosfato, otras causas pudieron motivar también las variaciones en la concentración de dicho ión. Sin embargo, la fuerte incidencia de los vertidos de las almazarras al río se pone, sin duda alguna, de manifiesto al compararse las concentraciones de fosfato entre las estaciones 2 y 3 y entre las estaciones 4 y 5. Efectivamente, el aumento medio de fosfato en la estación 3 respecto de la 2 fue del 123%, y el aumento medio en 5 respecto de la estación 4 del 63,1%. Globalmente, el enriquecimiento en fosfato inorgánico al final del recorrido fue del 70,4% del valor medio de la estación 1.

Para contrastar la significación estadística entre las medias de las estaciones de muestreo y de los meses de muestreo, se realizó el correspondiente análisis de la varianza para contrastar la homogeneidad de las dos fuentes de variación. Los resultados de este análisis figuran en la tabla 54. De éstos decidimos rechazar la hipótesis de homogeneidad de medias entre estaciones con una probabilidad de error $P < 0,12$, y que igualmente decidimos rechazar la hipótesis de igualdad de medias entre los meses de muestreo con una probabilidad de error $P < 0,01$. Calculada la menor diferencia significativa para comparar las medias de las estaciones de muestreo, para un nivel de riesgo de 0,80, obtenemos dos grupos de estaciones (fig. 29). El primero de ellos está constituido por las estaciones 1, 2 y 4 con un valor medio de $1,74 \mu\text{atP-PO}_4/\text{l}$, y el segundo que agrupa a las estaciones 3 y 5, un valor medio de $3,26 \mu\text{atP-PO}_4/\text{l}$. De la menor diferencia significativa obteni-

Tabla 5 3 .- Concentratación de fosfato. Medias y desviaciones

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|------|------|------|-------|------|-------|
| M | 1,79 | 1,55 | 3,46 | 1,87 | 3,05 |
| D | 1,37 | 1,13 | 4,34 | 1,06 | 4,16 |
| D/M | 76 | 72,9 | 125,5 | 56,7 | 136,3 |
| Vmx. | 4,25 | 4,25 | 15,96 | 4,6 | 4,25 |
| Vmi. | 0,45 | 0,45 | 0,45 | 0,80 | 0,45 |

M = media

D = desviación típica

D/M = coeficiente de variación, en %

Vmx. = valor máximo

Vmi. = valor mínimo

Unidad de medida = ugat P-PO₄/L

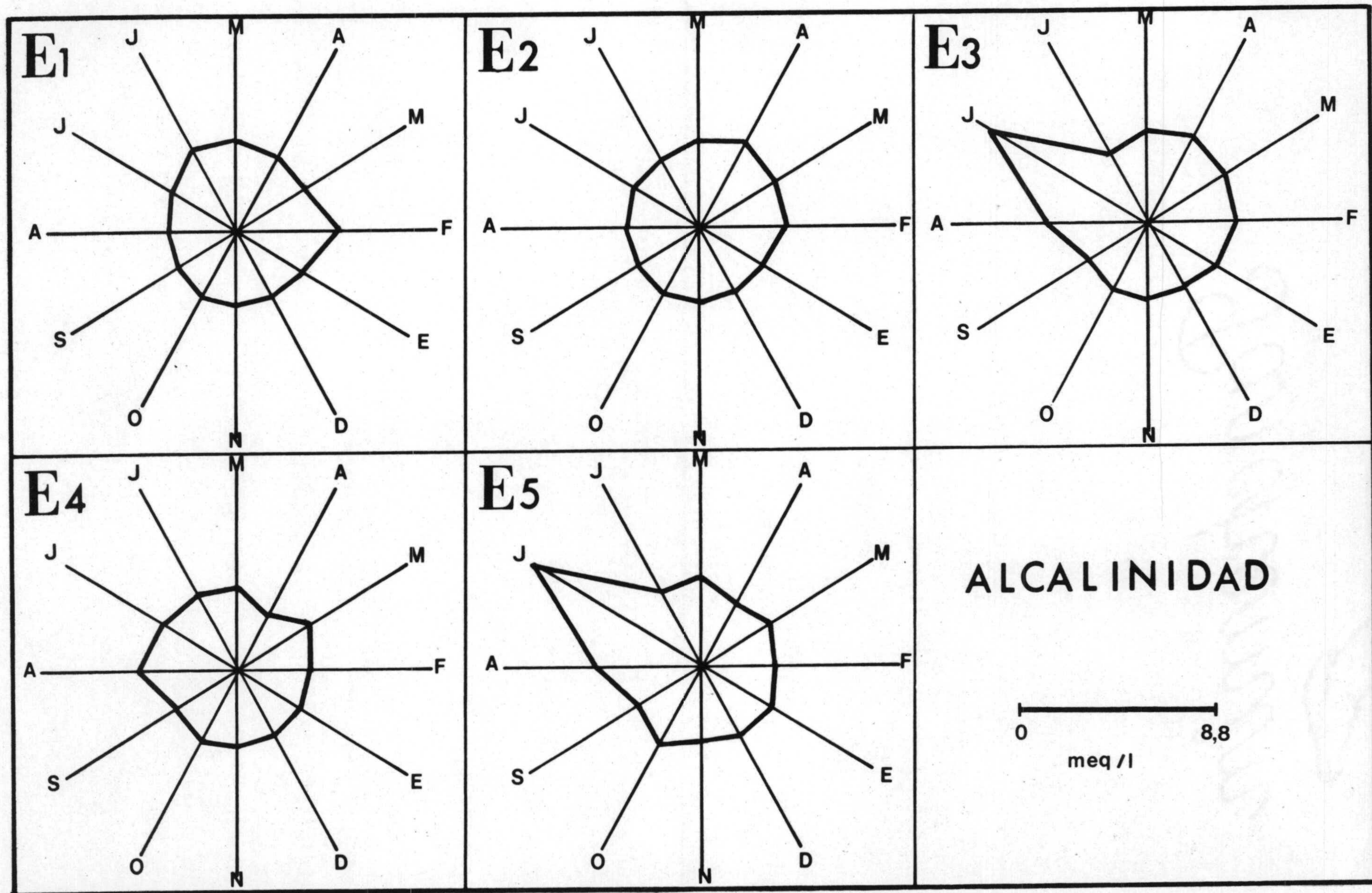


Fig. 34 .- Variación de la alcalinidad, en función del tiempo .

da para comparar las medias de los meses de muestreo (fig. 30), se deduce que hay también dos grupos de meses que difieren entre sí. El primero formado por los meses de Febrero y Marzo con una media de 6,42 unidades y el otro constituido por los meses de Abril, Mayo, Junio, Julio, Agosto, Septiembre, Octubre, Noviembre, Diciembre y Enero con un valor medio muy inferior al anterior de 1,53 unidades.

- Alcalinidad y pH.

La reserva alcalina tiene en los ecosistemas acuáticos una gran importancia por sus relaciones con el pH, dado el escaso margen que de este parámetro toleran, por lo general, los organismos. Para las aguas piscícolas, por ejemplo, conviene que el pH esté o comprendido entre 7 y 8. En el primer capítulo de este trabajo se puso de manifiesto que el rango de pH óptimo para la población bacteriana heterótrofa del río está comprendido entre 7 y 7,5 y que la población se reducía a la mitad aproximadamente con variaciones del pH de una unidad por encima o por debajo de dicho rango, lo que evidentemente repercutiría en la capacidad autodepuradora del río.

Las fluctuaciones que puede sufrir el pH en el agua se deben a condiciones edáficas y a la actividad respiratoria y fotosintética de la comunidad. Por tanto, el pH es un parámetro relacionado con el oxígeno disuelto, CO_2 , procesos de mineralización, aniones y cationes en disolución. Por otra parte, puede ser afectado directamente por contaminantes de naturaleza ácida o básica.

El pH, a su vez, influye de forma importante sobre determinados equilibrios iónicos. El nitrógeno amoniacal tiene una toxicidad que está ligada directamente por su forma no ionizada, que es función del pH del agua. Por esta razón,

una concentración elevada de iones de amonio en un agua con -- un pH bajo, no será peligrosa para la flora y fauna acuática, mientras que una concentración mucho menor, con un pH alto, será tóxica. (Arrignon, 1979 ; Bremond y Vuichard, 1973).

Otro sistema con el que presenta una estrecha interrelación es con el sistema carbonico-carbonato-bicarbonato que -- constituye un sistema tampón gracias al cual el pH del medio -- no acusa grandes variaciones frente a alteraciones en el medio que impliquen la adición de ácidos o bases. De esta manera una elevación del CO_2 del medio, por una intensa actividad respiratoria como consecuencia, por ejemplo, de un intenso proceso de mineralización de la materia orgánica hace que el carbonato -- presente se solubilice transformándose en bicarbonato. Por el contrario, una retirada de CO_2 del medio, por ejemplo, por una intensa actividad fotosintética traerá como consecuencia el -- proceso inverso, transformación de bicarbonato en carbonato. -- Como consecuencia de estos sistemas tampón, el pH del medio no suele sufrir grandes variaciones.

Los valores obtenidos de alcalinidad total durante el -- ciclo de muestreo (figura 34) muestran que el río Cubillas presentó una considerable reserva alcalina que con un pH medio de 7,3 fue, según la curva de Buch, en su mayor parte debida a los bicarbonatos.

La estaciones 3 y 5 fueron las que presentaron los valores medios más altos, de 4,04 y 4 meq/l respectivamente, mientras que la estación 2, con 3,5 meq/l, la que mostró una menor alcalinidad total. Sin embargo, el correspondiente análisis de varianza no demuestra la existencia de cambios significativos ni entre las medias de las distintas estaciones así como tampoco entre las medias de los meses de muestreo con una probabilidad de error al rechazar estas hipótesis de $P < 0,25$. Por lo --

Tabla 54 .- Análisis de la varianza. Concentración de fosfatos

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|---|
| Estaciones | 4 | 33,18 | 8,29 | |
| Muestras | 11 | 203,8 | 18,5 | |
| Error | 44 | 281,7 | | |
| Total | 59 | 518,7 | | |

Tabla 55.- Análisis de la varianza. pH.

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|------|
| Estaciones | 4 | 0,06 | 0,01 | 2,59 |
| Muestras | 11 | 0,10 | 0,01 | 1,04 |
| Error | 44 | 0,38 | 0,009 | |
| Total | 59 | 0,54 | | |

Tabla 56 .- Análisis de la varianza. Temperatura del agua

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|------|
| Estaciones | 4 | 114 | 28,5 | 14,6 |
| Muestras | 11 | 795 | 72,27 | 37 |
| Error | 44 | 86 | 1,95 | |
| Total | 59 | 995 | | |

Tabla 57 .- Alcalinidad. Medias y desviaciones

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|------|------|------|-------|-------|------|
| M | 3,62 | 3,50 | 4,04 | 3,51 | 4,00 |
| D | 0,43 | 0,32 | 1,26 | 0,44 | 1,50 |
| D/M | 11,6 | 9,14 | 31,19 | 12,53 | 37,5 |
| Vmx. | 4,7 | 4,00 | 4,5 | 4,5 | 8,8 |
| Vmi. | 3,2 | 3,2 | 3,2 | 2,8 | 3,00 |

Tabla 58 .- pH . Medias y desviaciones

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|------|------|------|------|------|------|
| M | 7,3 | 7,3 | 7,3 | 7,4 | 7,3 |
| D | 0,09 | 0,11 | 0,08 | 0,07 | 0,08 |
| D/M | 1,3 | 1,5 | 1,1 | 1,0 | 1,1 |
| Vmx. | 7,4 | 7,5 | 7,5 | 7,5 | 7,4 |
| Vmi. | 7,1 | 7,1 | 7,2 | 7,3 | 7,1 |

M = media

D = desviación típica

D/M = coeficiente de variación, en %

Vmx. = valor máximo, Vmi. = valor mínimo

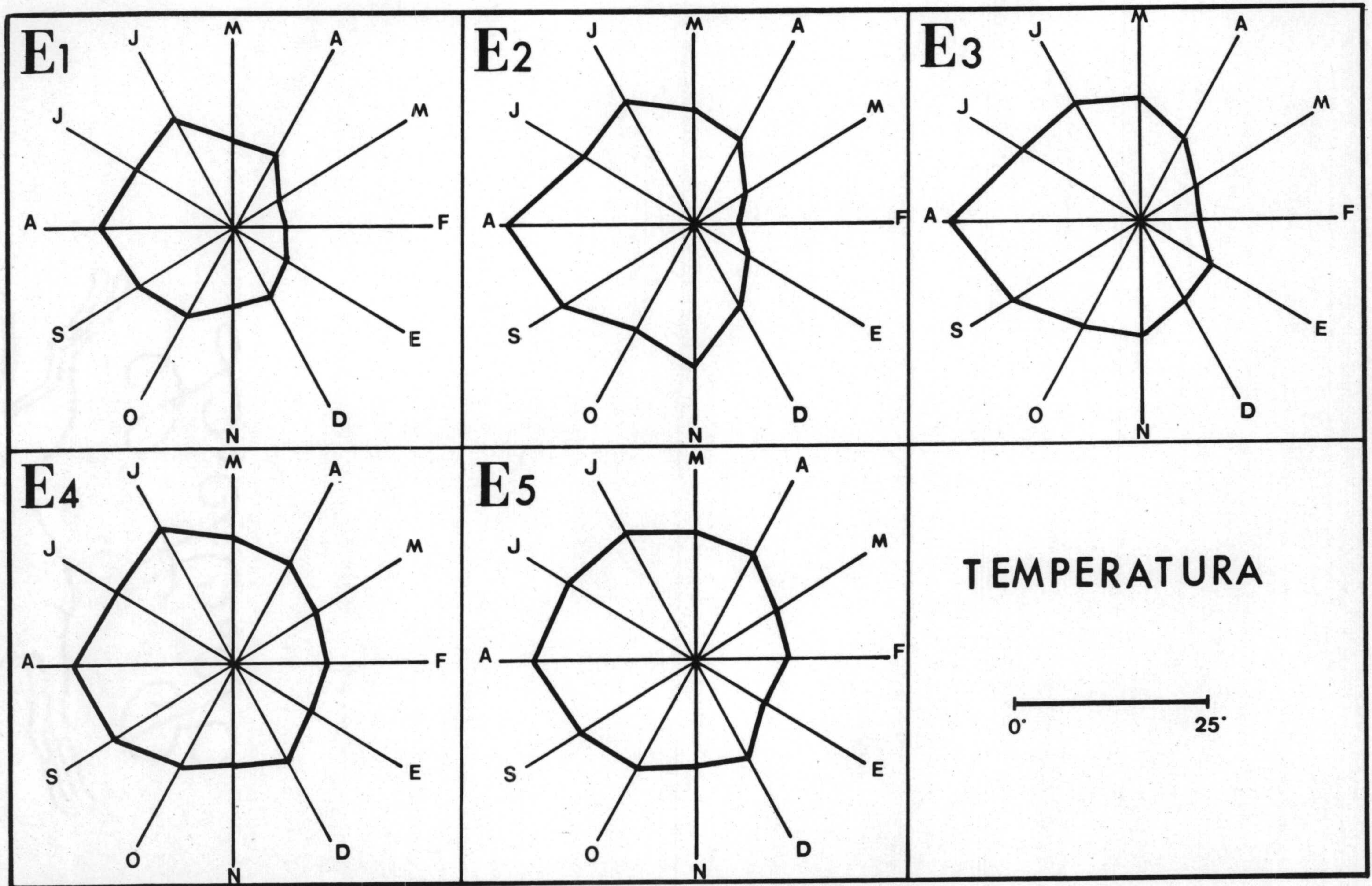


Fig. 35 .- Variación de la temperatura en función del tiempo .

tanto, la alcalinidad total se mantuvo siempre oscilando sobre unos valores cuyas diferencias ni en el espacio ni en el tiempo pueden considerarse significativas, tabla 57 y 60.

La considerable reserva alcalina que mostrara el río, en todas sus estaciones de muestreo, hicieron que el pH del agua fluctuara dentro de un rango mínimo. El valor más alto registrado fue de 7,5 y el menor de 7,1 (tabla 58). La escasa variabilidad queda reflejada por los respectivos coeficientes de dispersión que conjuntamente con las medias se muestran en la tabla 58 . El análisis de varianza correspondiente donde se contrastan las hipótesis de homogeneidad del pH entre las cinco estaciones de muestreo y, también, la homogeneidad entre los doce meses de muestreo concluye en aceptarlas dado que la probabilidad de error al rechazarlas es de $P < 0,25$ para ambos casos.

Temperatura.

En los ríos puede decirse, en general, que no existe estratificación térmica en sentido vertical, tal y como se presenta en los ecosistemas lénticos, gracias a la turbulencia de la corriente. La corriente, precisamente, y el hecho de que en los ríos el eje predominante sea el longitudinal es lo que determina que la temperatura del agua aumente aguas abajo, ocasionando estratificación térmica longitudinal.

El alto calor específico del agua y el rápido transporte de la misma hacen que la temperatura de las aguas corrientes se mantengan inferiores a la que corresponde a la región por la que cruzan (Margalef, 1955), influyendo en el clima regional.

En la figura 35 puede observarse las fluctuaciones de la temperatura a lo largo del ciclo de muestreo, en las cinco estaciones. Las máximas temperaturas del agua, para cada esta

ción de muestreo, se registraron en el mes de Agosto, que superaron los 20°C en todas ellas menos en la estación 1. La máxima temperatura medida de 25°C se obtuvo en la estación 3. Los meses, donde la temperatura del agua fue más fría correspondió, en todas las estaciones de muestreo, a los de Enero, Febrero y Marzo. En el mes de Febrero, con 6°C, se midió la más baja temperatura, en la estación 2, En la tabla 59 se muestran los valores medios y las dispersiones para las cinco estaciones de muestreos de los doce valores de temperatura medidos.

Para contrastar la significación de las diferencias entre las medias de las estaciones de muestreo y la de los meses se realizó el análisis de varianza doble. Los resultados de dicho análisis figuran en la tabla 56. De ellos se deduce que podemos rechazar la homogeneidad de medias tanto entre estaciones de muestreo como entre los meses, con una probabilidad de error $P < 0,0005$. Calculada la menor diferencia significativa entre estaciones de los resultados obtenidos se puede deducir la existencia de una estratificación térmica en sentido longitudinal, fig. 30. Efectivamente, comprobamos que:

- entre la estación 1 y cualquiera de las cuatro restantes la diferencia entre las medias es significativa. -- Es decir, es la estación con más baja temperatura: --
 $\bar{t} = 11,42^{\circ}\text{C}$
- entre las estaciones 2 y 3, 2 y 4, 3 y 4 no existe diferencia significativa entre sus respectivas medias, formando un grupo de estaciones con una temperatura media de 14,57°C.
- entre las estaciones 4 y 5 no existe diferencia significativa con una temperatura media entre ambas esta-



Tabla 59 .- Temperatura del agua. Medias y desviaciones

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|------|-------|-------|-------|-------|-------|
| M | 11,42 | 13,92 | 14,75 | 15,04 | 15,08 |
| D | 3,25 | 5,04 | 4,27 | 3,05 | 3,13 |
| D/M | 0,28 | 0,36 | 0,29 | 0,20 | 0,21 |
| Vmx. | 17 | 24 | 25 | 21 | 21,5 |
| Vmi. | 7 | 6 | 8,5 | 11,5 | 10 |

M = media

D = desviación típica

D/M = coeficiente de variación

Vmx. = valor máximo

Vmi. = valor mínimo

Unidad de medida = °C

ciones de 15,06°C.

- entre la estación 1 y la cinco existe una diferencia significativa de 3,68 °C en valor medio.

Estudiando la menor diferencia significativa para el - contraste de las medias entre la temperatura de dos meses cualesquiera, obtenemos cuatro grupos de temperatura que agrupa de la manera siguiente a los meses de muestreo, *Figura 30*.

- un período de temperatura fría del agua que comprende a los meses de Enero, Febrero y Marzo, con una t. - media de 9,6°C.

- un período de temperaturas más suaves, que comprendio a los meses de primavera y otoño: Abril, Mayo, Octubre y Noviembre, con una media de 13,5°C.

- un período de temperaturas altas que abarcó los meses de verano de Junio, Julio y Septiembre, con una temperatura media de 17,4°C.

- un período de máxima temperatura reducido al mes de Agosto, con una temperatura de 21,7°C.

1.2.4. Población bacteriana heterótrofa.

El interés que hasta el momento han despertado los organismos que en el ecosistema desempeñan el papel de desintegradores de la materia orgánica muerta o excretada, procedente de las cadenas tróficas, de pastoreo y de los detritus, o como corriente auxiliar de energía procedente de otros ecosistemas, es pequeño y, en opinión de todos los ecólogos, desproporcionado con el importante papel que desempeñan.

Las bacterias heterótrofas constituyen una biomasa notable dentro del ecosistema, que no guarda relación con su alta

actividad, al tratarse de organismos muy pequeños, con escasa diferenciación morfológica, caracterizados básicamente por su alta tasa de renovación o metabolismo específico (Margalef -- 1974). Esta alta actividad metabólica hace que en condiciones de cultivo óptimas, estos organismos sean capaces de respirar con una intensidad correspondiente a la descomposición diaria de una cantidad de materia orgánica superior a su propio peso. Evidentemente, en condiciones naturales no se suelen dar estas altas actividades metabólicas. Si se le atribuyera a la biomasa bacteriana una actividad semejante a la que muestra -- en los medios de cultivo, sería imposible, (Margalef, 1974), -- construir un balance ecológico equilibrado, pues, por ejemplo, en las aguas debería esperarse un consumo de oxígeno más elevado del que realmente se da. Las bacterias, en la naturaleza, se encuentran, por tanto, en un estado de actividad frenada, como consecuencia de la baja concentración de alguno de -- los elementos necesarios para su subsistencia y posiblemente también a la presencia de inhibidores producidos por otros -- organismos.

El carácter saprófito de la población bacteriana unido a una alta actividad metabólica, frenada en condiciones naturales, y al desarrollo de una elevada estrategia le confiere una importancia ecológica trascendental en el funcionamiento conjunto del ecosistema y muy en particular en los ecosistemas acuáticos sometidos a contaminación orgánica. En estas -- circunstancias, el medio se convierte en caldo de cultivo y -- la actividad metabólica de la población bacteriana heterótrofa se desarrolla al máximo, al dejar de estar inhibida, en -- los procesos de mineralización de la materia orgánica, cambiando por completo la fisiología, y no pocas veces la fisonomía, del ecosistema, que ve alterados todos sus parámetros, --

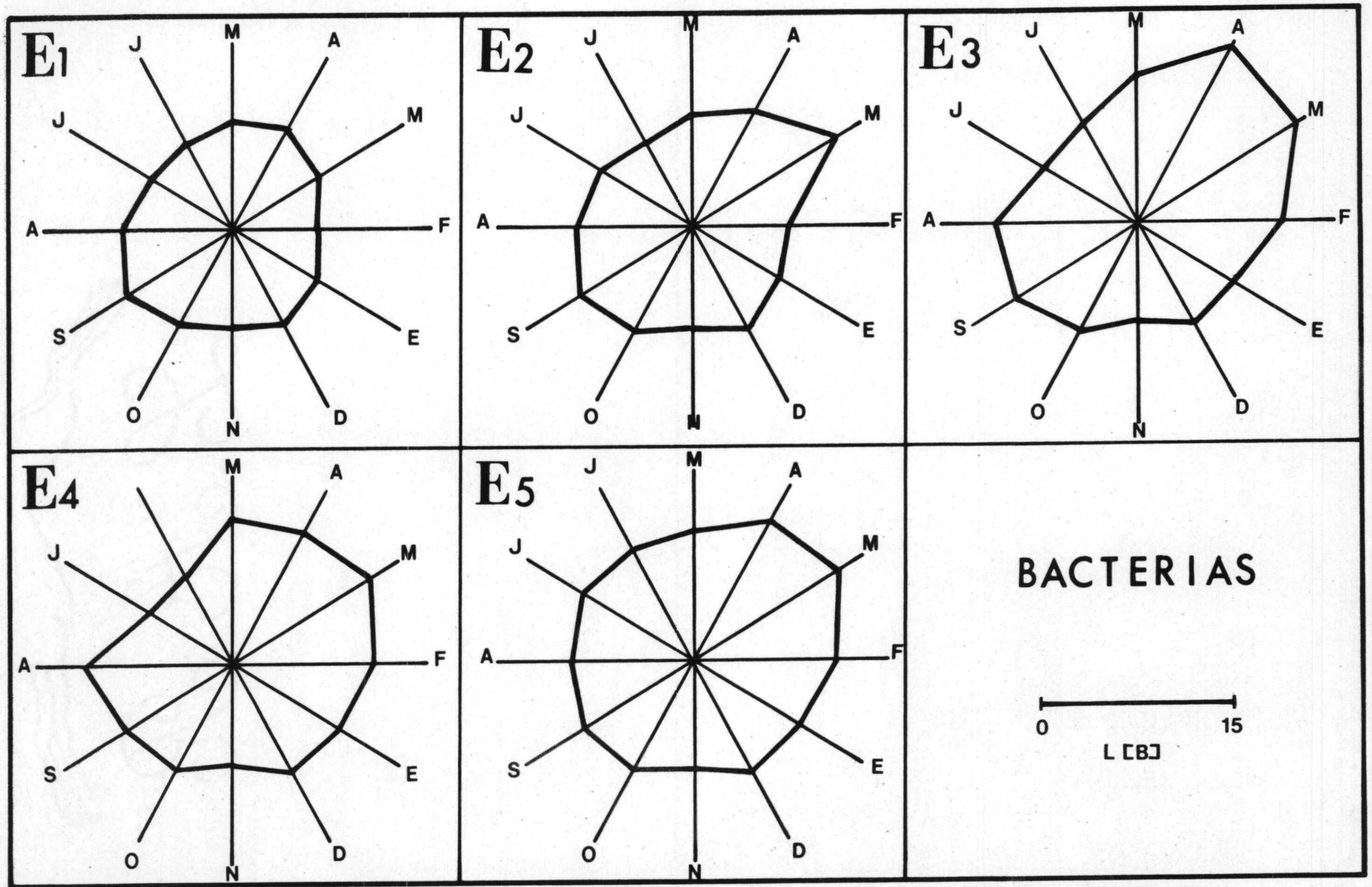


Fig. 36 .- Variación de la población bacteriana heterótrofa, en función del tiempo .

tanto bióticos como abióticos.

La intensidad con que se ve afectado un ecosistema ante un proceso de contaminación dependerá del grado de estabilidad del mismo. En un ecosistema la cantidad de materia orgánica sintetizada por los productores es consumida por la respiración de la comunidad, existiendo un equilibrio entre producción y descomposición. Este equilibrio será tanto más estable cuanto más dependiente sea de las variables bióticas exclusivamente. Cualquier alteración provocada desde el exterior al ecosistema podrá ser amortiguada, en estas condiciones, siempre, naturalmente dentro de unos límites. En los ecosistemas lóticos, tal y como expresáramos en el punto anterior, por lo general, los productores no aportan sino una parte, a veces mínima, de la materia orgánica necesaria para mantener a toda la biomasa acuática, el resto procede del exterior, así como el oxígeno necesario para la respiración y degradación de la materia orgánica. Las condiciones en las que se establece el equilibrio en estos tipos de ecosistemas, son, por tanto, muy dependientes del exterior y una entrada súbita de materia orgánica o una disminución en el aporte de oxígeno de la atmósfera, por una elevación de la temperatura, ya sea natural durante la época estival, ya artificial por una contaminación térmica por ejemplo, o por cualquier alteración de las características hidromorfológicas del río, tendrá graves repercusiones en el ecosistema. Una elevación de la materia orgánica traerá como consecuencia un incremento de la población desintegradora que acarreará una disminución de la concentración de oxígeno provocando a su vez alteraciones en todos los procesos de oxidación-reducción, llegandose incluso en casos extremos al agotamiento del oxígeno, creando condiciones anaerobias que propician unas condiciones de vida que pocos organismos son

- -/

capaces de satisfacer, bajando, en consecuencia, la diversidad del ecosistema.

De todo esto se desprende que las fluctuaciones de la población bacteriana heterótrofa puede considerarse, hasta cierto punto, como un buen indicador de la contaminación por materia orgánica biodegradable. Basandonos en ello, se llevó a cabo, mensualmente, recuentos de la población bacteriana heterótrofa, según el método de recuento en placa, siembra en masa, usando como medio de cultivo el que quedó reseñado en el capítulo de material y métodos. Los resultados se expresan en la figura 36.

El número medio de colonias por mililitro, para cada estación de muestreo con sus respectivas desviaciones figuran en la tabla 60.

Desde Febrero y hasta el mes de Mayo, coincidiendo con el periodo de vertido de las almazaras, puede observarse unos aumentos considerables en la población bacteriana a partir de la estación 3, en principio, y posteriormente desde la estación 2 hasta la estación 5. En el mes de Marzo y tomando a la estación 1 como referencia, en la estación 2 la población fue de 200,3 veces superior a la de aquella. Entre las estaciones 2 y 3, para el mismo mes, la población bacteriana experimentó un aumento del 318%, respecto de la estación 2, es decir, paso de un valor en la estación 2 de 416650 colonias/ml a 1741000 col/ml. en la estación 3. En la estación 4 hay un descenso de la población bacteriana para volver a experimentar un nuevo incremento en la estación 5 del 11,8% respecto de la estación 4. Durante este periodo de Febrero a Mayo, entre las estaciones 2 y 3, así como entre las 4 y 5 se registraron los mayores aumentos de la población bacteriana, consecuencia directa de la contaminación orgánica que entre dichas estacio--

Tabla 60.- Concentración de bacterias heterótrofas. Medias y desviaciones.

| Estaciones | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|------------|-------|--------|--------|--------|-------|
| M | 3,81 | 40,15 | 396,41 | 46,11 | 46,36 |
| D | 3,525 | 113,63 | 854,43 | 71,96 | 79,58 |
| D/M | 92 | 283 | 216 | 156 | 171 |
| Vmx | 12,7 | 416,75 | 2757,5 | 268,25 | 300 |
| Vmi | 0,99 | 1,3 | 1,50 | 1,2 | 3 |

M = Valor medio en miles de colonias/ml

D = Desviación típica en miles de colonias/ml

D/M = Coeficiente de variación en %

Vmx. = Valor máximo

Vmi. = Valor mínimo

nes recibe el río en dicho período. En el mes de Abril en la estación 3 se obtuvo el más alto valor de población bacteriana con 2758000 col/ml, y en Febrero, en la estación 1, el más bajo de 990 col/ml.

Cuando el período de vertido finaliza, las diferencias entre las estaciones de muestreo se hacen más pequeñas y aunque para algunos meses estas diferencias puedan ser significativas no se observa repercusión alguna sobre el medio al no alterar de forma sensible a otros parámetros.

Durante los meses de Agosto y Septiembre, en todo el río, es decir, en las cinco estaciones, se observa un incremento en la población bacteriana respecto de los meses anteriores y subsiguientes, posiblemente relacionado con la alta temperatura de estos meses.

Como en los demás parámetros estudiados se paso a contrastar las diferencias entre las medias de las estaciones y las diferencias entre las medias de los meses de muestreo, en población bacteriana heterótrofa. Sin embargo, se tuvo que tener en cuenta antes de proyectar el análisis estadístico uno de los inconvenientes del método de siembra en placa: la manipulación a la que tiene que ser objeto la muestra a partir de la cual se obtiene el dato de población y, en concreto, la obtención de una serie de diluciones donde los errores se pueden ir acumulando en progresión geométrica. Esto constituye un grave problema cuando queremos comparar densidades de población que han sido obtenidas a partir de diluciones de distinto orden, además del problema general que se presenta en todo tipo de contaje. El problema, en definitiva, desde el punto de vista estadístico, estriba en que la media y la varianza -



son proporcionales.

Debido a ésto el diseño estadístico que se proyectó para valorar la significación de los cambios ocurridos en la población bacteriana heterótrofa tanto a lo largo del tiempo -- (meses de muestreo) como del espacio (estaciones de muestreo), antes de la obtención de los datos, fue el de un análisis de varianza doble con réplicas, previa transformación de los datos para evitar la proporcionalidad entre la media y la varianza, de la siguiente manera:

1ª.- Transformación de los datos de partida. En definitiva, una transformación no es más que un cambio de escala, en el que el número original es sustituido por una función del mismo para que se cumplan las condiciones exigidas por la técnica del análisis de varianza, es decir, que las varianzas residuales dentro de los distintos tratamientos sean independientes de la magnitud de la media de los tratamientos, la homogeneidad de las varianzas de los mismos y hacer que la distribución se aproxime más a la normal. La transformación -- más adecuada en este caso es la transformación logarítmica, por lo que los datos originales fueron sustituidos por sus respectivos logaritmos neperianos. El empleo, por otra parte, de datos transformados a logaritmos hace que el efecto de los tratamientos sea independiente y aditivo, por tanto, para los datos originales se cumple una interacción multiplicativa. El error obtenido con los datos transformados a logaritmos se traduce para los datos originales de manera multiplicativa (o divisiva) y no en forma aditiva, Snedecor(1967)

2ª.- Diseño del análisis de la varianza bidireccional:

a) Enumeración de la hipótesis estadística: La hipótesis estadística puede enumerarse en los siguientes tres términos:

- hipótesis de que los cinco subconjuntos representados por las cinco estaciones de muestreo pertenezcan a una misma población, es decir, que el ambiente de las cinco estaciones no condiciona mayor aumento de la población bacteriana y, por tanto, que las diferencias entre las medias de las cinco estaciones son atribuibles al error de muestreo (de manipulación de las muestras a la hora de efectuar las diluciones y el sembrado de las placas):

$$H_f : u_{f1} = u_{f2} = \dots = u_{f5} = u_f$$

En efecto: como de cada una de las estaciones se evalúa el número de colonias por mililitro para cada uno de los doce meses de muestreo, las diferencias que existan entre las medias de las cinco estaciones nos reflejarán la influencia del espacio (ambiente de la región a lo largo del espacio).

- hipótesis de que los doce subconjuntos (las doce columnas) representados por los doce meses de muestreo pertenezcan a una misma población, es decir, que los ambientes correspondientes no condicionan mayor aumento en la población bacteriana heterótrofa y que, por tanto, las diferencias entre las medias de las doce columnas sean atribuibles al error de muestreo (de manipulación de las muestras a la hora de efectuar las diluciones y el sembrado de las placas):

$$H_c : u_{c1} = u_{c2} = \dots = u_{c12} = u_c$$

En efecto: como de cada estación de muestreo y para cada uno de los doce meses se sembró placas con agua para determinar la población bacteriana, las diferencias entre las medias de las columnas nos refleja la influencia del ambiente en el tiempo.

- hipótesis de que todos los subconjuntos, representados por las sesenta casillas pertenezcan a una misma población, es decir, que la interacción entre las dos fuentes de variación (estaciones de muestreo y meses de muestreo) sea nula y, por tanto, no condicione un mayor aumento en la población bacteriana, siendo atribuible las diferencias entre las medias de las casillas al error de muestreo:

$$H_{ca} : u_{ca1} = \dots = u_{ca60} = u_{ca}$$

En efecto: como de cada uno de los doce meses se sembraron placas con agua de cada una de las cinco estaciones, con cuatro réplicas por siembra, las diferencias que existan entre las medias de las 60 casillas nos reflejan la influencia de la interacción entre las dos fuentes de variación.

3º.- Deducción de conclusiones. Si los sesenta subconjuntos constituyen una sola población, como establece la hipótesis de trabajo, podemos realizar cuatro estimaciones independientes del error de muestreo:

- a base de las variaciones entre las doce columnas
- a base de las variaciones de las cinco filas
- a base de las variaciones de las sesenta casillas
- a base de la variación dentro de las sesenta casillas

La diferencia entre estas cuatro estimaciones se deberá

al error de muestreo.

Si los sesenta subconjuntos no formaran una sola población, la estimación de σ^2 basada en la variación de dentro de las casillas será significativamente inferior a todas o a algunas de las otras estimaciones. En los casos en que ocurra ésto, querrá decir que la variación correspondiente está explicada solo en parte por el error de muestreo y que debe haber otra causa sistemática que aumente la variación debida a dicho error de muestreo. Entonces pueden presentarse los siguientes casos:

a) Que la varianza entre filas sea superior a la de dentro de las casillas, lo que supone como causa sistemática de variación la influencia ambiental del espacio.

b) Que la variación entre columnas sea mayor que la de dentro de las casillas, lo que supone como causa sistemática de variación la influencia ambiental del tiempo.

c) Que la varianza entre casillas sea superior a la de dentro de ellas, lo que supone como causa sistemática de variación la influencia conjunta (interacción) ambiental del espacio y del tiempo.

49.- Verificación experimental. Como quedó expresado en el capítulo de material y métodos, se tomó una muestra mensual de agua en cada una de las cinco estaciones de muestreo, sembrándose cuatro placas por muestra.

50.- Decisión. Procedimiento para verificar la significación. Adoptamos para probar la significación el modelo I. La decisión para ello está basada en que ni las estaciones de muestreo ni los meses de muestreo fueron

Tabla 60 .- Análisis de la varianza. Alcalinidad.

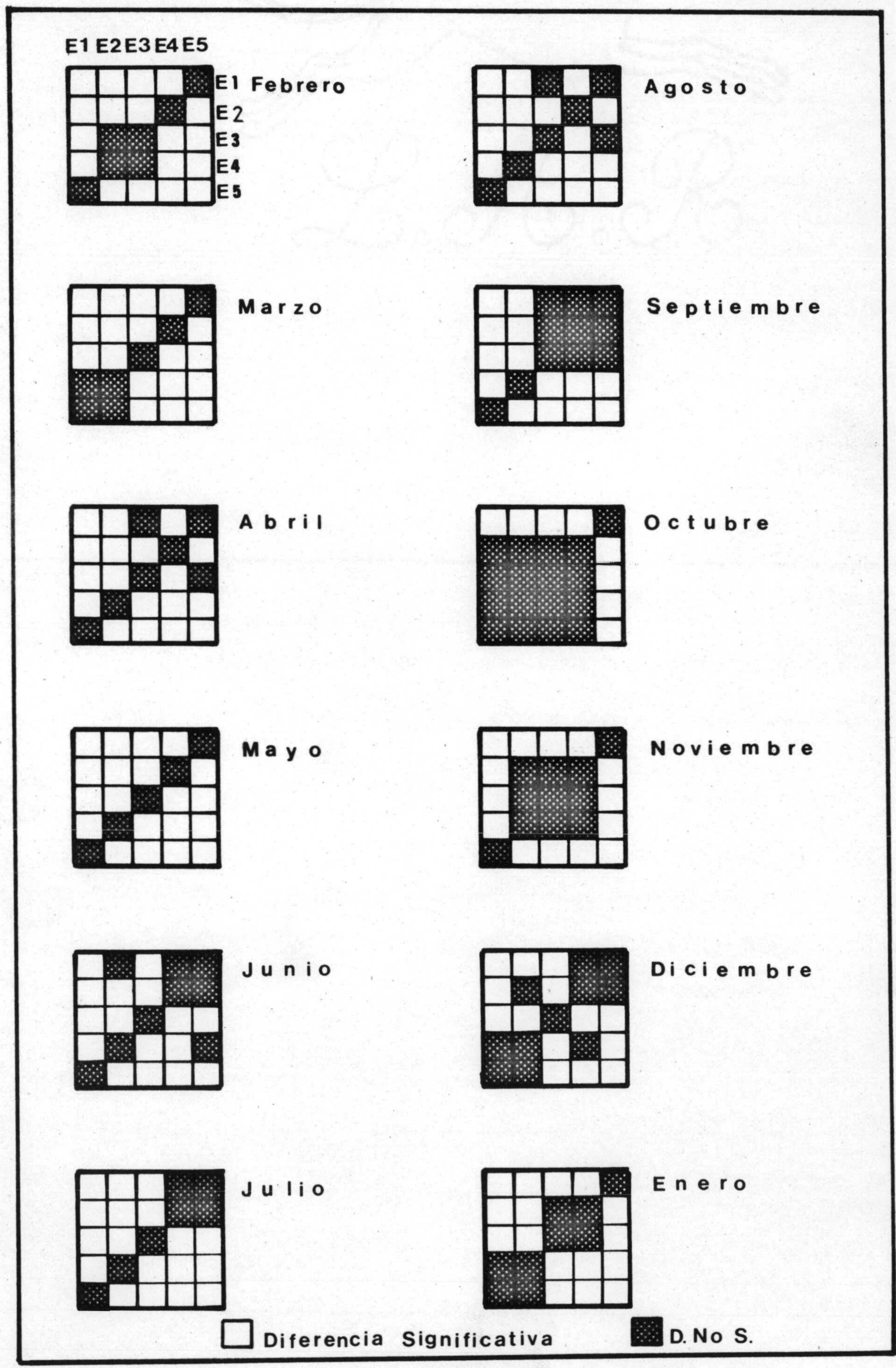
| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|------|
| Estaciones | 4 | 4,15 | 1,04 | 1,28 |
| Muestras | 11 | 15,75 | 1,43 | 1,76 |
| Error | 44 | 35,7 | 0,81 | |
| Total | 59 | 55,6 | | |

Tabla 61 .- Análisis de la varianza. Población bacteriana.

| Fuentes de variación | Grados de libertad | Suma de cuadrados | Cuadrado medio | F |
|----------------------|--------------------|-------------------|----------------|--------|
| Estaciones | 4 | 177,6 | 44,4 | 2337 |
| Muestras | 11 | 379,2 | 34,47 | 1814,2 |
| Interacción | 44 | 190,3 | 4,325 | 227,6 |
| Entre casillas | 59 | 747,1 | 12,66 | |
| Dentro de casillas | 180 | 3,5 | 0,019 | |
| Total | 239 | 750,6 | | |



Fig.37.- Significación estadística de las diferencias entre los valores medios de la población bacteriana .



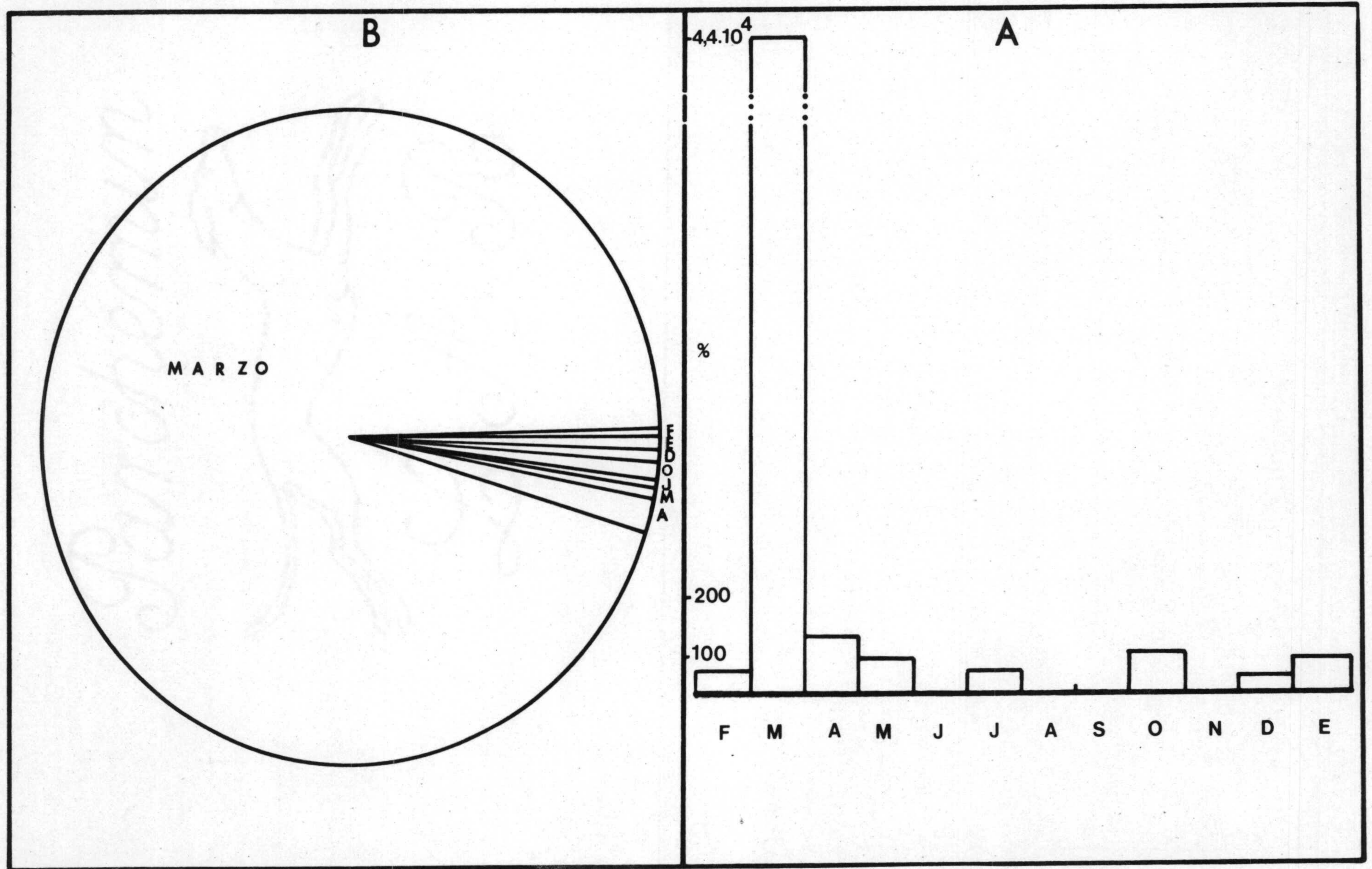


Fig. 38 .- Incrementos de la población bacteriana heterótrofa a lo largo del ciclo demuestro en el tramo de río comprendido entre las estaciones 1 y 2. En A, expresado en % respecto de la población de la estación 1. En B, expresado como incremento relativo, respecto del total.

tomados al azar. Al optar por este modelo elegimos para probar la significación, tanto de las filas como de las columnas como de la interacción la estimada de σ^2 dentro de las casillas como quedó implícitamente expresado en el punto 3º.

6º.- Resultados. Del análisis de la varianza que figura en la tabla 61 se puede deducir que:

a) existe diferencia significativa entre las estaciones de muestreo con una probabilidad de error de $P < 0,0005$.

b) existe diferencia significativa entre los meses de muestreo con una probabilidad de error de $P < 0,0005$.

c) existe interacción con una probabilidad de error igual a $P < 0,0005$.

Al obtenerse una interacción significativa, hacer afirmaciones cuantitativas sobre los efectos de los tratamientos (estaciones de muestreo y meses de muestreo), no tiene sentido y resulta inadecuado en estos casos por la interferencia producida entre ellos. Para poder hacer hipótesis cuantitativas sobre los efectos de los tratamientos hemos de considerarlos por separado. Es decir, por un lado hemos de considerar cada mes de muestreo como un bloque y dentro de él ver las diferencias entre las medias de las estaciones de muestreo; y por otro lado, considerar a cada estación de muestreo como un bloque y dentro de él ver las diferencias entre los distintos meses de muestreo:

1) Considerando los meses de muestreo como bloques: variaciones entre las estaciones, fig. 37:

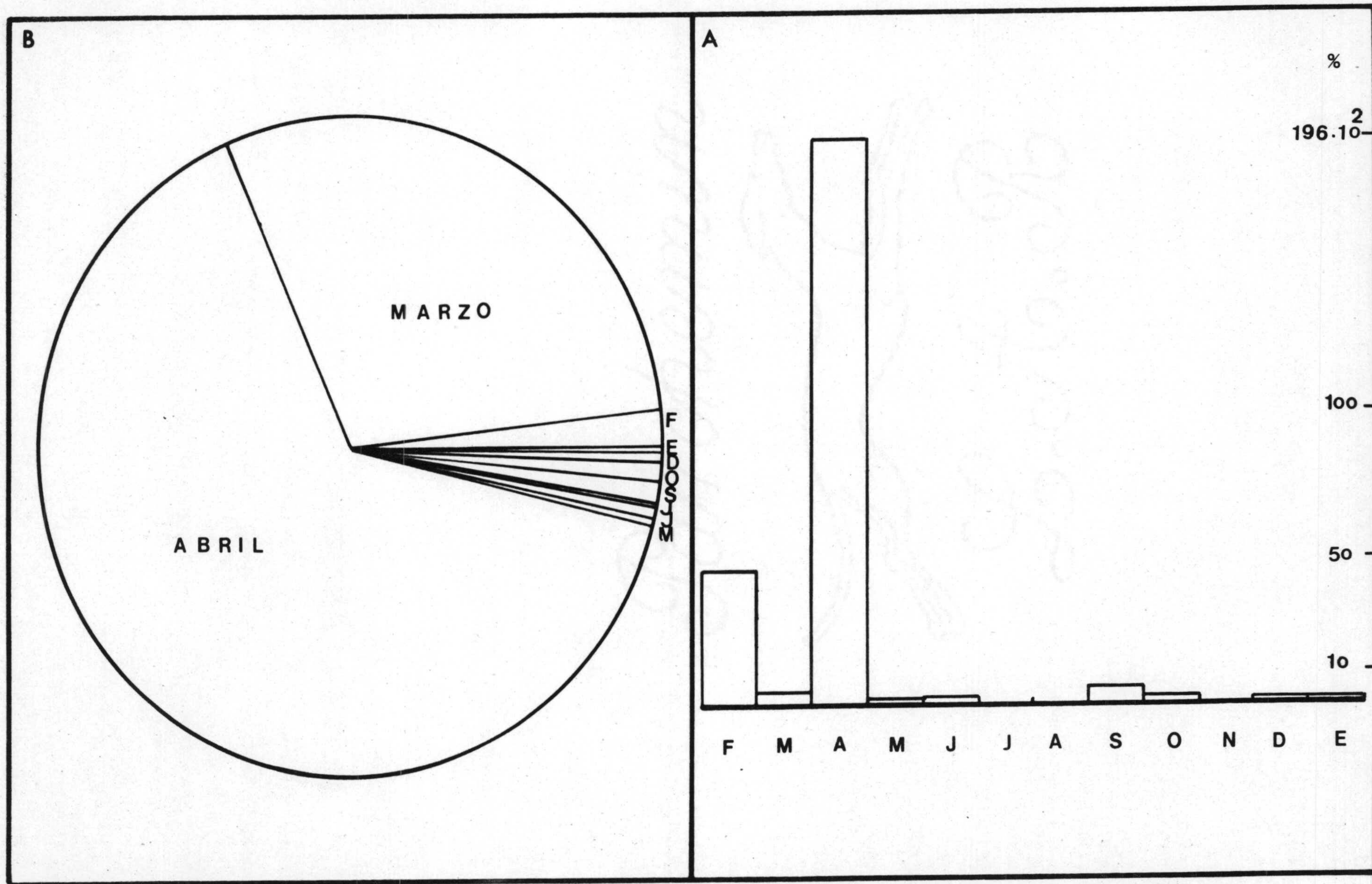


Fig. 39 .- Incrementos de la población bacteriana a lo largo del ciclo de muestreo en el tramo de río comprendido entre las estaciones 2 y 3. En A, expresado en % respecto de la población de la estación 2. En B, expresado como cambios relativos, respecto del total.



a), tramo comprendido entre las estaciones 1 y 2: --
Incrementos significativos de la población bacteriana -
para cada uno de los doce meses de muestreo, expresados
en n^ocol/ml:

| | |
|------------|-----------------------------|
| Febrero | : 750 (858,4 ; 655,3) |
| Marzo | : 414665 (627957 ; 273820) |
| Abril | : 8120 (9530 ; 6919) |
| Mayo | : 1840 (2208 ; 1533) |
| Junio | : sin aumento significativo |
| Julio | : 1290 (1645 ; 988) |
| Agosto | : sin aumento significativo |
| Septiembre | : sin aumento significativo |
| Octubre | : 4390 (5136 ; 3752) |
| Noviembre | : sin aumento significativo |
| Diciembre | : 2145 (2681 ; 1716) |
| Enero | : 2200 (2721 ; 1778) |

Estos intervalos de confianza se han construido con un ni
vel de confianza del 95%.

Estos resultados quedan expresados gráficamente en
la figura 38 . Se deduce que en el período de tiempo com-
prendido entre los meses de Marzo y Abril, la materia or-
gánica vertida al río en este tramo se tradujo en un au-
mento de la población bacteriana muy por encima del nor-
mal incremento habido durante el resto de los me-
ses. Durante los meses de primavera y verano, con la úni-
ca excepción del mes de Julio, la población bacteriana no
experimentó cambio significativo alguno.

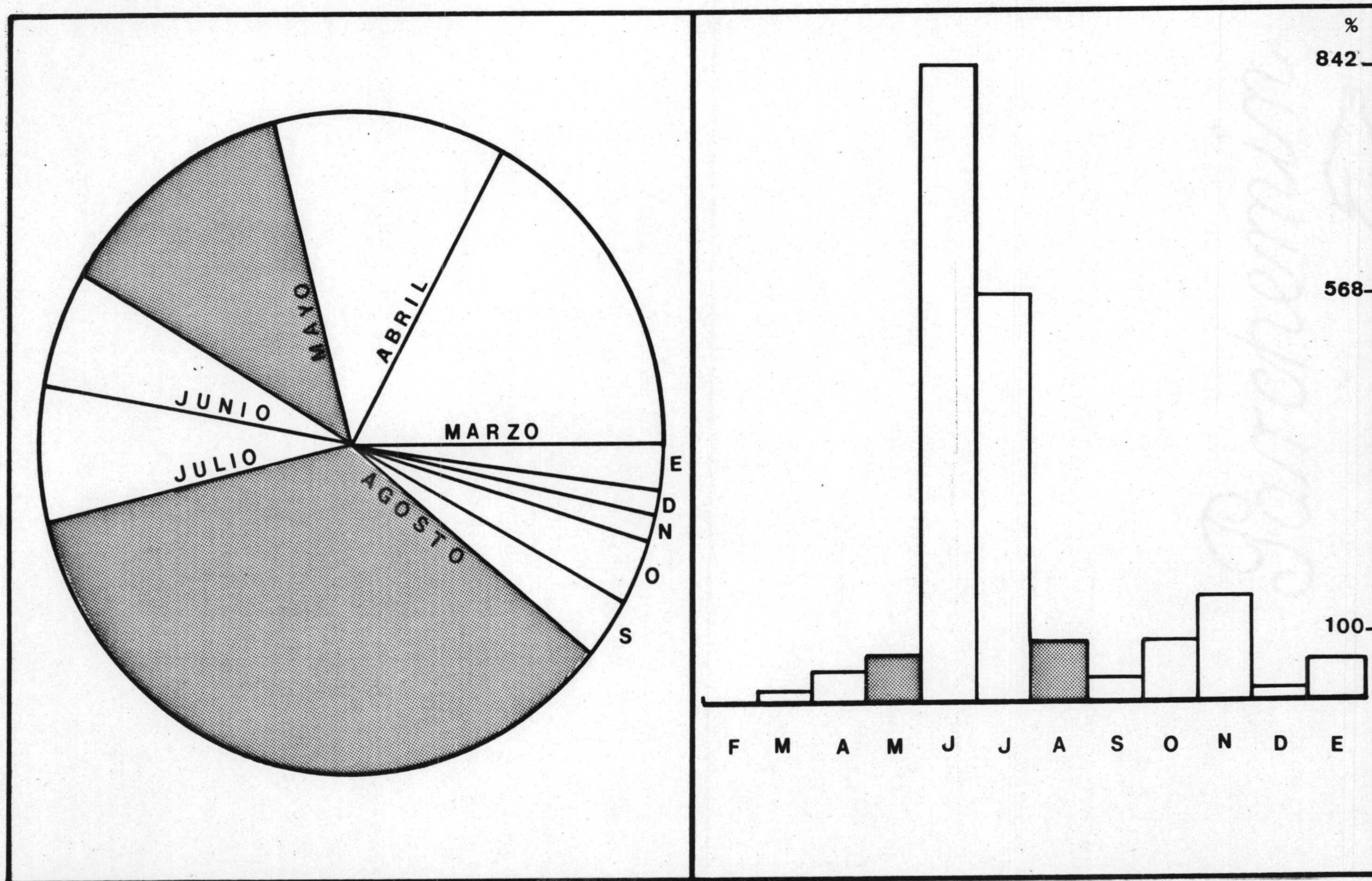


Fig. 40 .- Cambios en la población bacteriana heterótrofa a lo largo del ciclo de muestreo en el tramo de río comprendido entre las estaciones 4 y 5. En A, expresado en % respecto de la población en la estación 4. En B, expresado como cambios relativos, respecto de la variación total. Punteado los decrementos, en blanco los incrementos.

b) tramo comprendido entre las estaciones de muestreo 2 y 3. Incrementos significativos de la población bacteriana para cada uno de los doce meses de muestreo, expresados en nºcol/ml:

| | |
|------------|-------------------------------|
| Febrero | : 81510 (93291 ; 71216) |
| Marzo | : 1323250 (200389 ; 873795) |
| Abril | : 2743500 (3219527 ; 2337856) |
| Mayo | : 7310 (8772 ; 6072) |
| Junio | : 3875 (4483 ; 3349) |
| Julio | : sin aumento significativo |
| Agosto | : 50975 (69836 ; 37208) |
| Septiembre | : 49100 (63339 ; 38062) |
| Octubre | : sin aumento significativo |
| Noviembre | : sin aumento significativo |
| Diciembre | : 6700 (8375 ; 5360) |
| Enero | : 9325 (11535 ; 7538) |

Estos intervalos de confianza se han construido con un nivel de confianza del 95%.

En este tramo, donde se encuentra ubicada la almazara de Iznalloz, se registraron durante los meses de Febrero a Abril unos incrementos de población bacteriana muy superiores a los correspondientes del tramo anterior. (Figura 39).

c) tramo comprendido entre las estaciones 3 y 4. -- Incrementos significativos de la población bacteriana - (nº colonias/ml.) para cada uno de los doce meses de muestreo:

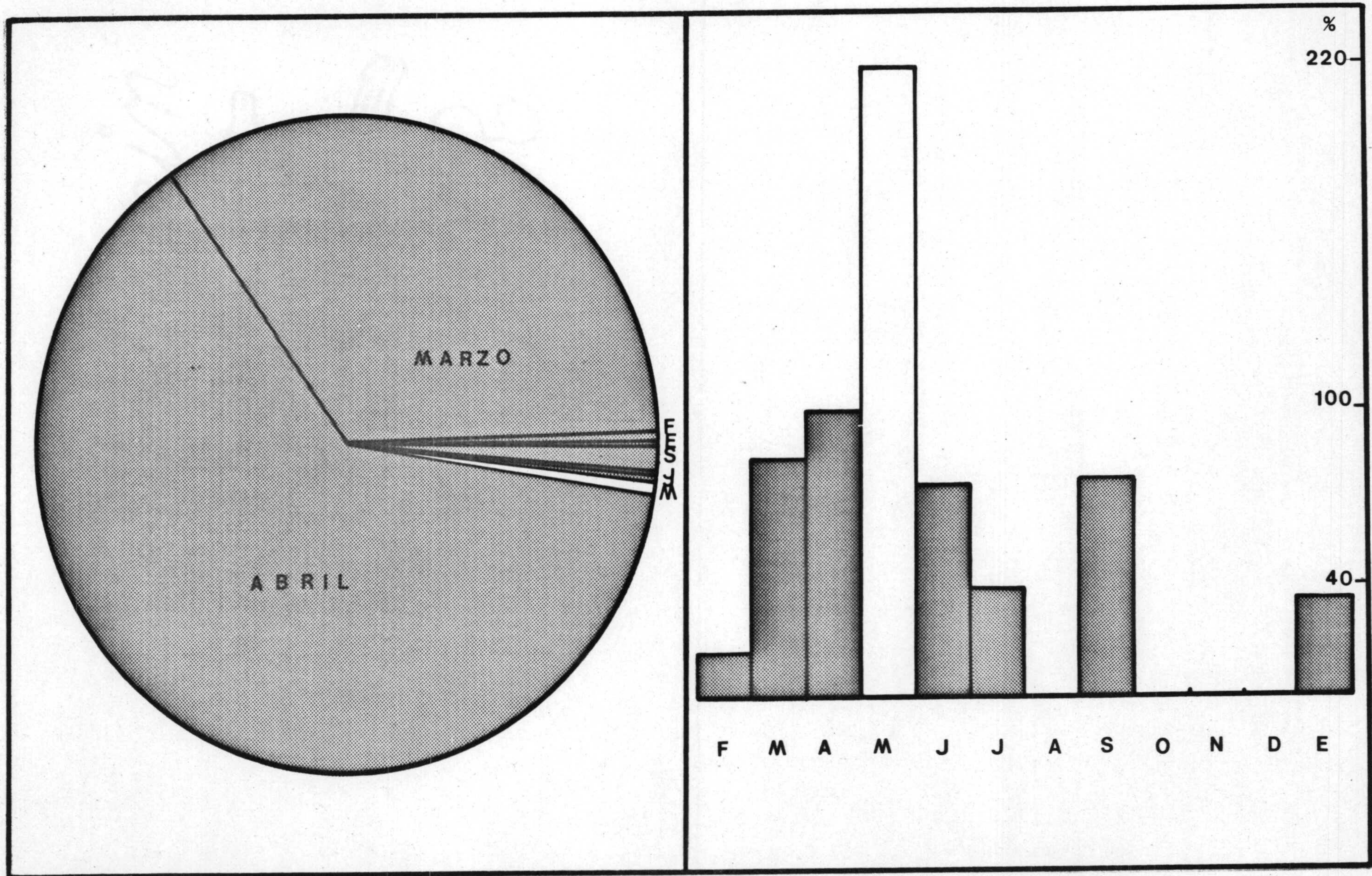


Fig.41 .- Cambios en la población bacteriana heterótrofa a lo largo del ciclo de muestreo en el tramo de río comprendido entre las estaciones 3 y 4. En A, expresado en % respecto de la población en la estación 3. En B, expresado como cambios relativos, respecto de la variación total. Los incrementos en blanco, los decrementos punteado.

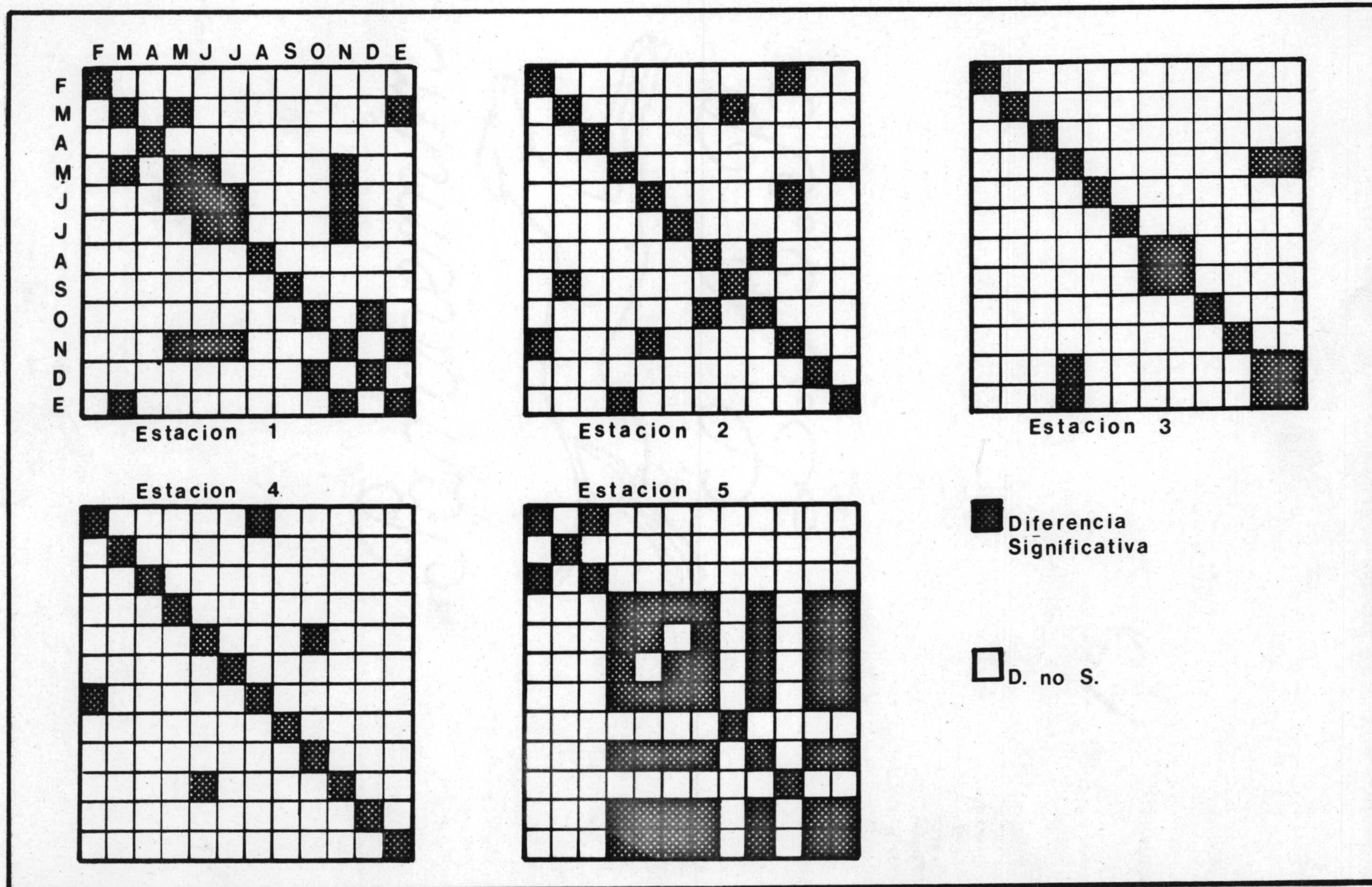


Fig. 42 .- Significación estadística de la diferencia entre los valores medios de la población bacteriana heterótrofa de los diferentes muestreos, en cada estación de muestreo .

| | |
|------------|-------------------------------|
| Febrero | : 14250 (16309 ; 12450) |
| Marzo | : 1471750 (2228775 ; 971856) |
| Abril | : 2702500 (3171413 ; 2302918) |
| Mayo | : 24050 (28860 ; 20042) |
| Junio | : 3975 (4599 ; 3436) |
| Julio | : 1330 (1696 ; 1043) |
| Agosto | : sin cambio significativo |
| Septiembre | : 47000 (60630 ; 36434) |
| Octubre | : sin cambio significativo |
| Noviembre | : sin cambio significativo |
| Diciembre | : sin cambio significativo |
| Enero | : 4400 (5443 ; 3557) |

Estos resultados ponen de manifiesto que este tramo constituye una zona de recuperación del río y normalización de las alteraciones sufridas aguas arriba. Puede comprobarse que los incrementos producidos entre las estaciones 2 y 3 para los meses de Marzo y Abril son del mismo orden que los decrecimientos en éste tramo durante el mismo periodo de tiempo, fig.40

d) tramo comprendido entre las estaciones de muestreo 4 y 5. Incrementos significativos de la población bacteriana (nº colonias/ml.) para cada uno de los doce meses de muestreo:

| | |
|---------|----------------------------|
| Febrero | : sin cambio significativo |
| Marzo | : sin cambio significativo |
| Abril | : 22000 (25817 ; 18747) |

Mayo : 23000 (27600 ; 19167)
 Junio : 10100 (11686 ; 8729)
 Julio : 12330 (15721 ; 9671)
 Agosto : 65100 (89187 ; 47518)
 Septiembre: sin cambio significativo
 Octubre : 5950 (6961 ; 5085)
 Noviembre : 1750 (2251 ; 1361)
 Diciembre : sin cambio significativo
 Enero : 4750 (5876 ; 3840)

En este tramo del río encontramos un periodo de meses: Marzo, Abril y Mayo donde la población bacteriana experimentó unos incrementos muy por encima de los normales registrados en los meses restantes, tal y como sucediera en el tramo comprendido entre las estaciones 2 y 3, aunque con un desfase inicial y una cierta prolongación en los meses de Junio y Julio, donde aún la población sufrió incrementos considerables. La incidencia del vertido de alpechín por la almazara ubicada entre estas dos estaciones no fue tan acusada, sobre la población bacteriana heterótrofa, en el sentido de provocar espectaculares aumentos de la misma, pero, sin embargo, se mantuvo durante un mayor espacio de tiempo si la comparamos con la ocasionada por la almazara de Iznalloz, entre las estaciones 2 y 3, fig. 41

2. Considerando a las estaciones de muestreo como bloques: variaciones entre los meses de muestreo.

En la fig. 42 se presenta, para cada estación de muestreo los cambios significativos (95% de confianza) de pobla--

ción bacteriana heterótrofa. Estos resultados se pueden resumir en los siguientes puntos:

- 1º, Existencia de una alternancia de períodos de incrementos y decrementos de la población bacteriana heterótrofa que producen una fluctuación de la misma respecto del tiempo.
- 2º, Los aumentos de la población son del mismo orden que los decrementos, dando lugar a una recta de tendencia de la curva paralela al eje del tiempo.
- 3º, Que las fluctuaciones de escasa cuantía en la estación 1, donde la variación más acusada se dió en Octubre, con un cambio de población significativo de 9240 col/ml, fueron en aumento a partir de la estación 2 -- hasta la cinco. Durante el mes de Marzo los aumentos de población bacteriana fueron del orden de: 1090, -- 415010, 1656750 y 199250 col/ml, respectivamente para las estaciones 1,2,3,4, y 5. Estos bruscos aumentos de población bacteriana a partir de la estación 2 coincidieron con el período de actividad de las alazaras, y por tanto con el periodo de vertido de alpechín al río, siendo la estación 3 la más afectada.
- 4º, En verano, en el mes de Agosto para todas las estaciones, y en Septiembre para las estaciones 1 y 2, se registraron aumentos significativos de la población -- bacteriana, aunque de menor cuantía que los medidos en el mes de Marzo, que fueron seguidos de un periodo de disminución paulatina, meses de Octubre y Noviembre, -- para experimentar de nuevo unos pequeños incrementos -- significativos en Diciembre en todas las estaciones y también durante el mes de Enero en las dos primeras.

1.2.5. Alteraciones producidas en las relaciones lineales establecidas entre las variables.

En el capítulo anterior hemos tratado de evaluar las variaciones producidas durante el ciclo de muestreo en los parámetros abióticos medidos y en la población bacteriana heterótrofa. Estos cambios en parte ocasionados por la actividad de las alcazaras ubicadas en las márgenes del río Cubillas, afectaran también a las relaciones entre los diversos parámetros medidos, por lo que consideramos de interés su estudio. Para ello se determinaron las correlaciones simples entre todos los pares de variables, en cada estación de muestreo y posteriormente se procedió a un estudio comparativo de las mismas tomando a la estación 1 como control, al estar libre de los impactos producidos por las alcazaras en el medio, y a la estación 3 como la más afectada, según se deduce de los resultados comentados en el capítulo anterior.

El estudio de las correlaciones simples se acompañó, como ya se hiciera con los datos del embalse, de un estudio de las correlaciones parciales para obtener una mejor información a cerca de las relaciones de dependencia-independencia entre las variables y de las influencias de cada parámetro o grupo de parámetros en las correlaciones establecidas entre cada par.

En la tabla 62 se presenta los resultados obtenidos, índices de correlación simple e índices de correlación parcial total, es decir, índice de correlación entre dos variables en ausencia de la influencia de las restantes variables consideradas. Las variables que se tuvieron presentes para tales índices de correlación parcial fueron:

- concentración de oxígeno disuelto en agua
- concentración de bacterias heterótrofas

- concentración de nitratos
- concentración de nitritos
- concentración de fosfatos
- temperatura

No se incluyeron ni el pH ni la alcalinidad por las razones estadísticas siguientes:

1ª, por la escasa variabilidad que ambos parámetros presentaron en el ciclo de muestreo, que hace que la parcialización de estas variables en cualquier correlación determinada en nada afecte al índice.

2ª, por las limitaciones propias del índice de correlación parcial, que debe solo de emplearse (Domenech, 1977) con variables que sean precisas y objetivas. Variables que se definen a partir de otras dificultan la interpretación de los resultados.

- Estación RC-1 : Es notable la escasez de correlaciones simples que pone de manifiesto, aparentemente, la falta de relaciones lineales entre las variables medidas en esta estación - que tomamos como control.

Con un coeficiente de seguridad del 98% se establecieron las siguientes correlaciones simples:

- Nitrato/Nitrito (-0,72)
- Fosfato/Alcalinidad (0,68)
- Temperatura/Fosfato (-0,69)

A un nivel de significación más bajo, 90% :

- Oxígeno/Nitrito
- Oxígeno/Temperatura
- Bacterias/Fosfato

Sin embargo, cuando observamos las correlaciones parciales se comprueba que tanto el número como la intensidad de las relaciones entre las variables aumentan, tabla 62 . Si nos cen

tramos sólo en las relaciones entre la concentración bacteriana con cada una de las demás variables que se tuvieron en cuenta para las correlaciones parciales podemos observar:

1º, que siendo la correlación simple Bacteria/Oxígeno de 0,30 no significativa como tal y la correspondiente parcial de 0,95, con una significación del 99,9%, se deduce que la falta de relación lineal fue debida a la influencia negativa que ejercieron las restantes variables: nitratos, nitritos, fosfatos y temperatura.

2º, de manera semejante al punto 1, la población bacteriana no se correlacionó con los nitratos, ni con los nitritos, como consecuencia de la influencia de las restantes variables.

3º, que en la relación entre bacterias y fosfatos no interviene de manera significativa el resto de parámetros.

4º, que siendo la correlación simple bacteria/temperatura de 0,47, con una significación inferior al 90% y la parcial de 0,94, con una significación del 99,9%, se infiere que de no influenciar el medio de forma negativa en tal relación, a través de las restantes variables se hubiera establecido una estrecha correlación positiva entre la temperatura y la concentración bacteriana positiva.

- Estación RC-2% : el número de correlaciones simples significativas en esta estación que presentara cierto grado de contaminación orgánica durante el periodo de almazara (Febrero-Marzo-Abril), fue notablemente superior al de la estación 1.

Las correlaciones estadísticamente significativas con un nivel de seguridad del 90% fueron las siguientes:

- Oxígeno/Nitratos (0,52)
- Nitrato/Nitrito (-0,55)

- temperatura/fosfato (-0,505)

- Alcalinidad/pH (0,562)

Con un nivel de seguridad del 95% :

- Oxígeno/Alcalinidad (-0,65)

- Oxígeno/pH (0,64)

Con un nivel de seguridad superior al 99% :

- Bacterias/Oxígeno (0,644)

y con un nivel de seguridad del 99,5% :

- Nitratos/Alcalinidad (0,75)

El número de correlaciones parciales, en cambio, fue -- inferior al de la estación 1. Estudiando conjuntamente ambos - tipos de correlaciones se puede deducir lo siguiente:

1º, que la relación lineal establecida entre la concentración de bacterias y la de oxígeno fue directa, o al menos no se estableció a través de ninguna de las restantes variables. Es decir, en esta estación y durante el periodo de tiempo estudiado y dentro de los márgenes de valores obtenidos para ambas variables, una disminución en la concentración de oxígeno fue seguida directamente por una elevación de la población bacteriana y que en dicho comportamiento las demás variables no influyeron.

2º que la concentración de oxígeno y la de nitrato, como en el caso anterior, se correlacionaron directamente, pues ambos índices de correlación fueron significativos.

3º que nitratos y nitritos se relacionaron de manera directa también. Tal relación fue negativa enfrentando a los niveles altos de nitratos con niveles bajos de nitritos y viseversa.

4º, que como en los casos anteriores la temperatura y -- los fosfatos se correlacionaron de manera directa.

- Estación RC-3: En esta estación fue donde se vertió la mayor cantidad de materia orgánica, registrandose los más bajos valores de concentración de oxígeno en agua y los más altos de concentración bacteriana.

El número de correlaciones estadísticas fue también superior al de la estación 1. Con un coeficiente de seguridad del 90% se establecieron las siguientes:

- Nitritos/pH (-0,498)
- temperatura/pH (-0,499)
- Oxígeno/Fosfato (-0,56)

Con un coeficiente de seguridad del 95% :

- Bacterias/Oxígeno (-0,66)

y con un coeficiente de seguridad superior al 99,5% :

- Bacterias/Nitratos (-0,80)
- Oxígeno/Nitratos (0,85)

Si atendemos a las correlaciones parciales, el número de relaciones lineales estadísticamente significativas fue inferior al de la estación 1 y al de la dos. Del estudio conjunto de ambos tipos de correlaciones podemos deducir lo siguiente:

1º, que la correlación simple entre la concentración de bacterias y la de oxígeno, al ser la correspondiente parcial de -0,04, no se estableció directamente entre ambas variables sino a través de las restantes. Es decir, el medio a través de las fluctuaciones de las variables medidas hizo posible que se estableciera esta correlación negativa entre la concentración de oxígeno y la concentración de bacterias heterótrofas.

2º, que consideración semejante a la anterior la podemos hacer también con la relación lineal establecida entre la concentración de nitratos y la de bacterias.



3º, que siendo significativas tanto la correlación simple como la parcial correspondiente, entre bacterias y fosfatos, podemos afirmar que tal relación es directa entre ambas variables.

4º que la relación Oxígeno/Nitrato fue también directa, no mediada por ninguna de las restantes variables.

- Estación RC-4 : Los valores obtenidos en esta estación suponen casi siempre una recuperación de la calidad del agua respecto de la de la estación 3.

El número de correlaciones estadísticamente significativas fue superior al de la estación 1. Con un nivel de seguridad del 90% se correlacionaron las siguientes variables:

- Oxígeno/Nitratos (0,50)
- Nitratos/Fosfatos (-0,50)
- Nitritos/Fosfatos (0,54)

Con un coeficiente de seguridad del 95% :

- temperatura/Alcalinidad (0,609)

Con un coeficiente del 99% :

- Nitratos/Alcalinidad (-0,728)

y con un nivel de seguridad superior al 99,5% :

- Bacterias/Oxígeno (-0,80)
- Bacterias/Nitratos (-0,75)

El número de correlaciones parciales significativas fue muy elevado como en las dos primeras estaciones. Estudiando ambos tipos de correlaciones se deduce lo siguiente:

1º, que la correlación simple negativa entre la concentración de oxígeno y la de bacterias fue directa, tal y como sucediera en la estación 2.

2º, que siendo la correlación simple entre la concentración de y la de nitratos de -0,75 y la parcial de -0,545 se infiere la acción positiva que las restantes varia--

bles tuvieron en el establecimiento de esta correlación.

- Estación RC-5 : Junto con la estación 3, fue la que mayor contaminación orgánica recibiera durante el ciclo de muestreo.

El número de correlaciones simples significativas fue superior al de cualquiera otra estación de muestreo. Con un nivel de seguridad del 90% : se establecieron las siguientes correlaciones simples:

- Nitratos/pH (0,543)
- temperatura/Alcalinidad (0,516)

Con un nivel de seguridad del 95% :

- Bacterias/pH (-0,63)
- Fosfato/pH (-0,63)
- temperatura/Fosfato (-0,63)

y con un nivel de seguridad superior al 99,5% :

- Bacterias/Oxígeno (-0,79)
- Bacterias/Nitratos (-0,77)
- Oxígeno/Nitratos (0,92)

El número de correlaciones parciales significativas fue notablemente inferior al de la estación 1. Como en los casos anteriores estudiando ambos tipos de correlaciones podemos deducir:

1º, que como sucediera en la estación 3, la correlación negativa entre la población bacteriana y la concentración de oxígeno, al no darse la correspondiente parcial, se estableció por la influencia conjunta del resto de variables del medio.

2º, que la correlación simple Bacteria/Nitrato fue mediada por las demás variables, como también ocurriera en la estación 3, y no de forma directa entre ambas variables.

3º, que oxígeno y nitratos se correlacionan directamente, como en la estación 3.

4º, que la correlación simple Bacteria/Fosfato se estableció por mediación de las restantes variables medidas, como también sucediera con la relación entre la temperatura y los fosfatos.

5º, que la relación entre fosfatos y nitratos fue directa, dándose ambos tipos de correlaciones.

Al comparar las correlaciones simples de las cinco estaciones de muestreo, en primer lugar, encontramos que en la estación 1 se dió el menor número de correlaciones significativas y en la estación cinco el mayor, y en segundo lugar que -- las variables se relacionan entre sí de distintas maneras según las estaciones de muestreo. El mayor número de coincidencias en correlaciones simples establecidas entre un mismo par de variables se dieron en las estaciones 4 y 5, mientras que el menor en las estaciones 1 y 3, con cero concordancias, tabla 63. En realidad esto puede constituir una manera de estudiar las semejanzas entre las distintas estaciones de muestreo. Cuanto mayor sea el número de coincidencias entre dos estaciones mayor será la semejanza entre ambas. La tabla 63, donde se muestra el número de coincidencias en valores absolutos, fue transformada en una tabla de semejanza entre las estaciones de muestreo aplicando el índice de similitud de Zekanowski:

$$s = 2C / A + B,$$

donde C es el número de coincidencias de correlaciones entre dos estaciones, A el número de correlaciones estadísticamente significativas en una estación y B el número de correlaciones estadísticamente significativa en la otra.

Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 64, de los que puede deducirse que entre las estaciones 1 y 2 hay una

Tabla 63. Número de correlaciones simples coincidentes entre estaciones de muestreo.

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| E-1 | - | 3 | 0 | 1 | 2 |
| E-2 | - | - | 2 | 3 | 4 |
| E-3 | - | - | - | 3 | 3 |
| E-4 | - | - | - | - | 6 |
| E-5 | - | - | - | - | - |

Tabla 64. Índices de similitud empleando en índice de Ze-kanowski para cada par de estación de muestreo.

| | E-1 | E-2 | E-3 | E-4 | E-5 |
|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| E-1 | 1 | .40 | 0 | .15 | .25 |
| E-2 | | 1 | .25 | .37 | .42 |
| E-3 | | | 1 | .43 | .35 |
| E-4 | | | | 1 | .71 |
| E-5 | | | | | 1 |

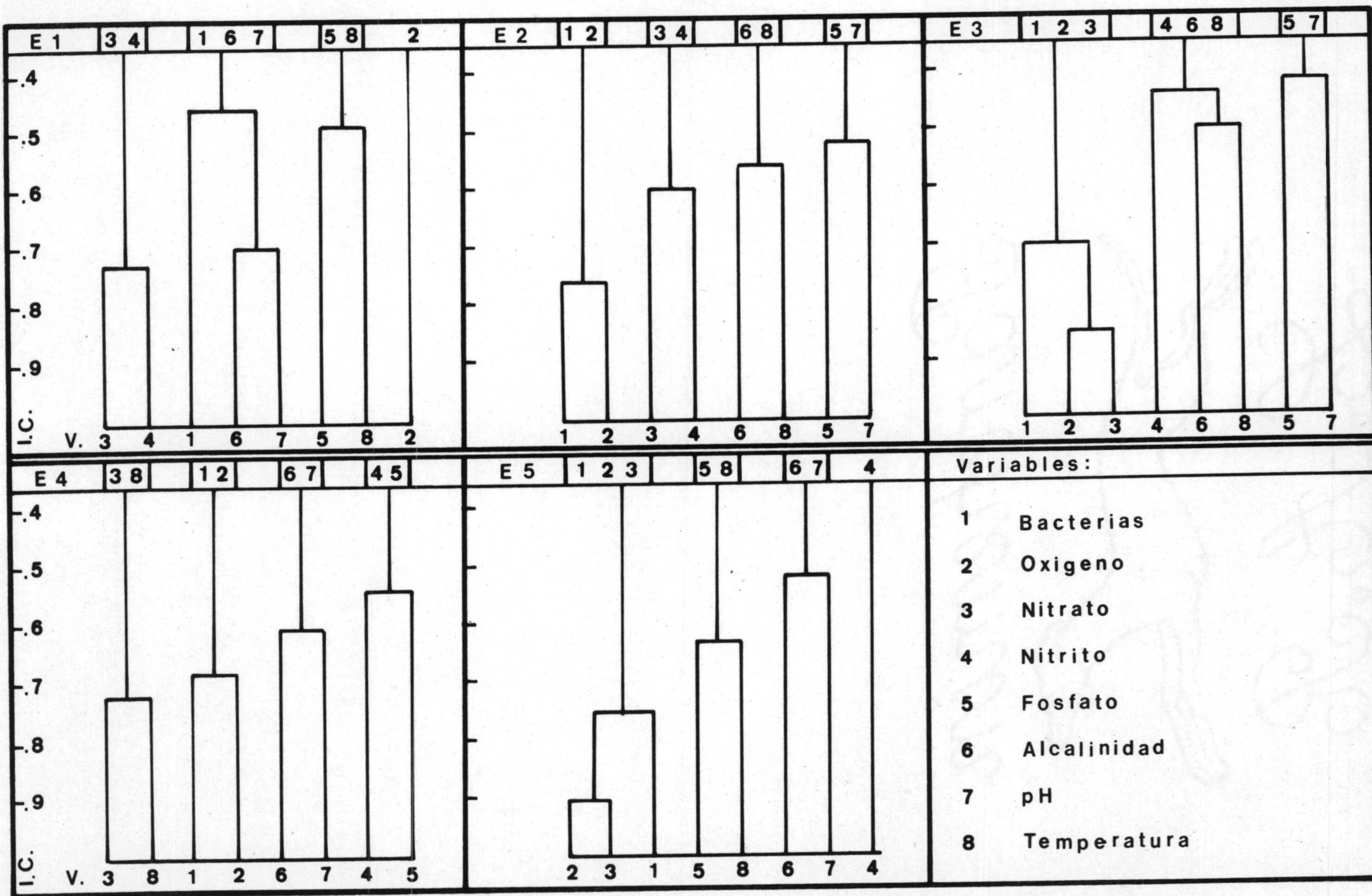


Fig. 43 .- Expresión en forma de dendrograma de las similitudes entre las distintas variables, en cada estación de muestreo .

gran semejanza así como entre las estaciones 4 y 5. Entre las estaciones 2 y 3 a pesar de su proximidad, y de que las condi ciones entre ambos puntos son similares, muestran una baja si militud. Si a la matriz de similitud se le aplica el algoritmo de Lance y Williams obtenemos dos grupos de esta ciones semejantes, uno formado por las estaciones 3,4, y 5 y el otro formado por las estaciones 1 y 2. Estos resultados -- coinciden con los obtenidos en el análisis discriminante del apartado 1.2.5. , donde se obtienen los mismos grupos de esta ciones de muestreo.

Las correlaciones que coincidieron en las dos primeras estaciones fueron las siguientes:

- Temperatura/Fosfato
- Temperatura/Alcalinidad
- Nitrato/Nitrito

Es decir, estas son las relaciones que habiendose dado en la estación 1 se conservaron en la estación siguiente, RC-2.

En la estación 3 no se mantuvo ninguna de las establecidas en la estación de referencia, pero sí dos de las que se dieron en la estación dos:

- Bacterias/Oxígeno
- Oxígeno/Nitrato

En la estación 4 se mantuvo sólo, respecto del control, la re lación entre la temperatura y la alcalinidad, sin embargo, res pecto de la estación 3 se conservaron las siguientes:

- Bacterias/Oxígeno
- Oxígeno/Nitrato
- Bacteria/Nitrato

estableciendose las siguientes, no presentadas en ninguna de las estaciones anteriores:

- Nitratos/Fosfatos
- Nitratos/pH

- Nitritos/Fosfatos

Por último, en la estación cinco, respecto de la estación de control se mantuvieron las correlaciones:

- temperatura/Alcalinidad

- Fosfato/temperatura

Las que coincidieron con la estación 3 fueron:

- Bacterias/Oxígeno

- Oxígeno/Nitrato

- Bacteria/Nitrato

y las que dándose en la estación 4 se volvieron a dar en la 5:

- Bacteria/Oxígeno

- Oxígeno/Nitrato

- Bacteria/Nitrato

- temperatura/Alcalinidad

- temperatura/Fosfato

- Nitrato/pH

Los cambios y alteraciones sufridos por el río Cubillas durante el ciclo de muestreo en las distintas variables medidas determinaron en cada estación de muestreo la aparición de unas relaciones concretas entre dichas variables. Para una mejor visualización de las mismas se efectuaron dendrogramas sobre las matrices de correlación simples, en cada una de las estaciones de muestreo, fig.43 . La relación lineal menos afectada y por tanto la que presentó en el mayor número de estaciones fue la establecida entre la alcalinidad y la temperatura que sólo faltó en la estación 3, la más afectada por la contaminación orgánica. A partir de la estación 2 y hasta la cinco, zona del río que durante la época de almazara recibe los alpechines, se establecieron dos relaciones lineales que implican a la población bacteriana heterótrofa:

- Bacteria/Oxígeno



| E-1 | | C. P A R C I A L | | | | | | E-2 | | C. P A R C I A L | | | | | |
|-------------------------------|-------|------------------|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------------------------------|-------|------------------|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|
| C. S I M P L E | | Bact | O ₂ | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | PO ₄ ⁻³ | T | C. S I M P L E | | Bact | O ₂ | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | PO ₄ ⁻³ | T |
| Bact | | | 0,95 | -0,81 | -0,90 | 0,02 | 0,94 | Bact | | | -0,78 | 0,37 | 0,40 | 0,52 | 0,48 |
| O ₂ | 0,38 | | | 0,85 | 0,93 | -0,14 | -0,96 | O ₂ | -0,74 | | | 0,68 | 0,53 | 0,22 | 0,47 |
| NO ₃ ⁻ | 0,11 | -0,22 | | | -0,91 | 0,20 | 0,83 | NO ₃ ⁻ | -0,18 | 0,52 | | | -0,68 | 0,11 | -0,31 |
| NO ₂ ⁻ | -0,23 | 0,51 | -0,72 | | | 0,07 | 0,87 | NO ₂ ⁻ | 0,1 | -0,11 | -0,55 | | | -0,14 | -0,50 |
| PO ₄ ⁻³ | -0,45 | -0,19 | 0,23 | -0,19 | | | -0,21 | PO ₄ ⁻³ | 0,48 | -0,21 | 0,26 | -0,01 | | | -0,58 |
| T | 0,47 | -0,55 | 0,28 | -0,34 | -0,29 | | | T | -0,15 | 0,21 | -0,01 | -0,31 | -0,59 | | |

| E-3 | | C. P A R C I A L | | | | | | E-4 | | C. P A R C I A L | | | | | |
|-------------------------------|-------|------------------|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------------------------------|-------|------------------|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|
| C. S I M P L E | | Bact | O ₂ | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | PO ₄ ⁻³ | T | C. S I M P L E | | Bact | O ₂ | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | PO ₄ ⁻³ | T |
| Bact | | | -0,04 | -0,41 | 0,22 | -0,12 | 0,02 | Bact | | | -0,84 | -0,55 | 0,58 | -0,13 | 0,27 |
| O ₂ | -0,86 | | | 0,8 | 0,34 | -0,69 | 0,09 | O ₂ | -0,8 | | | -0,11 | 0,86 | -0,86 | 0,30 |
| NO ₃ ⁻ | -0,8 | 0,85 | | | -0,33 | 0,47 | -0,01 | NO ₃ ⁻ | -0,75 | 0,5 | | | -0,16 | -0,21 | 0,01 |
| NO ₂ ⁻ | 0,5 | -0,3 | -0,48 | | | 0,17 | -0,31 | NO ₂ ⁻ | -0,14 | 0,42 | -0,36 | | | 0,86 | -0,07 |
| PO ₄ ⁻³ | 0,1 | -0,56 | -0,23 | 0,11 | | | -0,23 | PO ₄ ⁻³ | 0,18 | -0,34 | -0,58 | 0,54 | | | -0,02 |
| T | -0,29 | 0,44 | 0,37 | -0,46 | -0,43 | | | T | -0,13 | 0,47 | 0,09 | 0,16 | -0,39 | | |

| E-5 | | C. P A R C I A L | | | | | | E-6 | | C. S. | | | | | |
|-------------------------------|-------|------------------|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|-------|-----|-------|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------|
| C. S I M P L E | | Bact | O ₂ | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | PO ₄ ⁻³ | T | C. S. | | Bac. | O ₂ | NO ₃ ⁻ | NO ₂ ⁻ | PO ₄ ⁻³ | T |
| Bact | | | -0,48 | 0,23 | 0,06 | 0,47 | 0,17 | E1 | pH | 0,14 | 0,02 | -0,42 | -0,26 | -0,48 | 0,39 |
| O ₂ | -0,79 | | | 0,91 | 0,37 | 0,70 | -0,13 | E1 | Al. | -0,52 | 0,07 | -0,28 | 0,18 | 0,69 | -0,69 |
| NO ₃ ⁻ | -0,77 | 0,92 | | | -0,54 | -0,78 | -0,17 | E2 | pH | -0,38 | 0,64 | 0,32 | -0,16 | -0,18 | 0,34 |
| NO ₂ ⁻ | 0,03 | -0,25 | -0,22 | | | -0,63 | -0,06 | E2 | Al. | 0,3 | -0,64 | 0,75 | 0,34 | 0,02 | -0,5 |
| PO ₄ ⁻³ | 0,59 | -0,45 | -0,69 | -0,26 | | | -0,25 | E3 | pH | 0,08 | -0,25 | -0,09 | -0,49 | 0,01 | 0,5 |
| T | -0,25 | 0,26 | 0,47 | 0,04 | -0,63 | | | E3 | Al. | 0,02 | -0,19 | -0,19 | 0,00 | -0,42 | 0,28 |
| | | | | | | | | E4 | pH | 0,33 | -0,26 | -0,73 | 0,38 | 0,28 | -0,1 |
| | | | | | | | | E4 | Al. | 0,06 | -0,15 | -0,06 | 0,03 | 0,17 | 0,61 |
| | | | | | | | | E5 | pH | -0,62 | 0,41 | 0,54 | -0,84 | -0,63 | 0,14 |
| | | | | | | | | E5 | Al. | -0,14 | 0,11 | 0,32 | 0,1 | -0,39 | 0,52 |

Cuadro 2.

- Bacteria/Nitrato

y a partir de la estación 3 y hasta la cinco, además de los dos anteriores, la correlación entre la concentración de oxígeno y la de nitrato, relaciones que evidentemente se establecieron como consecuencia de la degradación de la materia orgánica.

Si nos centramos exclusivamente en el estudio de las correlaciones simples y parciales entre la concentración bacteriana y la de oxígeno, podemos observar como el medio, a través de las restantes variables estudiadas, tuvo una actuación diferente según la estación de muestreo presentara un mayor o menor grado de contaminación. En la estación 1, de control, libre de alpechín, el medio intervino de manera que entre ambas variables no se estableciera una correlación significativa y, teniendo en cuenta que la concentración de oxígeno no fue siempre en esta estación alta, podemos decir que el medio actuó de manera limitante sobre la población bacteriana heterótrofa, manteniendo un número bajo. En las estaciones de fuerte contaminación, estaciones 2 y 5, el medio tuvo una actuación contraria a la anterior dando lugar a una estrecha correlación, altamente significativa entre la población bacteriana y la concentración de oxígeno, pero negativa. Es en definitiva la respuesta del medio ante una súbita entrada de materia orgánica que favorece la mineralización de la misma. En las estaciones moderadamente contaminadas, como la 2 y la 4 - el medio no actuó de manera alguna en la relación lineal que entre la población bacteriana y la concentración de oxígeno se estableció, cuadro 2.

Este capítulo de relaciones lineales entre cada par de variables fue complementado con un estudio de la regresión y correlación múltiple para cada variable, y en cada estación -

Tabla 65.- Resultados del análisis de regresión múltiple. Contracción bacteriana como variable dependiente .

Estación 1

| Pasos en la regresión | 1 _t | 2 _t O ₂ | 3 _t O ₂ NO ₂ | 4 _t O ₂ NO ₂ NO ₃ | 5 _t O ₂ NO ₂ NO ₃ PO ₄ |
|--------------------------|----------------|----------------------------------|---|--|---|
| Variables | | | | | |
| Coefficiente c. múltiple | 0,47 | 0,82 | 0,90 | 0,97 | 0,97 |
| %varianza explicada | 22,1 | 66,8 | 81,6 | 94,1 | 94,1 |

Estación 2

| Pasos en la regresión | 1 O ₂ | 2 O ₂ PO ₄ | 3 O ₂ PO ₄ t | 4 O ₂ PO ₄ t NO ₂ | 5 O ₂ PO ₄ t NO ₂ NO ₃ |
|--------------------------|---------------------|--|---|--|---|
| Variables | | | | | |
| Coefficiente c. múltiple | -0,74 | 0,811 | 0,83 | 0,85 | 0,97 |
| %varianza explicada | 54,8 | 65,8 | 70,3 | 71,6 | 75,6 |

Estación 3

| Pasos en la regresión | 1 O ₂ | 2 O ₂ NO ₃ | 3 O ₂ NO ₃ NO ₂ | 4 O ₂ NO ₃ NO ₂ PO ₄ | 5 O ₂ NO ₃ NO ₂ PO ₄ t |
|--------------------------|---------------------|--|---|--|---|
| Variables | | | | | |
| Coefficiente c. múltiple | -0,66 | 0,81 | 0,82 | 0,82 | 0,82 |
| %varianza explicada | 43,5 | 66,1 | 67,4 | 68,0 | 68,0 |

Estación 4

| Pasos en la regresión | 1 O ₂ | 2 O ₂ NO ₃ | 3 O ₂ NO ₃ PO ₄ | 4 O ₂ NO ₃ PO ₄ NO ₂ | 5 O ₂ NO ₃ PO ₄ NO ₂ t |
|--------------------------|---------------------|--|---|--|---|
| Variables | | | | | |
| Coefficiente c. múltiple | -0,8 | 0,89 | 0,94 | 0,96 | 0,96 |
| %varianza explicada | 64 | 80,4 | 88,6 | 92 | 92 |

Estación 5

| Pasos en la regresión | 1 O ₂ | 2 O ₂ PO ₄ | 3 O ₂ PO ₄ NO ₃ | 4 O ₂ PO ₄ NO ₃ t | 5 O ₂ PO ₄ NO ₃ t NO ₂ |
|--------------------------|---------------------|--|---|--|---|
| Variables | | | | | |
| Coefficiente c. múltiple | -0,79 | 0,83 | 0,85 | 0,85 | 0,893 |
| %varianza explicada | 62,4 | 69,3 | 71,8 | 72,6 | 72,7 |



Tabla 66.- Resultados del análisis de regresión múltiple. Contracción de oxígeno, como variable dependiente .

| Estación 1 | | | | | |
|--------------------------|-----------------|------------------------------------|---|--|---|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | t | B | B NO ₂ | B NO ₂ NO ₃ | B NO ₂ NO ₃ PO ₄ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,55 | 0,84 | 0,93 | 0,98 | 0,981 |
| %varianza explicada | 30,2 | 70,3 | 86,2 | 96,1 | 96,2 |
| Estación 2 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | B | B NO ₃ | B NO ₃ NO ₂ | B NO ₃ NO ₂ t | B NO ₃ NO ₂ t PO ₄ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,74 | 0,84 | 0,86 | 0,89 | 0,896 |
| %varianza explicada | 54,8 | 70,2 | 74,7 | 79,3 | 80,3 |
| Estación 3 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | NO ₂ | NO ₂ PO ₄ | NO ₂ PO ₄ NO ₂ | NO ₂ PO ₄ NO ₂ t | NO ₂ PO ₄ NO ₂ t B |
| Coefficiente c. múltiple | 0,85 | 0,93 | 0,94 | 0,945 | 0,945 |
| %varianza explicada | 72,3 | 86,3 | 87,8 | 89,3 | 89,3 |
| Estación 4 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | B | B t | B t NO ₂ | B t NO ₂ PO ₄ | B t NO ₂ PO ₄ NO ₃ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,80 | 0,88 | 0,92 | 0,98 | 0,98 |
| %varianza explicada | 64 | 77,4 | 84,1 | 95,8 | 95,8 |
| Estación 5 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | NO ₃ | NO ₃ PO ₄ | NO ₃ PO ₄ B | NO ₃ PO ₄ B NO ₂ | NO ₃ PO ₄ B NO ₂ t |
| Coefficiente c. múltiple | 0,92 | 0,955 | 0,97 | 0,973 | 0,973 |
| %varianza explicada | 84,6 | 91,1 | 93,7 | 94,6 | 94,6 |

Tabla 67.- Resultados del análisis de regresión múltiple. Contracción de nitratos como variable dependiente.

| Estación 1 | | | | | |
|--------------------------|-----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | NO ₂ | NO ₂ O ₂ | NO ₂ O ₂ B | NO ₂ O ₂ B t | NO ₂ O ₂ B t PO ₄ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,72 | 0,72 | 0,76 | 0,928 | 0,931 |
| %varianza explicada | 51,8 | 54,8 | 57,4 | 86,1 | 86,7 |
| Estación 2 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | NO ₂ | NO ₂ O ₂ | NO ₂ O ₂ PO ₄ | NO ₂ O ₂ PO ₄ B | NO ₂ O ₂ PO ₄ B t |
| Coefficiente c. múltiple | -0,55 | 0,78 | 0,85 | 0,86 | 0,87 |
| %varianza explicada | 30,3 | 61,4 | 71,8 | 73,8 | 76,4 |
| Estación 3 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | O ₂ | O ₂ B | O ₂ B PO ₄ | O ₂ B PO ₄ NO ₂ | O ₂ B PO ₄ NO ₂ t |
| Coefficiente c. múltiple | 0,85 | 0,91 | 0,93 | 0,94 | 0,94 |
| %varianza explicada | 72,3 | 83,3 | 86,5 | 88,1 | 88,1 |
| Estación 4 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | B | B NO ₂ | B NO ₂ PO ₄ | B NO ₂ PO ₄ O ₂ | B NO ₂ PO ₄ O ₂ t |
| Coefficiente c. múltiple | -0,75 | 0,885 | 0,893 | 0,895 | 0,895 |
| %varianza explicada | 56,3 | 78,3 | 79,8 | 80,0 | 80,0 |
| Estación 5 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | O ₂ | O ₂ t | O ₂ t PO ₄ | O ₂ t PO ₄ NO ₂ | O ₂ t PO ₄ NO ₂ B |
| Coefficiente c. múltiple | 0,92 | 0,97 | 0,984 | 0,989 | 0,989 |
| %varianza explicada | 84,6 | 94,2 | 96,8 | 97,7 | 97,8 |

Tabla 68.- Resultados del análisis de regresión múltiple. Contracción de nitrito como variable dependiente.

Estación 1

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------------|-----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Variables | NO ₃ | NO ₃ O ₂ | NO ₃ O ₂ B | NO ₃ O ₂ B t | NO ₃ O ₂ B t PO ₄ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,72 | 0,805 | 0,855 | 0,968 | 0,968 |
| %varianza explicada | 51,8 | 64,8 | 73,1 | 93,8 | 93,8 |

Estación 2

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------------|-----------------|----------------------|--|---|--|
| Variables | NO ₂ | NO ₂ t | NO ₂ t O ₂ | NO ₂ t O ₂ B | NO ₂ t O ₂ B PO ₄ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,55 | 0,635 | 0,70 | 0,753 | 0,758 |
| %varianza explicada | 30,2 | 40,3 | 49,0 | 56,6 | 57,5 |

Estación 3

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------------|------|--------|--------------------------|---|--|
| Variables | B | B t | B t O ₂ | B t O ₂ NO ₃ | B t O ₂ NO ₃ PO ₄ |
| Coefficiente c. múltiple | 0,50 | 0,568 | 0,583 | 0,627 | 0,641 |
| %varianza explicada | 25,0 | 32,3 | 33,9 | 39,3 | 41,1 |

Estación 4

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------------|-----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Variables | PO ₄ | PO ₄ O ₂ | PO ₄ O ₂ B | PO ₄ O ₂ B NO ₃ | PO ₄ O ₂ B NO ₃ t |
| Coefficiente c. múltiple | 0,54 | 0,839 | 0,952 | 0,954 | 0,954 |
| %varianza explicada | 29,2 | 70,3 | 90,7 | 90,9 | 90,9 |

Estación 5

| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|--------------------------|-----------------|------------------------------------|--|---|--|
| Variables | PO ₄ | PO ₄ NO ₃ | PO ₄ NO ₃ O ₂ | PO ₄ NO ₃ O ₂ B | PO ₄ NO ₃ O ₂ B t |
| Coefficiente c. múltiple | 0,26 | 0,612 | 0,694 | 0,695 | 0,696 |
| %varianza explicada | 6,8 | 37,5 | 48,2 | 48,3 | 48,5 |

Tabla 69.- Resultados del análisis de regresión múltiple. Contracción de fosfato como variable dependiente .

| Estación 1 | | | | | |
|--------------------------|-----------------|-----------------------------------|--|---|--|
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | B | B NO ₂ | B NO ₂ t NO ₃ | B NO ₂ t NO ₃ | B NO ₂ t NO ₃ O ₂ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,45 | 0,542 | 0,570 | 0,581 | 0,592 |
| %varianza explicada | 20,3 | 29,4 | 32,5 | 33,7 | 35,0 |
| Estación 2 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | t | t B | t B NO ₃ | t B NO ₃ O ₂ | t B NO ₃ O ₂ NO ₂ |
| Coefficiente c. múltiple | -0,54 | 0,675 | 0,754 | 0,762 | 0,768 |
| %varianza explicada | 29,2 | 45,5 | 56,8 | 58,1 | 58,9 |
| Estación 3 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | O ₂ | O ₂ NO ₃ | O ₂ NO ₃ t | O ₂ NO ₃ t NO ₂ | O ₂ NO ₃ t NO ₂ B |
| Coefficiente c. múltiple | -0,56 | 0,729 | 0,756 | 0,763 | 0,767 |
| %varianza explicada | 31,4 | 53,2 | 57,2 | 58,3 | 58,9 |
| Estación 4 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | NO ₂ | NO ₂ B | NO ₂ B O ₂ | NO ₂ B O ₂ NO ₃ | NO ₂ B O ₂ NO ₃ t |
| Coefficiente c. múltiple | 0,54 | 0,826 | 0,943 | 0,943 | 0,945 |
| %varianza explicada | 29,2 | 68,2 | 88,9 | 89,4 | 89,4 |
| Estación 5 | | | | | |
| Pasos en la regresión | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Variables | NO ₃ | NO ₃ O ₂ | NO ₃ O ₂ NO ₂ | NO ₃ O ₂ NO ₂ B | NO ₃ O ₂ NO ₂ B t |
| Coefficiente c. múltiple | -0,69 | 0,836 | 0,913 | 0,927 | 0,932 |
| %varianza explicada | 47,6 | 69,8 | 83,3 | 85,9 | 86,8 |

de muestreo. Estos análisis nos brindan, como ya expresaremos en el punto 1.1.3.4, en primer lugar, el porcentaje de varianza de cada variable que es explicada de forma conjunta por -- las restantes consideradas, así como la ordenación de éstas -- de mayor a menor importancia en dicha explicación o predic-- ción, y en segundo lugar, el comportamiento de cada una de -- las variables respecto de las demás, según la estación de --/ muestreo. Los resultados de los distintos análisis se presen-- tan en las tablas 65-69 y a continuación los comentarios para cada una de las variables: concentración de bacterias heteró-- trofas, de oxígeno, de nitratos, de nitritos y de fosfatos:

- Concentración de bacterias heterótrofas: El índice de correlación múltiple, y por tanto la varianza explicada decreció -- en las estaciones 3 y 5 respecto de las 1, 2 y 4, aunque en todos los casos la varianza explicada fuera superior al 60%. La influencia de la temperatura fue decreciendo desde la estación 1 a la 5. En la estación 1 fue la primera que entró en la regresión, en la estación 2 ocupó el tercer lugar y el último -- en las estaciones 4 y 5. La concentración de oxígeno en cam-- bio fue cobrando importancia desde la estación 2 a la 5, ex-- plicando el 55% de la varianza en la estación 2, el 44% en la 3, el 64% en la 4 y el 62% en la 5.

- Concentración de oxígeno: La varianza explicada por las restantes variables fue muy elevada en todas las estaciones superando el 90%, menos en la 3 donde solo fue del 89,3%. En la -- estación 1 solo la temperatura explicó el 70,3%. En las esta-- ciones 2 y 4 la población bacteriana fue la más importante explicando el 54,8% y el 64% respectivamente. En las estaciones más afectadas por la contaminación orgánica, 3 y 5, nitratos y fosfatos conjuntamente explicaron respectivamente el 77,4% y el 91,1% de la varianza.

Tabla 70 . Función discriminante para la clasificación de las -
estaciones de muestreo.

$$L=0,3882 \left[\ln B \right] + 0,0945 \left[O_2 \right] + 0,0453 \left[NO_2^- \right] + 0,0324 \left[PO_4^{3-} \right]$$

Valor de la función para las distintas estaciones:

$$L-RC-1= 4,06$$

$$L-RC-2= 4,44$$

$$L-RC-3= 5,09$$

$$L-RC-4= 4,86$$

$$L-RC-5= 4,98$$

valor de la divisoria o frontera: 4,57

Conclusión: La estación 2 se asocia a la estación 1 y las esta-
ciones 4 y 5 a la estación 3.

Estos resultados concuerdan con las deducciones hechas a partir de los datos de correlación simple y parcial. En las estaciones 3 y 5 las fuertes correlaciones simples negativas entre la población bacteriana y la concentración de oxígeno - no se establecieron de forma directa, en las correspondientes regresiones entraron en los últimos lugares, sino por mediación de las restantes variables medidas.

- Concentración de nitratos: La varianza explicada superó en todas las estaciones el 80%, menos en la 2 donde fue del 76,4%. Conforme se aleja de la estación 1 y se entra en la zona del río más afectado por la contaminación orgánica se observa como la concentración de nitritos fue perdiendo importancia en la explicación de la concentración de nitratos, mientras que el oxígeno fue ganando importancia.

- Concentración de nitritos: Hay que destacar la escasa varianza explicada de esta variable en las estaciones 3 y 5, donde no se llegó al 50%. Nitratos, oxígeno, bacterias y temperatura fueron las más importantes en las estaciones 1, 2 y 3, mientras que fosfatos, oxígeno y nitratos lo fueron en las estaciones 4 y 5.

- Concentración de fosfatos: La varianza explicada por las restantes fue en aumento desde la estación 1 a la cinco. En las menos afectadas por la contaminación orgánica bacterias y nitritos fueron las que contribuyeron en mayor grado, mientras que en las más afectadas fueron la concentración de oxígeno y de nitratos.

1.2.6. Clasificación de las estaciones de muestreo.

Los resultados de las distintas variables medidas muestran que no todas las estaciones de muestreo se vieron afecta

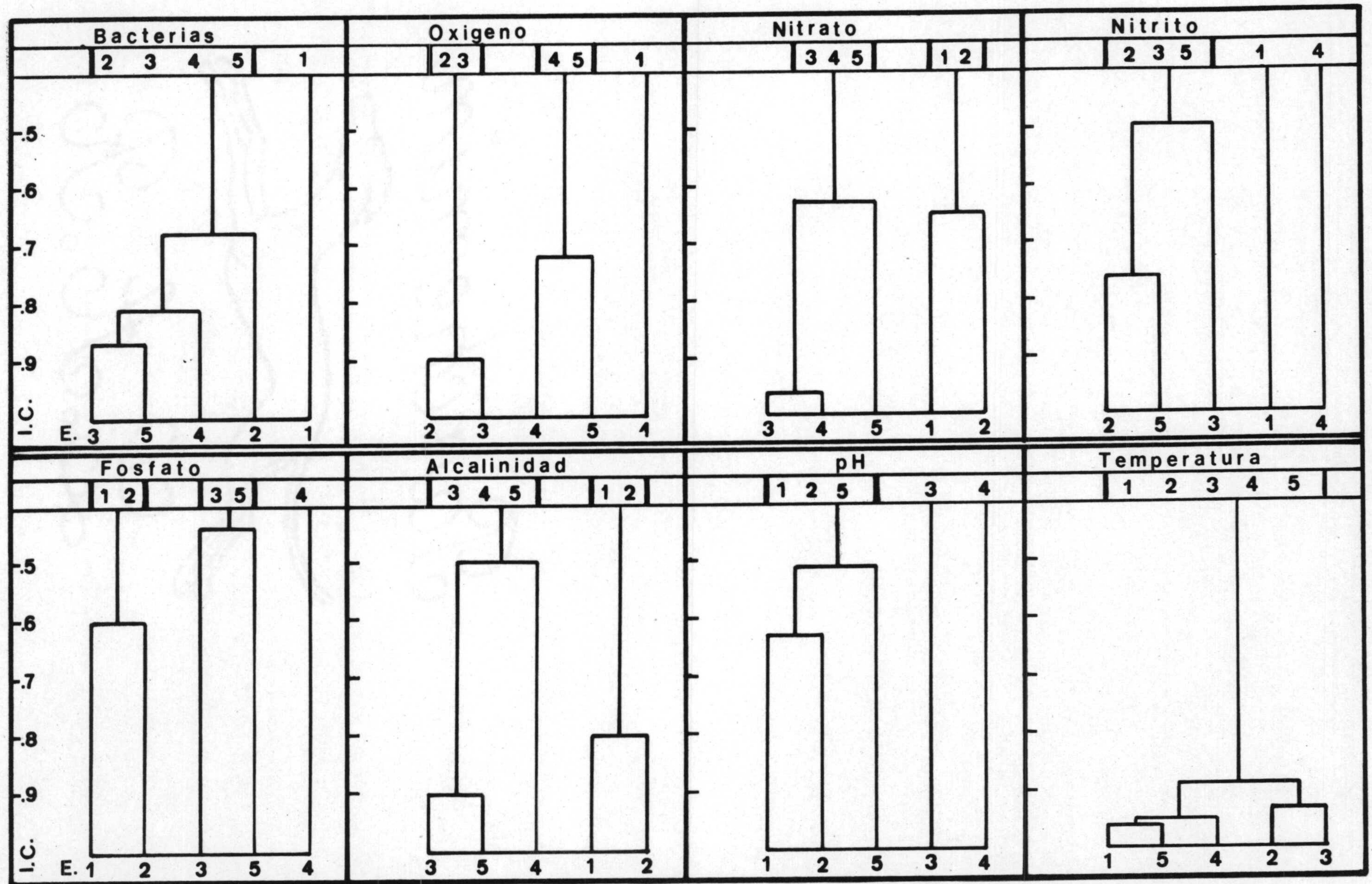


Fig. 44 .- Expresión, en forma de dendrograma de las similitudes entre las distintas estaciones de muestreo, según las diferentes variables .

das por igual por el alpechín vertido al río. La estación 5 y la 3 sobre todo, fueron las que mayores alteraciones y cambios sufrieron. Las estaciones 2 y 4 no llegaron a alcanzar los niveles de alteración de las anteriores estaciones citadas, pero tampoco los valores de sus variables fueron del orden de la estación de control, estación 1.

Si consideramos los valores medios de las variables y tomamos a la estación 1, libre de contaminación orgánica por alpechín, y a la estación 3, como la más afectada por ella, - podemos preguntarnos como se distribuiran las restantes estaciones alrededor de estas dos, con lo que podríamos tener además una información del tramo o tramos de río más contamina-dos, aquellos que comprendan a las estaciones asociadas a la estación 3, y el tramo o tramos menos contaminados, aquellos que comprendan a las estaciones que se asocien a la estación 1. Con este fin se diseñó un análisis discriminante con las siguientes variables: concentración de oxígeno, concentración de nitratos, concentración de bacterias heterótrofas, y con-centración de fosfatos, tomando como extremos del análisis a las estaciones 1 y 3, con el objetivo de distribuir las tres estaciones restantes, con la mayor probabilidad, en las dos anteriores. La función discriminante obtenida (tabla 70) permite asociar la estación 2 a la 1, y las estaciones 4 y 5 a la estación 3. Estos resultados nos permiten afirmar que la estación 2 fue semejante a la estación de control, y que por tanto en valor medio, de las variables consideradas en el análisis, no sufrió alteraciones considerables. La materia orgánica vertida o llegada a esta estación fue asimilada de manera tal que en un ciclo anual esta estación no diferió de la estación de control. Podemos concluir de estos resultados que el río Cubillas se vió afectado sustancialmente y en valor medio, durante el ciclo de muestreo, por la materia orgánica de

vertida en él en el tramo comprendido desde la estación 3 hasta la 5, es decir, desde Iznalloz hasta la entrada al embalse de Cubillas.

1.2.7. Semejanza o similitud entre las estaciones de muestreo.

Atendiendo a cada una de las variables medidas podemos observar la similitud o afinidad entre las distintas estaciones de muestreo. Es decir, se trata de ver la relación que -- hay entre dos estaciones determinadas, según la similitud que la distribución de una variable presente en dos estaciones, a lo largo del ciclo de muestreo. De esta manera, si dos estaciones presentan una estrecha similitud para una variable significará que dicha variable se comportó de manera semejante, por estar sometida a las mismas o muy parecidas causas de variación en esas dos estaciones.

Como índice de similitud se tomó el índice de correlación simple, y se elaboraron en cada estación de muestreo matrices de similitud para cada variable. Sobre estas matrices se formaron dendrogramas según el algoritmo de Lance y Williams (página 89), que se presentan en la fig.44. Podemos observar cómo para la concentración de oxígeno y la concentración de bacterias las estaciones 2,3,4, y 5 se comportaron de manera semejantes y diferentes de la estación 1, la única no afectada por las almagras. Sin embargo, en cuanto a la magnitud de los valores de estas variables la situación fue distinta -- como demuestra el análisis discriminante (punto 1.2.5) donde -- las estaciones 1 y 2 quedaban separadas de las 3,4 y 5.

Respecto de la concentración de nitratos, fig.44, las estaciones 1 y 2 se asociaron por un lado y, por otro, las estaciones 3,4 y 5. Al considerar a la concentración de nitritos se formó un solo grupo constituido por las estaciones 2,



3 y 5.

Los fosfatos mostraron una variabilidad semejante en las dos primeras estaciones, en las restantes fluctuó de manera distinta en cada una de ellas.

La alcalinidad dio lugar a dos grupos uno formado por las estaciones 1 y 2, y el otro por las tres restantes, mientras que el pH agrupó a las estaciones 1, 2 y 5, quedando la 3 y la 4 sin mostrar semejanza con ninguna estación.

Por último, la temperatura se mostró como la variable más inespecífica agrupando a todas las estaciones en un solo grupo a un nivel muy significativo (0,897).

A la vista de estos resultados puede deducirse que la temperatura varió de manera semejante en todo el tramo de río estudiado. La concentración de oxígeno y la concentración de bacterias heterótrofas mostraron semejanzas en su variabilidad en el tramo de río comprendido entre las estaciones 2 y 5, es decir, el tramo de río donde se encuentran ubicadas las almazaras. Nitratos, nitritos, alcalinidad y pH presentan distribuciones semejantes en las estaciones 1 y 2, por lo que las incidencias del alpechín en la estación 2 no causó grandes alteraciones en la variabilidad de estos parámetros respecto de la estación 1.

1.3. Relaciones entre el río Cubillas y su embalse.

Queremos ver qué relaciones ligan a los dos sistemas acuáticos estudiados y presionados por una contaminación orgánica intermitente recibida en primera instancia por el río y transmitida, posteriormente, por éste al embalse. En primer lugar, queremos dilucidar si hay diferencias significativas entre el río y el embalse, en las distintas variables medidas en valor medio y durante el ciclo de muestreo. Es decir, si -

el río presentó una mayor concentración media de oxígeno, o de cualquiera otra variable estudiada, que el embalse o viceversa. En segundo lugar, investigar cómo se afectaron los distintos parámetros medidos en el embalse por la entrada durante parte del invierno de la contaminación orgánica vertida -- por las alcazaras y transportada por el río al embalse.

1.3.1. Relaciones entre las concentraciones medias de las distintas variables medidas.

Se trata de comparar el tramo de río sometido a contaminación orgánica -desde la estación RC-2 a la RC-5- con la columna de agua muestreada en el embalse de Cubillas, con el objetivo de poner de manifiesto las diferencias significativas que entre dichos sistemas puedan existir según las distintas variables medidas durante el ciclo de muestreo.

El procedimiento estadístico seguido ha sido el de un análisis de varianza doble con cuatro observaciones en cada casilla. Las correspondientes a las casillas del río fueron las medidas obtenidas en las estaciones RC-2, RC-3, RC-4 y RC-5, y las cuatro correspondientes a las casillas del embalse las medidas a las profundidades de : 0 m, 2 m y 5 m y fondo. Este análisis se ha repetido para cada una de las variables estudiadas: concentración de oxígeno, de bacterias heterótrofas, de nitratos, de nitritos, de fosfatos y para la alcalinidad y el pH. Los correspondientes resultados para las distintas variables permiten las siguientes conclusiones estadísticas:

Concentración de oxígeno:

- 1º la diferencia en concentración de oxígeno entre el embalse y el río Cubillas, en la época estudiada, es significativa con un riesgo comprendido entre: $0,05 < P < 0,25$
- 2º existe diferencia significativa entre los meses de -

muestreo, con un riesgo $P < 0,01$.

3º, se puede admitir que existe interacción con un riesgo P menor de 0,05.

Interpretación: Centrandonos en el objetivo del análisis, primera de las conclusiones, con el nivel de significación dicho, no admitimos una mayor concentración media de oxígeno en el río respecto de la del pantano a menos de que estemos dispuestos a correr un riesgo - del orden del 25%, fig. 45.

Discusión: Los mecanismos de oxigenación de los sistemas lóticos suelen ser por lo general superiores a los de los lénticos, por lo que cabría esperar en el río - una mayor concentración que en el embalse. Al no cumplirse esto tenemos que pensar en alguna causa capaz - de hacer disminuir la concentración de oxígeno en el -- río, como por ejemplo los procesos de mineralización - de la materia orgánica procedente del exterior que de una manera directa llegan al río.

Concentración de bacterias heterótrofas:

1º, la diferencia entre las concentraciones de bacterias de los dos sistemas acuáticos es altamente significativa: P menor que 0,0005.

2º, existe diferencia significativa entre los meses de muestreos: P menor de 0,0005.

3º, existe interacción con la misma significación que - en los casos anteriores.

Interpretación: Podemos admitir que hay una mayor población bacteriana heterótrofa en el río que en el pantano, con una probabilidad de error en esta afirmación - menor del 0,05%.

Discusión: Estos resultados están en concordancia con

los anteriores, la mineralización de la materia orgánica provoca un aumento de la población desintegradora del sistema (constituida en los sistemas acuáticos fundamentalmente por las bacterias heterótrofas) y una -- disminución de la concentración de oxígeno.

Concentración de nitratos:

1º, existe una diferencia significativa entre las concentraciones del río y la del embalse con una P menor de 0,0005.

2º, existe una diferencia significativa entre los meses de muestreo con una significación P menor de 0,0005.

3º, existe una interacción significativa con P menor de 0,0005.

Interpretación: En el río y durante la época estudiada podemos afirmar que, en término medio, la concentración de nitratos fue superior a la del embalse, con -- una probabilidad de error en tal afirmación del 0,05%.

Discusión: Esta mayor concentración de nitratos del -- río pudo ser debida en parte a la materia orgánica ver tida por las alazaras y en parte a las esorrentias -- procedente de las aguas del riego de los campos de cul tivos circundantes.

Concentración de nitritos:

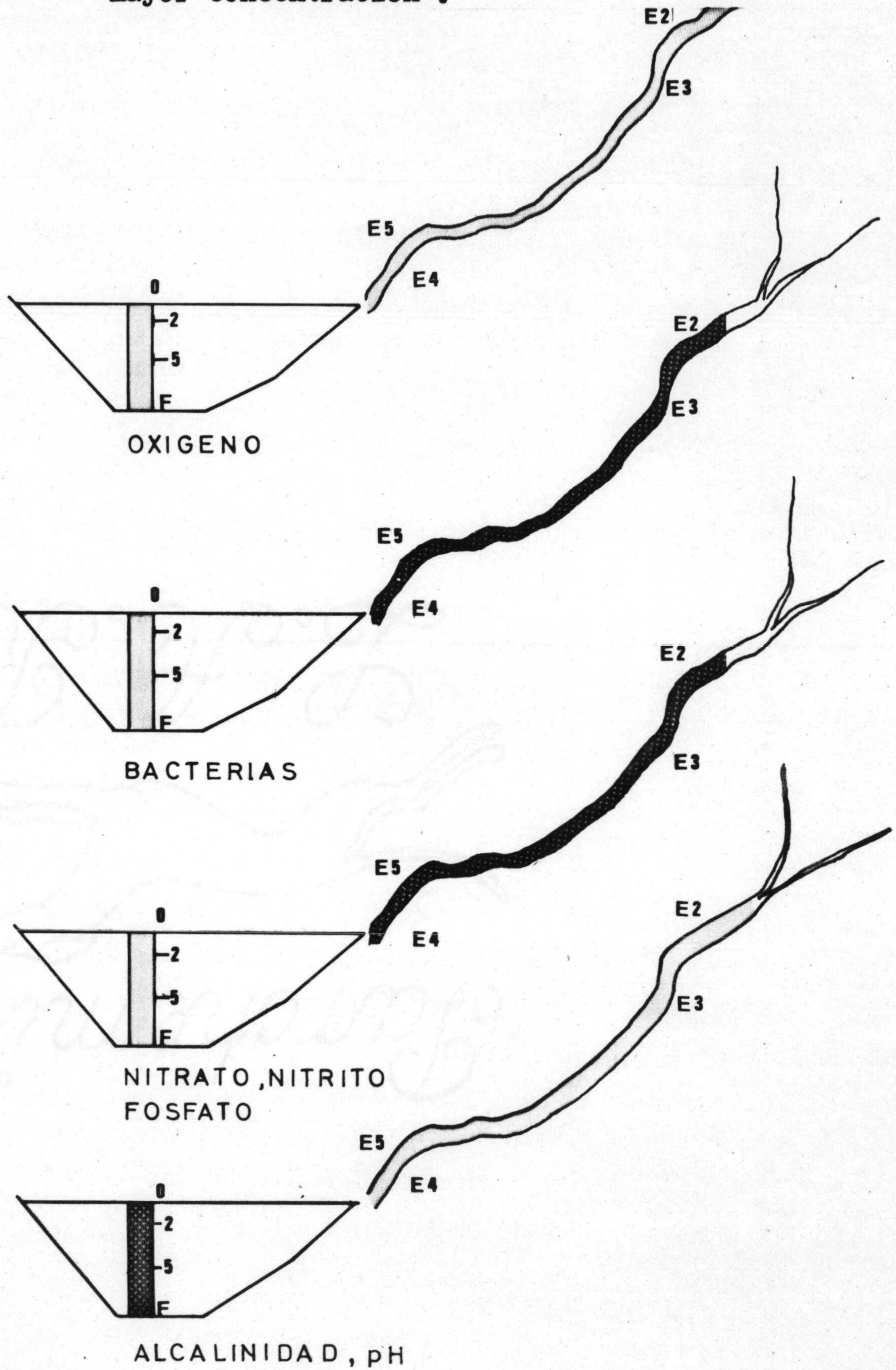
1º, existe diferencia significativa entre las concentra-- ciones de nitritos del río y del embalse, con un P inferior a 0,05.

2º, existe diferencia significativa entre los meses de muestreos, con un P inferior a 0,0005:

3º, existe interacción significativa, con un P inferior a 0,0005.

Interpretación: Podemos admitir que hay una mayor con-

Fig. 45 .- Relaciones entre las concentraciones medias, de las diferentes variables medidas, del tramo del río Cubillas, comprendido entre las estaciones 2 y 5, y la columna de agua muestreada en el embalse. Las diferencias significativas se expresan por diferentes intensidades de color. El punteado más intenso expresa la mayor concentración.



centración de nitritos en el río que en el embalse, en término medio y durante la época estudiada, con una -- probabilidad de error en esta ocasión del 5%.

Discusión: Como en el caso de los nitratos, relacionamos esta mayor concentración de nitritos del río como consecuencia de la contaminación orgánica que soporta.

Concentración de fosfatos:

1º existe diferencia significativa en concentración de fosfatos entre el río Cubillas y su pantano, con una - significación: P inferior a 0,0005.

2º existe diferencia significativa entre los meses de muestreo con un P inferior a 0,025.

3º existe interacción significativa, con un P inferior a 0,005.

Interpretación: en el río, durante los meses muestreados, existe por término medio una mayor concentración de fosfato que en el embalse, con una probabilidad de error inferior al 0,05%.

Discusión: Como en los demás casos la mineralización - de la materia orgánica pudo acarrear una mayor concentración de fosfato en el río.

Alcalinidad:

1º existe diferencia significativa entre las concentraciones de alcalinidad de ambos ecosistemas, con un P - inferior a 0,0005.

2º hay diferencia significativa entre los meses de --/ muestreo, con un P inferior a 0,0005.

3º hay interacción significativa, con un P inferior a 0,0005.

Interpretación: El embalse posee mayor reserva alcalina que el río, por tanto una mayor capacidad amortiguado-



ra, con una probabilidad de error del 0,05%.

Discusión: La mayor reserva alcalina del embalse debe - de estar en relación con la disolución de la cubeta favorecido por los procesos de reducción que se llevan a cabo especialmente en el fondo y por la actividad fotosintética de las capas superiores que pueden afectar al equilibrio carbónico-carbonato-bicarbonato.

pH:

1º, existe diferencia significativa entre los valores medios de pH del río y del embalse, con una significación inferior al 0,0005.

2º, se da diferencia significativa entre los meses de -- muestreo, con un P inferior a 0,0005.

3º, hay interacción significativa entre ambas fuentes de variación.

Interpretación: El agua del embalse posee un pH más alcalino que el del río, con una probabilidad de error -- del 0,05%.

Discusión: Pudiera existir alguna relación o influencia por la naturaleza del material de vertido o por el pH - del mismo, debido a la proporción de ácidos orgánicos, que harían bajar el pH del agua del río. Los procesos - de degradación de la materia orgánica crean condiciones reductoras con una disminución del pH del agua, que podrían también influir.

1.3.2. Impactos producidos por la materia orgánica vertido al río en el embalse de Cubillas.

En el punto 1.1.1 quedó reseñado que el embalse de Cubillas presenta una época de mezcla invernal y una época de estratificación durante el estío. Si tenemos en cuenta que el em

balse recibe, procedente del río, un aporte de materia orgánica, durante una parte del periodo de mezcla, la normal fisiología del embalse y la distribución vertical de los componentes del agua podrían verse afectados. Para poder obtener alguna información al respecto comparamos los meses de muestreo correspondientes a la época de mezcla no afectada por el funcionamiento de las alazaras -meses de Noviembre, Diciembre y Enero- con aquellos otros, también correspondientes a la época de mezcla pero si afectados -meses de Febrero, Marzo y Abril-, y las estaciones de muestreos: RC-5, la más próxima al embalse, y las cuatro de éste. El procedimiento estadístico para tal comparación fue el de un análisis de la varianza doble con las fuentes de variación: estaciones de muestreos y meses de muestreo, para cada una de las variables: oxígeno disuelto en agua, concentración de bacterias, de nitritos, nitratos, fosfatos y alcalinidad y pH, en cada una de las dos épocas de mezcla del embalse: mezcla más contaminación y mezcla sin contaminación, que sirve de testigo de la anterior. Los resultados de los distintos análisis estadísticos se comentan a continuación:

- Concentración de oxígeno: De los correspondientes análisis se obtienen los siguientes resultados (conclusiones estadísticas):

1º, que en el período de mezcla no contaminado no se aprecia diferencia significativa alguna en concentración de oxígeno entre las distintas estaciones de muestreo, con una probabilidad de error al rechazar esta hipótesis de homogeneidad de: $0,25 < P < 0,5$. No se aprecia diferencia significativa entre los meses de muestreo.

2º, que en el periodo de mezcla correspondiente al perío

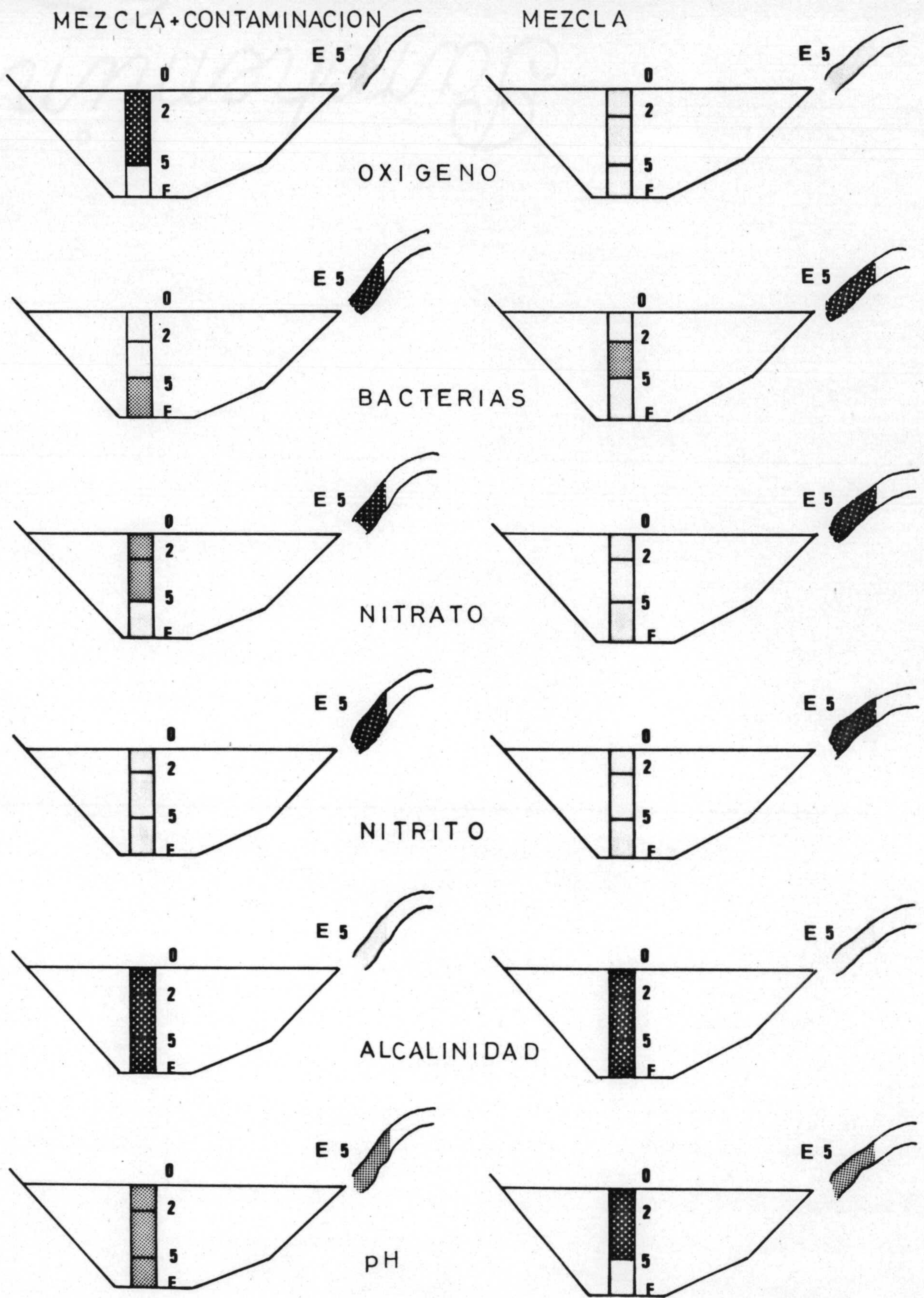


Fig. 46 .- Impactos producidos en el embalse por la materia orgánica vertida al río Cubillas . La intensidad del punteado refleja la mayor o menor concentración de la variable .

do afectado por la contaminación orgánica, existe diferencia significativa entre las estaciones de muestreo, con una probabilidad de error P inferior a 0,05. Entre los meses de muestreo no se aprecia, en cambio, significación, con una probabilidad de error al rechazar esta hipótesis de $0,1 < P < 0,25$. Al calcular la menor diferencia significativa, para las estaciones, podemos comprobar que no existe diferencia en valor medio entre la concentración de oxígeno del agua del río, estación cinco, con la del agua del embalse profunda, cinco y 10 metros. Podemos entonces deducir que el agua del río en la estación cinco se comporta como la del fondo del embalse para esta variable, fig. 46.

Discusión: Estos resultados que demuestran la homogenización de la concentración de oxígeno en el período de mezcla afectado por la contaminación orgánica de las estaciones de agua más profunda del embalse y de la estación cinco del río, que es receptora directa de dicha contaminación, que no se da en el período de mezcla libre de los vertidos de alpechín, son debidos a los procesos de la mineralización llevados a cabo en el río, en primer lugar, y continuados en el embalse a partir de los cinco metros hacia el fondo con prioridad, que provocan la menor concentración de oxígeno en estas estaciones y su homogeneidad respecto de ésta variable. La repercusión en el embalse fue que en el período de mezcla la homogeneidad en concentración de oxígeno en la columna de agua estudiada se vió perturbada por los intensos procesos de degradación de la materia orgánica llevados en el fondo, donde se consumía el oxígeno procedente de las capas superficiales.

- Concentración de bacterias heterótrofas: En los análisis para esta variable se ha tenido en cuenta los valores proporcionados por las cuatro placas sembradas en cada uno de los muestreos y no su valor medio. Los resultados fueron los siguientes:

1º, en el período correspondiente a los meses de Noviembre, Diciembre y Enero, período de mezcla del embalse sin la influencia de las alazaras, encontramos que -- hay diferencia significativa entre las estaciones de muestreos, con una probabilidad de error en tal afirmación menor del 0,05%. La estación del río presentó la mayor densidad de población. En el embalse, las estaciones 2 y 5, sin diferencias entre ellas, mostraron los máximos valores de población bacteriana, es decir, el máximo de población se situó en la zona intermedia de la columna de agua estudiada.

2º, que en el período que corresponde a los meses de -- muestreo de Febrero, Marzo y Abril, encontramos también diferencias significativas entre las distintas estaciones, pero situándose el máximo de población bacteriana en esta ocasión, en el embalse a 10 metros, en el agua más profunda, correspondiéndose con el agotamiento de oxígeno de esta zona.

Discusión: Parece evidente que la entrada de materia orgánica en el embalse procedente del río fue responsable de la diferente distribución vertical que la población bacteriana mostró en las dos épocas de mezcla del embalse.

- Concentración de Nitratos: Los resultados obtenidos en los correspondientes análisis estadísticos para esta variable fueron:

1º que en el periodo Noviembre-Diciembre-Enero no hubo diferencias significativas entre las estaciones de -- muestreo, a menos de querer correr una probabilidad de error al rechazar ésta hipótesis de homogeneidad de: P mayor o igual que 0,05. La concentración de nitratos -- fue como corresponde a esta época homogénea en toda la columna de agua.

2º, que en el período que abarca a los meses de Febrero-Marzo-Abril, se dieron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo, siendo, como también lo fuera en la época anterior, la estación del río la que presentará la mayor concentración de nitratos. Sin embargo, en el embalse, encontramos una estratificación vertical de dicha variable. Estas diferencias son significativas con una probabilidad de error: P inferior que 0,005.

Discusión: Encontramos que la concentración de nitratos vió afectada, durante la época de almazara, su distribución vertical, dejando de ser homogénea en toda -- la columna, siendo ésta la situación normal durante la época de mezcla, para sufrir una estratificación vertical con una concentración de nitratos superior en las capas más próximas a la superficie.

- Concentración de nitritos: Los resultados de los análisis -- fueron los siguientes:

1º, que en la época correspondiente al periodo de mez-- cla de Noviembre-Diciembre-Enero no encontramos dife-- rencias significativas entre las estaciones de mues-- treos, con una probabilidad de error al rechazar esta hipótesis: $0,25 < P < 0,5$.

2º, que en el periodo Febrero-Marzo-Abril, tampoco se --

puede rechazar la hipótesis de homogeneidad de las estaciones de muestreos a menos de que se esté dispuesto a correr una probabilidad de error comprendida entre: --
 $0,1 < P < 0,25$.

Discusión: En esta variable no encontramos cambios en su distribución vertical por la influencia de la materia orgánica vertida al río y transportada por éste al embalse, durante la época de almazara.

- Concentración de fosfato: En este caso al ser muy numerosas las medidas en las que no se detecto concentración aparente de fosfato soluble hemos considerado poco apropiado el realizar los análisis de la varianza, ya que las medidas cero no cumplen las condiciones de aleatoriedad en la medición que -- exige dicho análisis

Observando los valores de concentración de fosfato en las dos épocas del embalse consideradas puede decirse que el fosfato procedente del río fue consumido en su totalidad en el embalse, siendo esto más acusado en el periodo de Febrero-Marzo-Abril que en los de Noviembre-Diciembre-Enero.

- Alcalinidad: Los resultados de este análisis muestran de -- nuevo que la alcalinidad no se afecta, al menos de manera sustancial, por la contaminación orgánica, no existiendo diferencias significativas entre las estaciones del embalse, en ninguna de las dos épocas que hemos diferenciado en el período de mezcla. Las estaciones del embalse presentaron siempre una mayor reserva alcalina que la del río.

- pH: Los resultados obtenidos en los análisis estadísticos -- se resumen en los siguientes puntos:

1º que en la época de Noviembre-Diciembre-Enero, hay -- una diferencia significativa grande entre las estaciones de muestreos con una probabilidad P inferior de --

0,005. Calculando la menor diferencia significativa se separan tres grupos de estaciones de muestreo : El primero formado solo por la estación del río, el segundo - por las estaciones más superficiales del embalse, cero y dos metros, y el tercero por las de agua más profundas, cinco y diez metros. En el embalse tenemos una estratificación vertical del pH, más alcalino en la parte superior y más ácido en la inferior.

2º que en los meses de Febrero-Marzo-Abril no se aprecia diferencias significativas entre las distintas estaciones de muestreos, con una probabilidad de error al rechazar esta hipótesis: $0,25 < P < 0,50$.

Discusión: Durante el período de actividad de las almazaras el pH del embalse fue homogéneo en todo el perfil vertical mientras que observamos una estratificación -- del mismo durante el periodo de mezcla sin contaminación orgánica procedente del río.

Podemos concluir de estos resultados que la mayoría de las variables estudiadas sufren en el embalse de Cubillas perturbaciones en su distribución vertical como consecuencia de la actividad de las almazaras ubicadas en las margenes del río Cubillas y que vierten a él alpechín.