

## Tesis de Posgrado

# Fitoplancton de sistemas lóticos de llanura : Río Salado, Buenos Aires y tributarios inferiores del Río Uruguay

O'Farrel, Inés

1992

Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

**Cita tipo APA:**

O'Farrel, Inés. (1992). Fitoplancton de sistemas lóticos de llanura : Río Salado, Buenos Aires y tributarios inferiores del Río Uruguay. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. [http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis\\_2539\\_OFarrel.pdf](http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2539_OFarrel.pdf)

**Cita tipo Chicago:**

O'Farrel, Inés. "Fitoplancton de sistemas lóticos de llanura : Río Salado, Buenos Aires y tributarios inferiores del Río Uruguay". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 1992. [http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis\\_2539\\_OFarrel.pdf](http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_2539_OFarrel.pdf)

UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

FITOPLANCTON DE SISTEMAS LOTICOS DE LLANURA.  
RIO SALADO (BUENOS AIRES) Y TRIBUTARIOS INFERIORES DEL RIO  
URUGUAY.

AUTOR: INES O'FARRELL  
DIRECTOR: Dr. GUILLERMO TELL

Laboratorio de Limnología y Ficología  
Departamento de Ciencias Biológicas

Tesis presentada para optar al título de  
Doctor en Ciencias Biológicas

*Tesis.  
2539  
y. 2.*

A Charlie, María y Nicolás

## INDICE

AGRADECIMIENTOS.....	ii
INTRODUCCION.....	1
MATERIALES Y METODOS.....	15
TRIBUTARIOS DEL TRAMO INFERIOR DEL RIO URUGUAY.....	24
RIO SALADO (PROVINCIA DE BUENOS AIRES).....	79
SISTEMAS LOTICOS DE LLANURA DE LA ARGENTINA: ANALISIS COMPARATIVO.....	136
BIBLIOGRAFIA.....	152
APENDICE: TABLAS DE AUTOVECTORES.....	164

## AGRADECIMIENTOS

De una manera muy especial quiero agradecer la paciencia, comprensión y ayuda de Charlie. No me quiero olvidar del aliento que siempre me dieron mi familia y mis amigas. De forma especial le doy las gracias al Dr. Guillermo Tell por haber dirigido esta tesis y haberme brindado cariñosamente su apoyo en todo momento. A todos y cada uno de mis compañeros de laboratorio que me ayudaron siempre que lo necesité. Irina, gracias...por tanto y Ruben por sacarme de tanto problemas estadísticos y a ambos por la lectura crítica de la tesis. A la Dra. Nora Maidana que me dio su tiempo y conocimiento para lograr la determinación de las diatomeas. Finalmente, quiero agradecer a Autolatina S.A. que nos facilitó los vehículos para las campañas.

## INTRODUCCION

### Actualización de la investigación hidrológica en ríos

La limnología actual fundó sus bases, a principios de siglo, principalmente en el conocimiento de ambientes lénticos. El estudio de los ríos y de las comunidades biológicas que estos sustentan comenzó a adquirir mayor auge a mediados de este siglo. Sin embargo, no fue sino hasta fines de la década del 70 que, en base al conocimiento disponible y a las ideas tempranas de sucesión longitudinal y estructura de la comunidad (Margalef, 1960) y del rol de la vegetación riparia en la estructuración de la comunidades (Ross, 1963), se comenzó a delinear la teoría ecológica de estos sistemas.

Así, Cummins (1974, 1977) y Mc Intire & Colby (1978) logran las primeras generalizaciones sobre la estructura y funcionamiento de los ríos puntualizando los factores físicos que regulan los cambios de las comunidades biológicas desde las cabeceras hacia la desembocadura. Los autores atribuyen una importancia primordial a la morfología y gradiente del cauce, al tipo de sedimentos, la pendiente de las márgenes,

la cubierta vegetal riparia, la penetración de la luz y a los regímenes de temperatura, en el establecimiento de las comunidades que habitan los distintos tramos de la cuenca. En base a estas ideas, Mc Intire & Colby (1978) construyeron un modelo jerárquico de procesos biológicos que representa un sistema de consumo primario y de producción.

Posteriormente, Minshall (1978) plantea la hipótesis de que en muchos casos la autotrofia asociada a la producción de las plantas vasculares, las algas macrofíticas y el perifiton en distintos tipos de cursos lóticos, tiene una importancia primordial en el mantenimiento de la estructura y función de las comunidades de aguas corrientes. Este es el caso, por ejemplo, de los arroyos que fluyen por bosques perennes y regiones desérticas y de grandes ríos, ya que los altos niveles de insolación determinan niveles medios y altos en los valores de producción primaria. En este trabajo se puntualiza el rol mayor que juega la autotrofia dentro de la economía trófica de los ecosistemas.

En 1980 un grupo de científicos norteamericanos (Vannote *et al.*) generan el Concepto del Continuo de los Ríos (RCC). Esta teoría integradora propone que para la comprensión de las estrategias de las comunidades biológicas y de la dinámica de los sistemas lóticos se requiere considerar un gradiente continuo de factores físicos que forman la red de drenaje (ancho, profundidad, descarga, velocidad, temperatura, entropía). En este estudio se afirma que las comunidades biológicas debieran establecerse en un equilibrio

con las condiciones físicas dinámicas del sistema, lo que implica que la organización biológica de los ríos se conforma en estructura y función a los patrones de disipación de energía del sistema físico. Este concepto visualiza a los cursos lóticos como sistemas relacionados longitudinalmente, en donde las asociaciones bióticas se van ordenando y los procesos a nivel del ecosistema (ciclo de la materia, metabolismo del ecosistema) de los tramos inferiores se ligan a las ubicadas en las cabeceras. Así, las comunidades aguas abajo están estructuradas de forma tal de capitalizar las ineficiencias del procesamiento de la energía aguas arriba.

Un nuevo avance en el análisis de las aguas corrientes se logró con la comprensión del reciclado de nutrientes en ecosistemas fluviales (Newbold, *et al.*, 1981). Este concepto plantea que el flujo característico unidireccional de los sistemas lóticos añade otra dimensión a los ciclos del carbono y otros nutrientes por medio del desplazamiento aguas abajo de los materiales involucrados, resultando entonces en ciclos parcialmente abiertos o en un espiralamiento. En este estudio los autores postulan que el espiralamiento de la materia está en función de procesos físicos y biológicos. El grado de desplazamiento del ciclo de su forma convencional cerrada está determinado, principalmente, por mecanismos físicos y por consiguiente depende del flujo del agua, mientras que el reciclado mismo de los materiales está controlado por la actividad biológica y que, por lo tanto,

está en función de la biota, la temperatura, el oxígeno y las condiciones básicas de nutrientes.

Tanto el concepto del continuo en ríos como el del espiralamiento de nutrientes se basan en el análisis de gradientes, el cual supone a los cursos como sistemas ininterrumpidos. Sin embargo, los ecosistemas lóticos que fluyen libremente durante todo su curso son escasos, dado que, la regulación por represas tan frecuente en casi todos los ríos del mundo, ocasiona una alternancia de series de tramos lóticos y lénticos.

En un intento por lograr una perspectiva teórica de los ecosistemas lóticos regulados a lo largo de todo el perfil longitudinal del curso, Ward y Stanford (1983) proponen el concepto de discontinuidad seriada. Esta noción incluye el análisis del efecto de endicamiento en los parámetros físico-químicos y fenómenos biológicos a nivel de población, comunidad y ecosistema. Estos autores, básicamente postulan que un factor que puede ser poco modificado en el tramo aguas abajo de una represa ubicada en un punto longitudinal del curso, puede verse afectado si se ubica en otro tramo. También, se plantea que algunos parámetros se verán más influenciados que otros y en algunas instancias ciertas propiedades se verán poco afectadas.

Tanto este último modelo como el concepto del continuo han sido desarrollados específicamente en referencia a cuencas naturales libres de contaminación u otras alteraciones. Estas teorías deberían ser acomodadas a disturbios, especialmente

en el caso de aquellos que alteran el grado de trofismo. Por otro lado, la información utilizada para el desarrollo de estos conceptos generalmente se limitó a cursos lóticos de orden 1 a 5 de los Estados Unidos. Actualmente es necesario explicar las desviaciones debidas a diferencias geográficas, tipos de cuencas y efectos sinérgicos engendrados por otros disturbios. En este sentido, Sedell *et al.* (1989) y Junk *et al.* (1989) revisaron algunos postulados del Concepto del Continuo en relación a grandes ríos con sus llanuras de inundación. Los autores reconocen que el RCC sufre de dos limitaciones básicas:

Fue desarrollado para pequeños arroyos de zonas templadas pero ha sido extrapolado a ríos en general.

Se basó en un concepto elaborado para una cuenca desde un punto de vista geomorfológico pero fue restringido a hábitats que son permanentes y lóticos.

Junk *et al.* (*op. cit.*) postulan que en sistemas lóticos con llanura de inundación, la fuerza motriz responsable de la existencia, productividad y de las principales interacciones de la biota es el pulso del flujo del agua. Consideran que las llanuras de inundación no dependen de las ineficiencias del procesado de materia orgánica que se produce en las cabeceras ya que el "pool" de nutrientes está influenciado por el intercambio periódico lateral de agua y sedimentos con el cauce principal.

En lo que se refiere a los aportes energéticos que reciben los ecosistemas lóticos, existe cuantiosa evidencia para demostrar, por un lado, la importancia de la materia orgánica alóctona en aguas corrientes, así como también que la energía derivada de la radiación lumínica no es la totalidad de la energía que sustenta al ecosistema (Hynes, 1970). Así, Odum (1971) se refiere a los ríos como ecosistemas abiertos con un tipo de metabolismo "heterotrófico", es decir, que predomina el empleo y la descomposición de materiales complejos en comparación con la fijación de energía de la luz. En un intento por examinar la contribución relativa de las fuentes de energía alóctonas y autóctonas en aguas corrientes y en base a la creencia de que la dependencia de la materia orgánica alóctona ha sido demasiado enfatizada, Minshall (1978) presenta la hipótesis alternativa de que la autotrofia tiene una importancia fundamental en el mantenimiento de la estructura y función de las comunidades de aguas corrientes. Esta afirmación se basa en los balances energéticos efectuados en arroyos que fluyen por bosques perennifolios y en grandes ríos donde la producción autotrófica sobrepasa la producción heterotrófica por un margen sustancial. Las comunidades responsables de la producción primaria serían, según su criterio, las plantas vasculares y el perifiton. En la postulación del concepto del continuo en ríos, Vannote *et al.* (1980) sostienen que un río puede considerarse como un gradiente de condiciones fuertemente heterotróficas en las cabeceras a un régimen estacional, y a veces anual, de

autotrofia en los tramos medios con un retorno gradual a procesos heterotróficos aguas abajo. Esto último se debe a que la producción primaria puede verse limitada por la profundidad y turbidez.

Dejoe *et al.* (1987) afirman que los grandes ríos de llanura son sistemas autotróficos donde la producción primaria es principalmente planctónica, fundamentalmente debido a que estos sistemas reciben suficiente irradiación lumínica como para sostener una rápida fotosíntesis cerca de la superficie del agua. Al respecto, Whitton (1991) señala que las algas en suspensión son los principales productores primarios en los ríos de regiones templadas, mientras que por el contrario, Hynes (1970) anteriormente argumenta que los responsables de la producción primaria en las aguas corrientes serían las plantas vasculares y el perifiton, y que el fitoplancton únicamente en el verano contribuiría significativamente a la energía de sistema.

La importancia del fitoplancton como productor primario en los cursos lóticos es aún controvertida debido a la escasez de estudios que traten específicamente sobre el metabolismo de estos sistemas puntualizando el aporte energético de los distintos componentes tróficos (Wissmar *et al.*, 1981; Lewis, 1988). Por el contrario, el conocimiento de la estructura y de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica es mayor en relación a la información disponible con respecto al balance energético, ya que se cuenta con numerosos trabajos especialmente referidos a ríos europeos. Entre ellos se

pueden mencionar los realizados en los ríos de Gran Bretaña (Aykulu, 1978; Holmes & Whitton, 1981; Jones 1984; Lack, 1971; Moore 1976; Moss et al., 1984; Swale 1964 y 1969), en cursos alemanes (Backhaus & Kemball, 1978; Lange-Bertalot 1974; Müller, 1984) y en el este de Europa (Dobler & Schmidt, 1980; Kiss, 1983 y 1984; Poliscuk & Tomnickij, 1985; Schmidt & Voros, 1981; Simm, 1985; Uherkovich, 1965), en el río Meuse (Descy, 1987; Van Urk, 1984) y en el río Lot (Dauta, 1975).

Reynolds (1988), tomando como referencia algunas de estas investigaciones efectúa una caracterización del potamoplancton donde describe a los componentes de las asociaciones propias de ríos:

**Algas bentónicas:** derivadas de comunidades epilíticas o epifíticas ("aufwuch") y lavadas hacia el curso lótico. En ríos de llanura o en el plancton de aguas abajo no es predominante a excepción de los periodos que siguen a las inundaciones. Los representantes típicos incluyen principalmente diatomeas de los géneros Achnantes, Cocconeis, Nitzschia, Surirella y Synedra .

**Limnoplancton:** especies provistas por tributarios que drenan aguas lénticas cuya abundancia relativa se va modificando río abajo.

**Potamoplancton:** verdadero fitoplancton lótico. Especies provenientes de ambientes lénticos que se reproducen in situ y desarrollan poblaciones que pueden exceder considerablemente las originales. Las especies más

conspicuas en el plancton de grandes ríos incluyen diatomeas de los géneros Stephanodiscus, Cyclotella, Melosira, Asterionella, Navicula y en el verano o en ríos permanentemente cálidos también varios géneros de Chlorococcales tales como Chlorella, Scenedesmus, Ankistrodesmus y Pediastrum.

Según Reynolds (1988), la selección opera en este caso en favor de especies con altas tasas de crecimiento intrínseco (R estrategias) las que en su mayoría son tolerantes a una frecuencia elevada de disturbios hidráulicos.

En lo que se refiere a los factores que regulan el desarrollo y la dinámica del potamoplancton, éstos son los mismos que controlan el crecimiento y la disminución de las poblaciones fitoplanctónicas de ambientes lénticos (Margalef, 1983; Reynolds, 1984; Amblard, 1987). A saber:

**agentes físicos:** luz (duración del fotoperíodo e intensidad luminosa), temperatura y turbulencia (disponibilidad de nutrientes por recirculación y acceso a la capa fótica).

**agentes químicos:** fuerza y balance iónico, gases disueltos, nutrientes inorgánicos (nitrógeno, fósforo y sílice), moléculas orgánicas (vitaminas, antibióticos, etc.) y microelementos (potasio, manganeso, hierro, cobre, zinc).

**agentes bióticos:** competencia, herbivoría, parasitismo.

Como ya fuera señalado en párrafos anteriores, tanto las características ambientales como las respuestas de las poblaciones algales, se ven modificadas en los ríos en función del flujo unidireccional. Este es típicamente turbulento y entonces beneficia el intercambio gaseoso, mantiene gradientes favorables para la incorporación de nutrientes y además prolonga la suspensión de organismos sin movilidad. El agua actúa sobre el cauce del río erosionando, levantando y transportando materiales, mientras que la turbulencia mantiene en suspensión partículas sólidas que generan turbidez afectando así la penetración de la luz y la distribución de los organismos (Hynes, 1970, Margalef, 1983). Cabe destacar que existe un mecanismo de sedimentación gradual en el cual las partículas menores, de gran importancia en el transporte de materiales retenidos en superficie (materia orgánica, fósforo) son transportadas a distancias mayores.

Por otro lado, la comunidad fitoplanctónica tiende a desplazarse aguas abajo en el sentido de la corriente. Así, Margalef (1983) afirma que las poblaciones suspendidas en el agua experimentan una sucesión ya que "el potamoplancton de los tramos inferiores se puede considerar que representa etapas posteriores en relación con el que puebla los tramos más elevados del río".

En términos generales, podemos afirmar que existen evidencias sustanciales de que la dinámica del fitoplancton

está regulada por la descarga fluvial. En cualquier río existe un rango crítico de descarga por sobre el cual la biomasa fitoplanctónica se reduce activamente o no logra incrementarse. De esta manera, se establece que las diferencias entre las densidades máximas y mínimas se incrementan aguas abajo de forma paralela al aumento en la descarga. Disminuciones en la descarga se compensan por una caída en el nivel del río y por una disminución sublinear en la velocidad de su corriente. Las relaciones no están definidas estrictamente ya que están sujetas a las variaciones de la morfología del canal y a la pendiente de cada río. Las velocidades medias de la corriente son, a su vez, particularmente relevantes debido a que las tasas de división de las algas se relacionan inversamente con los tiempos de tránsito y los tiempos generacionales de las algas planctónicas (Reynolds, 1988). Para que las poblaciones fitoplanctónicas se puedan "mantener" en un sistema de aguas corrientes debe existir una relación mínima entre la tasa de multiplicación de esa población y la velocidad del agua. Es decir, que para albergar una comunidad fitoplanctónica significativa y característica un río debe ser suficientemente largo o fluir relativamente despacio de manera de permitir que las divisiones celulares sean tales que logren generar una densidad algal importante. En este proceso la presencia de remansos, remolinos, o cabeceras de aguas quietas resulta vital para la perpetuación del plancton, ya que contribuyen a aumentar el tiempo de

residencia hidráulica.

Si bien Margalef (1983) se refiere a América del Sur como "país de ríos" con una riqueza biótica excepcional, las investigaciones relacionadas con estos sistemas son proporcionalmente escasas. Así, en Argentina se ha desarrollado una serie de trabajos en los ríos Paraná y Paraguay donde se aborda el análisis de la estructura y dinámica del fitoplancton (Bonetto *et al.*, 1979; García de Emiliani, 1981; Zalocar de Domitrovic & Vallejos, 1982). También se han realizado estudios del fitoplancton de ríos de la Provincia de Buenos Aires (del Giorgio *et al.*, 1991; Loez & Salibian, 1991; Solari, 1991). En el Río Uruguay existe el antecedente del estudio realizado por Onna (1978), en el que se efectúa un relevamiento de la comunidad fitoplancónica a nivel genérico. En el tramo inferior de este río Izaguirre (1991) realizó un análisis de la estructura y dinámica del fitoplancton y, particularmente en el Alto Uruguay, Meichtry de Zaburlin & Permingeat (1991) realizaron un trabajo analizando las principales características ambientales que regulan el desarrollo del fitoplancton. En lo que se refiere al Río Salado (Pcia. de Buenos Aires) no se han registrado estudios limnológicos previos a esta investigación.

## **Objetivos y alcances de esta investigación**

El objetivo principal de esta Tesis Doctoral reside en el estudio de la estructura y la dinámica del fitoplancton de cursos lóticos de llanura. Esta investigación comprende tres etapas:

- Estudio de la comunidad fitoplanctónica de ocho tributarios del tramo inferior del río Uruguay emplazados en territorio argentino y su comparación con el curso principal en base a resultados previos.
- ii. Estudio de la comunidad fitoplanctónica del río Salado (Pcia. de Buenos Aires).
  - . Análisis comparativo del fitoplancton de varios cursos lóticos comprendidos en la Cuenca del Plata en base a nuestros resultados y los obtenidos de la literatura.

Este trabajo busca profundizar y ampliar el conocimiento de la ecología del fitoplancton de ríos de llanura de zonas templadas. En este sentido, se realiza un análisis detallado de la estructura y de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica. A su vez, se intenta la identificación de las principales variables ambientales que regulan el desarrollo de esta comunidad en sistemas lóticos. Con este fin, también se realiza una revisión comparativa de la comunidad fitoplanctónica y de las principales características fisico-químicas e hidrológicas de varios

cursos lóticos de la Cuenca del Río de la Plata. Así, se establecen las similitudes y las diferencias de los distintos ambientes no sólo en base a los parámetros abióticos, sino a partir de la biota que estos sustentan. Esta información resulta fundamental para una caracterización del potamoplancton y para lograr una mejor comprensión del funcionamiento de los ambientes lóticos.

Cabe destacar que con esta investigación, además de abordar el estudio limnológico de sistemas hídricos lóticos -algunos hasta ahora escasamente estudiados- se define la biodiversidad algal del potamoplancton de importantes ríos de nuestro país en un marco taxonómico, biogeográfico y ecológico. El conocimiento y la comprensión de la dinámica de la comunidad fitoplanctónica de estos sistemas, constituye una base para futuras investigaciones que aborden estos ambientes desde un enfoque ecosistémico, incluyendo análisis de producción primaria, diversidad y estabilidad. Además, esta investigación conforma el marco básico para realizar estudios de impacto ambiental, utilizando a las especies algales como bioindicadores de contaminación y/o trofismo.

## MATERIALES Y METODOS

Para esta Tesis se efectuaron muestreos de periodicidad estacional, en un lapso que abarca desde el otoño de 1986 hasta el verano de 1989. Los tributarios del Río Uruguay se muestrearon en cuatro oportunidades, desde abril de 1986 hasta febrero de 1987, mientras que las seis campañas en el Río Salado se iniciaron en octubre de 1987 y finalizaron en febrero de 1989. Ambos proyectos fueron llevados a cabo con fondos otorgados por subsidios de investigación de la SECYT, del CONICET (PID leg. 3/127900/89) y la Universidad de Buenos Aires (Proyecto EX-125, Res. 1335/87; Proyecto EX-075, Res. 1165/89).

Inicialmente se estudiaron ocho de los principales afluentes del tramo inferior del Río Uruguay en territorio argentino, emplazados en el sur de la Provincia de Corrientes y en la provincia de Entre Ríos (fig. 1). A saber:

- 1- Arroyo Timboy
- 2- Río Mocoretá
- 3- Arroyo Gyaleguaycito
- 4- Arroyo Yerúa

- 5- Arroyo Palmar
- 6- Arroyo Urquiza
- 7- Río Gualeguaychú
- 8- Arroyo Nancay

Los cursos lóticos en estudio están ubicados en la parte inferior de la Cuenca del río Uruguay. Los puntos de muestreo delimitan una transecta de dirección norte-sur que abarca aproximadamente 300 km de longitud. Esta se halla enmarcada entre los 58° y 59° de longitud oeste y los 30° y 34° de latitud sur. Los puntos de muestreo se ubicaron en el cruce de los cursos con la ruta nacional N°14 y a una distancia aproximada entre 7 y 30 km de su desembocadura con el río principal (fig. 1). Tanto en el caso del río Mocoetá como del arroyo Gualeguaycito, la distancia a la desembocadura no está bien definida debido a la variación en el nivel de las aguas del embalse Salto Grande.

Posteriormente se estudió el río Salado a lo largo del cual se establecieron 5 estaciones de muestreo cubriendo unos 250 km de su curso (fig. 15). Las mismas se establecieron a una distancia aproximada de 50 km de forma de abarcar los tramos del curso anteriores y posteriores a los puntos de desagüe de los principales afluentes y sistemas lacunares.

En cada estación de muestreo se obtuvieron muestras subsuperficiales de agua destinadas al estudio cualitativo del fitoplancton. Estas se recolectaron con una red de 15  $\mu$ m de malla y se fijó el material con formaldehído al 4 %. Para

el análisis cuantitativo se tomaron muestras de agua sin filtrar (500 ml) en frascos de PVC y se fijaron con solución de lugol al 1 %.

Se midieron in situ con monitores de campo Luftman C400 y P300 los siguientes parámetros abióticos: temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto. La velocidad de la corriente se estimó calculando el tiempo de recorrido de un objeto flotante de una distancia dada y la transparencia con un disco de Secchi de 30 cm de diámetro. Además se recolectaron muestras de agua para la determinación en el laboratorio de la concentración de sólidos en suspensión y disueltos y para análisis de fósforo y nitrógeno total. Estos análisis se llevaron a cabo según las técnicas descritas en APHA-AWWA-WCPF (1975) y Mackereth et al. (1978). El nitrógeno se cuantificó con el método de reducción a nitritos con una columna de cadmio, previa digestión de la materia orgánica, y posterior medición colorimétrica con espectrofotómetro ( $\lambda=543$  y  $\lambda=625$  cm). El fósforo total se valoró por el método de reducción con ácido molibdofosfórico utilizando cloruro stagno y posterior lectura en el espectrofotómetro del complejo producido ( $\lambda=625$  cm). Los sólidos en suspensión se determinaron pesando el residuo seco no filtrable (peso constante a 103-105°C) obtenido al filtrar a través de discos de fibra de vidrio Whatman de 0,45  $\mu$ m de poro. Los sólidos disueltos se estimaron por evaporación del residuo filtrable en cápsulas de porcelana y secado a 105-105°C en estufa hasta peso constante.

Para el estudio florístico del fitoplancton se dibujaron con cámara clara y/o fotografiaron los ejemplares hallados en las muestras a 1000 X de aumento con un microscopio Zeiss. Las determinaciones taxonómicas se realizaron a nivel específico e infraespecífico según los criterios de los autores que se mencionan a continuación. Para las Chlorophyceae, Chlorococcales: Komárek y Fott (1983), Volvocales: Huber-Pestalozzi (1961), Ulotrichales: Printz (1964), Ramanathan (1964), Tetrasporales: Fott (1972); para las Zygothyceae: West y West (1904-1912), Krieger (1937), Gronblad (1942,1945), Krieger y Gerloff (1962-1969), Tell (1980), Forster (1982); para las Euglenophyceae: Huber-Pestalozzi (1955), Starmach (1983), Tell y Conforti (1986); para las Xanthophyceae: Ettl (1978); para las Cyanophyceae: Geitler (1932) y Desikachary (1959); para las Bacillariophyceae: Van Heurck (1899), Hustedt (1930, 1942), Patrick y Reimer (1966, 1975), Archibald (1983), Germain (1981), Krammer y Lange-Bertalot (1986, 1991 a y b); Chrysophyceae: Huber-Pestalozzi (1941). Se utilizó la "Fritsch Collection", Algae Collection-Windemere (1987) como complemento de las obras anteriormente citadas.

El análisis cuantitativo de las muestras se llevó a cabo utilizando un microscopio invertido marca Zeiss según la técnica de Utermöhl (1958). Se utilizaron cámaras de 5, 10 ó 25 ml de acuerdo a la concentración de algas presentes en cada muestra con un tiempo de sedimentación de 24 horas. El recuento se realizó contando un número de campos tal que el

error estimado ( $\alpha=0,05$ ) no superara al 20 % para el taxón más abundante. El error se calculó a partir de la siguiente fórmula (Venrick, 1978):

$$e = \frac{s * t_{(\alpha, n-1)}}{\sqrt{n} * \bar{x}}$$

e= error porcentual

s= desviación estándar

n= número de campos

$\bar{x}$ = media muestral

$t_{(\alpha, n-1)}$ = t de Student

En todos los casos se contaron individuos. Cuando se trataba de organismos coloniales o filamentosos se estableció a priori un tamaño standard que correspondiera a un individuo y se lo consideró como unidad. En los recuentos llevados a cabo en las muestras de los afluentes del Río Uruguay, se discriminó en clases algales debido a la dificultad de distinguir los especímenes a un nivel específico e infraespecífico considerando la turbidez de las muestras y la aparición frecuente de diatomeas en vista cingular. Para completar el análisis cuantitativo se estimaron las frecuencias relativas de todas las especies que conformaban la comunidad en base a un método secuencial de aparición en sucesivas alicuotas. Es decir, que se observó un número de preparados tal que la aparición de especies nuevas fuera

constante y muy reducida (1 ó 2), relevándose un mínimo de 200 individuos por muestra.

#### Procesamiento numérico de los datos

Se calculó la diversidad específica con el índice de Shannon-Weaver (1949) y se estimó el grado de contaminación orgánica en base a la relación de diatomeas arrafidales / diatomeas céntricas (Wu, 1986). En el caso de la comunidad fitoplanctónica de los tributarios del río Uruguay se aplicaron los siguientes índices basados en la composición de la familia Desmidiaceae:

(número de géneros de Desmidiaceae)<sup>2</sup> / número de especies de Desmidiaceae (Coesel, 1982).

Sumatoria del número de especies de los géneros Pleurotaenium, Euastrum y de desmidiáceas filamentosas (Bourrelly, 1957).

iii. Sumatoria del número de especies del género Pleurotaenium y de especies de desmidiáceas filamentosas (Bourrelly, 1957).

Se llevaron a cabo correlaciones no paramétricas de a pares utilizando el coeficiente de Spearman (Daniel, 1978), entre la riqueza, la diversidad, la abundancia de los diferentes

grupos algales y las variables abióticas. También se efectuaron correlaciones entre los diferentes factores físicos y químicos. Se realizaron comparaciones de los datos físicos y químicos entre los sitios de muestreo del río Salado y las estaciones del año mediante ANOVA de dos factores.

En lo que se refiere al tratamiento multivariado de los datos, el análisis de clasificación de los sitios de muestreo del río Uruguay y sus afluentes se llevó a cabo en base a una matriz de frecuencias relativas agrupadas en seis rangos. Con este fin se utilizan los datos obtenidos por la Dra. Izaguirre (1991) en cinco puntos de muestreo del río Uruguay en un proyecto conjunto (O'Farrell e Izaguirre, en prensa). En este análisis se omitieron las especies raras (frecuencia de aparición inferior a cuatro muestras por campaña -8% y abundancia menor al 1%). Las 240 entidades fitoplanctónicas se señalan en la lista florística presentada en la Tabla 2. El dendrograma se obtuvo por la técnica de cluster aglomerativo en base a una matriz de distancias euclidianas, utilizando la técnica de ligamiento completo. En el caso del río Salado, para el análisis de cluster se utilizó una matriz reducida (según los criterios anteriores) de densidades correspondientes a 120 entidades fitoplanctónicas. El dendrograma que agrupa sitios de muestreo se obtuvo en base a una matriz de correlación de Pearson, mientras que el correspondiente a las especies se basó en una matriz estandarizada de distancias euclidianas. En ambos casos, se

utilizó la técnica de ligamiento promedio ponderado.

Por otro lado, para ordenar los distintos sitios de muestreo, se utilizó el análisis de componentes principales en base a una matriz estandarizada de datos abióticos, densidad y riqueza fitoplanctónica. En el caso del río Uruguay y sus afluentes, en la matriz básica de datos para el PCA se incluyeron los índices de diversidad obtenidos.

A fin de realizar una evaluación de las características generales que presenta la comunidad fitoplanctónica de algunos ríos de la Cuenca del Plata, en el último capítulo se realiza una comparación de 15 cursos lóticos de llanura. Con este fin, se utilizan además de los resultados obtenidos en los ocho tributarios del río Uruguay y en el río Salado, algunos trabajos dirigidos por el Dr. Guillermo Tell y los realizados por investigadores del CECOAL (Centro de Ecología Aplicada del Litoral, CONICET), ya que de esta manera se logra una homogeneización en la metodología empleada en las investigaciones. A continuación se citan las publicaciones consultadas:

- 1- Río Alto Paraná: Bonetto *et al.* (1983).
- 2- Río Paraná Medio: Bonetto *et al.* (1982).
- 3- Río Paraguay: Bonetto *et al.* (1981).
- 4- Río Uruguay: Izaguirre (1991).
- 5- Río Reconquista: Loez y Salibián (1990).
- 6- Río Luján: del Giorgio *et al.* (1991).

A partir de una matriz de presencia-ausencia realizada en base a las especies más abundantes de los quince cursos de agua analizados, se efectuó un análisis de agrupamiento de estos ambientes. El dendrograma se obtuvo por análisis de cluster utilizando una matriz de similitud basada en el índice de Jaccard y la técnica de ligamiento completo.

Se analizó el ordenamiento de estos 15 sistemas hídricos mediante la técnica de componentes principales, utilizando la matriz de correlación basada en la estandarización de los datos físicos, químicos, parámetros biológicos y características hidrológicas de los cursos de agua (tablas 10 y 11).

## TRIBUTARIOS DEL TRAMO INFERIOR DEL RIO URUGUAY

### Area de estudio

El río Uruguay tiene sus nacientes en la Sierra del Mar en el Sur del Brasil a 1800 m sobre el nivel del mar, originándose en la confluencia de los ríos Pelotas y Canoas. En esta región de clima húmedo-templado las precipitaciones oscilan alrededor de 2000 mm anuales, disminuyendo a aproximadamente 1200 mm en la zona bajo estudio, alimentando así a gran cantidad de afluentes. La cuenca del río Uruguay cubre un área de 340.000 km. El régimen del curso en la zona considerada es irregular y registra variaciones importantes de caudal con dos grandes crecidas anuales (otoño y primavera). El embalse de Salto Grande construido en 1978, ha modificado el diseño del curso del río Uruguay e inundado una extensa zona ribereña, alcanzando los valles inferiores de sus tributarios hasta la localidad de Monte Caseros (OEA, 1971).

La topografía de la región es levemente ondulada. El río Mocoretá y sus afluentes marcan la zona donde comienza la

transformación de la meseta Correntina en el sistema de cuchillas Grande y de Montiel que enmarcan el valle del río Gualeguay. La cuchilla Grande, a su vez, lleva la divisoria de aguas entre los ríos Uruguay y Gualeguay. Esta zona presenta una red hídrica bien desarrollada. Las cabeceras de las cuencas tributarias del río Uruguay son de desarrollo dendrítico, mientras que los cursos medios de los colectores principales son de diseño subparalelo. Los ríos de la margen argentina son menos extensos que los que desaguan en la margen uruguaya, donde no existe ningún relieve importante que interfiera la red. La configuración de los cursos hídricos se debe a las rocas sedimentarias de la cobertura superficial, blandas y muy sensibles a la erosión hídrica, así como también a la tectónica profunda que afecta el basamento generando un sistema de bloques enmarcados por fallas que controlan el escurrimiento regional (Atlas Total, 1976 y 1982).

Los suelos de la mesopotamia argentina son fértiles y con una reserva de nutrientes relativamente grande. Estos presentan un buen drenaje y a veces se caracterizan por la susceptibilidad a la erosión. Los sitios de muestreo en el río Mocoretá y los arroyos Timboy y Gualeguaycito se ubican en la terrazas del río Uruguay conformadas por suelos arenosos. Las cabeceras de estos dos primeros cursos se asientan en una zona de lomadas sin graves problemas de erosión y predominio de suelos negros. El arroyo Yerúa se asienta sobre suelos limosos de permeabilidad lenta y baja

erosión; el desborde fluvial o la acumulación de aguas de lluvia producen anegamiento o encharcamiento. Los arroyos Palmar y Urquiza se establecen en suelos brunizem de estructura franca. El tramo inferior del río Gualeguaychú y el arroyo Nancay se hallan en una zona de suelos hidromórficos, usualmente arcillosos y caracterizados por un drenaje deficiente y una permeabilidad lenta (INTA, 1980).

La región es muy productiva y está cultivada intensamente. También se practica ganadería intensiva de bovinos y ovinos (especialmente en la zona aledaña al arroyo Nancay). La formación natural de vegetación del sur de Corrientes y Entre Ríos es la sabana de bosques de árboles bajos. En el sur de Entre Ríos predominan las gramíneas y en los márgenes de los cursos de agua se encuentra una formación de dos estratos de árboles perennifolios (arroyo Nancay y río Gualeguaychú).

## Resultados

### . Propiedades físicas y químicas

El mayor nivel de las aguas se registra en otoño con un pico menor en la primavera, de forma coincidente con el patrón de lluvias de la región. En invierno, y, particularmente en verano, el caudal de los cursos disminuyó.

Los datos fisico-químicos se resumen en la tabla 1.

La temperatura del agua registró un valor máximo de 33,5°C

en el verano en el Arroyo Nancay, y una mínima de 12°C en el invierno en el arroyo Urquiza (fig. 2).

Los registros de pH oscilaron entre 6 y 8,5 (fig. 3). Los valores correspondientes a pH levemente ácidos o neutros se verificaron en los cursos lóticos del sur de Corrientes y norte de Entre Ríos, mientras que más hacia el sur el pH pasa de neutro a francamente alcalino. Cabe destacar que las aguas del arroyo Nancay revelaron una nueva disminución del pH salvo en el verano, momento en que el arroyo se hallaba prácticamente seco. Estacionalmente, el pH aumentó del otoño al verano en forma progresiva.

Los valores de oxígeno disuelto varían entre 4 mg/l en el arroyo Yerúa en otoño, y 10,5 mg/l en el arroyo Urquiza en primavera (fig. 4). Los resultados obtenidos no verificaron ningún tipo de tendencia, ya sea estacional o espacial.

Los registros de conductividad mostraron un patrón definido en el espacio y en el tiempo (fig. 5). Los puntos del norte del gradiente evidenciaron los menores valores: entre 25,2 y 225  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Hacia el sur este parámetro aumentó progresivamente llegando a superar los 750  $\mu\text{S}/\text{cm}$  en el arroyo Nancay, en el mes de febrero. En este curso se registró una gran disminución de la conductividad, salvo en el verano cuando el nivel de las aguas fue muy bajo. En el otoño la conductividad se mantuvo siempre por debajo de los valores registrados en las demás estaciones del año. Los valores de conductividad muestran, en general, una tendencia a aumentar hacia el verano.

Los sólidos totales registraron un incremento hacia el sur, con un valor mínimo en el arroyo Urquiza en el mes de julio (30 mg/l) y una caída menos importante en el arroyo Yerúa en el mes de febrero (fig. 6). Los valores más altos se verificaron en el verano en el arroyo Ñancay (2.630 g/l).

El análisis de los nutrientes arrojó como resultado leves concentraciones de fósforo total con valores que están por debajo de la sensibilidad del método y 0,71 mg/l. En las campañas de otoño, invierno y primavera se reveló un patrón de aumento en las concentraciones de fósforo hacia el sur (fig. 7). En los cuatro cursos de agua ubicados al norte del gradiente los valores no llegaron a superar 0,14 mg/l, mientras que hacia el sur, éstos oscilaron entre 0,11 y 0,71 mg/l. Por el contrario, en el verano este nutriente no reveló un patrón de fluctuación definido. En cuanto a las variaciones anuales, salvo en el río Guleguaychú las concentraciones de fósforo total son siempre menores en julio. Durante el resto del año no se observa una relación temporal definida.

En lo que se refiere el nitrógeno total los valores fueron relativamente altos, oscilando entre 3,5 y 18,9 mg/l (fig. 8). A lo largo de los tres primeros sitios de muestreo se observó un aumento gradual de las concentraciones que se mantiene durante todo el año. A continuación, en el arroyo Yerúa se verificó una disminución marcada en los valores. En primavera y verano el patrón fue homogéneo para los cuatro afluentes restantes verificándose un pico en el arroyo Palmar

y una clara disminución hasta el último arroyo. En invierno y otoño los valores se mostraron erráticos para estos cursos de agua. En febrero el nitrógeno total registró los valores más bajos en todos los tributarios a excepción del arroyo Palmar. La relación entre el nitrógeno total y el fósforo total fue elevada con resultados siempre superiores a 14.

Al efectuar las correlaciones no paramétricas se halló una relación significativa solamente entre cuatro pares de parámetros abióticos:

- conductividad y pH ;  $r=0,77$  ;  $p<0,01$
- conductividad y sólidos totales ;  $r=0,50$  ;  $p<0,01$
- fósforo total y sólidos totales ;  $r=0,50$  ;  $p<0,01$
- fósforo total y sólidos en suspensión ;  $r=0,39$  ;  $p<0,01$ .

#### ii. La comunidad fitoplanctónica

El análisis florístico de los tributarios del río Uruguay estudiados arrojó un registro de 574 entidades entre especies y taxones infraespecíficos. Las frecuencias relativas correspondientes a las especies fitoplanctónicas halladas se presentan en la Tabla 2.

En la Tabla 3 se expresan dos de los atributos más importantes que definen la biodiversidad fitoplanctónica, a saber, la riqueza y diversidad específica. En lo que se refiere a la riqueza de especies, se observó un patrón de disminución hacia el sur del gradiente, con un repunte de los

valores en el arroyo Nancay (fig. 9). La menor riqueza se presentó durante las campañas de otoño e invierno. En verano el número de especies es levemente superior y en algunos casos (arroyos Palmar y Urquiza y río Gualaguaychú) incluso llega a superar los registros de primavera, estación del año con una mayor riqueza específica.

Considerando la totalidad de los afluentes, la clase Zygothyceae, con predominio neto de especies de la familia Desmidiaceae, es el grupo que muestra un mayor número de taxones (179). La clase Bacillariophyceae estuvo representada por 160 entidades algales mientras que la clase Chlorophyceae fue menos conspicua, habiéndose registrado un total de 98 taxones. Las Euglenophyceae estuvieron presentes con 74 entidades fitoplanctónicas. Con menor importancia en cantidad de especies, se presentaron las clases Cyanophyceae, Xanthophyceae, Chrysophyceae y Dinophyceae (46,8,6 y 3 especies respectivamente).

Los valores máximos de riqueza específica se registraron en primavera en el río Mocoetá y en los arroyos Timboy y Nancay con 110, 104 y 99 entidades respectivamente. En estos casos la contribución más relevante fue la de la familia Desmidiaceae. Por otro lado, en el arroyo Yerúa en la primavera se observó un gran número de especies (93) con una composición preponderante de Euglenophyceae (22%). En los arroyos Gualaguaycito, Palmar y Urquiza y en el río Gualaguaychú se registraron los menores valores de riqueza específica:

47 y 48,5 en promedio anual respectivamente. La clase Bacillariophyceae mostró una presencia constante y relevante en todos los cursos de agua.

Según muestra la fig. 10, el comportamiento de los valores de diversidad generalmente no coincide con los de riqueza. El valor máximo se registró en el arroyo Nancay en primavera (6,1). La diversidad en el arroyo Palmar se mantuvo constante y alta (5,12 a 5,63) a través del tiempo. Un patrón semejante a este último se presentó en los Arroyos Gualaguaycito y Yeruá. Los valores mínimos se registraron en el arroyo Urquiza y en el Río Gualaguaychú con un promedio anual de 2,42 y 3,28 respectivamente. En el arroyo Timboy y el Río Mocoretá los valores de diversidad fluctuaron entre 2,18 y 5,51.

Las especies de presencia regular a lo largo del año y del gradiente geográfico estuvieron constituidos por formas principalmente flageladas o provistas de recubiertas silíceas, y son fueron las siguientes:

Eudorina elegans Ehr., Pandorina morum Bory, Pediastrum duplex Meyen (Chlorophyceae), Lepocinclis salina Fritsch (Euglenophyceae), Peridinium gatunense Nyg. (Dinophyceae), Cyclotella meneghiniana Liz., Aulacoseira granulata (Ehr.) Sim., Aulacoseira granulata var. angustissima (Müller) Sim., Navicula cuspidata Kutz., Navicula exigua Greg. ex Grunow., Nitzschia palea (Kutz.) W. Sm., Nitzschia sigma Sm., Surirella tenera Greg. y Synedra ulna (Nit.) Ehr. (Bacillariophyceae).

Los recuentos de fitoplancton para los sitios de muestreo estudiados a lo largo de las estaciones del año se presentan en la Tabla 4. Las densidades algales muestran a lo largo del año una dinámica estacional acentuada, habiéndose registrado en las campañas de otoño e invierno valores inferiores a los correspondientes a primavera y verano. En lo que se refiere a la distribución espacial de la densidad, en términos generales la abundancia fitoplanctónica fue mayor en los cursos ubicados al norte del gradiente (fig. 11). Si bien hacia el sur de la provincia de Entre Ríos las densidades disminuyen, en el arroyo Urquiza se registraron picos que sobrepasan a los valores de los restantes afluentes. Estas concentraciones se deben a la gran contribución de diatomeas pennadas (entre 1.100 ind/ml y 8.300 ind/ml). En el mes de febrero en el río Gualaguaychú se verificó una floración de Chlamydomonas sp. de 3.962 ind/ml, la cual elevó los valores de densidad para este curso durante el verano.

Al correlacionar de a pares la densidad fitoplanctónica total con distintos parámetros abióticos se obtuvieron los siguientes resultados significativos:

densidad y temperatura ,  $r=0,52$  ,  $p<0,01$

densidad y pH ,  $r=0,42$  ,  $p<0,02$

densidad y conductividad ,  $r=0,42$  ,  $p<0,05$ .

La fig. 12 resume las variaciones estacionales de densidad de las distintas clases algales en los ocho tributarios. En

todos los ambientes estudiados, el grupo numéricamente mejor representado fue la clase Bacillariophyceae, compuesta por una mayor proporción de diatomeas pennadas. Estas últimas registraron valores que oscilan entre 3,5 y 8.300 ind/ml. Las diatomeas céntricas fueron menos numerosas y adquirieron un máximo de 468 ind/ml. Las Chlorophyceae, especialmente en verano, en general presentaron densidades levemente mayores con respecto a estas últimas, y se verificaron hasta 3.962 ind/ml. La clase Euglenophyceae estuvo representada con menores densidades en casi todas los sitios de muestreo y se verificó un pico de 247 ind/ml en el arroyo Yerúa. Las Cyanophyceae no fueron abundantes ni se presentaron regularmente a lo largo del año; en febrero mostraron densidades superiores oscilando entre 4,6 y 84,3 ind/ml. Las Zygothryx fueron escasas y alcanzaron un mayor desarrollo en los tributarios ubicados al norte donde se registró un máximo de 34 ind/ml. Las clases Dinophyceae, Chrysophyceae y Xanthophyceae no estuvieron bien representadas y registraron una gran variación, algo errática, a lo largo del año y en los distintos cursos de agua.

Durante el otoño y el invierno las diatomeas pennadas predominaron en todos los tributarios del Río Uruguay salvo en el arroyo Yerúa, sitio donde la clase Euglenophyceae fue preponderante conformando en abril y en julio el 64 y 46 % de la comunidad respectivamente, y en río Gualaguaychú donde dominaron las diatomeas céntricas en abril y las Chlorophyceae en julio. En el arroyo Urquiza las diatomeas

pennadas llegaron a componer el 99 % de la densidad total. La clase Chlorophyceae adquirió importancia numérica en el verano y en primavera en casi todos los cursos, conformando alrededor del 40 % del total de los individuos. En el arroyo Yerúa las Euglenophyceae fueron relevantes a lo largo de todo el año, conformando entre el 20 y el 64 % de la densidad algal total. En el arroyo Gualaguaycito la clase Bacillariophyceae resultó preponderante, especialmente las diatomeas pennadas, salvo en el verano cuando el 45 % de los individuos de la comunidad fueron diatomeas céntricas y el 30 % Chlorophyceae. En febrero en los Arroyos Palmar y Urquiza alrededor del 70 % del total del fitoplancton estuvo compuesto por diatomeas pennadas.

En la Tabla 5 se presentan los resultados obtenidos al aplicar el índice diatomeas arrafidales/diatomeas céntricas. El análisis de esta relación mostró valores mínimos en verano y máximos en invierno para todos los cursos de agua estudiados. De acuerdo a este índice, el arroyo Urquiza sería el tributario que presenta un menor grado de contaminación (38,76), mientras que los registros para el río Gualaguaychú (0,08) indicarían una mayor contaminación orgánica.

La existencia de numerosos taxones de la familia Desmidiaceae justifica la utilización de algunos índices bilógicos basados en la presencia del número de especies de este grupo para tipificar los distintos ambientes. En la Tabla 6 figuran los resultados de la aplicación de los mismos. Por un lado, la relación existente entre el número de

géneros y de especies de Desmidiaceae revela valores mayores en los tributarios del norte del gradiente geográfico (Timboy, Mocoretá y Gualaguaycito) y también en el arroyo Nancay. Según Coesel (1982), los valores altos se presentan en ambientes más estables y oligotróficos. Por otro lado, se indican también los resultados de la sumatoria de especies de los géneros Pleurotaenium, Euastrum y los géneros de hábito filamentosos que Bourrelly (1957) presenta como un buen indicador de la distribución biogeográfica. En base a sus investigaciones este autor afirma que los resultados que sobrepasan el 20% se registran en las regiones cálidas o tropicales. Si bien las variaciones climáticas en la región en estudio no son significativas, la aplicación de este índice generó valores cercanos a 20 en los tributarios del norte del gradiente y de 21% en el arroyo Nancay. Además, se presentan los resultados de la suma de especies de Pleurotaenium y de géneros filamentosos cuyos valores altos están indicados para aguas ácidas o de regiones cálidas (Bourrelly, op. cit.). Los resultados más altos obtenidos en este estudio corresponden a los mismos cursos de agua que en el caso anterior, lo cual concuerda con el pH comparativamente más bajo de estos ambientes.

### iii. Análisis multivariados

Al efectuar el análisis de agrupamiento (fig. 13) en forma conjunta de nuestros datos con los resultados obtenidos en los cinco sitios de muestreo del río Uruguay (Izaguirre, 1991), se distinguen en primer lugar dos unidades bien diferenciadas: las muestras de los tributarios por un lado, y las del río principal por el otro. En este agrupamiento se reconocen, además, pequeños subgrupos formados por muestras de distintos puntos de muestreo pero que pertenecen a una misma estación del año, especialmente las muestras de otoño e invierno. La estación de muestreo ubicada frente a Monte Caseros sobre el río Uruguay constituye una excepción, ya que en el dendrograma aparece separada de estos subgrupos. En cambio, en la unidad conformada por los afluentes, estos mostraron una tendencia a reunirse según el gradiente espacial en grupos de uno, dos o tres cursos. Así, en la fig. 13 se reconocen de norte a sur los siguientes grupos: Mocoetá(2); Timboy y Gualaguaycito(1); Yerúa (otoño e invierno)(3); Palmar y Urquiza(4) y Gualaguaychú(5). Además, se formó otro grupo compuesto por algunas muestras de verano(6).

En el análisis de componentes principales realizado utilizando tanto las variables abióticas como la densidad algal, riqueza específica y diversidad fitoplanctónicas del río Uruguay y de los tributarios, los cuatro primeros componentes explican el 75 % de la variabilidad total. El primer componente explica el 32,8 % de la varianza y está

determinado principalmente por los sólidos disueltos y totales y por la conductividad. El segundo componente explica el 22 % de la varianza total y está conformado principalmente por el oxígeno disuelto, la diversidad y la temperatura. El tercer componente explica el 14,9 % de la varianza total y está determinado por la riqueza específica y el nitrógeno total.

El ordenamiento que se ilustra en la figura 14 muestra una distribución estacional de los sitios de muestreo. Las muestras de verano se separan claramente de las de invierno mientras que las de primavera y otoño forman un gradiente continuo entre ambos grupos. El grupo de invierno se corresponde con bajos valores de conductividad, sólidos, temperatura, diversidad y concentración de oxígeno disuelto, mientras que lo contrario ocurre en el grupo de verano.

A su vez, los componentes 2 y 3 discriminan las muestras del río de las de los tributarios según este último eje. Los afluentes aparecen como sistemas con un mayor número de especies fitoplanctónicas y con mayor concentración de oxígeno.

## **Discusiones**

### **1. Propiedades físicas y químicas**

La distancia entre los puntos de muestreo del gradiente no

alcanza a generar diferencias de temperatura debidas a la latitud. Por el contrario, estacionalmente, y a lo largo de toda la transecta se verificó un aumento progresivo de este factor desde el invierno al verano (fig. 2).

Las concentraciones de oxígeno disuelto se mostraron bastante erráticas (fig. 4), aunque se observa que, en general, los tenores del gas fueron superiores en los períodos fríos (invierno y otoño). En relación a la variación espacial, no se percibe un patrón definido.

Los valores de pH corresponden a aguas desde débilmente ácidas hasta alcalinas (fig. 3). En el arroyo Timboy y en el Río Mocoretá se registraron pH desde neutros hasta levemente ácidos. Probablemente esto se deba a la relación de las nacientes de estos cursos con los esteros y embalsados del centro de la Provincia de Corrientes, zona que al contar con tenores de materia orgánica muy elevada (Neiff, 1981), determinan que las concentraciones de CO<sub>2</sub> sean altas y que, por consiguiente, los valores de pH sean bajos (Hynes, 1970). Por otro lado, las cabeceras del Río Mocoretá se hallan sobre suelos podsólicos caracterizados por un bajo pH. La disminución de este parámetro en el arroyo Nancay se podría deber a esta misma razón, ya que este curso fluye por la zona deltaica con bañados, en los que abundan los pajonales ricos en materia orgánica y de suelos con bajo pH (Burkart, 1957). Para todos los tributarios en su conjunto, durante el verano y la primavera el pH fue levemente alcalino debido a la gran actividad fotosintética correspondiente a los mayores niveles

de luz y temperatura de estas estaciones del año.

Según Margalef (1983), la composición química del agua de los ríos refleja, en un mayor grado que la de lagos, la naturaleza de las rocas y el grado de madurez de los suelos emergidos. Además, este autor afirma que los estudios sobre pequeñas cuencas han puesto de manifiesto que existe gran dependencia entre la composición química del agua de los arroyos y las características de los ecosistemas terrestres por un lado, y el grado de conservación y tratamiento de estas tierras por el otro. En relación a esta concepto, se deduce que los valores crecientes de conductividad que se registraron hacia el sur de la zona en estudio (fig. 5), podrían deberse al contenido en sales de los suelos y a la influencia de las ingresiones marinas pasadas en la Cuenca del Plata, especialmente sobre el arroyo Nancay y el río Gualeguaychú. En este sentido, Golterman (1975) señala que las conductividades más bajas están citadas para la Cuenca del Congo o para lagos con afluentes provenientes de regiones pantanosas, con aguas frecuentemente de color oscuro y un alto contenido de materia orgánica. Este fenómeno se observa en los tres afluentes del norte del gradiente, donde la conductividad promedio es baja (157,52  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Cabe destacar, que los menores valores de conductividad del año se midieron en períodos de aguas altas. El aumento del caudal tiene un efecto de dilución en el contenido de sales de las aguas, registrándose de esta manera valores comparativamente bajos en abril.

Siguiendo el temperamento de Margalef (1983) en lo que respecta a que los cursos lóticos se integran con los ecosistemas terrestres en una unidad funcional, es pertinente explicar el contenido de materiales en suspensión de estos cursos a partir de las características de los suelos. El material original de la región por donde corren el arroyo Timboy y el río Mocoetá, derrames basálticos y arena conglomerada respectivamente (OEA, 1970), es poco erosionable y sedimenta rápidamente (sol. susp. 250 mg/l). En cambio, los demás cursos atraviesan suelos donde el material original corresponde a deposiciones aluvionales de distintos tipos cuyas partículas más finas se mantienen en suspensión por más tiempo. El arroyo Nancay recorre una zona denominada "pantano salino", sitio en el que la actividad ganadera es alta y por consiguiente se verifica una importante erosión de los suelos (sol. susp. 1060 mg/l).

Los valores máximos de sólidos totales, al igual que la fracción suspendida, se registraron en verano con niveles hidrométricos mínimos. Un menor caudal actuaría concentrando los sólidos y en período de inundación se verificaría una marcada dilución. Este comportamiento de los tributarios, semejante al del río Uruguay es inverso al descrito para el río Paraná (Bonetto *et al.*, 1983). En este último caso, las aguas altas coinciden con un gran aporte de sedimentos limosos por parte del río Bermejo que permanecen en suspensión.

El contenido de fósforo del río Uruguay y sus afluentes es

bajo en comparación con los resultados obtenidos en los estudios limnológicos de los ríos Paraná y Paraguay (Bonetto *et al.*, 1981, 1983). Estos dos últimos ríos tienen una amplia llanura de inundación con una gran cobertura vegetal y una intensa agricultura subsidiada con fertilizantes, actuando de esta manera como reservorio de fósforo. El río Uruguay, por el contrario, corre por una falla geológica que encuadra al curso entre barrancas de manera tal que el área adyacente al curso no se ve tan influenciada por los pulsos de inundación. Además, la región que comprende a los tributarios es una región de cría de ganado donde la agricultura subsidiada no tiene un papel preponderante. Todo esto determina aportes de fósforo significativamente menores. La relación N/P es siempre mayor que 14, lo cual coincide con los valores hallados por Quirós & Luchini (1982) para el embalse de Salto Grande e Izaguirre (1991) para el tramo inferior del río Uruguay. Según Rhee (1982), es de esperar que para valores muy altos de relación N/P el fósforo actúe como factor limitante para el desarrollo de las algas, ya que diferencias significativas con respecto a la relación atómica promedio 16:1 (Redfield, 1958) pueden ser evidencia de "stress" por nutrientes. Reynolds (1984) afirma que aún debe resolverse el grado de influencia que tiene la interacción competitiva a lo largo de gradientes naturales N/P en la composición específica de la comunidad fitoplanctónica. De cualquier forma el autor afirma que si el aporte de fósforo es crítico (alta relación N:P), la asociación algal varía. En este

sentido, y al igual que en los cursos hídricos aquí analizados, Fisher (1978) apunta que los datos obtenidos para el río Negro (Brasil), sugieren que el fósforo podría ser limitante para el crecimiento de las algas.

En la transecta de tributarios, la concentración de fósforo total aumenta hacia el sur, de forma concomitante con los sólidos totales (figs. 6 y 7). Estas dos curvas arrojaron una correlación significativa ( $r=0,43$ ), por lo que cabría relacionarlas, de acuerdo a lo señalado por Margalef (1983), en función de la capacidad de los sedimentos en el transporte de materiales en suspensión tales como el fósforo.

#### ii. Comunidad fitoplanctónica

Los valores de riqueza específica más altos (fig. 9) observados en el norte de la transecta (arroyos Timboy y Nancay y río Mocoetá) estarían relacionados con el gran aporte de especies por parte de los cuerpos de agua asociados a estos cursos lóticos a lo largo de su recorrido y, especialmente, en sus cabeceras. Por otro lado, la coexistencia de varias especies, como ya fuera afirmado por Reynolds (1984) y por Gaedeke & Sommer (1986), puede mantenerse gracias a la diversidad de nichos dada por un ambiente heterogéneo, como son las aguas corrientes, donde las condiciones son poco constantes e ideales para cualquier especie en competencia.

El patrón de disminución de la riqueza específica hacia el sur no coincide con el esquema observado para la diversidad, ya que el índice de Shannon-Weaver resultó máximo en los afluentes del centro de la zona de estudio. Esto se debe a que la estructura de la comunidad fitoplanctónica en los arroyos Timboy y Nancay y el río Mocojetá generalmente se caracteriza por la neta dominancia de uno o algunos taxones acompañados de numerosas especies poco representadas. De esta forma, la riqueza florística puede entonces ser elevada mientras que la diversidad permanece generalmente baja. Por el contrario, el arroyo Palmar ubicado en la zona media, presenta valores muy altos de diversidad, mientras que su riqueza específica permanece relativamente baja. Este resultado es posible debido a la alta equitatividad numérica que presentan las densidades algales presentes en este curso.

La importancia que adquieren las desmidiáceas en los cursos lóticos ubicados al norte del gradiente y en el arroyo Nancay se ve sustentada por la afirmación de Brook (1981), quien expresa que este grupo de algas está prácticamente confinado en su distribución a las aguas con conductividades moderadamente bajas. Además, las aguas de estos afluentes son levemente ácidas y se relacionan con otros ambientes acuáticos poco profundos y muy vegetados, lo que coincide con lo señalado por Margalef (1983) cuando afirma que éstas constituyen características óptimas para el desarrollo de las desmidiáceas. Cabe destacar, que en la cuenca del río Amazonas Uherkovich (1981) y Uherkovich & Rai (1979) también

encontraron una flora rica en desmidiáceas con un sistema hídrico similar con lagunas asociadas y de aguas ácidas. Al efectuar las correlaciones entre el número de taxones de desmidiáceas con la conductividad y el pH respectivamente, se halló una relación inversa y altamente significativa.

Los estudios florísticos realizados anteriormente en los cuerpos de agua lénticos de las provincias de Entre Ríos y Corrientes (del Giorgio, 1988; Lacoste, 1981; Tell, 1980, 1981; Tell & Zalocar, 1979, 1984 y 1992; Zalocar de Domitrovic, 1982; Zalocar de Domotrovic y Tell 1986)), muestran, igualmente, una alta biodiversidad y una gran semejanza con la desmidioflora de los cursos lóticos en estudio. Esto confirmaría el hecho de que la mayor parte de los organismos fitoplanctónicos de los ríos se originan en aguas lénticas o de poca velocidad de corriente, y que son constante o frecuentemente arrastrados hacia los cursos lóticos donde pueden reproducirse o no, según las condiciones imperantes (Hynes, 1970). De acuerdo a la clasificación de Reynolds (1988) señalada al principio de este trabajo (pág. 8), estas especies serían las que compondrían el limnoplanton de los ambientes lóticos debido, por un lado a su origen, y por otra parte a que no llegan a alcanzar un gran desarrollo en los cursos como para constituirse en potamoplanton "sensu stricto". También cabe señalar, conjuntamente con lo expresado por Brook (1981), que entre las algas las desmidiáceas presentan tiempos generacionales largos, lo que sugiere que este grupo podría ser tolerante a

la limitación de nutrientes, dado que especies con una tasa de crecimiento alto presumiblemente tengan una mayor demanda de nutrientes. Además, la abundancia de desmidiáceas en el arroyo Timboy y en el río Mocoetá podría explicarse por los menores contenidos de fósforo de las aguas de estos cursos, ya que este grupo de algas, según lo expuesto anteriormente, tendría una mayor probabilidad de sobrevivencia en aguas menos ricas en nutrientes debido a su baja tasa de crecimiento. Esta interpretación coincide con lo expuesto por Reynolds (1984) en cuanto a que este grupo se ve favorecido por bajas relaciones N/P.

La disminución en la competencia con otros grupos de algas permitiría el establecimiento de pequeñas poblaciones de estas especies de crecimiento lento. Las bajas densidades poblacionales de la mayoría de las especies se corresponde con la idea generalizada de que los hábitats con oferta limitada de nutrientes se caracterizan por presentar un gran número de especies raras. La rareza es obviamente ventajosa cuando los nichos de las especies se separan de tal manera que la mayor parte de la competencia sería intraespecífica (Levandowsky, 1972 en Coesel, 1982). En estos cursos la comunidad tiende a asumir un perfil de características más típicamente ticoplanctónicas, y en buena parte consiste de especies muy ornamentadas de Microsterias, Xanthidium y Euastrum, entre otros géneros. Es de destacar que estos géneros comprenden algunas especies donde se han registrado los mayores tiempos generacionales entre las desmidiáceas

(Coesel, 1982).

El fitoplancton de los cursos de agua en estudio se ve generalmente dominado por representantes de la clase Bacillariophyceae, tanto en número de individuos como de especies. Este predominio es característico del plancton de ríos, tal como ya fuera expuesto por Hynes (1970). Uherkovich (1976 y 1981), Bonetto *et al.* (1981), Sanchez & Vasquez (1984), Absi & Meichtry (1987) y Lewis (1988) confirman este comportamiento para distintos ríos de Sudamérica. En todos estos trabajos se observa a Aulacoseira granulata como el componente dominante numéricamente. Este mismo comportamiento se repite en el río Uruguay donde predominan alternativamente distintas variedades de Aulacoseira granulata (Izaguirre, 1991). En cambio, algunos trabajos efectuados en ríos de Europa (Kiss, 1974; Belcher & Swale, 1977; Gliwicz *et al.*, 1985; Simm 1985; Kiss, 1992) registran especies de pequeñas diatomeas céntricas pertenecientes a géneros tales como Stephanodiscus y Cyclotella. Como fuera puntualizado en párrafos anteriores en referencia a las desmidiáceas, el análisis de las poblaciones de Bacillariophyceae también confirmaría que en nuestro caso la comunidad tiende a asumir un perfil de características más fitoplanctónico. Las diatomeas céntricas adquieren valores importantes, pero son superadas ampliamente por las formas pennadas con una variada contribución de especies. Entre estas últimas se cuentan distintas entidades de los géneros Synedra, Nitzschia y Navicula que la bibliografía considera algas bentónicas o

epifíticas de aparición frecuente en el plancton (Patrick, 1977). En este sentido, y tal como fuera señalado por Swale (1969) para dos ríos de Inglaterra, las diatomeas pennadas mostraron una periodicidad con picos en primavera y verano en coincidencia con aumentos en la descarga fluvial, señalando así al origen de las mismas como bentónico. Cabe aclarar también, que los ríos evaluados en este estudio presentan un caudal moderado. Esta característica determinaría las diferencias con los trabajos mencionados más arriba, donde se encontró predominancia de formas céntricas en relación a un caudal elevado y un trayecto extenso, posibilitando así el desarrollo y la suspensión en la columna de agua de estas diatomeas. Por otro lado, la codominancia de varias especies en nuestros cursos de agua indicaría, según fue mencionado anteriormente, el gran aporte de los cuerpos de agua asociados y de otras comunidades del mismo río y el corto tiempo disponible para un desarrollo de una comunidad típicamente potamoplanctónica. Este mismo fenómeno fue señalado anteriormente por Hynes (1970) en cursos lóticos de Europa.

En nuestra transecta se puede observar que los ambientes con aguas ácidas son menos ricos en diatomeas y que las aguas neutras o con tendencia básica son las que presentan menor variedad, lo que queda confirmado por una correlación significativa entre la riqueza de diatomeas y el pH ( $r=0,31$ ;  $p<0,01$ ). Este patrón de distribución concuerda con lo hallado por Leclercq (1987) y Leclercq y Deperieux (1987) al efectuar

la tipología de algunos cursos lóticos en Bélgica, donde demostraron que el parámetro más correlacionado a los distintos tipos de poblaciones de diatomeas era el pH. Por otra parte, ciertas especies de diatomeas parecerían desarrollarse mejor en aguas ricas en nitrógeno; entre éstas, Patrick (1977) cita a Melosira varians Ag., Synedra ulna (Nit.) Ehr., Cyclotella meneghiniana Kz. y Cocconeis placentula Ehr.. Coincidentemente en nuestro análisis, estos taxones son frecuentes o abundantes en los cursos con mayor contenido de nitrógeno total (arroyos Gualaguaycito, Palmar y Urquiza) donde la clase Bacillariophyceae representa el mayor porcentaje de la densidad fitoplanctónica total y de la riqueza florística.

La relación entre diatomeas céntricas y pennadas se ha usado como índice para determinar la calidad del agua del ambiente que habitan (Wu, 1986). Así, el valor de esta relación disminuye con el incremento de la contaminación orgánica. En este estudio los resultados más bajos se verificaron en el verano, debido a las altas temperaturas y el escaso nivel hidrométrico que determinan bajos tenores de oxígeno disuelto. En cuanto a la calidad del agua de los distintos cursos, según el índice de diatomeas arrafidales / céntricas, la mayor polución estaría indicada para el río Gualaguaychú y el arroyo Gualaguaycito que, coincidentemente, son los afluentes relacionados con asentamientos urbanos (ciudades de Gualaguaychú y Federación respectivamente).

Las especies numéricamente predominantes y de aparición

regular dentro de la clase Chlorophyceae coincidieron con las denominadas por Hynes (1970) verdaderamente planctónicas y de ocurrencia típica en ríos, tales como: Scenedesmus acuminatus (Lagerh.) Chod., S. bicaudatus (Hansg.) Chod., S. ecornis (Ehr.) Chod., S. quadricauda (Turp.) Bréb., Pediastrum duplex Meyen, P. simplex Meyen y varios flagelados que incluyen Chlamydomonas spp., Pandorina minodi Chod., P. morum Bory y Eudorina elegans Ehr..

Los valores más bajos en la relación N/P (entre 14 y 20) se asocian con comunidades donde las Chlorophyceae conformaron entre el 40 y el 70 % de los individuos. El desplazamiento en la dominancia de la clase Bacillariophyceae y el aumento de las algas verdes a menores relaciones de N/P podría sugerir que las especies de diatomeas presentes serían competidoras inferiores por el nitrógeno en comparación con las Chlorophyceae (Tilman et al., 1986).

En el verano, las condiciones fueron favorables para el desarrollo de las Cyanophyceae debido a las altas temperaturas y a las bajas relaciones N/P.

Las densidades fitoplanctónicas totales observadas en los cursos de agua del norte de la región en estudio, y en particular en el arroyo Urquiza, estarían inversamente relacionadas con el nivel de sólidos totales de estas aguas. En el arroyo Urquiza se verificaron las máximas densidades algales coincidiendo con los valores mínimos de sólidos totales y suspendidos. Como ya fuera mencionado por Kiss (1974), Schmidt (1976), Bonetto et al. (1982) y Walker &

Hillman (1982), esta relación inversa se debe a que un aumento de la concentración de sólidos determina una mayor absorción de la luz que penetra en el agua, interfiriendo de esta manera con la fotosíntesis y el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica. Contrariamente, en febrero se verificaron los mayores registros de sólidos y las densidades fueron altas pero no máximas. La causa del aumento de la densidad estaría dado, en este período en particular, por un incremento tanto en la temperatura como en la irradiación lumínica de esta época del año, y en el fotoperíodo tal como señalara Amblard (1987) para los ambientes lacustres. Las altas densidades fitoplanctónicas de la primavera obedecen a las mismas razones que en el período cálido, a las cuales se suma la disponibilidad de nutrientes y contenidos generalmente bajos de sólidos. Al analizar estadísticamente la relación entre la abundancia algal y los parámetros ambientales, solamente se verificó una correlación significativa con la temperatura, el pH y la conductividad, confirmando así la multiplicidad de factores que determinan el desarrollo de esta comunidad.

#### ... Análisis multivariados

El análisis del dendrograma resultante del agrupamiento realizado con nuestros resultados y los obtenidos en el río Uruguay (Izaguirre, 1991) (fig. 13), sugiere que el curso

principal en la sección estudiada, presenta una ficoflora propia y que los tributarios en territorio argentino no contribuyen con ésta de una forma significativa. Las especies registradas en el curso principal conforman un verdadero potamoplancton, tanto debido a su ubicuidad a lo largo del tramo estudiado como a la estructura y composición de esta comunidad. El agrupamiento de los distintos sitios de muestreo del río Uruguay según la época del año en una unidad independiente de sus tributarios, confirmaría el concepto del funcionamiento de este sistema lótico como un continuo. Minshall et al. (1985) afirman que la intensidad de los cambios causados por los tributarios al cauce principal dependen de su tamaño relativo al curso donde desembocan. En este sentido, el cauce del río Uruguay a la altura estudiada es muy ancho y su número de orden elevado, mientras que los tributarios son comparativamente mucho menores. Por otro lado, la escasa afinidad registrada por Izaguirre (1991) entre la estación de muestreo ubicada en Monte Caseros con el resto de los otros sitios del curso principal, se debe a considerables diferencias florísticas, ya que este punto presenta una flora diversa y rica en desmidiáceas. Cabe señalar que es el único punto estudiado que se estableció aguas arriba del embalse Salto Grande.

Según se señaló al describir el área de estudio, existen diferencias geográficas entre las cuencas individuales de cada río, las que se ven reflejadas en el análisis de agrupamiento. En el caso de los arroyos Yerúa, Palmar, Timboy

y el río Mocoetá, la unión observada entre las muestras correspondientes al verano responde a las altas densidades fitoplanctónicas que presentaron las especies dominantes en estos cursos y que incidieron en la técnica de agrupamiento.

El dendrograma obtenido (fig. 13) por un lado, y el estudio de la flora ficológica por el otro, permiten ver claramente el comportamiento de los afluentes como unidades definidas donde la estructura de la comunidad se corresponde con la heterogeneidad espacial existente a lo largo del gradiente regional descrito anteriormente. También se evidencia la escasa similitud existente entre el río Uruguay y los afluentes estudiados, ya que el dendrograma no marca mayor semejanza entre ambos sistemas. Esto sugiere que el potamoplancton del río Uruguay adquirió características propias a esta altura de su recorrido, o bien que los tributarios uruguayos, más caudalosos, tendrían mayor influencia en la composición de esa comunidad.

El agrupamiento de las muestras de los arroyos Palmar y Urquiza(4), dispuestos de forma contigua en el gradiente geográfico, responde a una flora muy rica en diatomeas y con abundancia de Nitzschia denticula. El núcleo que forman las muestras del río Mocoetá (2) se caracteriza por presentar una asociación algal compuesta por un gran número de entidades de desmidiáceas conjuntamente con Synedra ulna, establecidas bajo condiciones de escasa conductividad y bajo contenido de sólidos. Las muestras de otoño e invierno del arroyo Yerúa (3) se agrupan en base a la presencia común y

con altas densidades de varias especies de la clase Euglenophyceae. Los taxones más abundantes son Euglena oxvuris, Lepocinclis salina, L. texta var. richiana y Phacus orbicularis. Los arroyos Timboy y Gualeguaycito se agrupan entre sí en base a una flora con predominio de Chlamydomonas spp., Mougeotia spp., Navicula exigua, Cyclotella meneghiniana y Nitzschia palea. El grupo formado por las muestras provenientes del río Gualeguaychú (5) se caracteriza por una flora de aguas eutróficas con la dominancia de Aulacoseira granulata var. angustissima y registros de altas concentraciones de fósforo y de sólidos. Las muestras de varios cursos correspondientes al verano (6) se agrupan por la presencia de una asociación dominada por Pandorina morum, Pediastrum duplex, Synedra ulna y Surirella tenera, que son especies típicas de aguas cálidas y floraciones de verano (Whitford & Schumacher, 1963; de Smet & Evens, 1972; Jayaprakash & Madhyastha, 1990; Stoyneva & Draganov, 1991). Cabe señalar, que el núcleo conformado por las muestras del río Gualeguaychú está separado del grupo de los tributarios y muestra una mayor similitud con las muestras del río Uruguay, especialmente con las correspondientes al Nandubayzal (estación de muestreo muy próxima a la desembocadura de este río).

El análisis de componentes principales (fig. 14) realizados ilustra la importancia en el ordenamiento de las muestras de aquellos factores físicos que se ven muy influenciados por la estacionalidad (oxígeno disuelto,

temperatura, conductividad, sólidos) así como también de ciertas propiedades de la comunidad (riqueza y diversidad específica). En general, las muestras de verano se corresponden con valores elevados de conductividad, sólidos, temperatura y bajos tenores de oxígeno disuelto, los que estarían determinados, como ya se señaló, por los bajos niveles hídricos de los distintos cursos de agua. Las muestras de invierno revelan un comportamiento inverso, ubicándose en el extremo opuesto del gradiente estacional. La distancia entre las muestras correspondientes a los afluentes es mayor, posiblemente debido a que las variaciones de caudal en estos cursos son más marcadas. De esta manera, se evidencia el incremento de la influencia de las fluctuaciones del nivel de las aguas en las características florísticas y limnológicas del sistema. Tal es el caso del arroyo Nancay que presenta valores extremos de conductividad y sólidos en períodos en que el cauce estaba prácticamente seco. Además, en la ordenación observada según los componentes 2 y 3, aparecen separados los tributarios y el río Uruguay debido principalmente a una mayor riqueza específica de los cursos menores. La contribución de especies por parte de otras comunidades se refleja en el carácter ticoplanctónico de muchas de las especies halladas.

	TEMP. (°C)	pH	OXIG. (mg/l)	CONDUC. (µg/cm)	FOSF. (mg/l)	NITR. (mg/l)	S.DIS. (mg/l)	S.SUS. (mg/l)
<b>TIMBOY</b>								
Oto. 1986	22	6	7,9	25,2	0,13	4,7	46	17
Inv. 1986	14	7	8	85,4	0,03	4,4	188	122
Pri. 1986	20,5	7,5	8	173,2	0,13	5,1	119	57
Ver. 1987	27	7,8	7,2	226	0,05	3,5	315	98
<b>MOCORETA</b>								
Oto. 1986	22	6	7,9	55	0,02	7,1	195	12
Inv. 1986	17,7	7	7	95	0,02	8,5	33	26
Pri. 1986	20,6	7,3	8,1	119,4	0,14	8,8	78	110
Ver. 1987	26,9	7,3	6,2	173,5	0,23	4,7	435	161
<b>GUALEGUAYCITO</b>								
Oto. 1986	22	6,5	7,8	79,5	0,11	17,1	329	22
Inv. 1986	16	7,7	7,4	268	0,03	18,9	320	41
Pri. 1986	22	8,5	7,7	441	0,06	9,8	203	77
Ver. 1987	31,5	8,3	7,6	149,6	0,16	5,8	522	123
<b>YERUA</b>								
Oto. 1986	21,5	6,7	4	142,5	0,02	8,30	382	128
Inv. 1986	14	8	9,4	225	0	11	396	65
Pri. 1986	23,6	8	8,9	283	0	8,9	342	341
Ver. 1987	27	7,4	5,8	378	0,38	5,4	303	104
<b>PALMAR</b>								
Oto. 1986	19,4	7	7,9	166	0,17	8,4	379	18
Inv. 1986	12	7,7	8,7	368	0	9,1	460	12
Pri. 1986	22,2	7,5	7,5	510	0,12	15,5	319	41
Ver. 1987	25	7,4	6,5	456	0,1	10	602	88
<b>URQUIZA</b>								
Oto. 1986	19	7,1	7,8	129,5	0,37	8,2	231	113
Inv. 1986	12	8,4	8,5	454	0,01	12,4	30	0
Pri. 1986	22,2	8,4	10,5	660	0,05	14,1	396	55
Ver. 1987	30	8,3	6,5	730	0,13	5,6	394	172
<b>GUALEGUAYCHU</b>								
Oto. 1986	20,8	7,7	6,8	334	0,29	7,2	436	77
Inv. 1986	13	7,9	8	315	0,30	5,6	449	98
Pri. 1986	23	8,2	7,2	644	0,19	11	408	62
Ver. 1987	26	8,1	6,4	746	0,26	5,5	615	195
<b>RANCAJ</b>								
Oto. 1986	19,3	6,9	7,7	145,7	0,71	10,7	403	19
Inv. 1986	12,5	7,6	6,8	289	0,21	11,7	422	28
Pri. 1986	26	7,3	6,3	375	0,35	8,3	395	172
Ver. 1987	33,5	8,4	8,3	4.920	0,06	4,8	2.600	34

Tabla 1: Variables físicas y químicas del agua de los afluentes del río Uruguay a lo largo del año.

	TIMBOY			MOCORET			GUALEG.			YERUA			PALMAR			URQUIZA			GUA-CHU			RANCAY		
	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P
CHLOROPHYCEAE																								
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.		1			1			2		1														
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Kors.							1																	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs		1																					1	
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turn.) Lemm.	1							1															1	
<i>Bothryococcus braunii</i> Kütz.	1	1			1		1		1	1			1									1	1	
<i>Bothryosphaerella sudetica</i> (Lemm.) Silva					1																			
<i>Bulbochaete</i> sp.		1																						
<i>Chlamydocapsa appia</i> (Kz.) Fott.												1						1						
<i>Chlamydomonas</i> spp.	1	1	1		1		1	1	1	1	1	2		1	1	1		1	4		1	1		
<i>Cladophora</i> sp.		1																						
<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemm.) Lemm.																			1	1	1			
<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not		1						1		1							1						1	
<i>Coelastrum cambricum</i> Arch.										1								1	1			1		
<i>Coelastrum microporum</i> Nag.		1	1			1		1	1			1		1								2	1	
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle					1		1		2			1											2	
<i>Coelastrum reticulatum</i> (Dang.) Senn.		1						1				1												
<i>Coelastrum sphaericum</i> Nag.											1													
<i>Coenochloris piscinalis</i> Fott.									1														1	
<i>Coenochloris planconvexa</i> Hind.						1																		
<i>Coenochloris pyrenoidosa</i> Kors. f. <i>pyrenoidosa</i>									1															
<i>Coenochloris pyrenoidosa</i> aff. Kors.						1																		
<i>Coleochaete conchata</i> Mobius		1			1																			
<i>Crucigenia quadrata</i> Morr.										1														
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.		1	1			1		1		1														
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Kom.										1	1												1	
<i>Dictyosphaerium chlorelloides</i> (Naum.) Kom. et. Perm.										1														
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nag.																						1	1	
<i>Dictyosphaerium elegans</i> Bachm.	1																						1	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood var. <i>pulchellum</i>		1			1	1																	1	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> var. <i>minutum</i> Defl.										1														
<i>Dimorphococcus lunatus</i> A. Br.					1		1																1	
<i>Dimorphococcus variabilis</i>												1	1											
<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille					1																			
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	1	1	1	2	2	1	2	1	1	2	2	1	1	1	2	1	1	2	2	1	2	1	2	
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Kors.) Kors.							1			1		1										1		
<i>Hydrodictyon reticulatum</i> (L.) Lagerh.															1									
<i>Kirchneriella diana</i> (Bohl.) Comas var. <i>diana</i>		1																						
<i>Kirchneriella diana</i> var. <i>major</i> (Kors.) Comas						1																	1	
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G. M. Smith) Kors.																							1	
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	1	1		1																				
<i>Kirchneriella</i> sp. Schmidle																	1							
<i>Lobocystis planctonica</i> (Tiff. et Ahlstr.) Fott										1														
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.									1	1		1				1			1	1				
<i>Monoraphidium caribaeum</i> Hind.		1	1			1	1	1		2	2		1	1		1					1			
<i>Monoraphidium flexuosum</i> Kom.	1					1		1				1		1									1	
<i>Monoraphidium indicum</i> Hind.						1						1												
<i>Nephrocytium lianeticum</i> (G. M. Smith) G. M. Smith						1																		
<i>Oedogonium</i> spp.		1				1					1	2	1		1		1				1	1	1	
<i>Oocystis borgei</i> Snow						1																1		
<i>Oocystis elliptica</i> W. West									2															
<i>Oocystis lacustris</i> Chod.		1	1			1	1		1													1	1	
<i>Oocystis pusilla</i> Hansg.																						1		
<i>Oocystis solitaria</i> Wittr.									1	1								1					1	
<i>Pachycladella umbrina</i> Silva						1																		
<i>Pandorina winodi</i> Chod.		1	1		1	1	2	1		1	1			1	1									
<i>Pandorina vorum</i> Bory	1	3	4		1	1	2	4		2	2	2		1	1	1		1	1	2	4	2	2	







	TIMBOY			MOCORET			GUALEG.			YERUA			PALMAR			URQUIZA			GUA-CHU			RANCAY										
	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P								
<i>Staurastrum hexacerum</i> var. <i>ornatum</i> Borge								1															1									
<i>Staurastrum hirsutum</i> (Ehr.) Bréb. var. <i>hirsutum</i>		1						1				1											2	1	1							
<i>Staurastrum hirsutum</i> f. <i>minor</i>								1																								
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>cornutum</i> Wille			1							1																						
<i>Staurastrum nanfeldtii</i> Del.		1		2	1						1																					
<i>Staurastrum nanfeldtii</i> var. <i>annulatum</i> West et West								1																								
<i>Staurastrum margaritaceum</i> (Ehr.) Menegh.								1																								
<i>Staurastrum notabile</i> Turner		1	1	1	1	2		1	1	1		1		1																		
<i>Staurastrum nuticum</i> Bréb.	1											1													1							
<i>Staurastrum orbiculare</i> Ralfs var. <i>orbiculare</i>	1	1						2																	2							
<i>Staurastrum orbiculare</i> var. <i>protractum</i> Playf.						1																										
<i>Staurastrum orbiculare</i> var. <i>depressum</i> Roy et Biss.						1																										
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen												1																				
<i>Staurastrum pinnatum</i> var. <i>floridens</i> Scott et Grönbl.		1				1																										
<i>Staurastrum polymorphum</i> Bréb.												1	1																			
<i>Staurastrum polytrichum</i> (Perty) Rabenh.					1	1	1	1																								
<i>Staurastrum proboscideum</i> (Bréb.) Arch.																									1	1						
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> Wille var. <i>pseudosebaldii</i>																										1						
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> var. <i>latum</i> f. <i>verrucosa</i>																										1						
<i>Staurastrum pseudosebaldi</i> var. <i>unguiculatum</i> Borge																										1						
<i>Staurastrum quadrangulare</i> Bréb.		1		1	1							1														1						
<i>Staurastrum quadrispinatum</i> var. <i>spicatum</i> (W. et W.) Scott et Gron.								1																								
<i>Staurastrum sebaldi</i> var. <i>ornatum</i> Nordst.		1																														
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve var. <i>setigerum</i>						2	1	1	1				1																			
<i>Staurastrum setigerum</i> var. <i>occidentale</i> West et West							1	1																								
<i>Staurastrum spongiosum</i> Bréb.		1		1																						1	1					
<i>Staurastrum striolatum</i> (Nag.) Arch.		1	1			1		1																			1					
<i>Staurastrum subavicula</i> West et West		1										1															1					
<i>Staurastrum suborbiculare</i> West et West						1																										
<i>Staurastrum teliferum</i> var. <i>pecten</i> (Perty) Grönbl.		1	1			1		1																			1					
<i>Staurastrum tohopekaligense</i> Wille																											1					
<i>Staurastrum trifidum</i> var. <i>inflexum</i> West et West						1		1	1																		1					
<i>Staurastrum zonatum</i> Borges		1	1			1	1	1	1																		1					
<i>Staurodesmus convergens</i> (Ehr.) Lillier																											1					
<i>Staurodesmus convergens</i> var. <i>laportei</i> Teil.		1		1				1				1															1					
<i>Staurodesmus dejectus</i> (Bréb.) Teil.												1															1					
<i>Staurodesmus dickiei</i> (Ralfs) Lillier var. <i>dickiei</i>		1	1																								1					
<i>Staurodesmus dickiei</i> var. <i>rhomboides</i> (West) Lillier												1		1													1					
<i>Staurodesmus extensus</i> (Borge) Teil. var. <i>extensus</i>												1															1					
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>joshuae</i> (Gutw.) Teil.																											1					
<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>maximus</i>																											1					
<i>Staurodesmus patens</i> (Nordst.) Croasdale						1		2																			1	1				
<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerh.) Teil.		1																									1					
<i>Xanthidium antilopaeum</i> var. <i>canadense</i> Josh.								1																								
<i>Xanthidium canadense</i> var. <i>borgei</i> Forst.																																
<i>Xanthidium cristatum</i> Bréb.		1																														
<i>Xanthidium regulare</i> Nordst.								1																								
<i>Xanthidium trilobum</i> Nordst.																																
<i>Zygnema</i> spp.																																
BACILLARIOPHYCEAE																																
<i>Achnanthes exigua</i> Grun.																																
<i>Achnanthes heteromorpha</i> Grun.																																
<i>Achnanthes inflata</i> (Kz.) Grun.																											1	1				
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i> (Bréb.) Grun.																											1	1				
<i>Actinoptychus senarius</i>																												1	1	1	1	1

	TIMBOY	MOCORET	GUALES.	YERUA	FALMAR	URQUIZA	GUA-CHU	LANCAY
	O I P V	O I P V	O I P V	O I P V	O I P V	O I P V	O I P V	O I P V
<i>Amphipleura pellucida</i> Kz.	2 1 1 2	1 2 1 1	2 1 1	1 1	3 2 2 1	2 1 1 1	1 1 1	
<i>Amphora lybica</i> Ehr.					1 1	1		
<i>Anoneoneis sphaerophora</i> var. <i>sculpta</i> (Ehr.) O. Müll.					1			
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim.	2 1 1	2 1 1 1	2 2	2	2 1		1 1	2 1
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. var. <i>granulata</i>	2 1 1 2	1	1 2 4 3	1 1	1 2	1	4 2 1 5	1 2
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müll) Sim.	1	2 4	2 3 4 5	1 1 5 3	1 1	1	5 3 7 5	1 2
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. morfotipo <i>curvata</i>			2 2 1 2				1 1	1
<i>Aulacoseira islandica</i> (O. Müll.) Sim.			1					
<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Sim.			2					
<i>Asterionella formosa</i> Hasall	1							
<i>Caloneis pernagna</i> (Bail.) Cl.	1					1		2 1 1 1
<i>Caloneis westii</i> (W. Sm.) Hendey								
<i>Capartogramma crucicola</i> (Grun ex. Cl.) Ross								
<i>Cocconeis fluviatilis</i> Wallace	1 1							
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Cl.					2 4 1	1 1 2 1		
<i>Cyclotella kuetzingiana</i> Thw.					1			
<i>Cyclotella nenehiniana</i> Kz.	2 1 1 1	1 3 1	1 3 2 2	1 1 3	1	1	3 1 1 2	1
<i>Cymatopleura solea</i> (Breb.) W. Sm.					1			
<i>Cymbella affinis</i> Kz.						1 1		1
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex. Rabh. var. <i>minuta</i>			2					
<i>Cymbella minuta</i> var. <i>pseudogracilis</i> (Bl. ex. Rbh.) Reim.						1		
<i>Cymbella minuta</i> var. <i>silesiaca</i> (Bleisch, et Rabh.) Reim.						2		
<i>Cymbella muelleri</i> Hust.	1	1 1 1 1	2 1 1	2 1 1 2	1			
<i>Cymbella tumida</i> (Breb.) V. H.	1				2 2		2 1	
<i>Diploneis elliptica</i> (Kz.) Cl.		1 1 1			1 1	1		
<i>Diploneis finnica</i> (Ehr.) Cl.					2	1	2 1 1	1 3
<i>Epithemia zebra</i> (Ehr.) Kz.	1 1	1			2 3 1 1	1 1		
<i>Eunotia bidentula</i> W. Sm.	1	2	1					
<i>Eunotia didyma</i> var. <i>aedia</i> Hust.				1	1			
<i>Eunotia formica</i> Ehr.		1			2			
<i>Eunotia glacialis</i> Meister	1		1				1 1 1	
<i>Eunotia monodon</i> Ehr. var. <i>monodon</i>			1					
<i>Eunotia monodon</i> var. <i>bidens</i> (Greg.) Hust.		1						
<i>Eunotia monodon</i> var. <i>major</i> (W. Sm.) Hust.					1			
<i>Eunotia montana</i> Hust.	1	1 1 1	1 1		2			
<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>minor</i> (Kz.) Rabh.					1			
<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabenh.					1			
<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>ventralis</i> (Ehr.) Hust.		1	1 1 1		2 2 2	2 1 1	1 1	
<i>Eunotia pyramidata</i> Hust.	1	1	1					
<i>Eunotia quaternaria</i> Ehr.		1 1 1 1						
<i>Eunotia valida</i> Hust.	2 1	1 2	1 1	1				2 1
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.			1					
<i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun.						1 1 4		
<i>Fragilaria crotonensis</i> var. <i>oregona</i> Sovereign								1
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.					1			
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>turris</i>			1		1			
<i>Gomphonema affine</i> Kutz. var. <i>affine</i>	1 1 1	1 1		1 1		1 1		1 1
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>insigne</i> (Greg.) Andrews	1 1					1		
<i>Gomphonema augur</i> Ehr.					1			
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kz.) Grun.			1	1	1 2 1	1 1 1 1		
<i>Gomphonema subciavatum</i> (Grun.) Grun.			1		1 1			
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kz.) Rabh.			1					
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kz.) Rabh.				2	1 2 1			
<i>Gyrosigma obtusatum</i> (Sull. et Worm.) Boyer						2		
<i>Gyrosigma spencerii</i> (Quek.) Griff. et Hempr.	1 1 1 1	1 1 1	2 2			1		
<i>Gyrosigma strigile</i> (W. Sm.) Cl.					1			

	TIMBOY			MOCORET			GUALEG.			YERUA			PALMAR			URQUIZA			GUA-CHU			SANCAJ					
	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P	O	I	P			
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. var. <i>amphioxys</i>	1	2	1	1	1	1	2	1		2	1		1	1		1	1								1	2	1
<i>Hantzschia amphioxys</i> var. <i>capitellata</i> Grun.										1																	
<i>Hantzschia amphioxys</i> var. <i>minor</i> M. Per.							1																				
<i>Hantzschia elongata</i> (Hantz.) Grun.													1	1	1												
<i>Melosira distans</i> var. <i>alpigena</i> (Grun.)																											1
<i>Melosira hustedtii</i> Krasske										1																	
<i>Melosira varians</i> Ag.	1	1		1	1		1	2	1	1	1		2	1	1	1	1										
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross							1						1			1	1										
<i>Navicula cryptocephala</i> Kz.	1			1												2	1										
<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> (Kz.) Rabb.			2																								
<i>Navicula cuspidata</i> (Kz.) Kz.	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1		1	1		2	1	2
<i>Navicula exigua</i> Greg. ex Grun.	1	4	1				1	2	1	2	2	1	3	2	1	3	2	2	4	1	2	1	1				
<i>Navicula gregaria</i> Donk.										1																	
<i>Navicula laevissima</i> Kz.										2	1		1	2													
<i>Navicula mobiliensis</i> var. <i>intermedia</i> Maidana	1												1	1													
<i>Navicula nutica</i> var. <i>goeppertiana</i> (Bleish.) V. H.																1											
<i>Navicula peregrina</i> (Ehr.) Kz.																1											1
<i>Navicula pupula</i> var. <i>rectangularis</i> (greg.) Grun.	2	1		1									1			1	1	1	1	1	1						
<i>Navicula pupula</i> var. <i>subrostrata</i> Gandhi							1																				
<i>Navicula vulpina</i> Kz.	2															1									2	2	2
<i>Navicula</i> sp.													1														
<i>Neidium magellanicum</i> Cl.													1	1													
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kz.) W. Sm.	2			1	1		2	4		2	2		2			1	2	2							2		
<i>Nitzschia amphibia</i> Grun.													2			1											
<i>Nitzschia denticula</i> Grun.	1	2	1	1						1			2	1		4	2	7	5	2	2	1	1		1		
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kz.) Grun										2			4			2	7	1	1	1	1	1	1	1			
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantz.							1	2		2	2		1	1													
<i>Nitzschia longissima</i> var. <i>reversa</i> Grun.	1			1	1		1	1	2	1	1		1	1													1
<i>Nitzschia lorenziana</i> Grun.							1						2	1													
<i>Nitzschia lorenziana</i> var. <i>subtilis</i> Grun.				2	1																						
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>nana</i> Grun.	1	1	1	1	1								1														1
<i>Nitzschia obtusa</i> var. <i>scalpelliformis</i> Grun.				1																							
<i>Nitzschia palea</i> (Kz.) W. Sm. var. <i>palea</i>	2	1	1	1			1	2	1	2	1	2	1	1	3	2	2	2	1						1	2	1
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>tenuirostris</i> Grun.																1											
<i>Nitzschia sigua</i> (Kz.) W. Sm.	1	1		1	1	1	1	1	1	2			1	2	1	1						2	1	1	2	1	1
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Ehr.) W. Sm.													2	1											1	1	2
<i>Nitzschia subrostrata</i> Hust.							2																				
<i>Nitzschia thermalis</i> (Ehr.) Auers var. <i>thermalis</i>													2														
<i>Nitzschia thermalis</i> var. <i>minor</i> Mayer	1																										
<i>Nitzschia tryblionella</i> var. <i>victoriae</i> (Grun.) Cholnoky							1	2																			
<i>Nitzschia vernicularis</i> (Kz.) Hantz.	1			2	1	1	1	1		1															2		
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> W. Sm.							1																		1		
<i>Pinnularia bogotensis</i> var. <i>patagonia</i> Freng.										1																	
<i>Pinnularia divergens</i> W. Sm.	1																										
<i>Pinnularia gibba</i> Ehr. var. <i>gibba</i>													2														
<i>Pinnularia gibba</i> var. <i>linearis</i> Hust.																			1								
<i>Pinnularia gibba</i> var. <i>sancta</i> Grun.	2																										
<i>Pinnularia interrupta</i> f. <i>biceps</i> Cl.	2															1											
<i>Pinnularia lata</i> (Bréb.) W. Sm.							1																				
<i>Pinnularia maior</i> (Kz.) Rabb. var. <i>maior</i>				1												1											1
<i>Pinnularia maior</i> var. <i>linearis</i> Cl.													1	2	1												
<i>Pinnularia maior</i> var. <i>transversa</i> A. Schm.													1														
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl.				1	1		2	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1
<i>Pinnularia similis</i> Hust.	2			1	1		2	1					1	1		1											
<i>Pinnularia viridis</i> var. <i>sudetica</i> (Hilse) Hust.		1	1	1	1		1	1																	1	1	
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehr.) Comp.													2	1					1	1							







	TIMBOY			MOCORET			GUALES.			YERUA			PALMAR			URQUIZA			GUA-CHU			RANCAY		
	O	I	V	O	I	V	O	I	V	O	I	V	O	I	V	O	I	V	O	I	V	O	I	V
<b>TRIBOPHYCEAE</b>																								
<i>Centrtractus belenophorus</i> Lemm.	1			1																				
<i>Centrtractus ellipsoideus</i> Starmach.				1																				
<i>Goniochloris fallax</i> Fott				1																				
<i>Goniochloris</i> sp.							1			1														
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nag.) Skuja																								1
<i>Tetraplekton torsum</i> (Skuja) Dedus.-Sceg.										1	1													
<i>Tribonema minus</i> (Klebs) Hazen				1																				1
<i>Tribonema vulgare</i> Pascher	1																							
<b>DINOPHYCEAE</b>																								
<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard	1	5	3	1	1	1		1		1	1	4	4	1	4	2	1	2	6	2	1	1	3	2
<i>Peridinium</i> sp. 1			2		1	2	1	2		1	3		2	2					2	2	1	1	2	1
<i>Peridinium</i> sp. 2					2		2	1	1	1	2	1		3	2					1	1			

Tabla 2: Frecuencias relativas de las especies fitoplanctónicas halladas en los tributarios del río Uruguay expresadas según los siguientes rangos: 1=<1% ; 2=1-5% ; 3=5-10% ; 4=10-20% ; 5=20-40% ; 6=40-60% y 7=>60%.

Riqueza Espec.	Otoño	Inv.	Prim.	Verano
TIMBOY	66	66	104	80
MOCORETA	86	90	110	90
GUALEGUAYCITO	84	88	84	62
YERUA	74	62	93	50
PALMAR	61	60	75	85
URQUIZA	50	33	51	64
GUALEGUAYCHU	45	50	47	61
NANCAY	62	82	99	54

Diversidad(H)	Otoño	Inv.	Prim.	Verano
TIMBOY	5.51	3.53	3.17	4.45
MOCORETA	4.55	2.18	5.38	3.51
GUALEGUAYCITO	5.29	4.39	4.55	4.68
YERUA	5.49	4.62	4.95	4.74
PALMAR	5.12	5.15	5.39	5.63
URQUIZA	4.16	0.83	1.12	3.59
GUALEGUAYCHU	3.70	3.99	1.57	3.89
NANCAY	4.75	4.64	6.10	3.50

Tabla 3: Resultados de la riqueza y de la diversidad específica (Shannon-Weaver) de los ocho tributarios del río Uruguay a lo largo de las estaciones del año.

	Est.1	Est.2	Est.3	Est.4	Est.5
NOV./1987	9303	5911	3942	13483	13215
FEB./1988	17142	23100	34398	93541	31323
MAYO/1988	4407	2722	4694	3825	5794
AGO./1988	2929	4851	7187	6771	7241
NOV./1988	22566	28058	7914	22433	12072
FEB./1989	77526	188435	101331	108372	498094

Tabla 4: Densidades fitoplanctónicas (ind/l) en las cinco estaciones de muestreo a lo largo de las seis campañas.

A / C	Otoño	Inv.	Prim.	Verano
TIMBOY	1.84	70.95	21	1.59
MOCORETA	1.46	385.45	1.96	0.29
GUALEGUAYCITO	1.07	0.36	0.23	0.08
YERUA	7.01	4.80	0.21	0
PALMAR	0.37	1.25	0.40	3.51
URQUIZA	12.87	62.33	49.92	29.94
GUALEGUAYCHU	0.02	0.23	0.02	0.05
RANCAY	1.04	8.02	2.01	0

Tabla 5: Resultados de la aplicación del índice diatomeas arrafidales/diatomeas céntricas.

		OTOÑO	INVIERNO	PRIMAV.	VERANO
TIMBOY	A	5,26	4,27	2,94	1,6
	B	26	20	21	10
	C	26	20	9	0
MOCORETA	A	4,36	2,53	3,6	0,82
	B	15	12,5	23	0
	C	9	6	15	0
GUALEGUAYCITO	A	4,54	2,33	5,14	4
	B	13	9,5	14	22
	C	13	5	14	11
YERUA	A	1,12	1,78	0,94	0
	B	12,5	0	0	0
	C	0	0	0	0
PALMAR	A	2,29	1,80	0,50	1,12
	B	0	0	0	12,5
	C	0	0	0	0
URQUIZA	A	0,80	0	1,33	1
	B	0	0	0	33
	C	0	0	0	33
GUALEGUAYCHU	A	0	2,50	1	1
	B	0	20	0	0
	C	0	0	0	0
RANCAY	A	3,27	2,91	2,21	1
	B	33	27	24	0
	C	27	23	14	0

Tabla 6: Resultados de tres índices biológicos basados en la familia Desmidiaceae. A=(número de géneros de Desmidiaceae)<sup>2</sup> /número de especies de Desmidiaceae; B=Porcentaje de especies de los géneros filamentosos Pleurotaenium y Euastrum; C=Porcentaje de especies de los géneros Pleurotaenium y Euastrum.

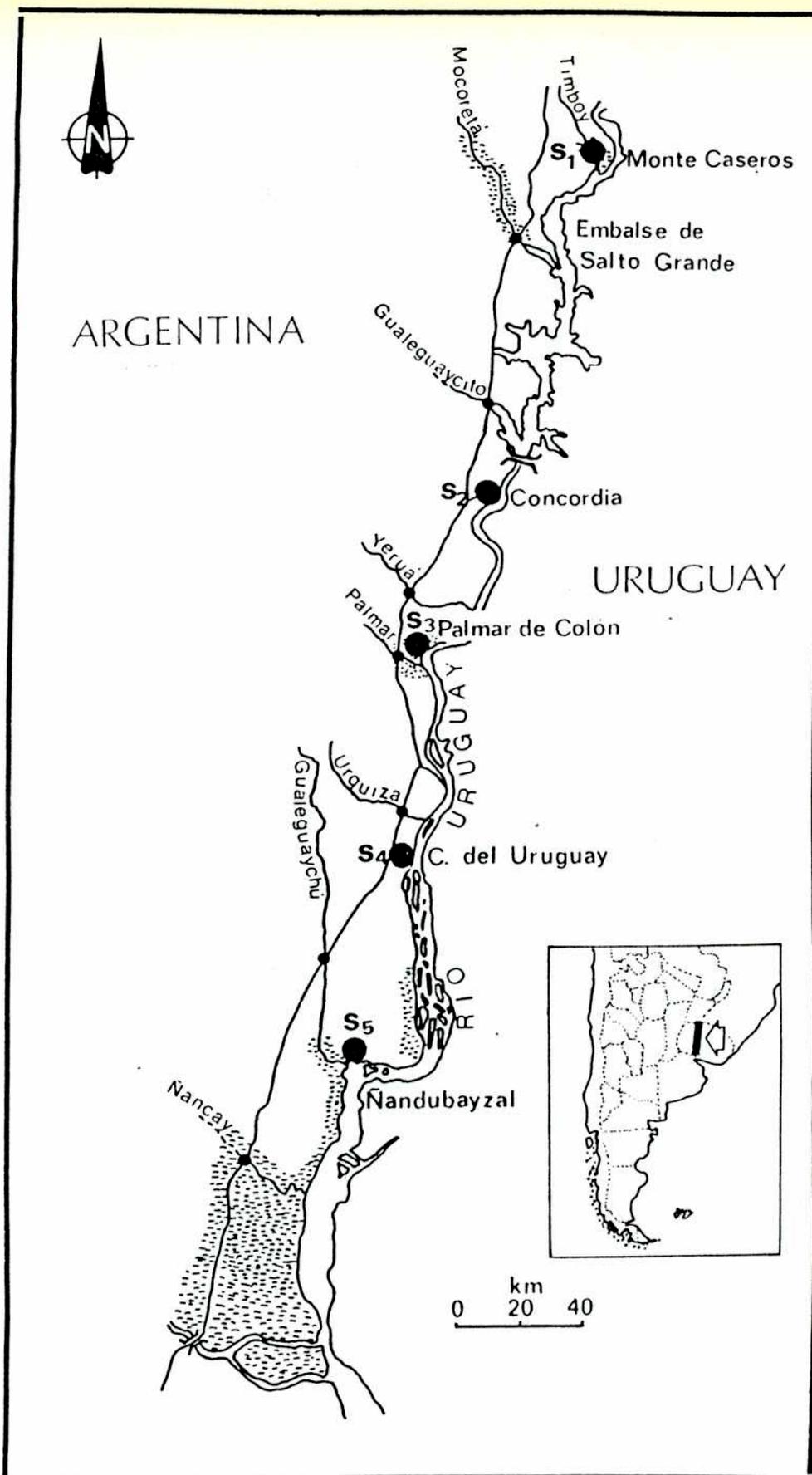


Fig. 1: Ubicación geográfica de los ocho tributarios del río Uruguay y de los sitios de muestreo sobre el cauce principal (S).

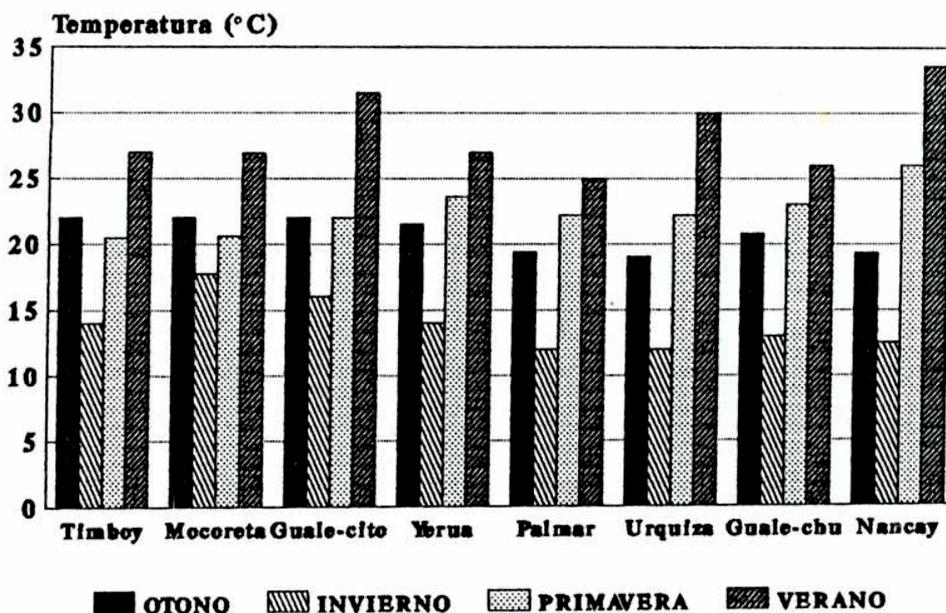


Fig. 2: Variación de la temperatura a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

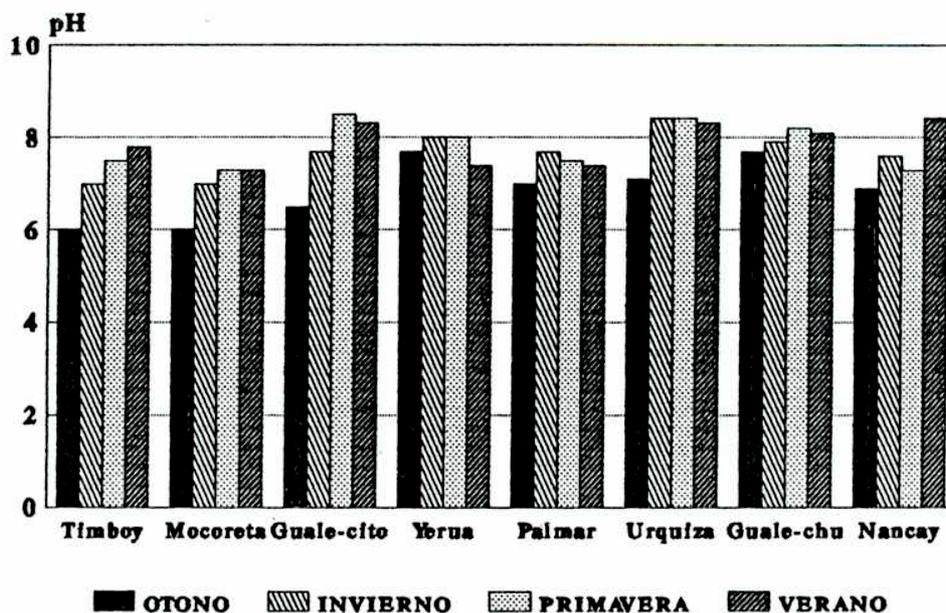


Fig. 3: Variación del pH a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

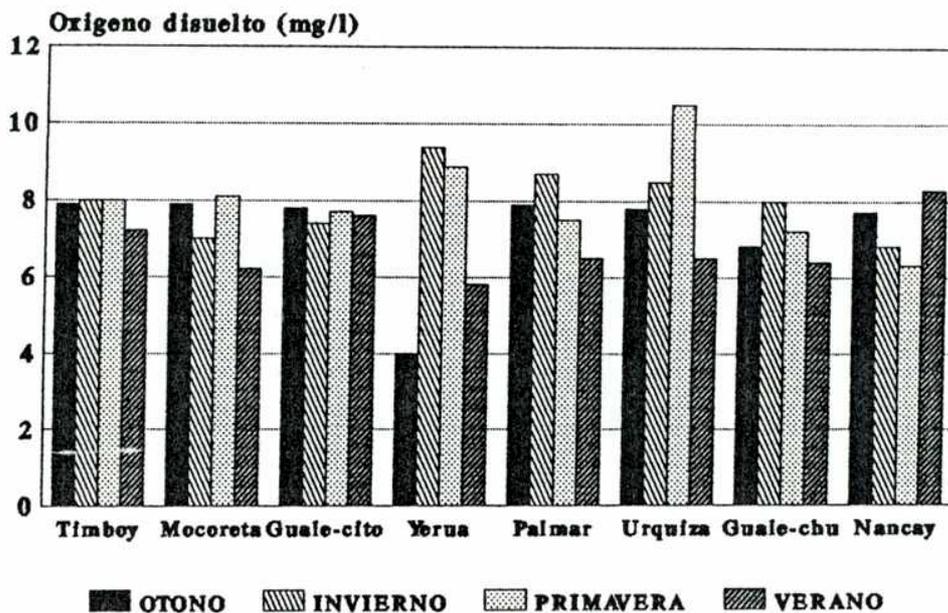


Fig. 4: Variación de la concentración del oxígeno disuelto a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

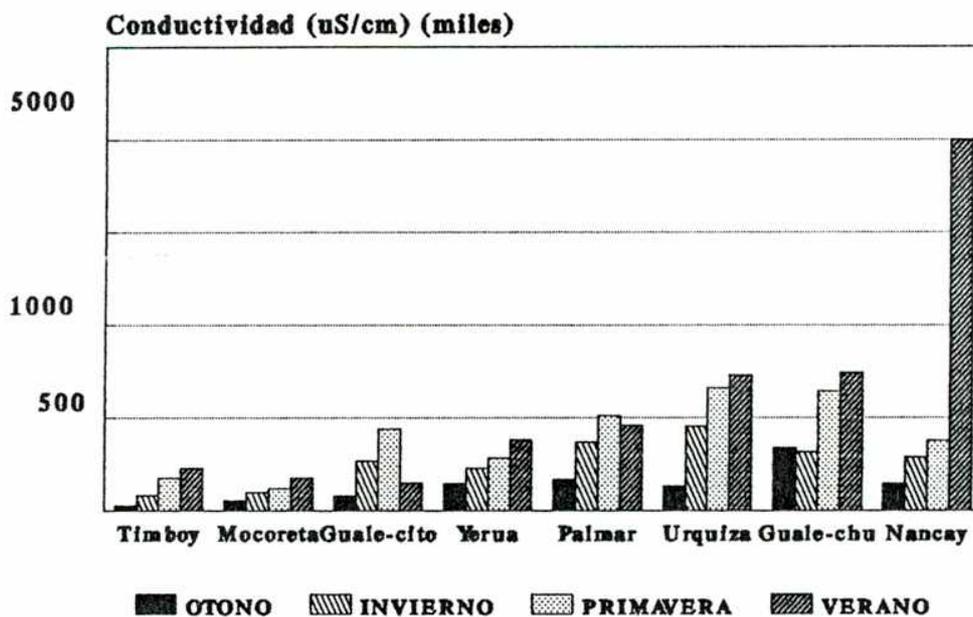


Fig. 5: Variación de la conductividad a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

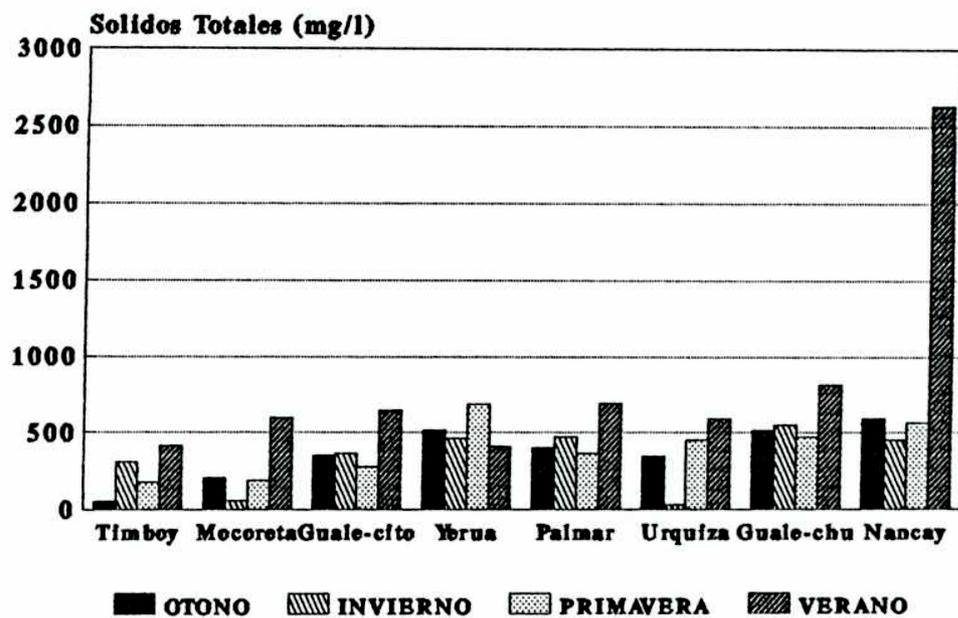


Fig. 6: Variación del contenido de sólidos totales a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

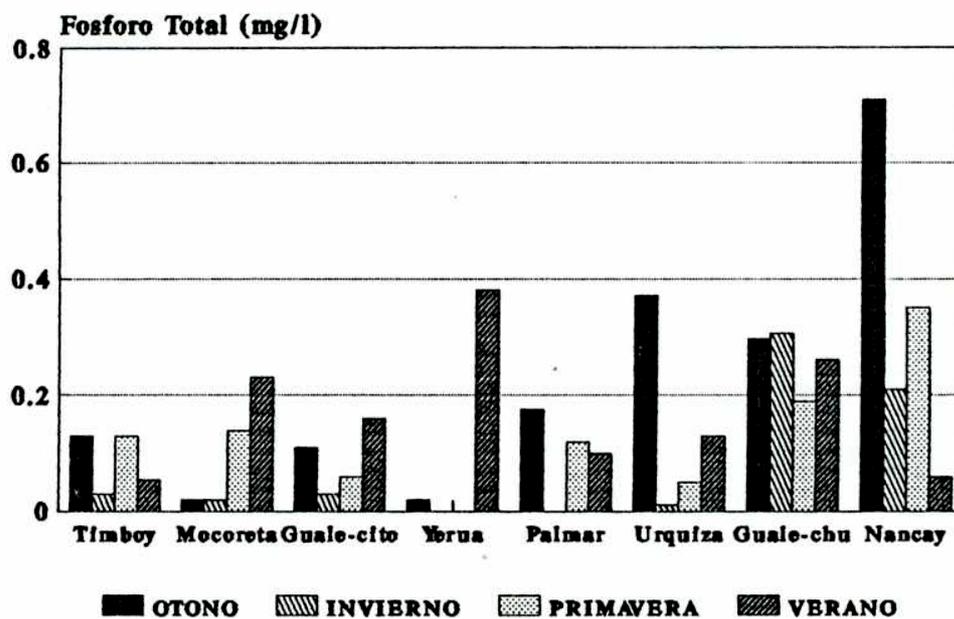


Fig. 7: Variación de la concentración del fósforo total a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

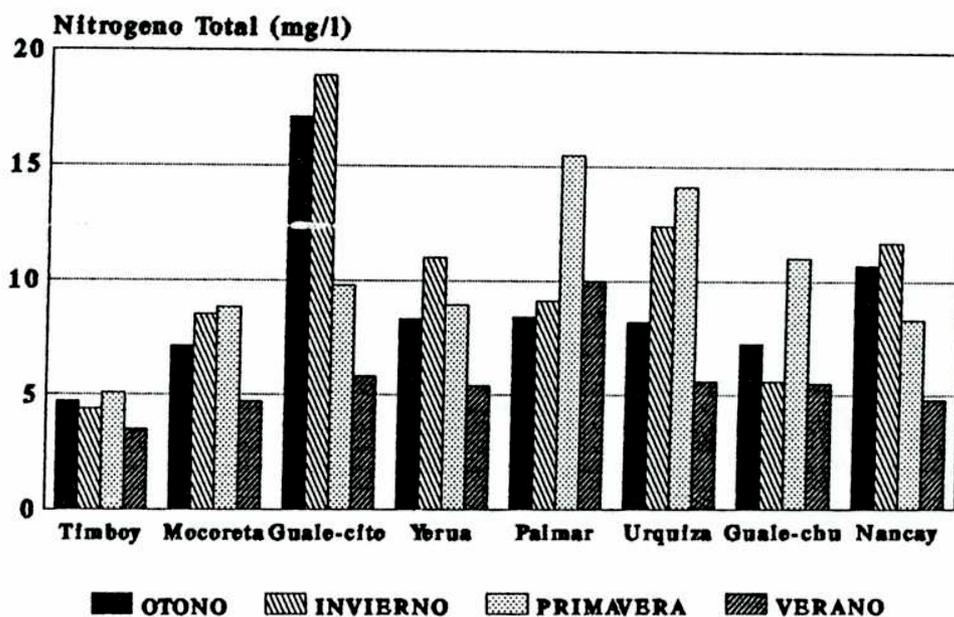


Fig. 8: Variación de la concentración del nitrógeno total a lo largo del año de los ocho afluentes del río Uruguay.

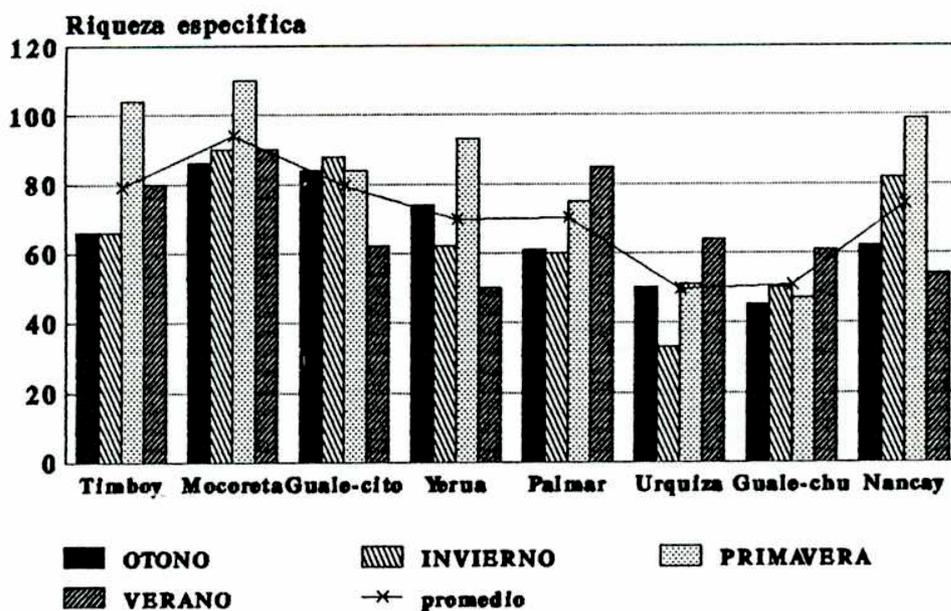


Fig. 9: Fluctuación de la riqueza específica a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

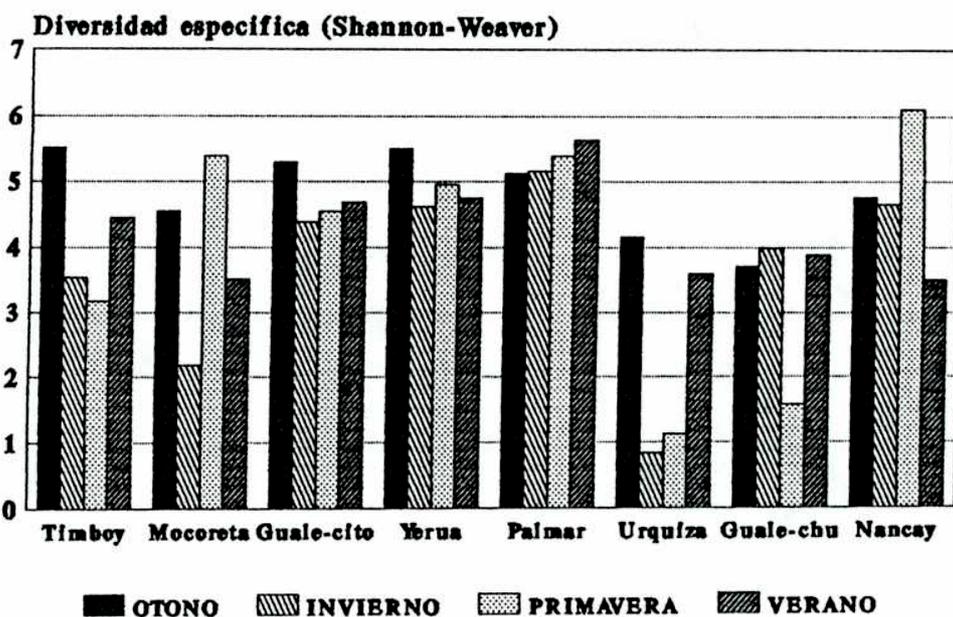


Fig. 10: Fluctuación de la diversidad específica (Shannon-Weaver) a lo largo del año en los ocho tributarios del río Uruguay.

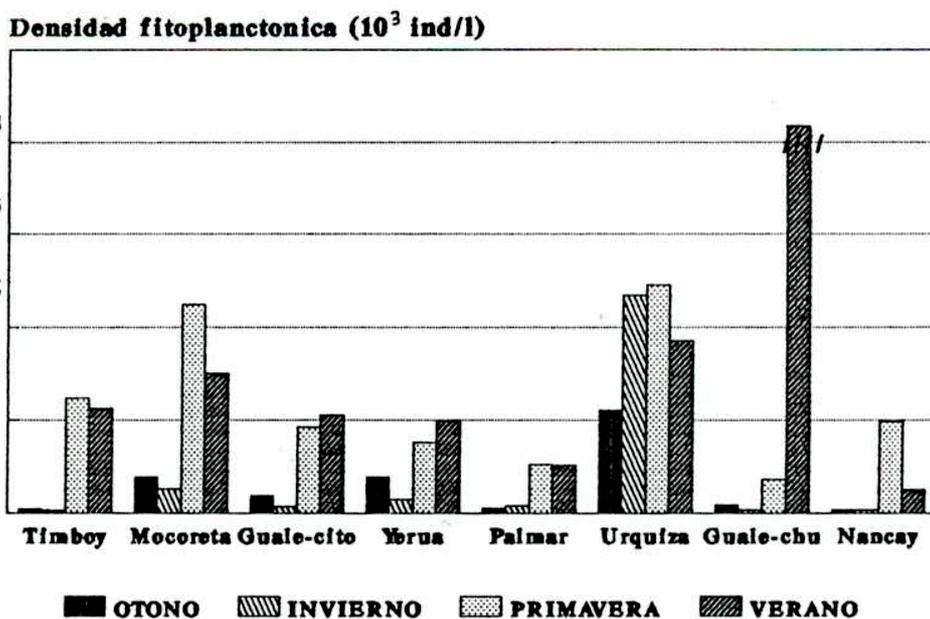


Fig. 11: Fluctuaciones de la densidad fitoplanctónica a lo largo del año en los ocho afluentes del río Uruguay.

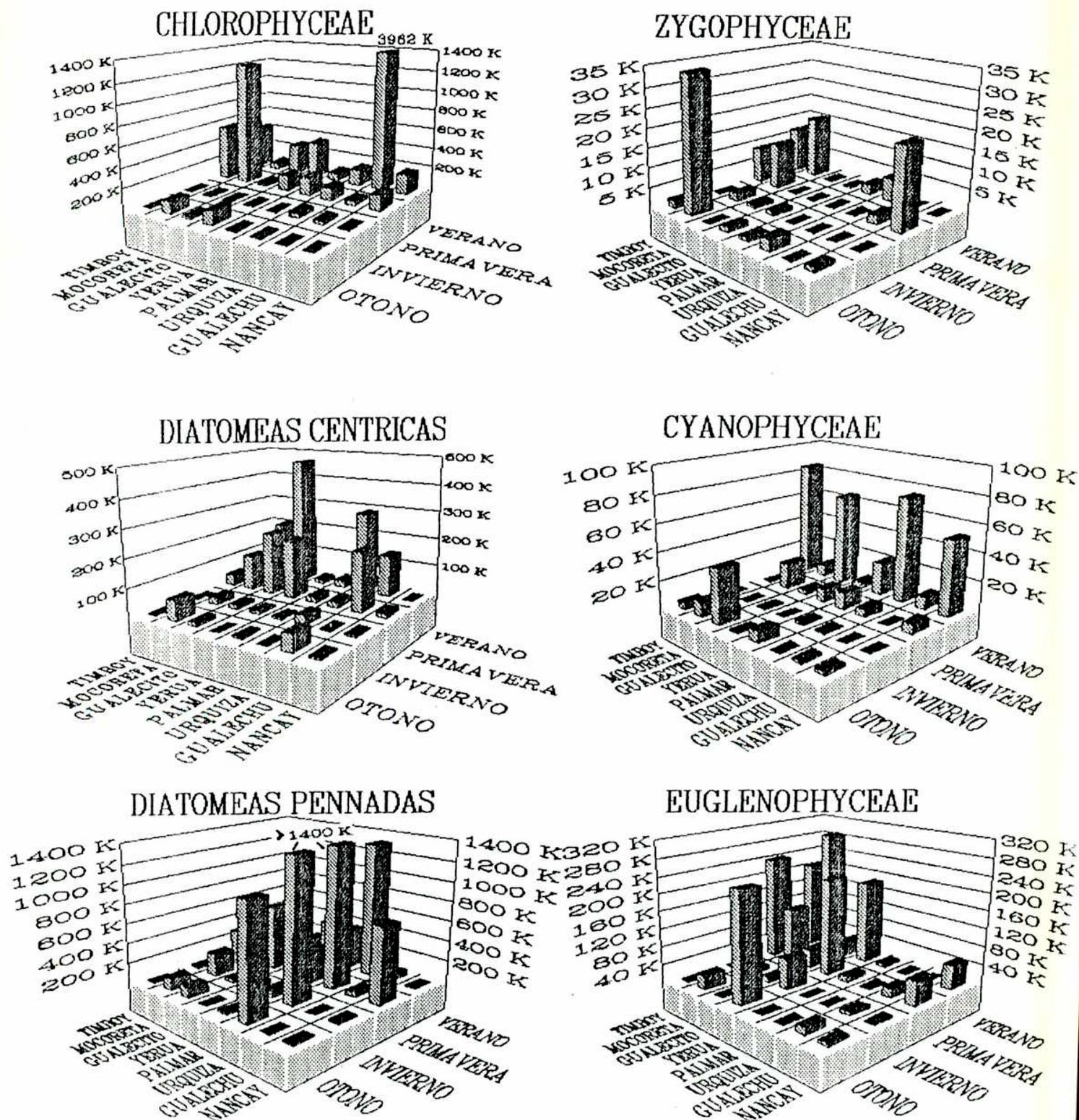


Fig. 12: Variaciones estacionales de la densidad (K=1000 ind/l) planctónica correspondiente a las distintas clases algales de los ocho tributarios del río Uruguay.

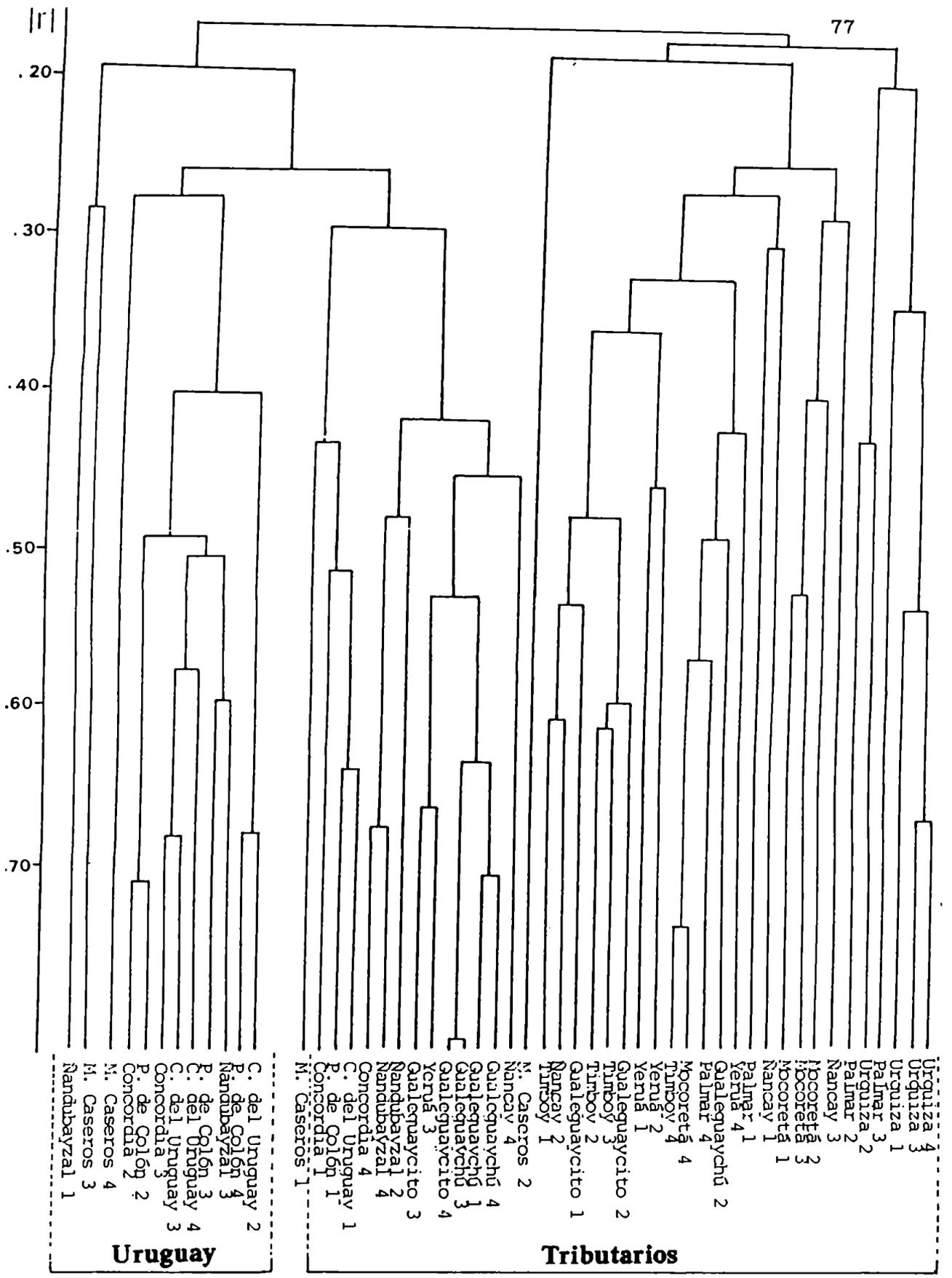


Fig. 13: Dendrograma construido en base a las frecuencias relativas de las especies fitoplanctónicas del río Uruguay y sus afluentes.

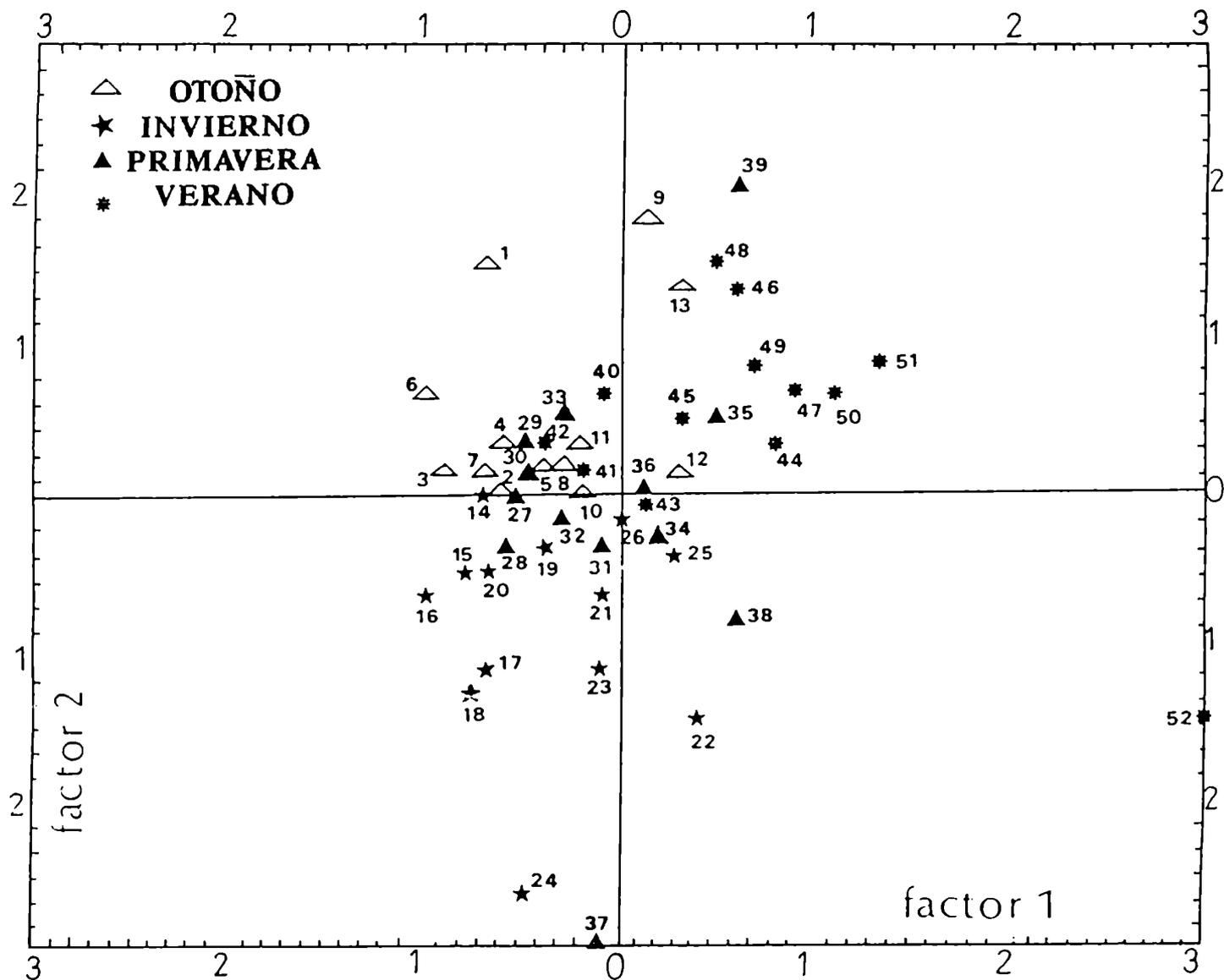


Fig. 14: Análisis de Componentes Principales construido en base a los datos abióticos, densidad, riqueza y diversidad fitoplanctónicas del río Uruguay y sus afluentes.

## RIO SALADO (PCIA. DE BUENOS AIRES)

### Area de estudio

El sistema del río Salado y sus afluentes está situado en la denominada "Pampa Deprimida", en la Provincia de Buenos Aires, y se ubica entre los  $61^{\circ} 10'$  y los  $57^{\circ} 40'$  de longitud oeste y los  $34^{\circ} 20'$  y  $35^{\circ} 40'$  de latitud sur (fig. 15). La cuenca del río se ha calculado en unos 80.000 km<sup>2</sup>, comprendiendo una vasta región casi plana o con escaso declive (Ringuelet, 1962). Este curso tiene su nacimiento en el partido de Junín, donde las lagunas de Gomez, Mar Chiquita y Carpincho forman su cabecera, estimándose en unos 700 km su longitud hasta la desembocadura en el sector norte de la Bahía de Samborombón.

El río Salado constituye un ejemplo típico de los ríos de llanura de régimen tranquilo, con una pendiente longitudinal escasa, un recorrido meandroso que alarga casi al doble la longitud del cauce en relación con la del valle, sembrado éste de lagunas y bañados que alimentan al río o reciben aguas de él de acuerdo a los niveles hídricos respectivos

(Soldano, 1947). El tramo superior del río se extiende desde la naciente hasta el punto donde se vuelca la laguna Flores Chica, que a su vez recibe las aguas de las lagunas de Lobos y Culu-Culú (progresiva kilométrica -p.k.- desde la desembocadura 304). Su longitud se estima en 336 km y su pendiente media en 0,16 m/km. El tramo medio recibe en su margen izquierda al Arroyo Siasgo, emisario final de una serie de lagunas y arroyos que incluye, entre otras, a la Laguna de Monte. En el sector terminal de este tramo (p.k. 114) descarga el desagüe del conjunto de lagunas denominadas las "Encadenadas del Este", la más extensa hoya lacustre tributaria de este río, que comprende las lagunas Vitel, Chascomús, Adela, Chis-Chís, La Tablilla y Las Barrancas. El tramo medio termina en la laguna La Tigra (p.k. 98) con una longitud de 206 km y una pendiente media de 0,095 m/km. El largo total del tramo inferior del río es de 98 km, comprendido entre la extremidad oriental de dicha laguna y la desembocadura. La pendiente media del mismo es sumamente reducida y no pasa de 0,013 m/km.

En cuanto al régimen hidrológico del río se lo puede caracterizar como de alimentación subterránea ya que ésta es la fuente principal, tanto o más que el derrame superficial que en caso de grandes lluvias o fuertes crecidas llegan hasta él. El río tiene un régimen tranquilo, sustraído a las alternativas bruscas de las precipitaciones pluviales debido al número considerable de lagunas en su valle que permiten una alimentación superficial hasta cierto punto regularizada,

a la vez que una alimentación subterránea por sobreelevación de la napa freática. El valor del caudal correspondiente a la altura media de las aguas (2,03 m) es de 47 m<sup>3</sup>/seg. En lo que se refiere a la composición química de las aguas, Ringuelet (1962) clasifica, según la escala de salinidad, al sistema del Río Salado como oligohalino o mesohalino y señala un alto contenido en sales, sobre todo cloruros y sulfatos, así como alcalinidad total elevada.

Este río señala el eje NESO de la Pampa Deprimida, la que se manifiesta como una franja longitudinal en forma de larga cubeta interrumpiendo la uniformidad del declive y el desagüe normal de las Sierras Peripampásicas hasta el gran colector paranense y el mar. Según su geología, esta región integra parte de la formación pampeana constituida por limos arcillosos con carbonatos pertenecientes al Pleistoceno que originan los fértiles suelos de la región. El Pampeano está recubierto por aluviones modernos y en extensas depresiones por depósitos fluvio-lacustres que generalmente forman suelos pesados. En el límite SO de la región, el Pampeano se une con depósitos holocénicos que presentan ingresiones marinas locales, depósitos lacustres y aluviales y arenas costeras (OEA, 1971). Los suelos están formados en su mayoría por limos loésicos que evolucionaron en un ambiente saturado de agua en determinadas épocas generando de esta forma suelos con drenaje interno deficiente con claros signos de hidromorfismo con alto contenido salino, sódico o salino-sódico (CODESA, 1984).

El área estudiada en este trabajo está comprendida en la región subtropical, con clima templado húmedo según la clasificación de Troll en OEA (1971). Las temperaturas medias de invierno oscilan entre los 8°C y los 9°C mientras que las de verano entre los 21°C y los 24°C (Guarrera *et al.*, 1968). Esta zona se caracteriza por la irregularidad estacional de las lluvias, si bien en general el período menos lluvioso es de abril a setiembre. Las precipitaciones promedio anuales son de 930 mm.

## Resultados

### 1. Propiedades físicas y químicas

Los resultados de las mediciones de los factores ambientales y físico-químicos del agua se presentan en la tabla 6. De esta tabla se desprende que las aguas del río Salado resultaron ser ligeramente básicas. Los valores de pH observados oscilaron entre 7,7 (primavera de 1987, la estación III) y 9,6 (primavera de 1988, la estación I). En términos generales, para todas las estaciones del año, se observó una disminución del pH hacia la desembocadura (fig. 16). Las oscilaciones estacionales de los valores de pH son más pronunciados en la zona de la cabecera, atenuándose aguas abajo.

El oxígeno disuelto varió entre 5,6 mg/l (estación IV, primavera de 1988) y 13,5 mg/l (estación I, invierno de 1988). Si bien no se registró un patrón definido, se observó que en la estación II los valores presentaron un incremento importante a partir del cual se registró una disminución hacia la desembocadura con una recuperación en el último punto de muestreo (fig. 17). En general, los valores medidos en otoño e invierno superaron los registrados en las estaciones cálidas.

La temperatura del agua del río Salado durante los meses fríos osciló entre 10°C (estación III) y 12,5°C (estación I), ambas en el invierno de 1988. En los meses cálidos se registró un máximo de 30,8°C (estación I, verano de 1988) y un mínimo de 21,4°C (estación IV, primavera de 1987). En este caso las oscilaciones de los valores también se atenuaron río abajo (fig. 18).

Con respecto a la conductividad, los valores máximos se registraron en el verano de 1989 (11.120 a 19.390  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), período en el que río se encontraba prácticamente seco. En este época se verificaron variaciones bruscas en los valores, con un aumento de la conductividad hacia la desembocadura (fig. 19). Este mismo patrón se repite en el verano de 1988 pero con valores menores (5.460 a 6.960  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Cabe destacar, que durante este último muestreo el nivel de las aguas fue relativamente bajo. Por el contrario, en el resto de las estaciones del año se observó una disminución de la conductividad hacia la desembocadura. Durante la primavera de

1987 y el otoño de 1988, con niveles hidrométricos relativamente altos, las conductividades fueron en general menores. En el invierno y primavera de 1988 las conductividades y los niveles de agua resultaron intermedios.

En lo que se refiere a la velocidad de corriente, no se observó ningún patrón constante, ya sea éste temporal o espacial. Los valores oscilaron entre 2,20 m/seg en la estación I y 0,94 m/seg en la estación III.

La transparencia osciló entre 8,5 cm en la estación I en invierno de 1988 y 60 cm en la estación IV en la primavera de 1987. En todas las estaciones del año se observó una tendencia creciente en los valores hacia la desembocadura; no se observó patrón alguno a lo largo del año.

Los resultados obtenidos en la determinación de fósforo total muestran un claro patrón de disminución aguas abajo (fig. 20). En el primer punto de muestreo las oscilaciones fueron más marcadas que en las estaciones próximas a la desembocadura. Por otro lado, en general, el contenido de fósforo total fue mayor en periodos de aguas bajas, registrándose un máximo de 0,83 mg/l en la estación I en la primavera de 1988. Las concentraciones de fósforo total fueron relativamente bajas cuando el río presentaba niveles hidrométricos altos, observándose un mínimo de 0,05 mg/l en la estación III en la primavera de 1987 (fig. 20).

Los sólidos en suspensión mostraron un comportamiento semejante al del fósforo total salvo en el verano de 1989, momento en que el lecho del río estaba prácticamente seco,

registrándose entonces en las primeras estaciones de muestreo cantidades de sólidos nulas o muy bajas. También en este caso se verificó una atenuación en las oscilaciones estacionales aguas abajo. En la estación I se registró el máximo en invierno de 1988 con 464 mg/l (fig.21).

En la fig. 22 se ilustran las fluctuaciones en los valores de sólidos disueltos que oscilaron entre 91 mg/l en la estación II en el invierno de 1988 y 21.300 mg/l en la estación V en el verano de 1989. Este patrón se corresponde perfectamente con el hallado para la conductividad, o sea un aumento en los valores hacia la desembocadura en períodos de aguas bajas y una disminución de los sólidos hacia la boca en períodos con niveles hidrométricos medios o altos.

Por su parte, los registros de nitrógeno total resultaron un tanto erráticos. Los mismos oscilan entre 2,3 mg/l en la estación III en el invierno de 1988 y 7,85 mg/l en la estación II en el verano de 1989.

En lo que respecta a la relación entre los parámetros abióticos, se halló correlación significativa entre los siguientes factores:

- i. conductividad y sólidos totales ( $r=0,88$ ).
- ii. fósforo total y sólidos en suspensión ( $r=0,69$ ).
- iii. conductividad y sólidos disueltos ( $r=0,88$ ).
- iv. pH y oxígeno disuelto ( $r=0,59$ ).

Mediante los análisis de varianza de dos factores

efectuados entre los sitios de muestreo y las estaciones del año, se constató que todas las variables abióticas presentan diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) para el factor tiempo. En cuanto a las variaciones entre los sitios de muestreo solamente se hallaron diferencias significativas para el pH, el oxígeno disuelto y el fósforo total ( $p < 0,006$ ).

#### ii. Comunidad fitoplanctónica

A lo largo del presente estudio se identificaron, a nivel específico e infraespecífico, un total de 291 entidades taxonómicas (Tabla 7). Las clases mejor representadas fueron las Bacillariophyceae con 93 taxones y las Chlorophyceae con 89 taxones. La clase Euglenophyceae contó con 42 especies mientras que en la clase Cyanophyceae se hallaron 37 entidades. A su vez, los grupos de menor representación fueron las Zygothryxales, Xanthophyceae, Dinophyceae y Chrysophyceae, que aportaron 16, 9, 2 y 2 taxones respectivamente.

La riqueza específica osciló entre un mínimo de 39 especies en la primavera de 1987 (estación II) y un máximo de 115 entidades en la primavera de 1988 (estación IV) (Tabla 8). En general, el número de especies resultó elevado en primavera y otoño, superando las 65 entidades fitoplanctónicas en cada estación de muestreo. La excepción a estos valores se constató en la primavera de 1987 para la

estación II donde se registraron solamente 32 especies. La riqueza específica durante los períodos de verano fue inferior y similar a la hallada en invierno. Se observó un comportamiento generalizado para los distintos períodos del año, registrándose una disminución en el número de especies en la estación II, y un incremento paulatino e irregular hacia la desembocadura (fig. 23).

En todas las muestras estudiadas en el río Salado la clase Chlorophyceae fue dominante en cuanto a la biodiversidad. Solamente en algunos casos se observó que el número de especies de la clase Bacillariophyceae resultó ser superior a la de Chlorophyceae. En lo que se refiere a las fluctuaciones anuales, ambos grupos siguen las variaciones de la riqueza del fitoplancton en su conjunto, mientras que las clases Cyanophyceae y Euglenophyceae presentan oscilaciones mucho más atenuadas y sin un patrón definido.

En la tabla 9 se presentan los resultados de los recuentos efectuados para las distintas estaciones del río durante las campañas realizadas. Las abundancias registradas en el río Salado a lo largo de las seis campañas oscilan entre 2.722 y 498.094 ind/l en el otoño de 1988 (estación II) y en el verano de 1989 (estación v) respectivamente. Como se desprende de la figura 24, los mayores registros de abundancia algal se hallaron en el verano, especialmente en el año 1989, coincidiendo con el menor nivel de las aguas del río. En general, en el otoño e invierno la comunidad fitoplanctónica se presentó con las densidades más bajas

(2.722 a 7.241 ind/l). En la primavera los valores resultaron intermedios, pero en el año 1988, con niveles inferiores de las aguas con respecto al mismo período del año anterior, las abundancias son mayores.

Al analizar las variaciones de la densidad fitoplanctónica promedio a lo largo del río se advierte una tendencia de aumento hacia la desembocadura. Se puede apreciar además un pequeño pico en la estación II, es decir a la altura de la estación de ferrocarril "La Ernestina".

Los resultados obtenidos al realizar las correlaciones no paramétricas entre las abundancias fitoplanctónicas totales y los distintos factores abióticos muestran las siguientes relaciones significativas:

- i. sólidos disueltos ( $r=0,78$ )
- ii. temperatura ( $r=0,805$ ).
- iii. conductividad ( $r=0,793$ ).
- iv. sólidos totales ( $r=0,80$ ).
- v. oxígeno disuelto ( $r=-0.37$ )

Las clases Chlorophyceae y Cyanophyceae muestran una neta predominancia a lo largo de todo el año en las distintas estaciones de muestreo. Generalmente se observa que en cada sitio de muestreo alternativamente uno de los dos grupos adquiere una densidad importante, logrando duplicar el número de individuos de la otra clase. Este fenómeno, bien representado en los meses de febrero de 1987 y febrero de

1988, no se presenta muy claro durante el otoño y el invierno. Contrariamente, en ambos veranos analizados (con abundancias muy altas), las algas verdes y las cianofíceas alternan sus pulsos de máxima densidad (figs. 25 y 26). Al efectuar la correlación no paramétrica entre las abundancias registradas para ambas clases durante las dos campañas de verano, este comportamiento se ve confirmado por un  $r=-0,83$ . En el caso de la clase Chlorophyceae, las variaciones totales de su densidad están en relación con el nivel de las aguas del río Salado. Así, en períodos de bajo nivel hidrométrico las densidades son máximas, mientras que con niveles medios de las aguas se registran valores intermedios y con niveles altos las abundancias totales son menores.

Por otra parte, no se registró, en cambio, un patrón uniforme en las variaciones de las densidades a lo largo del eje longitudinal del curso. El pico de densidad para las clorofíceas se registró en la estación V en el verano de 1989 debido principalmente a la "floración" de una población de Chlorella vulgaris (491.606 ind/l), mientras que el mínimo se observó en la estación IV en la primavera de 1987 (528 ind/l).

En lo que respecta a la clase Cyanophyceae, las fluctuaciones de densidad son aparentemente mucho más erráticas tanto en el tiempo como en el espacio. El valor máximo (174.879 ind/l) se observó en la estación II en el verano de 1989 y la densidad mínima en la estación I en el otoño de 1988 (31.173 ind/l).

Las diatomeas presentaron a lo largo de todo el período estudiado abundancias muy bajas, que en ningún caso lograron superar los 2.551 ind/l (primavera de 1988). El mínimo se registró en la primavera de 1987 (19 ind/l). Este grupo tuvo su máximo desarrollo en períodos de niveles hidrométricos medios, mientras que con aguas bajas y altas las densidades fueron inferiores (fig. 27). Si bien con algunas excepciones, comparativamente en las épocas frías las diatomeas estuvieron bien representadas (253 a 1.694 ind/l). Por otra parte, al analizar las fluctuaciones espaciales de las densidades, se observa un patrón de aumento hacia la desembocadura.

Los grupos restantes (Euglenophyceae, Xanthophyceae, Zygothryxaceae y Dinophyceae) aparecieron esporádicamente tanto a lo largo del río como en las distintas campañas estacionales, y siempre en bajas densidades.

El análisis de los recuentos a nivel específico permite verificar que sólo un pequeño porcentaje de los taxones presentes alcanzaron densidades mayores al 5% para cada estación de muestreo. Estas entidades resultaron ser las siguientes:

Chlorella vulgaris, Monoraphidium arcuatum, M. contortum, M. fontinale, M. komarkovae, M. minutum, Oocystis lacustris, Planctonema lauterbornii, Scenedesmus ohauensis, S. quadricauda, Schroederia setigera, Tetraedron minimum, T. triangulare (Chlorophyceae), Cyclotella meneghiniana, Fragilaria construens var. subaolina (Bacillariophyceae),

Trachelomonas hispida, Anabaena aphanizonemoides, Aphanocapsa delicatissima, Chroococcus minimus, Eucapsis alpina var. minor, Lyngbya contorta, L. limnetica, Oscillatoria tenuis, Raphidiopsis mediterranea (Cyanophyceae) y Goniochloris laevis (Xanthophyceae).

### iii. Análisis multivariados

La figura 28 muestra el análisis de agrupamiento de las estaciones de muestreo del río Salado en las seis campañas realizadas. En líneas generales, se puede observar la formación de grupos según las distintas estaciones del año. Así, el grupo A corresponde a la primavera de 1987, el B al verano de 1988, el C al otoño de 1988, el D al invierno de 1988, el E a la primavera de 1988 y el F al verano de 1989. Cabe destacar que en el grupo C también hay componentes de otras estaciones del año.

En el dendrograma de la figura 29 se representan las distintas asociaciones algales detectadas en el río. De la observación de este agrupamiento surgen claramente cuatro grupos principales. El grupo 1 corresponde a especies principalmente presentes en la primavera de 1989. Esta asociación se ve dominada por diatomeas. Las especies que la componen se presentan en bajas densidades. Los subgrupos representan a las distintas estaciones de muestreo. Cabe señalar que todas las especies presentes en este grupo

aparecen en la estación IV. La agrupación 2 representa una asociación de verano (1988), dominado por entidades de la clase Chlorophyceae con altas densidades. Los subgrupos representan a los sitios de muestreo. El grupo 3 está conformado por especies de aparición conjunta en la estación V durante la primavera de 1989, las que también suelen presentarse en el otoño. El grupo 4 es una asociación que incluye numerosas especies de cianofíceas con altas densidades, correspondientes al verano de 1989. Los subgrupos representan especialmente las estaciones I y II del río. Las escasas 10 especies restantes resultan agrupadas en los grupos 5, 6 y 7, de dificultosa interpretación.

En el análisis de componentes principales, los tres primeros componentes explican el 73% de la variación total entre los sitios de muestreo. El primer componente está básicamente definido por la conductividad, los sólidos totales y disueltos, y la densidad fitoplanctónica, mientras que las variables determinantes del segundo componente son la temperatura y la transparencia. En la figura 30 los sitios de muestreo se disponen en un gradiente decreciente de densidad, conductividad, sólidos totales y disueltos, temperatura y transparencia, comenzando desde el extremo superior izquierdo hacia el inferior derecho. En esta dirección se ordenan tres grupos:

- estaciones correspondientes al verano de 1989.
- ii. estaciones correspondientes a la primavera y verano de

1988.

iii. estaciones correspondientes al otoño e invierno de 1988 y a la primavera de 1987.

## Discusiones

### 1. Propiedades físicas y químicas

Entre los factores abióticos estudiados el pH, el oxígeno disuelto, los sólidos en suspensión y el fósforo total, revelaron una disminución en las oscilaciones estacionales en los puntos de muestreo río abajo. Este comportamiento de las variables encuentra su explicación en lo ya señalado por Margalef (1983) en cuanto a la tendencia general a lo largo de un cauce a la estabilización de la composición química a medida que aumenta la superficie drenada. Por el contrario, en el caso de la conductividad, la diferencia entre los valores medidos en las distintas campañas se incrementa hacia la desembocadura. Esta gran amplitud entre los valores estacionales surge como respuesta a las elevadísimas conductividades registradas en el verano de 1989 (fig. 19). Las mismas, a su vez, se correlacionan con los tenores de sólidos disueltos que son máximos en época de bajante (fig. 22). El valor del coeficiente de correlación ( $r=0,88$ ) entre esos dos parámetros confirmaría este comportamiento. Además, como ya lo expresara Hynes (1970), cabe destacar que, en

general, la concentración de los iones mayores aumenta río abajo a medida que áreas más grandes y más variadas drenan hacia el curso de agua.

Los valores de conductividad del río Salado son muy altos, pudiéndoselos compararar, únicamente, en periodos de niveles hidrométricos medios, con las aguas de regiones muy erosionadas de España y Argentina que muestran valores entre 40 y 5.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Margalef, 1983). En el río en estudio, durante periodos de bajante la conductividad logra superar los 5.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Esta desviación de los valores frecuentes resulta de las características locales de los suelos, que son hidromórficos y de alto contenido salino (CODESA, 1984). En el verano de 1989, cuando el río estaba practicamente seco por tramos, la conductividad cuadruplicó los valores normales.

Las temperaturas registradas en el agua muestran una clara relación con la temperatura ambiente, siguiendo por lo tanto el ritmo estacional. Así es como en la figura 18 se diferencian dos grupos de curvas:

otoño e invierno con temperatura media de 11,4 °C.

primavera y verano con temperaturas medias de 23,2 y 28 °C respectivamente.

Si bien, como señala Hynes (1970), en los ríos generalmente se verifica un patrón de aumento de la temperatura aguas abajo en verano y la inversa en invierno, en el caso del río

Salado las oscilaciones se muestran un tanto más erráticas. La explicación de la inversión en el comportamiento de las temperaturas se debería a condiciones locales, ya que el río Salado, como fuera expresado anteriormente, es de alimentación subterránea, y recibe agua a lo largo de su cauce, manteniendo así su temperatura relativamente constante por distancias considerables. Las variaciones de temperatura registradas en cada campaña pueden explicarse por cambios diarios, ya que este curso es relativamente poco profundo y además no está sombreado, por lo que recibe la luz solar directa y constantemente.

La tendencia a una transparencia creciente de las aguas hacia la desembocadura del curso podría deberse a que el cauce del río se vuelve más ancho y la pendiente disminuye. Esto determinaría un flujo menos turbulento con menor capacidad de transportar materia en suspensión. Si bien Hynes (1970) puntualiza que en tiempos de aguas bajas los ríos son relativamente claros y viceversa, en el río Salado este hecho no se verificaría, probablemente porque el período de bajante coincide con estaciones calurosas con gran desarrollo de la comunidad fitoplanctónica.

La variación de la concentración de oxígeno disuelto en el río Salado se explica en función de una serie de parámetros. Por un lado, la temperatura afecta inversamente la solubilidad del gas determinando así las máximas concentraciones durante el invierno y otoño (fig. 17). Las variaciones entre la primavera y el verano se pueden explicar

por la descarga del río. En este sentido, Margalef (1983) señala que si bien en la primavera las temperaturas son menores, el caudal es significativamente mayor y el lavado de materia orgánica de tierras adyacentes produce una demanda de oxígeno relativamente elevada. Este mismo fenómeno fue observado en los ríos Mississippi y Amazonas (Hynes, 1970).

Analizando longitudinalmente el comportamiento del oxígeno en el río Salado, se observa que en la estación II los tenores de oxígeno son elevados. En este sitio, hay un volcado de efluentes cloacales provenientes del poblado La Ernestina, con el consecuente aporte de nutrientes y gran desarrollo de la comunidad fitoplanctónica. Este foco contaminante potencia el crecimiento algal, especialmente en períodos cálidos, generando una activa fotosíntesis que produce elevadas concentraciones de oxígeno y valores de pH relativamente elevados. Las demás variaciones observadas a lo largo del río probablemente se relacionen con las tasas diarias de fotosíntesis y respiración de los organismos, ya que los muestreos se efectuaron en distintos momentos del día.

Con respecto al pH, se observa que las aguas del río Salado presentan un carácter básico. Esto se debe fundamentalmente al carbonato cálcico constituyente de la roca madre de la región. Este compuesto condiciona el pH del agua, ya que es capaz de reaccionar con el  $\text{CO}_2$  disuelto para formar el bicarbonato de calcio (Catalán Lafuente, 1981). Las variaciones de pH a lo largo del año se pueden explicar, en

parte, por las fluctuaciones del CO<sub>2</sub> en el agua. Los menores valores de pH se registraron en la primavera de 1987, probablemente por el aumento en los tenores de CO<sub>2</sub> generado por la descomposición de materia orgánica acarreada en la creciente. Esto concuerda con la disminución del oxígeno disuelto mencionado anteriormente. La clara relación entre ambos gases debido a la fotosíntesis y respiración, se ve reflejada en el índice de correlación significativo y positivo hallado entre el pH y el oxígeno disuelto. Por otro lado, la influencia de la temperatura en la solubilidad del CO<sub>2</sub> podría ser la causa de los valores de pH menores en el invierno y otoño. A su vez, las fluctuaciones, entre los puntos de muestreo para cada época del año pueden ser atribuidas, tal como en el caso del oxígeno disuelto, al balance entre la fotosíntesis y la respiración de la comunidad fitoplanctónica.

Confirmando lo expuesto por Hynes (1970), en nuestra investigación se verifica que el principal aporte de nutrientes en el río se efectúa por medio de la superficie del suelo circundante. Esto se debe a que el drenaje de tierras agrícolas produce grandes cantidades de fosfato que son acarreadas hacia el curso de agua. Es así como el gradiente decreciente de fósforo total observado en el río Salado (fig. 20), coincide estrechamente con el uso agrícola de la tierra de la provincia de Buenos Aires. El grado de intensidad del uso agrícola, expresado como porcentaje del área total bajo cultivo, según la OEA (1971), es mayor de 5%

alrededor de la estación V, entre 25 y 50% para la estación IV, entre el 10 y 25% para las estaciones II y III y menor del 5% para la estación I. Por otro lado, el patrón estacional de la concentración de fósforo total en el curso de agua se correlaciona significativamente con los sólidos en suspensión ( $r=0,69$ ), salvo en los casos en que el lecho del río estaba prácticamente seco, con valores de sólidos nulos o muy bajos pero con registros de fósforo elevados.

La carga de sólidos totales muestra una clara relación con el nivel de las aguas. En períodos de aguas bajas (especialmente en el verano de 1989) los registros de sólidos son mayores, probablemente por una mayor interacción con el lecho del río. Al elevarse el nivel hidrométrico del curso se verifica una disminución de la concentración de sólidos totales. Si bien en períodos de niveles hidrométricos altos o normales los tenores de sólidos se mantienen relativamente constantes a lo largo del curso, durante la bajante estival se verifica un incremento de los mismos río abajo. Este hecho podría explicarse por el aporte de material de un conjunto de ríos y lagunas que desaguan entre las estaciones II y V, ya que como expresara Soldano (1947), estos cuerpos de agua alimentan al río debido a su bajo nivel hídrico.

El patrón de sólidos disueltos es prácticamente el mismo, debido a que éstos forman un alto porcentaje de los sólidos totales.

En cuanto a los sólidos en suspensión, el comportamiento difiere de las otras fracciones. Únicamente las curvas

correspondientes al otoño de 1988 y la primavera de 1987 se asemejan, ya que por el alto nivel de las aguas se produce una dilución de los sólidos, determinando, por lo tanto, fluctuaciones leves. El patrón de disminución de sólidos en suspensión río abajo se explicaría por el flujo de las aguas, ya que hacia la desembocadura el mismo tiende a hacerse laminar y, en consecuencia, tiene una menor capacidad de carga.

Los resultados arrojados por el ANOVA confirman las marcadas variaciones entre los distintos periodos del año en lo que se refiere a la temperatura y el nivel de las aguas del Río Salado, factores que a su vez determinan cambios en los otros parámetros abióticos. Por el contrario, en sentido longitudinal, y de acuerdo a las estaciones de muestreo, este análisis revela que las leves fluctuaciones de las variables físicas y químicas no son significativas, confirmando un gradiente continuo con baja tasa de cambio aguas abajo. Los únicos parámetros que demostraron variaciones espaciales significativas son el fósforo total, el oxígeno disuelto y el pH. Los dos primeros muestran un gradiente decreciente río abajo, con un pulso importante en la estación II. Como ya se señaló anteriormente, el patrón de disminución de fósforo aguas abajo, respondería al uso de la tierra y el pico en "La Ernestina" estaría dado por el aporte del desagüe de los efluentes cloacales que ocasionan un gran desarrollo algal, lo que a su vez determina un aumento en los tenores de oxígeno disuelto debido a la elevada fotosíntesis. En lo que

se refiere al pH, la variación longitudinal de los valores, que van desde básicos hasta levemente neutros, resulta bastante marcada.

#### ii. Comunidad fitoplanctónica

Según la tipificación global de ríos que realiza Descy (1987), el Río Salado podría clasificarse como un curso lótico de llanura, relativamente extenso, rico en nutrientes y donde el fitoplancton está típicamente dominado a lo largo del año por diatomeas céntricas, o con una facie de verano con predominio de Chlorophyceae. Este esquema variaría levemente, en especial por el importante desarrollo de la clase Cyanophyceae en periodos cálidos y por una escasa importancia de las diatomeas céntricas.

Un análisis de la ficoflora permite afirmar que la composición de la comunidad fitoplanctónica del río Salado está determinada en gran parte por tres factores abióticos: la salinidad, la alcalinidad de las aguas, y el grado trófico del sistema. Esto se ve reflejado en las numerosas especies halladas que son típicas de lugares salobres o bien indicadoras de estos ambientes, de aguas alcalinas y de sistemas con características mesosapróbicas. A saber:

Especies halladas en el río Salado y señaladas como indicadoras de salinidad por Patrick y Reimer (1977),

Germain (1981), Wolf (1982) y Antoine (1983).

*Achnanthes hauckiana* Grun.  
*Anomooneis sphaerophora* (Ehr.) Pfitz.  
*Bacillaria paradoxa* Gmel.  
*Caloneis oregonica* (Ehr.) Patr.  
*Caloneis permagna* (J.W. Bail.) Cl.  
*Campylodiscus clypeus* Ehr.  
*Cyclotella meneghiniana* Kutz.  
*Cymbella perpusilla* A. Cleve  
*Diploneis elliptica* (Kutz.) Cl.  
*Epithemia reicheltii* Fricke  
*Fragilaria fasciculata* var. *truncata* (Grev.) Patr.  
*Fragilaria pinnata* var. *lancettula* (Schum.) Hust.  
*Melosira varians* (Agardh.) W. Smith  
*Navicula cryptocephala* Kutz.  
*Nitzschia circumscuta* (Bail.) Grun.  
*Nitzschia hustediana* Salah  
*Nitzschia obtusa* W. Smith  
*Nitzschia sigma* (Kutz.) . Smith  
*Plagiotropis lepidoptera* var. *proboscidea* (Cl.) Reim.  
*Pleurosira laevis* (Ehr.) Comp.  
*Rhopalodia musculus* (Kz.) O. Mull.  
*Surirella ovalis* Breb.  
*Surirella striatula* Turp.  
*Thalassiosira faurii* (Gasse) Hasle  
*Thalassiosira rudolfii* (Bachmann) Hasle

Thalassiosira weissflogii Grun.

ii. Especies halladas en el río Salado y señaladas como indicadoras de aguas básicas por Patrick y Reimer (1978) y Wolf (1982).

Anomoeoneis sphaerophora (Ehr.) Pfitz.

Caloneis bacillum (Grun.) Cl.

Cocconeis placentula var. lineata (Ehr.) V.H.

Cyclotella meneghiniana Kutz.

Cymbella muelleri Lemm.

Diploneis elliptica (Kutz.) Cl.

Diploneis puella (Schum.) Cl.

Epithemia adnata (Kutz.) Breb.

Fragilaria construens var. venter (Ehr.) Grun.

Fragilaria pinnata var. lancettula (Schum.) Hust.

Melosira varians (Agardh.) W. Smith

Navicula cryptocephala Kutz.

Melosira granulata (Ehr.) Ralfs

Navicula exigua (Greg.) Grun.

Surirella ovata Kutz.

Especies señaladas como indicadoras de ambientes mesosapróbicos según el sistema de los saprobios de Sladeczek (1973). Las mismas están indicadas con una M en la Tabla 7.

En lo que se refiere a la distribución espacial de las especies a lo largo del río Salado (fig. 23), las mismas se pueden relacionar con dos factores:

los aportes que recibe el mismo de otros tributarios y de sistemas lagunares conectados.

la influencia de agentes contaminantes a lo largo del río.

Así, la disminución en la riqueza observada en la estación II obedecería al volcado de efluentes cloacales provenientes del poblado La Ernestina, que actuarían eutroficando este sitio, con la consecuencia de una disminución de la riqueza específica y el aumento en la densidad de unas pocas dominantes. Las altas concentraciones de fósforo total y de sólidos en suspensión y la baja transparencia confirmarían a esta situación. Además, esta eutroficación también se evidencia por una proliferación de algas, especialmente en períodos cálidos, y por un aumento en los tenores de oxígeno disuelto. Por otro lado, cabe destacar que en este primer tramo estudiado no existe aporte de otros cuerpos o cursos de agua importantes.

Por el contrario, entre la estación II y III el Río Salado recibe el emisario final de las lagunas de Lobos, Flores y Culu-Culú, entre otras. A esta altura, el incremento en el número de especies es importante, especialmente en la primavera de 1987, ya que con el desborde de los cuerpos

lénticos asociados mencionados más arriba se incrementaría este aporte. Esta tendencia subsiste entre las estaciones III y IV, tramo en que recibe las aguas de las lagunas de Monte y Las Encadenadas. En el último tramo estudiado, la riqueza específica aumenta en los períodos de estiaje y se mantiene o disminuye levemente cuando los niveles hidrométricos son altos o normales. En base a este aspecto, se podría pensar que hacia la desembocadura se cumpliría el efecto de estabilización biológica que Margalef (1983) atribuye a "la selección continua ejercida por el aporte de representantes de poblaciones no idénticas". Si bien en un segmento anterior a la estación V desembocan las aguas de las Encadenadas del Este, la variación en el número de especies no es importante, ya que a esta altura existiría un equilibrio entre la importación y la exportación de nuevos taxones, aunque con los consecuentes cambios en la biodiversidad.

El aumento de la riqueza específica registrado en los períodos de estiaje podría deberse a dos factores. Los que serían, por un lado, la contribución de nuevas especies provenientes de otras comunidades, tal como el bentos o el perifiton y, por otra parte, el aporte efectuado por aguas salobres provenientes del estuario del río, ya que la influencia marina se acentúa cuando los niveles hidrométricos del río Salado son muy bajos. En este sentido, Amspoker y McIntire (1986) comprobaron que procesos físicos relacionados al flujo de un río y a la circulación en los estuarios pueden controlar la estructura taxonómica de las asociaciones

algales.

En cuanto a la dinámica anual de la densidad fitoplanctónica del río Salado, los principales factores, medidos en este estudio, que la afectan son la temperatura y el nivel hidrométrico del río. El incremento de la densidad con la temperatura se ilustra en la figura 24 y queda confirmada por una alta correlación significativa entre estos parámetros. Las variaciones temporales de la abundancia algal debidas al primer factor, han sido ampliamente documentadas, especialmente para ambientes lénticos (Hutchinson, 1967; Reynolds, 1984; Amblard, 1987). Como ya fuera expuesto en otros párrafos, según Reynolds (1988), el desarrollo del potamoplancton en los ríos está gobernado por los mismos factores ambientales generales que rigen en los lagos, si bien se registran modificaciones sustanciales como consecuencia del flujo unidireccional. Por otro lado, en el caso del río Támesis (Lack *et al.*, 1978 ; Bowles & Quennel, 1971) hay evidencia suficiente de que la dinámica del fitoplancton está regulada por la descarga fluvial. Los resultados de la densidad fitoplanctónica del río Salado confirman estas hipótesis, ya que si bien en épocas cálidas (primavera y verano) se constató la mayor abundancia algal, al comparar el mismo período de años sucesivos se comprueba la menor densidad fitoplanctónica con bajos niveles hídricos (fig. 24). Al igual que en el sistema del Orinoco (Lewis, 1988) y en algunos ríos africanos (Iltis, 1982), los picos de densidad no pueden ser explicados por la exportación de algas

desde la llanura de inundación debido a que el río Salado no está en contacto con la llanura en este momento. Los eventos que se relacionan con el incremento fitoplanctónico en estos ríos tropicales podrían ser aplicados a este sistema templado, dado que las secciones de las cabeceras así como también las aguas río abajo que fluyen lentamente, acumulan biomasa rápidamente que es transferida al cauce principal del río. De esta forma, analizando también los resultados de las muestras de los dos períodos fríos, se verifica en general una menor concentración fitoplanctónica durante el otoño en forma coincidente con el máximo nivel hídrico del período en estudio.

Además, cabe señalar que si bien los sólidos en suspensión se correlacionaron significativamente con la densidad algal, éstos limitarían parcialmente el desarrollo fitoplanctónico debido a una disminución en la transparencia. Esto se constató al comparar los resultados obtenidos durante las épocas de crecida o aguas normales, ya que un incremento en el contenido de sólidos se relaciona con una menor abundancia algal. Este análisis es válido para períodos de temperaturas similares: otoño-invierno y primavera de dos años consecutivos. En este sentido, Descy *et al.* (1987) señalan que el factor determinante de la transparencia en épocas de creciente o inundación es la concentración de sólidos en suspensión. Las correlaciones significativas encontradas entre la densidad fitoplanctónica y los sólidos disueltos por un lado ,y la conductividad por otro, no expresarían una

relación de causa-consecuencia sino un efecto originado por la variación del nivel de las aguas.

Las fluctuaciones temporales de las distintas poblaciones fitoplanctónicas no difieren mayormente de las descritas por Reynolds (1988) para ríos europeos en su ensayo sobre el potamoplancton. Las poblaciones son relativamente pobres en el invierno, produciéndose hacia la primavera un rápido desarrollo de diatomeas céntricas, acompañadas de una abundancia menor de pennadas. En el verano se reducen las diatomeas y las especies de Chlorophyceae y Cyanophyceae constituyen la mayor proporción del plancton.

Las diferencias espaciales en las densidades fitoplanctónicas halladas en el río Salado muestran los incrementos de magnitud esperables hacia la desembocadura de estos sistemas, según lo puntualizan algunos trabajos previos realizados en distintos ríos del mundo (Greenberg, 1964; Lack, 1971; Lack *et al.*, 1978). Por otra parte, según se señaló en la página 103, en el segundo sitio de muestreo se observó una pequeña alteración a este continuo debido a un pulso de abundancia, lo que respondería al incremento de fósforo ocasionado por el vertido de desechos cloacales.

#### ''' . Análisis multivariado

La agrupación de especies efectuada, señala con mayor detalle las asociaciones que representan los distintos

períodos de la sucesión temporal descrita en el capítulo anterior. Así, el grupo 1 del cluster está constituido por una asociación típica de primavera semejante a las observadas para otros ríos de llanuras templadas (del Giorgio *et al.*, 1991; Descy, 1987; Kiss-Keve, 1974; Kiss, 1984; Lakshminarayana, 1965; Simm, 1985; Swale, 1969; Williams, 1964) del resto del mundo. En esta investigación también las especies céntricas de diatomeas (Cyclotella meneghiniana, Melosira varians, Thalassiosira faurii) se presentan con una mayor densidad y acompañadas por un gran número de especies pennadas de aparición escasa y típicamente bentónicas o epifíticas. Estas especies ticoplanctónicas se presentan en periodos de niveles hidrométricos medios o altos, explicándose así su desprendimiento de otras comunidades y su contribución al plancton. A diferencia de las especies halladas en el río Salado, en la mayor parte de los ríos europeos las especies de diatomeas céntricas dominantes pertenecen al género Stephanodiscus (Friederich & Müller, 1984, Kiss, 1992) mientras que en los grandes ríos sudamericanos y en el Nilo Aulacoseira granulata y sus variedades son las más frecuentes (Bonetto *et al.*, 1979 y 1981; García de Emiliani, 1981; Izaguirre, 1991).

Probablemente las diatomeas céntricas registradas en este estudio, ocupen prácticamente el mismo nicho ecológico que este grupo tiene en otras comunidades lólicas, pero presenten adaptaciones a las altas conductividades de este sistema, ya que las mismas han sido descritas como especies oligohalinas

a salinas. En esta asociación dominada por diatomeas, también están comprendidas algunas Chlorophyceae planctónicas entre las que se destaca Diplochlorella decussata. El grupo 1 se presenta bajo conductividades intermedias, condiciones bastante alcalinas y niveles hidrométricos medios.

Por otro lado, los grupos 2 y 4 del cluster, si bien corresponden al mismo período del año, caracterizado por altos registros de temperatura y conductividad, muestran una estructura florística muy diferente. Este sería el resultado de las diferencias en el nivel de las aguas, de las relaciones nitrógeno/fósforo y de la transparencia. El grupo 2 comprende una asociación dominada por Chlorophyceae planctónicas acompañadas de otros grupos: diatomeas céntricas, Cyanophyceae y algunas Euglenophyceae. En general, las mismas se presentan en abundancias considerables debido a la temperatura favorable, transparencia relativamente alta y elevados niveles de nutrientes. La disminución en la relación N/P en el verano de 1989 se estima que fue el causante del reemplazo de las Chlorophyceae dominantes en el grupo 2 por las Cyanophyceae. Este fenómeno coincide con lo descrito por Reynolds (1984) y Amblard (1987) para ambientes lénticos. El grupo 2 se desarrolla profusamente en las estaciones I y II, sitio donde el nivel de las aguas resultó tan bajo que el río quedó segmentado en piletones, aproximándose cada tramo a verdaderos ambientes lénticos.

El grupo 3 del dendrograma representa una asociación de

primavera registrada en la última estación de muestreo. Este mismo conjunto de especies suele presentarse también en el otoño. Las condiciones del medio, altas conductividades y concentraciones de fósforo total, determinan una composición específica diferente de la primavera de 1987, aunque con una estructura semejante.

En cuanto al grupo 5, parecería estar constituido por especies ubicuas y con una alta tasa de reproducción, ya que se presentan a lo largo de todo el gradiente lótico y en números abundantes, especialmente las Cyanophyceae.

Por último, en el análisis de componentes principales (fig. 30) el ordenamiento de las muestras según los dos primeros ejes evidencia un gradiente de condiciones ambientales. El análisis señala una disminución de la transparencia, la conductividad, los sólidos totales y la densidad fitoplanctónica en el mismo sentido que el incremento en el nivel de las aguas del río Salado a lo largo del período de estudio. Así, se agrupan en un extremo las muestras del período seco (verano de 1989) y en el otro, las correspondientes al río crecido. Esta distribución de los sitios de muestreo sustenta, como ya fuera puntualizado por Reynolds (1988), la afirmación previa de que la dinámica del fitoplancton está regulada por la descarga fluvial.

Además, cabe destacar que las muestras correspondientes a cada estación del año forman un núcleo dentro del gradiente mencionado. Este ordenamiento respondería al Concepto del Continuo en Ríos (Vannote *et al.*, 1980), ya que se verifica

una similitud entre los sitios de muestreo del curso según distintos parámetros abióticos y bióticos. El análisis de componentes principales ilustra claramente el ordenamiento, para cada época del año, de los cinco puntos de muestreo que conforman el continuo espacial del río Salado.

	TEMP. (°C)	pH	OXIG. (mg/l)	CONDUC. (µS/cm)	FOSF. (mg/l)	NITR. (mg/l)	TRANSP. (cm)	SOL.DIS. (mg/l)	SOL.SUS (mg/l)
RIO SALADO E <sub>1</sub>									
Pri. 1987	21,8	8,1	6,0	3.980	0,26	3,79	****	2.650	27
Ver. 1988	30,8	9,1	9,9	5.700	0,30	5,64	20,0	3.180	153
Oto. 1988	11,6	8,7	11,1	2.560	0,34	5,52	34,0	2.010	108
Inv. 1988	12,5	8,8	13,5	3.970	0,71	4,8	8,5	1.160	464
Pri. 1988	23,0	9,6	11,2	5.630	0,83	****	12,0	3.000	400
Ver. 1989	25,4	9,2	****	11.800	0,59	6,29	30,0	6.600	0
RIO SALADO E <sub>2</sub>									
Pri. 1987	22,9	8,1	8,8	3.390	0,36	4,96	52,0	2.157	27
Ver. 1988	30,6	9,0	9,6	5.800	0,38	4,65	20,0	3.156	134
Oto. 1988	11,5	8,9	11,2	2.500	0,32	4,78	30,0	2.010	65
Inv. 1988	11,5	8,7	13,1	4.130	0,71	3,2	8,0	9.110	406
Pri. 1988	25,1	9,2	12,3	6.000	0,75	****	19,0	3.500	200
Ver. 1989	28,6	8,8	****	11.120	0,53	7,18	32,0	11.000	100
RIO SALADO E <sub>3</sub>									
Pri. 1987	23,4	7,7	6,7	1.690	0,05	3,38	****	1.283	13
Ver. 1988	28,8	8,8	8,6	6.500	0,08	4,28	38,0	3.608	88
Oto. 1988	11,1	8,5	10,1	2.080	0,18	5,52	32,0	1.539	36
Inv. 1988	10,0	8,8	10,2	2.810	0,38	2,3	25,0	924	140
Pri. 1988	22,4	8,6	8,6	5.000	0,51	****	16,0	2.200	300
Ver. 1989	26,0	8,2	****	18.430	0,36	****	30,0	6.100	300
RIO SALADO E <sub>4</sub>									
Pri. 1987	21,4	8,0	5,6	1.735	0,18	3,38	60,0	1.143	24
Ver. 1988	26,6	8,8	7,5	5.460	0,15	3,53	27,0	3.325	125
Oto. 1988	11,9	8,4	9,2	1.890	0,18	4,68	30,0	1.326	59
Inv. 1988	11,0	8,6	10,3	930	0,36	6,2	22,0	947	160
Pri. 1988	24,3	8,9	6,7	5.300	0,49	****	22,0	2.500	100
Ver. 1989	28,0	8,6	****	18.320	0,39	7,85	30,0	16.100	200
RIO SALADO E <sub>5</sub>									
Pri. 1987	24,3	8,0	5,8	1.766	0,12	4,41	25,0	1.013	41
Ver. 1988	27,3	8,5	10,0	6.960	0,11	2,96	40,0	3.680	98
Oto. 1988	11,1	8,2	8,4	1.740	0,16	4,81	30,0	1.197	18
Inv. 1988	11,4	8,5	10,8	3.100	0,28	4,6	19,0	957	193
Pri. 1988	23,3	8,5	7,6	5.260	0,38	****	40,0	2.300	200
Ver. 1989	28,0	8,6	****	19.390	0,33	4,97	23,0	21.300	200

Tabla 6 : Variables físicas y químicas del agua del Rio Salado a lo largo de las seis campañas de muestreo.

	PRIMAVERA 1987					VERANO 1988					OTOÑO 1988				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
<b>CHLOROPHYCEAE</b>															
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh. 1	19		21	56						76			24	21	
<i>Actinastrum hantzschii</i> var. <i>subtile</i> Wolosz. 2					55		88	70			17				21
<i>Bothryococcus braunii</i> Kutz.			21	56		86	88								
<i>Chlamydomonas</i> spp.					55	295	264	422	1152	17	52				
<i>Chlorella vulgaris</i> Bieij. 3															
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. Smith) Belcher et Swale															
<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not 4	19					56	86	88	70	76	17			21	
<i>Coelastrum microporum</i> Nag.															
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle							86								
<i>Coenochloris helvetica</i> Hind.	19						86								
<i>Crucigenia quadrata</i> Morr. 5	96	24			117	352	88								21
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) West et West 6					55	584	862	264	211	152	34	14	24	21	21
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Kom.					55										
<i>Dactyosphaerium pulchellum</i> Wood 7	19	69	21	56	55	56	172	88	70	76	86	14	48	21	21
<i>Didymocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom. 8	286	369		56	55	232	344	88	141	152	17	14		21	21
<i>Didymogenes anomala</i> (G.M. Smith) Hind.															21
<i>Diplochloris decussata</i> Kors. 9	38	69		56	55	56	86	88	70				24	21	21
<i>Ereosphaera ereosphaeria</i> (G.M. Sm.) R.L. 10		24	21							76					
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.			21				86								
<i>Franceia amphitricha</i> (Lagerh.) Hegew.											34	24			21
<i>Franceia javanica</i> (Bern.) Hortob. 11															
<i>Fusella viridis</i> Snow				56	55										
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Kors.) Kors. 12				120	55			88	70	76	17		24	21	21
<i>Kirchneriella aperta</i> Teil.						232									
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bahlin					55										
<i>Kirchneriella contorta</i> var. <i>elegans</i> (Playf.) Kom.			21		55		86	176							21
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M. Smith) Kors.						56							24		
<i>Kirchneriella microscopica</i> Nyg.									70						
<i>Lagerhii (Lagerh.) (Chod.) Chod. 13</i>											17		72		21
<i>Lagerheimia subsalsa</i> Lemm. 14			21				86								
<i>Lagerheimia wratislavenensis</i> Schroeder				56				88					24		21
<i>Lobocystis planctonica</i> (Tiff. et Ahlstr.) Fott 15				56	55		96	88	70	76	17	14	24	21	21
<i>Nicractinium pusillum</i> Fres. 16							86				17	14	24	21	21
<i>Honoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind. 17	19	183		56	55	56	86	264	70	76		14	24		152
<i>Honoraphidium caribaeum</i> Hind.															
<i>Honoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn. 18	383	276	107	176	55	1640	431	264	351	607	327	64	72	21	345
<i>Honoraphidium fontinale</i> Hind. 19		93	21	56		352	1638	88		76	172	114	24	21	43
<i>Honoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Kom.-Legn. 20	114	93			55	295		352	70	531		14		21	
<i>Honoraphidium irregulare</i> G.M. Smith 21	19						259	88		303	17				
<i>Honoraphidium komarkovae</i> Nyg. 22	38	207	21	56											21
<i>Honoraphidium minutum</i> (Nag.) Kom.-Legn. 23	631	2276	538	56	117	5158	6724	5630	2885	4365	552	190	148	215	474
<i>Oedogonium</i> sp.			21												
<i>Oocystis borgei</i> Snow 24	172	24	107												
<i>Oocystis lacustris</i> Chod. 25	19			120	117	647		792	563	303	86	64	24	65	107
<i>Oocystis pusilla</i> Hansg. 26	345	45			55										
<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott 27						56				76	155	64	24		21
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh. 28	19	207					345								
<i>Pandorina norum</i> Bory			21			56	86	88						21	
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh. 29	19		21	56		56	86	88	141	76	69	14	24	21	43
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen 30			21			56	86	88		76	17	14	24	21	21
<i>Pediastrum oosterii</i> Teil et Matal.															
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs 31	19		21					88	70	152					
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle 32	19		21	56	290	56	86	440	70	76		14	24	43	43
<i>Pteromonas angulosa</i> (Stein) Dang.					55										
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. 33						56	86		70		17	38	24	21	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>minor</i> G.M. Smith 34	19		21	56	55	232	86	88		76	17	14	24	21	21



	I	PRIMAVERA 1987					I	VERANO 1988					I	OTOÑO 1988				
		II	III	IV	V	II		III	IV	V	II	III		IV	V			
<i>Aphora acutiuscula</i> Kutz. 52	19			56									17		24			
<i>Aphora ovalis</i> var. <i>affinis</i> 53								88					17	14	24	21	21	
<i>Aucouooneis sphaerophora</i> (Kz.) Pfitz. 54	19			56		56		88	70	76		17	14	24	21	21		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. 62				56	55			86	88	70	76				24	21	21	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müll.) Sim. 63															24	21	21	
<i>Bacillaria paradoxa</i> Guelin																	48	
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Mer.																		
<i>Caloneis westii</i> (W. Sm.) Hendey 55		24		56		56	86				76	17	14	24	21	21		
<i>Caloneis pernagna</i> (Bail.) Cl.				56														
<i>Caloneis</i> sp.																		
<i>Gamplodiscus clypeus</i> Ehr. 56	19	24		56	55	56	86	88	70	76	17	14	24	21	21	21		
<i>Chaetoceros</i> sp.								88										
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.) V.H. 57				56		56			70	76	34	14	24	21	21	21		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kz. 58	19	24	21	120	55	56	86		70	152	172	24	24	21	21	452		
<i>Cybella muelleri</i> Hust.																		
<i>Cybella perpusilla</i> A. Cl.	19												24					
<i>Denticula elegans</i> Kz.																		
<i>Diploneis elliptica</i> (Kz.) Cl.											76					21		
<i>Diploneis fannica</i> (Ehr.) Cl.																		
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cl.																		
<i>Diploneis puella</i> (Schum.) Cl.					55		86											
<i>Epithemia adnata</i> (Kutz.) Bréb.					55						76	17						
<i>Epithemia adnata</i> var. <i>minor</i> (Perag. et Herib.) Patr. 59						56				70	76	17		24				
<i>Epithemia reicheltii</i> Fricke	19				55												21	
<i>Eunotia major</i> (W.Sm.) Rabh.																		
<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>ventralis</i> (Ehr.) Hust.																		
<i>Eunotia tschirchiana</i> O.Müll.																		
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>subsalina</i> Hust. 60						56					76	138	127	271	21	21		
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>venter</i> (Ehr.) Grun.														98	21	21		
<i>Fragilaria fasciculata</i> var. <i>truncata</i> (Grev.) Patr.														17	14			
<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>laecettula</i> (Schum.) Hust.										70								
<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>mesolepta</i> Schopf.															24			21
<i>Gomphonema affine</i> Kutz.										70		52						
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>insigne</i> (Greg.) Andrews				56														
<i>Gomphonema constrictum</i> Ehr.															24			
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr. emend V. H.				56		56												
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>calcareum</i> (Cl.) Grun.	19																	
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kz.) Grun.																		
<i>Gomphonema sphaerophorum</i> Ehr.																	21	
<i>Gyrosigma strigile</i> (W.Sm.) Cl.								88				17						21
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. 61	19				55						76	17	24	24	21	21		
<i>Hantzschia amphioxys</i> var. <i>major</i> Grun.		45	21									17	24	24	21	21		
<i>Hantzschia vivax</i> (W. Sm.) M. Pérag.	19		21											24				
<i>Melosira hustedtii</i> Krass.	19			56														
<i>Melosira varians</i> Ag. 64												17		24	21	21		
<i>Navicula brevisima</i> Hust. 65																		
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross						56												
<i>Navicula cryptocephala</i> Kz. 66	19					56						190	90	24	21	43		
<i>Navicula cuspidata</i> (Kz.) Kz. 67												69						
<i>Navicula cuspidata</i> var. <i>heribaudi</i> Perag.																		
<i>Navicula cuspidata</i> var. <i>major</i> Meist.						56												
<i>Navicula exigua</i> Greg. ex Greg.																		
<i>Navicula gregaria</i> Donk.																	21	
<i>Navicula minima</i> Grun.																		
<i>Navicula nutica</i> var. <i>tropica</i>																		
<i>Navicula peregrina</i> (Ehr.) Kz. 68	19		21	56	55	56		88	70	76	17	14	72					21



	PRIMAVERA 1987					VERANO 1988					OTOÑO 1988				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V					
<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch. 85	19	24	21	56	55	56	86	88	70	76	17	14			
<i>Lepocinclis texta</i> (Duj.) Lenn.														21	
<i>Lepocinclis texta</i> var. <i>richiana</i> (Conrad) Huber-Pest.										76				21	
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes											17				
<i>Phacus brachycentron</i> Pochmann						56									
<i>Phacus contortus</i> Bourr.			21												
<i>Phacus curvicauda</i> Swirenko 86			21	56		120	86	88		76		14			
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.	19	24	21	56			86	88		76	17		24	21	
<i>Phacus onyx</i> Pochmann			21	56	55										
<i>Phacus orbicularis</i> Hubner			21								17	14			
<i>Phacus pleuronectes</i> (D.F.M.) Duj.			21		55									21	
<i>Phacus pseudonordstedtii</i> Pochmann 87	19					56	86				17		48	21	
<i>Phacus tortus</i> (Lenn.) Skvortz.			21	56	55	56	86	88		76				21	
<i>Phacus unguis</i> Pochmann										76					
<i>Phacus wettsteini</i> Drez.														21	
<i>Strombononas girardiana</i> (Playfair) Defl.															
<i>Strombononas verrucosa</i> (Daday) Defl. 88	19		21			56	86			76			24	21	
<i>Strombononas verrucosa</i> var. <i>zwijska</i> (Swirenko) Defl.													24	65	
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>arcuata</i> (Playf.) Defl.					55										
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Steind. emend Defl. 89	76											138		21	
<i>Trachelomonas intermedia</i> Dang.	76			56											
<i>Trachelomonas pulcherrima</i> var. <i>minima</i> Playf. 90					55										
<i>Trachelomonas rugulosa</i> f. <i>parallela</i> Tell et Zaloc.															
<i>Trachelomonas varians</i> Defl.			21												
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.															
<i>Trachelomonas</i> sp.				56											
<i>Trachelomonas</i> sp.															
CYANOPHYCEAE															
<i>Anabaena aphanizomenoides</i> Forti 91			21	1407	2014	295	690	2199	281			14	665	517	603
<i>Anabaena fertilissima</i> Rao															
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn 92	19				55		86	88			86	24	48	21	86
<i>Anabaena</i> sp.				56	55						17				
<i>Anabaena</i> sp.						56									
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptek. 93			21	704	517	56	86								21
<i>Anabaenopsis elenkini</i> Müller 94							86		70	76	69	24			
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West et West 95	19	24			55	56	86	440	493	683	34	14	24	21	21
<i>Aphanocapsa koordersi</i> Strom.															
<i>Aphanocapsa pulchra</i> (Kutz.) Rabenh. 96			21			176				227					
<i>Aphanocapsa roseana</i> Bary	19								70	76		90		21	
<i>Aphanothece nidulans</i> Richter 97							86	88	70	152			24	21	21
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissl.) Lenn. 98						120	517	528	422	152					43
<i>Chroococcus limneticus</i> var. <i>distans</i> G.M. Smith 99														21	21
<i>Chroococcus minutus</i> (Keissl.) Lenn. 100															
<i>Chroococcus minutus</i> (Kutz.) Nag. 101									141	76					
<i>Chroococcus</i> sp.															
<i>Coelosphaerium luetzingianum</i> Nag.						56		88							
<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lenn. 102						56	86	88			17	14		21	21
<i>Eucapsis alpina</i> Clements y Shantz							86	88	70			14	24		
<i>Eucapsis alpina</i> var. <i>minor</i> Stuja 103						1175	1552	880	1126	303		138	24	21	21
<i>Lyngbya contorta</i> Lenn. 104								4662	2393	3448			24	43	21
<i>Lyngbya hieronymusi</i> Lenn.										76	17	14			
<i>Lyngbya limnetica</i> Lenn. 105											17	14			
<i>Lyngbya bartensiana</i> Menegh. ex Gomont			21											21	
<i>Lyngbya</i> sp.											17				
<i>Merisopodia minima</i> Beck. 106		45			55	56	259	352	493	379	52	14	24	21	21

	I	PRIMAVERA 1987				V	VERANO 1988					OTOÑO 1988			
		II	III	IV	I		II	III	IV	V					
<i>Merisopodia punctata</i> Meyen 107	19					56	86	968	823	690		38	24	21	43
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kutz. 108	19			56		56	86		70	76	17	14	24	21	21
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Mitt.) Kirch.				56					70						
<i>Microcystis pulverea</i> (Wood) Forti 109															
<i>Oscillatoria amphibia</i> Ag.		24							70						
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i> f. <i>longa</i> Kanat 110		24	65		55	295	86	88	70	76	17		98		
<i>Oscillatoria sancta</i> Kutz. 111				56			86				34	14			
<i>Oscillatoria simplicissima</i> Gomont													24		
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag. 112	6238	1403	2327	5398	4483	56		528	281	76	483	409	1231	1572	2475
<i>Oscillatoria</i> sp.										76				21	
<i>Oscillatoria</i> sp.															
<i>Oscillatoria</i> sp.											17				
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja 113	38	24	21	5158	5000	471	1638	11900	75508	13869	17		443	710	181
<b>XANTHOPHYCEAE</b>															
<i>Centritractus africanus</i> Fritsch et Rich			21	56							17		24	21	21
<i>Goniochloris fallax</i> Fott			21		55		86								21
<i>Goniochloris laevis</i> Pascher 114	38					56			70		34	138	48	21	
<i>Isthochloron lobulatum</i> (Nag.) Skuja			21												
<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle			21												
<i>Tetraedrella</i> sp.					55		86								
<i>Tetraplekton torsum</i> (Skuja) Dedus. Sc.	19		21			56	86					14			
<i>Tribonema minus</i> West			21												
<i>Tribonema vulgare</i> Pascher															
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>															
<i>Dinobryon</i> sp.														21	
<i>Mallomonas</i> sp.															
<b>DINOPHYCEAE</b>															
<i>Peridinium lonnickii</i> Wolosz 119	19	24	21	56	55						17	14	24	21	21
<i>Peridinium</i> sp. 120						120	431	88	70	76	34	14	24	21	21

(continúa)

	INVIERNO 1988					PRIMAVERA 1988					VERANO 1989				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
<b>CHLOROPHYCEAE</b>															
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh. 1	7		28	23			88	49	88	39					
<i>Actinastrum hantzschii</i> var. <i>subtile</i> Wolosz. 2			28		22	77	88	49	88						
<i>Bothryococcus braunii</i> Kütz.															
<i>Chlamydomonas</i> spp.				23	22	77	704		88	78	387		1013	469	1407
<i>Chlorella vulgaris</i> Bieij. 3												95394	100164	488698	
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G.M. Smith) Belcher et Swale 42								49							
<i>Coelastrum astroideum</i> De-Not 4						77	88	49	88	39	78	141		78	78
<i>Coelastrum microporum</i> Nag.		35	28	23	22		88			39					
<i>Coelastrum pulchrum</i> Schmidle									88						
<i>Coenochloris helvetica</i> Hind.															
<i>Crucigenia quadrata</i> Morr. 5	7	35	28	23	22	77	88	49		78	619	422			78
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirch.) West et West 6							88	49	176	39					
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Kom.								49	88						
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood 7	7	35	28	23	66	77	88	49	88	39	78		28	78	78
<i>Didymocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom. 8							176	88		88	39				
<i>Didymogenes anomala</i> (G.M. Smith) Hind.															
<i>Diplochlois decussata</i> Kors. 9	7			23	22	77	88		704	39		141			
<i>Eremosphaera eremosphaeria</i> (G.M. Smith) P.L. 10				23		176					78			78	78
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.															
<i>Franceia amphitricha</i> (Lagerh.) Hegew.															
<i>Franceia javanica</i> (Bern.) Hortob. 11	7	35	28			77	88	98	176	39	78		28	78	
<i>Fusola viridis</i> Snow								49		39					
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Kors.) Kors. 12	7		28	23		77	88		88	39	78		28	78	78
<i>Kirchneriella aperta</i> Teil.															
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bahlin															
<i>Kirchneriella contorta</i> var. <i>elegans</i> (Playf.) Kom.															
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M. Smith) Kors.															
<i>Kirchneriella microscopica</i> Nyg.															
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chod.) Chod. 13	28		28	23	44			49				141		78	
<i>Lagerheimia subsalsa</i> Lemm. 14	14	35			22	77					234				
<i>Lagerheimia wralislavensis</i> Schroeder	14			47											
<i>Lobocystis planctonica</i> (Tiff. et Ahlstr.) Fott 15	7	35	28	23		77	88			39	313			78	78
<i>Micractinium pusillum</i> Fres. 16	7			23		77				88					
<i>Homonaphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind. 17		35		23	308	77	88	49	88	352	78		28		
<i>Homonaphidium caribaeum</i> Hind.													28		
<i>Homonaphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn. 18	598	35	1154	328	374	77	792	253	1935	39	3988	844	225		78
<i>Homonaphidium fontinale</i> Hind. 19	366	176	760	798	550	440	4408	197	440	78					
<i>Homonaphidium griffithii</i> (Berkeley) Kom.-Legn. 20				47		295	88	49	440	39	155			78	78
<i>Homonaphidium irregulare</i> G.M. Smith 21										78				21	
<i>Homonaphidium komarkovae</i> Nyg. 22	42	35	422	164	440	77				78					
<i>Homonaphidium minutum</i> (Nag.) Kom.-Legn. 23	366	35	288	516	242	704	968	552	4486	938	3362	704	169		313
<i>Oedogonium</i> sp.															
<i>Oocystis borgei</i> Snow 24							88	49		313					
<i>Oocystis lacustris</i> Chod. 25	46	70	112	23	198	616	1231	197	440	39	6950	6474	1154	3128	547
<i>Oocystis pusilla</i> Mansg. 26															
<i>Oocystis rhomboidea</i> Fott 27	14		112	23			176	98	176	39	155	704			
<i>Oocystis submarina</i> Lagerh. 28				23											
<i>Paedorina verua</i> Bory		35	28	23					88						
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh. 29	28	70	56	23	44	176	528	49	176	39	78		28	78	78
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen 30		35	28		22		88		88	39	78		28	78	78
<i>Pediastrum nusteris</i> Tell et Matal.				23	22		88	49							78
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs 31				23		77	88	49	88	78					
<i>Planctonema lauterbornii</i> Schmidle 32	7	35	28	23	22	77	616	450	1329	704	78	562	28	234	232
<i>Pteromonas angulosa</i> (Stein) Dang.															
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. 33			56	23			88		176	39	78				
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>minor</i> G.M. Smith 34	7		28	23	22	77	88	49	88	39	78	141			



	INVIERNO 1988					PRIMAVERA 1988					VERANO 1989		
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V			
<i>Aphora acutiuscula</i> Kutz. 52	7			23	22	77		49	88	39			28
<i>Aphora lybica</i> Ehr. 53	7	35			44	77		49	88	39	78		28 78 78
<i>Auouooneis sphaerophora</i> (Kz.) Pfitz. 54	7	35		23	22	77		49	88	39	78		28 78
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim. 62		35	28	23	22		88	49	88	39			28 78
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müll.) Sim. 63								49	88	117			28 78
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin													78
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cl.													
<i>Caloneis westii</i> (W. Sm.) Hendey 55	7	35		23	22			49	88		78		78
<i>Caloneis pernagna</i> (Bail.) Cl.										39			
<i>Caloneis</i> sp.						77							
<i>Campylodiscus clypeus</i> Ehr. 56	14	35	28	23	22	77	88	49	88	39	78		78
<i>Chaetoceros</i> sp.													78
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.) V.H. 57	14	35				77		49	88			28	78 78
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kz. 58	7	211	225	188	264	77	88	197	1935	508	78	281	28 78 78
<i>Cymbella wuelleri</i> Hust.													
<i>Cymbella perpusilla</i> A. Cl.													
<i>Denticula elegans</i> Kz.		35				77			88	39			
<i>Diploneis elliptica</i> (Kz.) Cl.					44								
<i>Diploneis finnica</i> (Ehr.) Cl.						77				39			78
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cl.												28	78
<i>Diploneis puella</i> (Schum.) Cl.									88				78
<i>Epithemia adnata</i> (Kutz.) Bréb.													
<i>Epithemia adnata</i> var. <i>minor</i> (Perag. et Herib.) Patr. 59					22					88	78		28 78 78
<i>Epithemia reicheltii</i> Fricke											78		28 78
<i>Eunotia major</i> (W.Sm.) Rabh.										88			78
<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>ventralis</i> (Ehr.) Hust.										88			
<i>Eunotia tschirchiana</i> O.Müll.				23						39			
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>subsalina</i> Hust. 60	197	844	281	23	264	77	176	197	88	665	78	141	78
<i>Fragilaria construens</i> var. <i>veater</i> (Ehr.) Grun.													
<i>Fragilaria fasciculata</i> var. <i>truncata</i> (Grev.) Patr.		35				77				88			
<i>Fragilaria pinnata</i> var. <i>lanceolata</i> (Schum.) Hust.				47							39		
<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>mesolepta</i> Schonf.								49	88				78
<i>Gomphonema affine</i> Kutz.		35											
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>insigne</i> (Greg.) Andrews		35		23									78
<i>Gomphonema constrictum</i> Ehr. emend. Kz.													
<i>Gomphonema gracile</i> Ehr. emend. V. H.													
<i>Gomphonema olivaceum</i> var. <i>calcareum</i> (Cl.) Grun.													
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kz.) Grun.								49	88				
<i>Gomphonema sphaerophorum</i> Ehr.													
<i>Gyrosigma strigile</i> (W.Sm.) Cl.			28	23			88		88				78 78
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehr.) Grun. 61		35		23		77			88	39			78 78
<i>Hantzschia amphioxys</i> var. <i>major</i> Grun.		35			22			49					78
<i>Hantzschia vivax</i> (W. Sm.) Pérég.			28	23									
<i>Melosira hustedtii</i> Krass.													
<i>Melosira varians</i> Ag. 64	7		28	23	22	77		49	88			141	28 78 78
<i>Navicula brevisima</i> Hust. 65													
<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i> (Grun.) Ross													
<i>Navicula cryptocephala</i> Kz. 66			28		264			49	88	39			450 78 78
<i>Navicula cuspidata</i> (Kz.) Kz. 67								49	176				78 78
<i>Navicula cuspidata</i> var. <i>heribaudi</i> Pérég.						77		49					
<i>Navicula cuspidata</i> var. <i>major</i> Meist.	7	35	28	23									
<i>Navicula exigua</i> Greg. ex Greg.									88				28
<i>Navicula gregaria</i> Donl.									88				78
<i>Navicula minima</i> Grun.													
<i>Navicula outica</i> var. <i>tropica</i>													28
<i>Navicula peregrina</i> (Ehr.) Kz. 68	7	35	56	70	220	77		49	88	39	78	141	28 78 78



	INVIERNO 1988					PRIMAVERA 1988					VERANO 1989			
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V				
<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch. 85	7	35		23	22	77				39	78			
<i>Lepocinclis texta</i> (Duj.) Lemm.		35												
<i>Lepocinclis texta</i> var. <i>richiana</i> (Conrad) Hu		35												
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes														
<i>Phacus brachycentrus</i> Pochmann						77								
<i>Phacus contortus</i> Bourr.														
<i>Phacus curvicauda</i> Swirenko 86														
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.										39				
<i>Phacus oxyx</i> Pochmann														
<i>Phacus orbicularis</i> Hubner						77								
<i>Phacus pleuronectes</i> (D.F.M.) Duj.	7	35	28											
<i>Phacus pseudonordstedtii</i> Pochmann 87				23	22	77	49			39	469	141		
<i>Phacus tortus</i> (Lemm.) Skvortz.														
<i>Phacus unguis</i> Pochmann														
<i>Phacus wettsteini</i> Drez.														
<i>Strombonomas girardiana</i> (Playfair) Defl.														
<i>Strombonomas verrucosa</i> (Daday) Defl. 88				23			88	49						
<i>Strombonomas verrucosa</i> var. <i>zbienska</i> (Swirenko) Defl.			28											
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>arcuata</i> (Playf.) Defl.														
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Steind. emend Defl. 89		35	56							39				
<i>Trachelomonas intermedia</i> Dang.			28	23	22			49		39				78
<i>Trachelomonas pulcherrima</i> var. <i>minima</i> Playf. 90		35		23		77	176			78				
<i>Trachelomonas rugulosa</i> f. <i>parallela</i> Tell et Zaloc.						77								
<i>Trachelomonas varians</i> Defl.														
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.								49						
<i>Trachelomonas</i> sp.														28
<i>Trachelomonas</i> sp.														
CYANOPHYCEAE														
<i>Anabaena aphanizomenoides</i> Forti 91		35	1436	9627	1077	792	1055	1710	704	1016	78	1548	56	78
<i>Anabaena tenuissima</i> Rad														78
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn 92	14	70			44	264	88	49		39	387	1407	563	78
<i>Anabaena</i> sp.														
<i>Anabaena</i> sp.														
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptek. 93	14	35	28	23		352	968		88	39		141	56	78
<i>Anabaenopsis elenkini</i> Miller 94												78	141	28
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West et West 95	197	176	141	281	220	528	1231	197	704	703	1564	141	56	
<i>Aphanocapsa koordersi</i> Stron.			28							39				
<i>Aphanocapsa pulchra</i> (Kutz.) Rabenh. 96						77					1095	562		
<i>Aphanocapsa roseana</i> Bary							88							78
<i>Aphanothece nidulans</i> Richter 97	7			23	22	77	88	49	88	78	78	141	141	78
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissl.) Lemm. 98				23		77	88		88					78
<i>Chroococcus linneticus</i> var. <i>distans</i> G.M. Smith 99											313	141	28	
<i>Chroococcus minutus</i> (Keissl.) Lemm. 100											48325	111827	28	234
<i>Chroococcus minutus</i> (Kutz.) Nag. 101						77		49						
<i>Chroococcus</i> sp.														78
<i>Coelosphaerium luetzingianum</i> Nag.														
<i>Coelosphaerium minutissimum</i> Lemm. 102			28	23	22	77	88		88	39	78	141		78
<i>Eucapsis alpina</i> Clements y Shantz														
<i>Eucapsis alpina</i> var. <i>minor</i> Skuja 103	7			23							313	1548	28	78
<i>Lyngbya contorta</i> Lemm. 104			84			77		49	264	39	78	141		
<i>Lyngbya hieronymusi</i> Lemm.														
<i>Lyngbya linnetica</i> Lemm. 105			56					295	1583	430				78
<i>Lyngbya wartsiana</i> Menegh. ex Gomont				23					88					
<i>Lyngbya</i> sp.											17			
<i>Merisopedia minima</i> Beck. 106	7		28			77	88	49	264	78	619	281	28	78

	INVIERNO 1988					PRIMAVERA 1988					VERANO 1989				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen 107						77	88		88	39	469			78	78
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kutz. 108	7	35	28	47		77	88	49	88	39		281		78	78
<i>Microcystis flos-aquae</i> (Wattr.) Kirch.															
<i>Microcystis pulverea</i> (Wood) Forti 109						176	176			195	78	281			78
<i>Oscillatoria amphibia</i> Ag.															
<i>Oscillatoria pseudogenivata</i> f. <i>longa</i> Kamae 110			84	232	286	77	254		88		78	141	28	78	78
<i>Oscillatoria sancta</i> Kutz. 111				23				49		39	78	141			
<i>Oscillatoria simplicissima</i> Gomont												141			
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag. 112	324	1759	1070	1783	1126	15394	15570	1203	1671	1368		141			787
<i>Oscillatoria</i> sp.					22							141	28		
<i>Oscillatoria</i> sp.															
<i>Oscillatoria</i> sp.															
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja 113								98	792	78	1955	56580	197	3362	5552
XANINOPHYTES															
<i>Centritractus africanus</i> Fritsch et Rich															
<i>Goniochloris fallax</i> Fott															
<i>Goniochloris laevis</i> Pascher 114			28		22		176	49		156		141		469	
<i>Isthmochloron lobulatum</i> (Nag.) Skuja															
<i>Ophycitium capstatum</i> Mollé															
<i>Tetraediella</i> sp.															
<i>Tetraplektron torsum</i> (Skuja) Dedus. Sc.															78
<i>Tribonena minus</i> West															
<i>Tribonena vulgare</i> Pascher					22				88						
CHRYSOPHYCEAE															
<i>Dinobryon</i> sp.															
<i>Mallomonas</i> sp.									88						
DINOPHYCEAE															
<i>Peridinium lonnickii</i> Wolosz 119	21	70	28							39		141			
<i>Peridinium</i> sp. 120			28	23	66		88	49	176	860	78	141	141	78	15

Tabla 7: Densidades fitoplanctónicas (ind/l) correspondientes a las especies halladas en el Río Salado a lo largo de las campañas estacionales (primavera/1987-verano 1988).

	Est.1	Est.2	Est.3	Est.4	Est.5
NOVIEMBRE 1987	77	32	71	67	63
FEBRERO 1988	71	60	64	65	77
MAYO 1988	73	65	76	86	87
AGOSTO 1988	61	57	56	73	63
NOVIEMBRE 1988	67	63	76	91	87
FEBRERO 1989	61	49	55	53	56

Tabla 8: Riqueza específica en las cinco estaciones de muestreo establecidas en el Río Salado durante las seis campañas.

	Est.1	Est.2	Est.3	Est.4	Est.5
NOVIEMBRE 1987	9303	5911	3942	13483	13215
FEBRERO 1988	7142	23100	34398	93541	31323
MAYO 1988	4407	2722	4694	3825	5794
AGOSTO 1988	2929	4851	7187	6771	7241
NOVIEMBRE 1988	22566	28058	7914	22433	12072
FEBRERO 1989	77526	188435	101331	108372	498094

Tabla 9: Densidades fitoplanctónicas (ind/l) en las cinco estaciones de muestreo establecidas en el Río Salado durante las seis campañas .

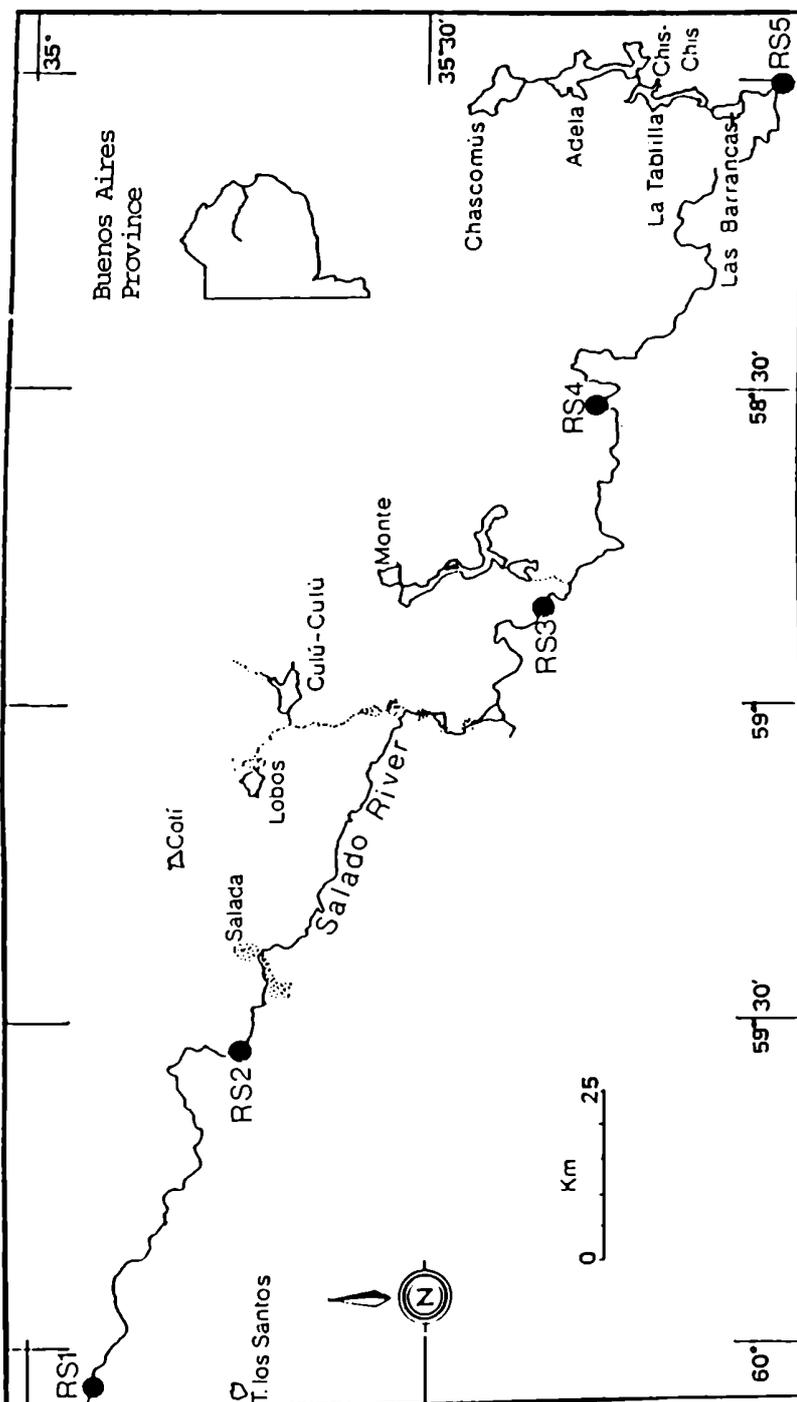


Fig. 15: Ubicación geográfica del Río Salado y de los sitios de muestreo establecidos.

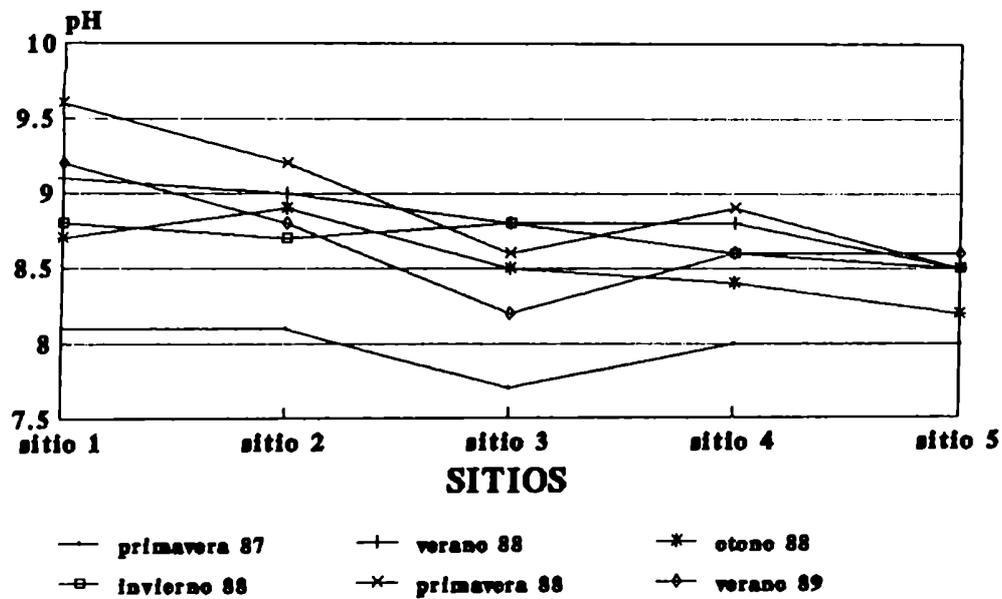


Fig. 16: Variaciones de pH en el Río Salado para las distintas estaciones del año.

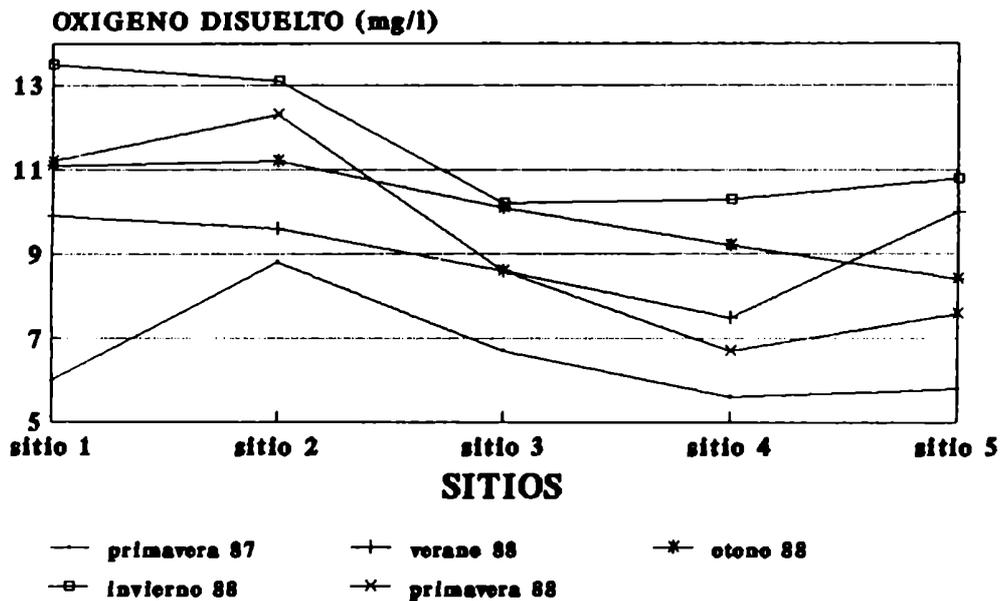


Fig. 17: Variaciones de la concentración de oxígeno disuelto en el río Salado a lo largo de las estaciones del año.

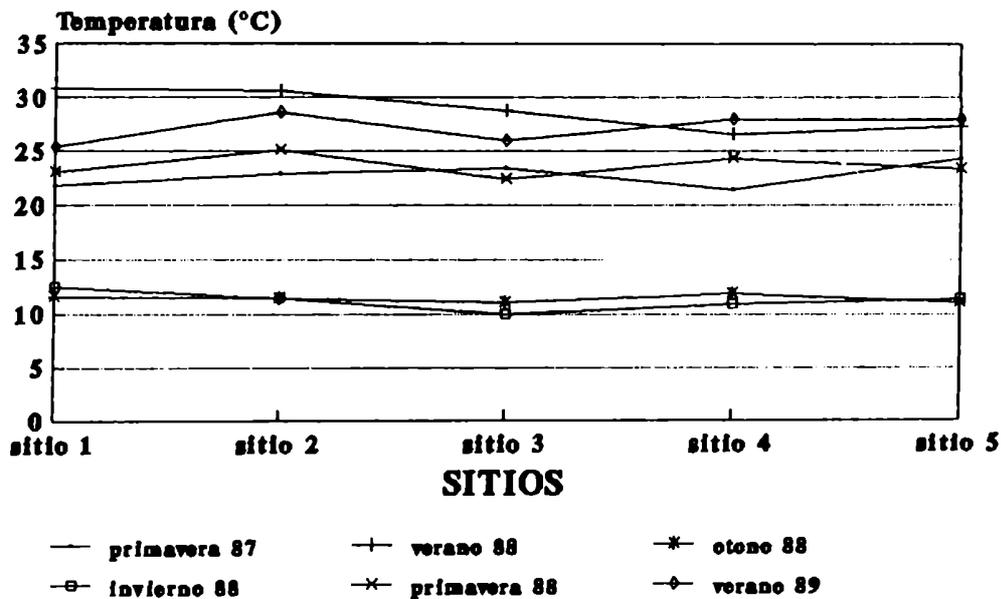


Fig. 18: Variaciones de temperatura en el río Salado a lo largo de las estaciones del año.

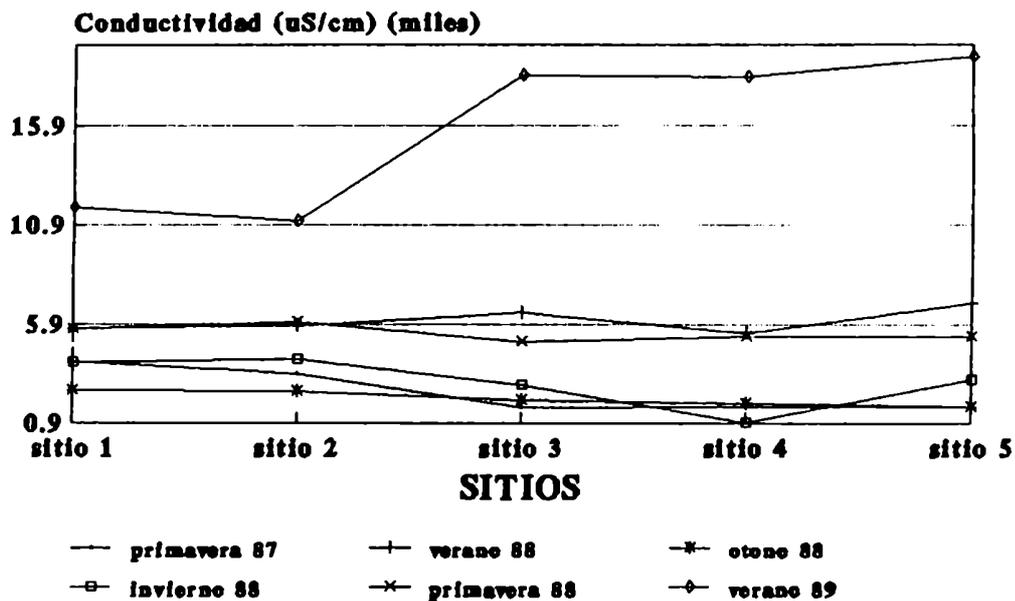


Fig. 19: Variaciones de conductividad en el río Salado a lo largo de las estaciones del año.

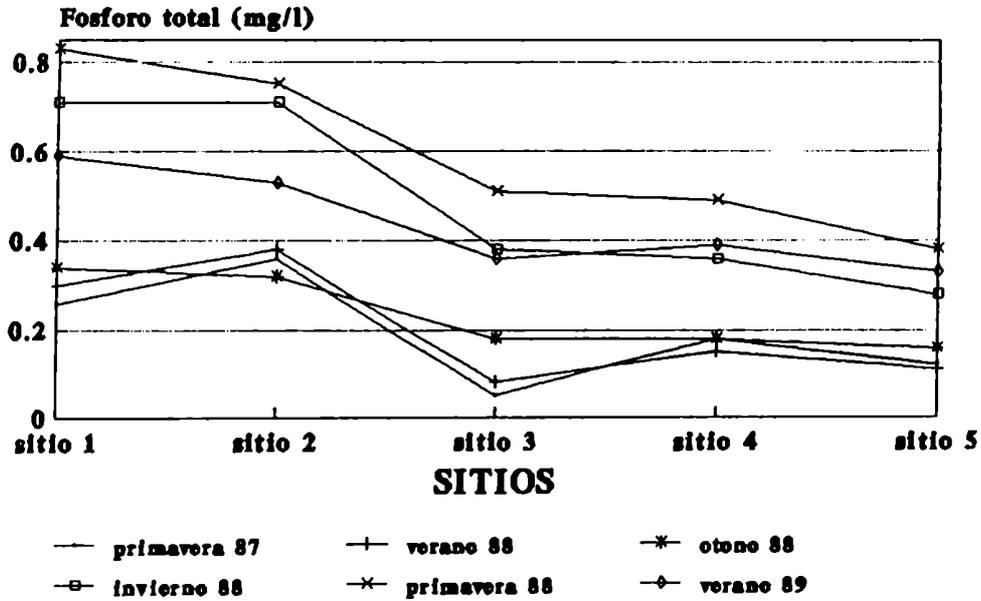


Fig. 20: Variaciones de la concentración de fósforo total en el Río Salado a lo largo de las estaciones del año.

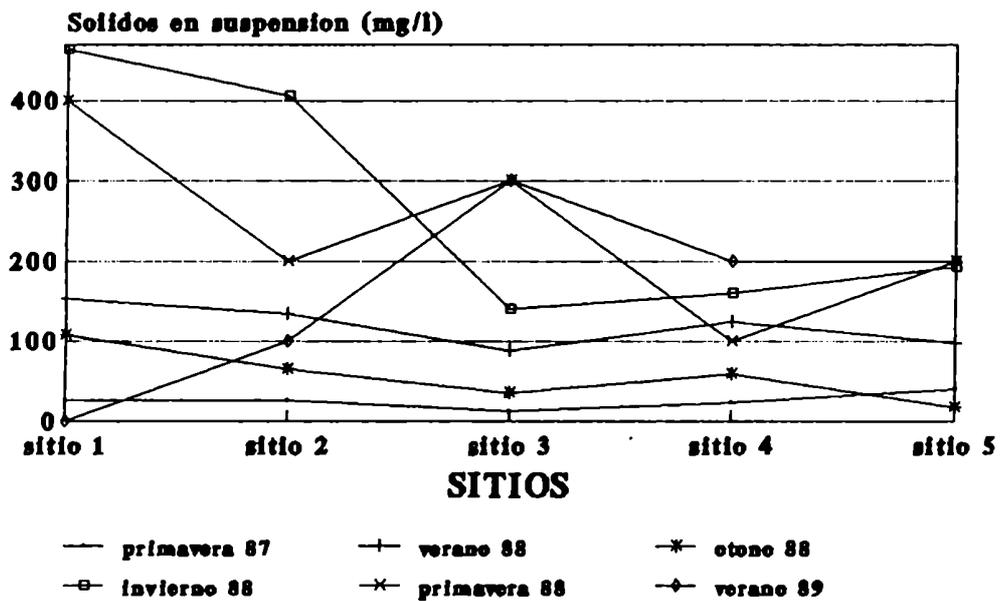


Fig. 21: Variaciones del contenido de sólidos en suspensión en el río Salado a lo largo de las estaciones del año.

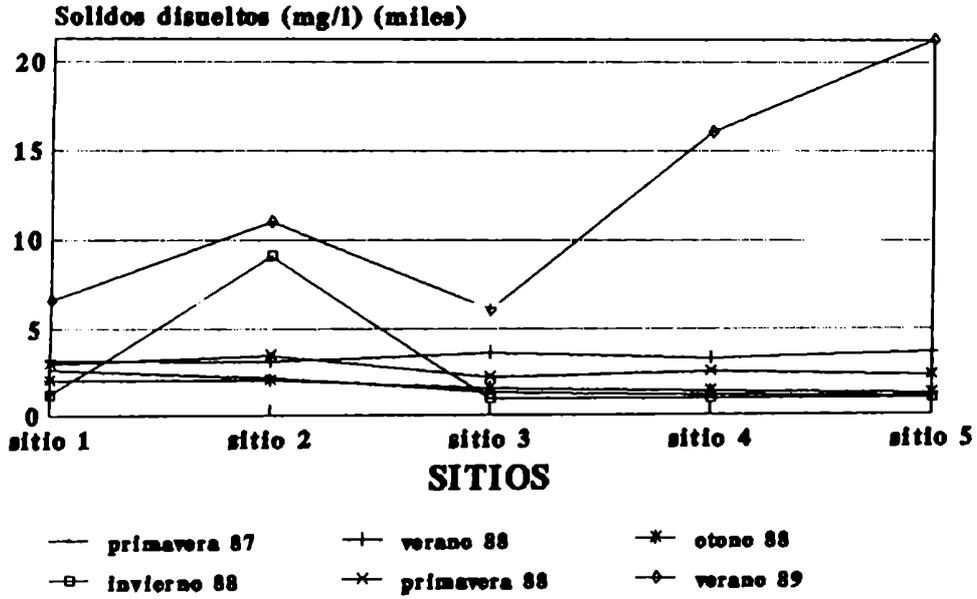


Fig. 22: Variación del contenido de sólidos disueltos en el río Salado a lo largo de las estaciones del año.

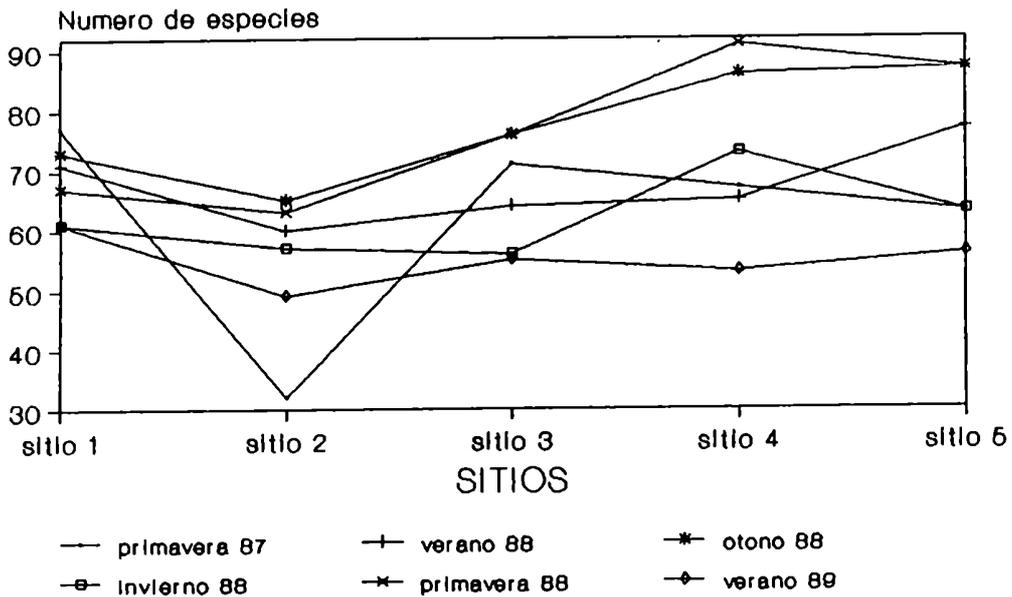


Fig. 23: Variación estacional de la riqueza específica a lo largo del río Salado a lo largo de las estaciones del año.

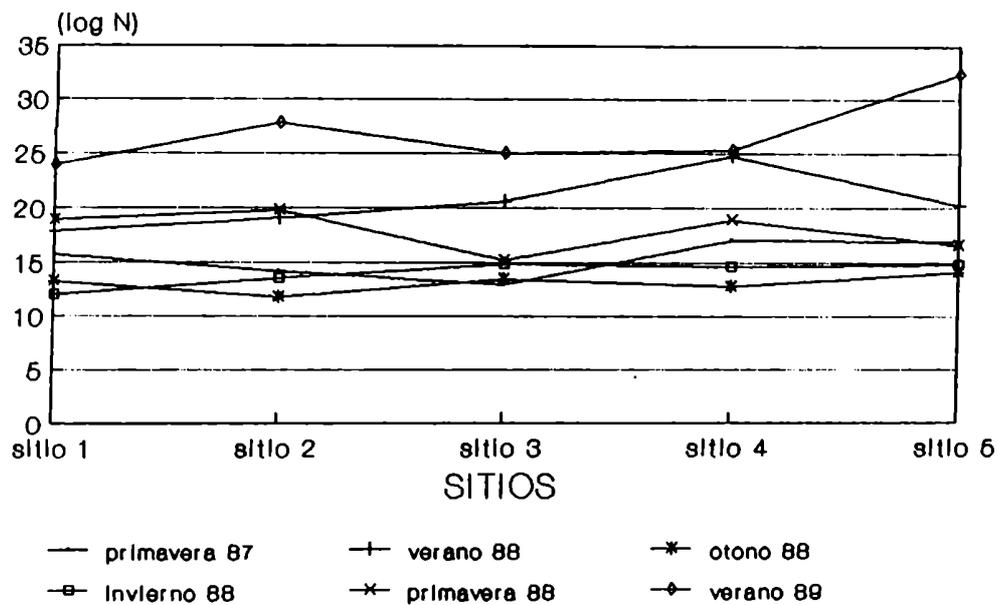


Fig. 24: Variación estacional de la densidad fitoplanctónica (N=ind/l) a lo largo del río Salado.

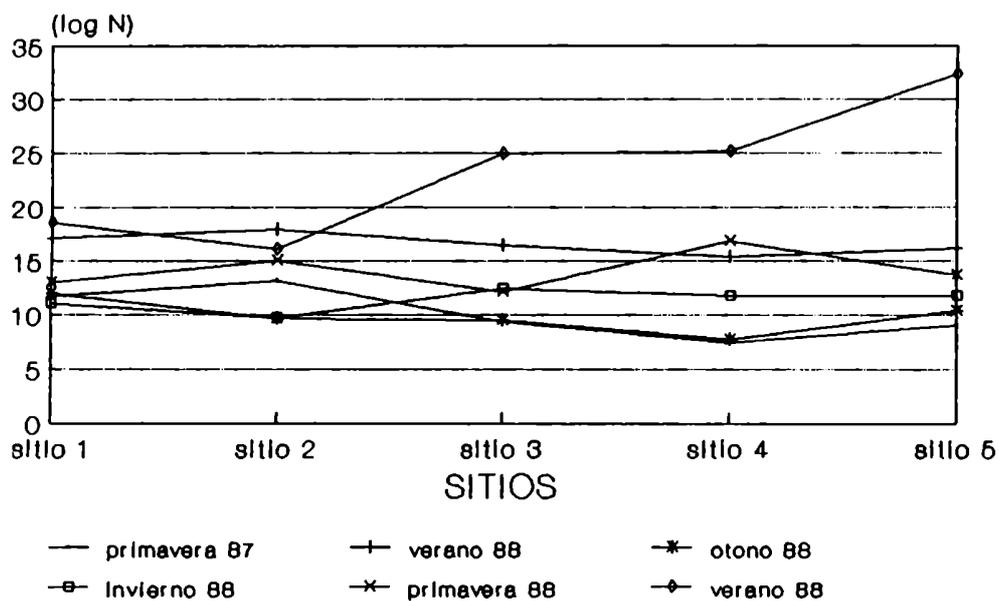


Fig. 25: Variación estacional de la clase Chlorophyceae en el río Salado a lo largo del año (N=ind/l).

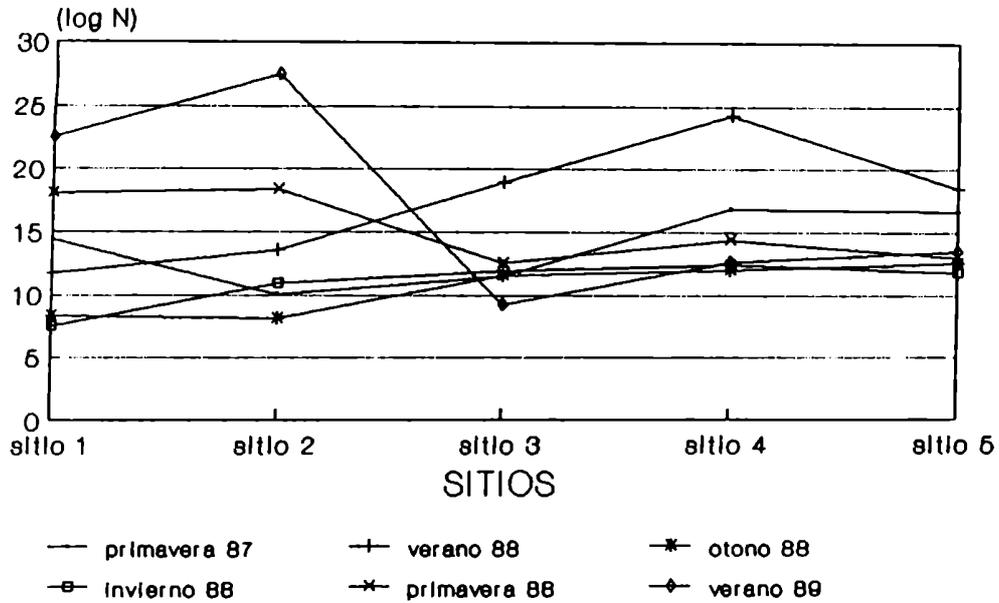


Fig. 26: Variación estacional de la clase Cyanophyceae en el río Salado a lo largo del año (N=ind/l).

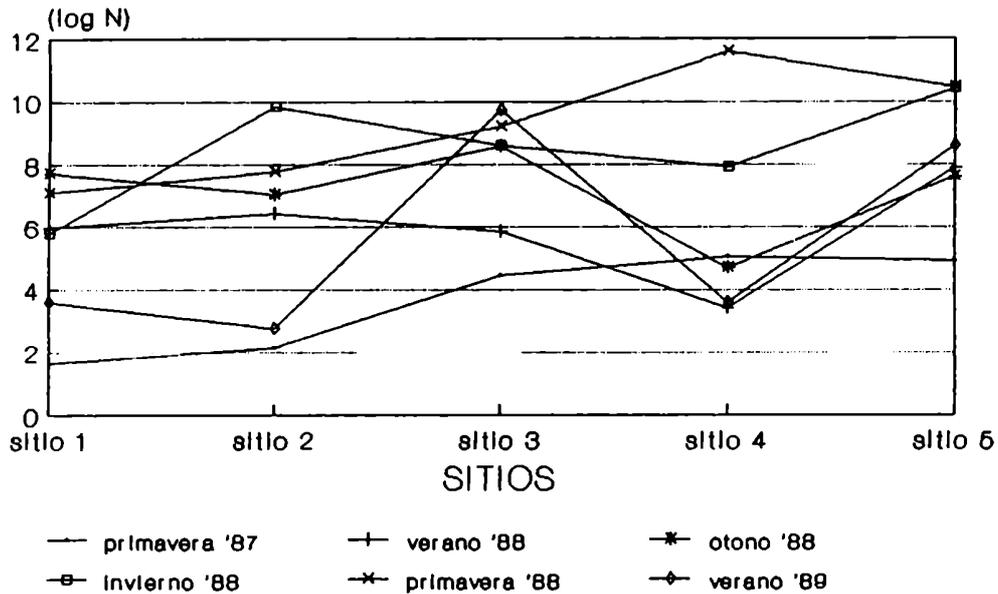


Fig. 27: Variación estacional de la clase Bacillariophyceae en el río Salado a lo largo del año (N=ind/l).

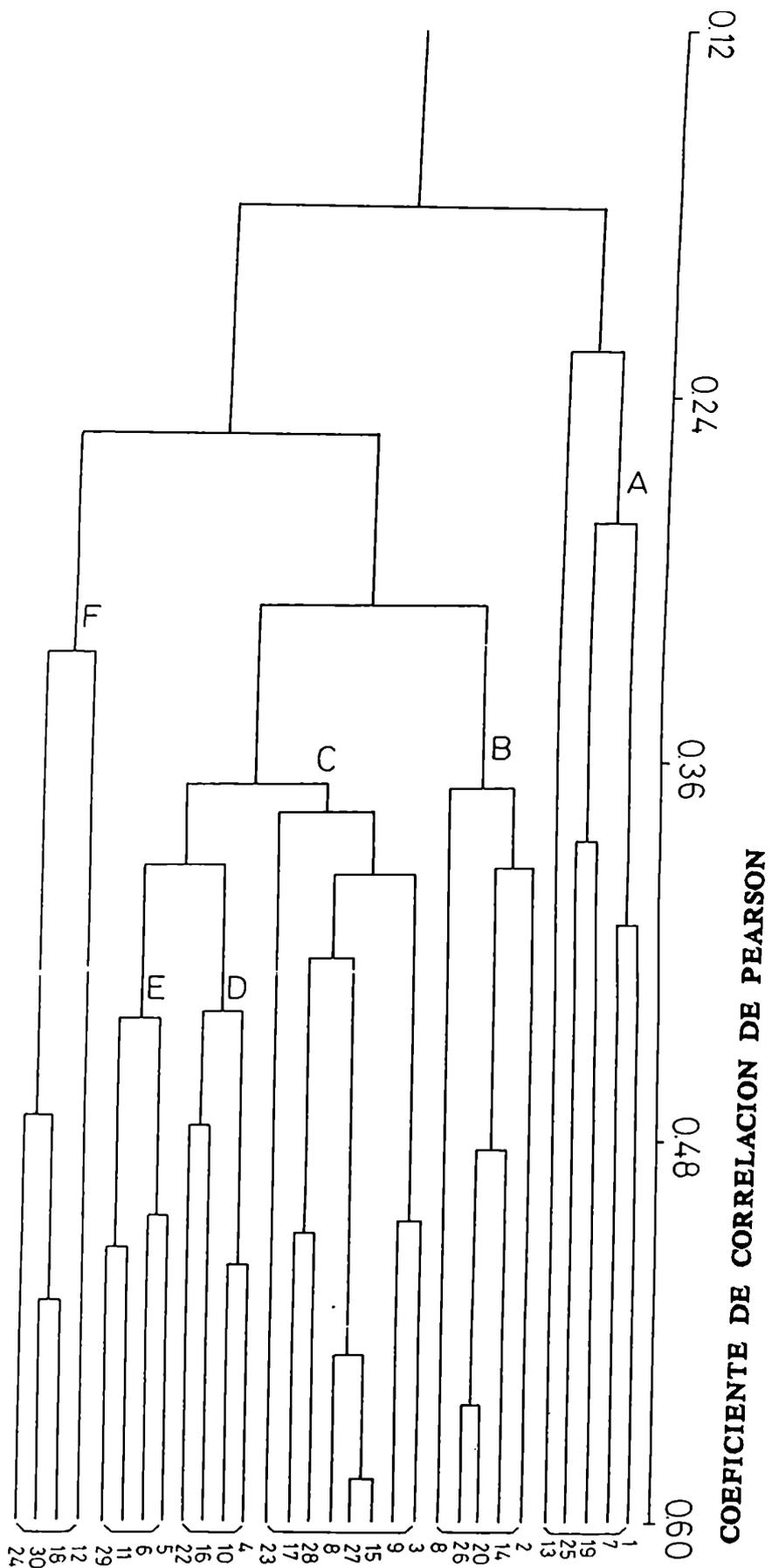


Fig. 28: Dendrograma construido en base a las densidades fitoplanctónicas de 120 especies del río Salado. La explicación de los códigos se presenta en la fig. 30.

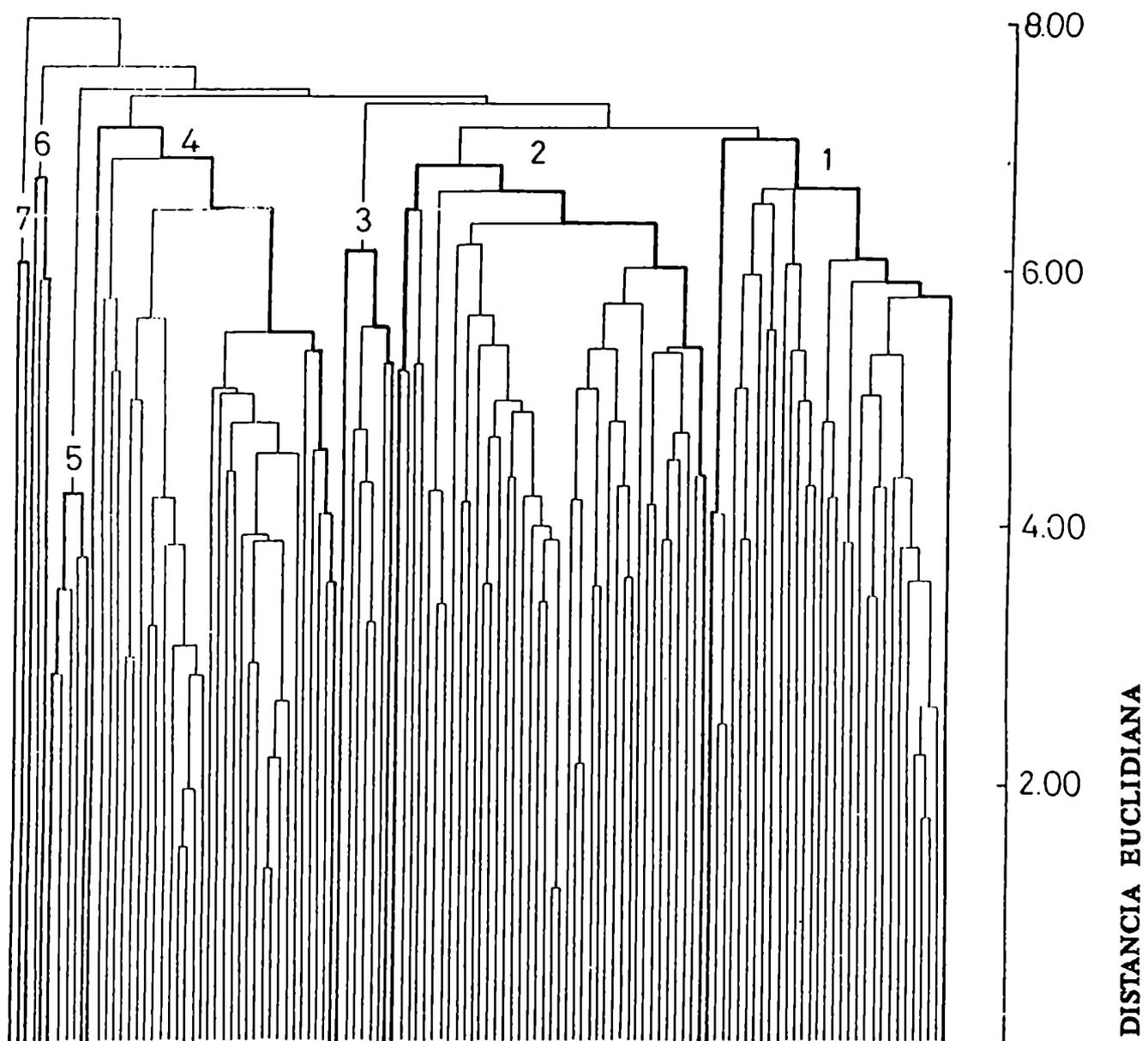


Fig. 29: Dendrograma realizado en base a las densidades fitoplanctónicas de 120 especies del río Salado. Los códigos de las especies figuran en la tabla 7.

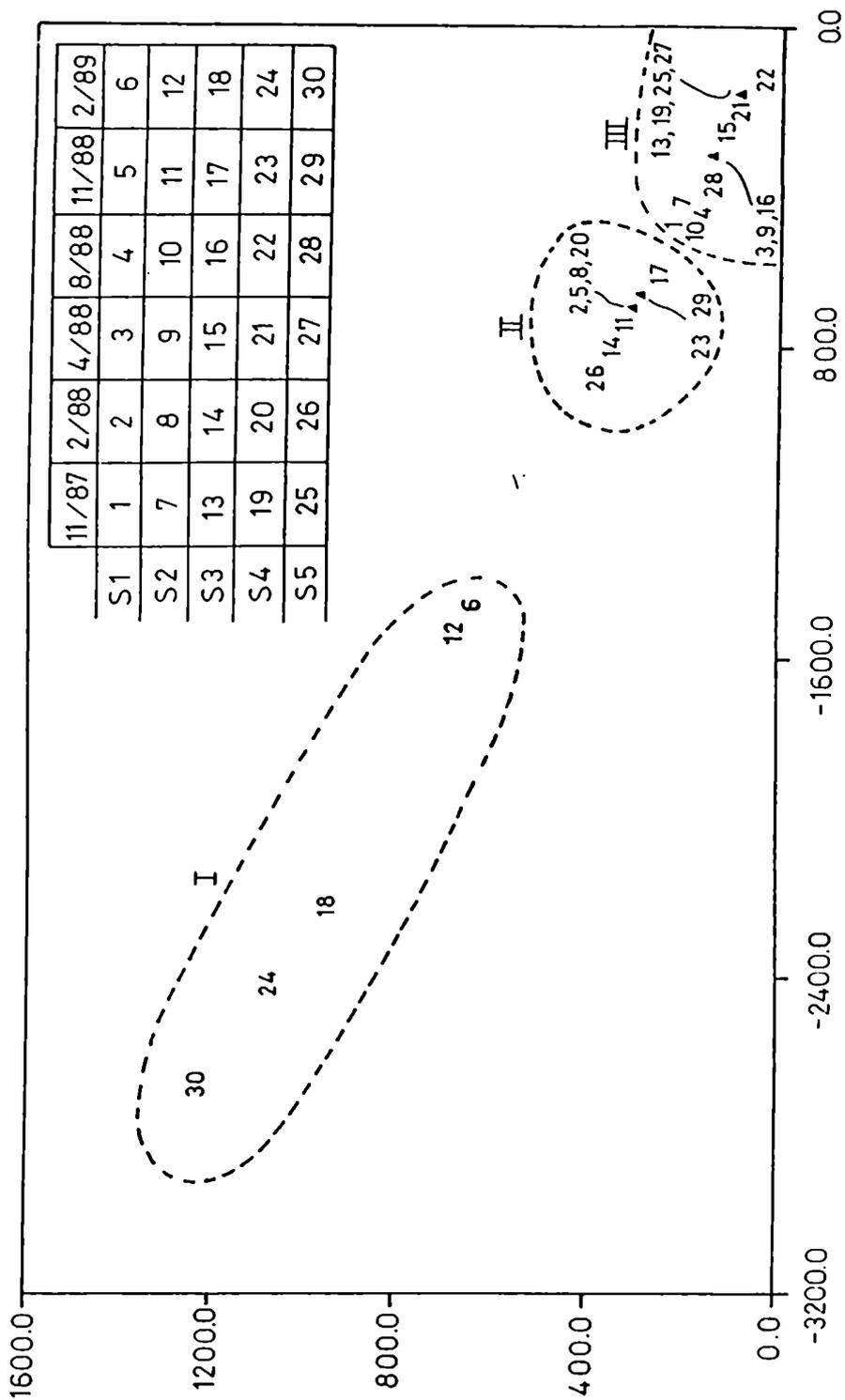


Fig. 30: Análisis de componentes principales realizado en base a una matriz estandarizada de datos abióticos, densidad y riqueza fitoplanctónica.

**SISTEMAS LÓTICOS DE LLANURA DE LA ARGENTINA:  
ANÁLISIS COMPARATIVO**

El presente capítulo tiene como objetivo final brindar una caracterización global de los cursos de agua estudiados en comparación con otros sistemas lóticos de la Cuenca del Plata.

La Cuenca del Plata es el segundo sistema hidrográfico de Sud América y el quinto del mundo. Comprende un área de 3.170.000 km<sup>2</sup> que abarca territorios de Argentina, Brasil, Paraguay, Bolivia y Uruguay. Este sistema incluye los ríos Paraná, Paraguay, de La Plata y sus tributarios, así como también, cursos menores que fluyen por la Provincia de Buenos Aires, tales como el río Luján, Reconquista y Salado. La Cuenca del Plata se puede subdividir en cinco áreas de drenaje que corresponden al Paraná Superior, que drena 30,77% de la cuenca, el río Paraguay 34,80%, el Bajo y Medio Paraná 22,23%, el río Uruguay 11,05%, mientras que el 1,15% de la cuenca drena directamente al estuario del Plata (fig. 30).

Según la clasificación climática de Troll (1965), el sistema fluvial del Plata está incluido en la zona tropical con precipitaciones promedio que llegan a superar los 2000 mm

anuales y en la zona subtropical templada a cálida con lluvias inferiores a los 1000 mm anuales. La división entre ambas regiones se encuentra a los 30° de latitud sur aproximadamente. Las condiciones climáticas y geológicas establecen un patrón de distribución de suelos que abarca desde tierras tropicales ricas en hierro, óxidos de aluminio y arcillas caoliníticas (erosionables y de baja fertilidad) al NE de la cuenca, a suelos fértiles en la zona de la llanura pampeana donde se presentan algunos problemas de drenaje reflejados en suelos hidromórficos. Tanto el río Paraguay como los tramos Medio e Inferior el río Paraná fluyen por un gran valle de inundación con una gran variedad de suelos aluviales (arenosos hasta arcillosos).

Si bien en la Argentina se han realizado varios trabajos que abordan el estudio del fitoplancton de los cursos lóticos de la Cuenca del Plata, en este capítulo nos referiremos de una forma integrada y comparativa a los siguientes cursos de agua:

1. Mocoretá
2. Timboy
3. Gualeguaycito
4. Yerúa
5. Palmar
6. Urquiza
7. Gualeguaychú

8. Ñancay
9. Uruguay
10. Reconquista
11. Luján
12. Salado
13. Paraná Medio
14. Alto Paraná
15. Paraguay.

En la tabla 10 se resumen los datos físicos y químicos de los quince cursos de agua analizados, mientras que en la tabla 11 se presentan los resultados de las densidades promedio del fitoplancton total y de los principales grupos algales. Por otro lado, en la tabla 12 se registran las especies más abundantes y de aparición frecuente en todos los ambientes estudiados.

#### **Análisis multivariados**

El dendrograma de la fig. 31, realizado en base a un análisis cualitativo de las especies fitoplanctónicas más abundantes (tabla 10), muestra una agrupación definida de los cursos de agua de la Cuenca del Plata. Así, por un lado, se nuclean los tramos Medio y Alto del río Paraná junto al río Paraguay (A). Otro grupo (B), lo forman los ríos de la

provincia de Buenos Aires que drenan sus aguas directamente al río de la Plata. El grupo C, que comprende al río Uruguay y sus tributarios presenta a su vez subgrupos. Por un lado se reúnen, según un carácter regional, los tres cursos ubicados al norte de la región estudiada (C<sub>1</sub>: Timboy, Mocoretá y Gualeguaycito) y por otro lado los vecinos arroyos Urquiza y Palmar (C<sub>4</sub>).

La agrupación obtenida refleja claramente las características limnológicas e hidrológicas de estos ríos. En este sentido, el grupo A está conformado por ríos muy caudalosos, con una gran llanura aluvial y una considerable carga de nutrientes y sólidos. Es importante destacar que la longitud de estos cursos permite el desarrollo de un verdadero fitoplancton lótico (potamoplancton *sensu* Reynolds (1988)) con sus características propias y con una gran similitud entre sus floras. En estos ríos predominan las diatomeas céntricas del género *Aulacoseira* acompañadas de otras especies tales como *Crucigenia quadrata*, *Monoraphidium contortum*, *M. griffithi*, *Pediastrum simplex*, *Schroederia setigera*, *Scenedesmus smithii* (Chlorophyceae), *Strombomonas ovalis* (Euglenophyceae), *Cylindrospermum raciborskii* y *Lyngbya limnetica* (Cyanophyceae) que subdominan a lo largo de distintos períodos del año.

A su vez, el grupo B reúne a ríos de menor caudal de la provincia de Buenos Aires que se caracterizan por una alta conductividad, derivada ya sea de las propiedades edáficas de su cuenca de drenaje (Salado), o por el alto grado de

contaminación industrial y/o cloacal (Reconquista y Luján). Estos ríos presentan una baja transparencia y grandes variaciones en su nivel hídrico. La comunidad fitoplanctónica de estos sistemas sustenta varias especies que le son comunes. Entre las más abundantes se observan las siguientes: Monoraphidium arcuatum, Pediastrum duplex, Scenedesmus opoliensis (Chlorophyceae), Cyclotella meneghiniana y Synedra ulna (Bacillariophyceae). El reemplazo de especies que se verifica en estos cursos de agua, con respecto al grupo A, ha sido previamente descrito para ríos europeos con un nivel considerable de contaminación, ya que en estos ambientes las diatomeas céntricas de los géneros Cyclotella y Stephanodiscus adquirieron gran desarrollo (Friederich y Müller, 1984 y Kiss, 1992). Además, la aparición frecuente de un componente bentónico o perifítico tal como Synedra ulna en la comunidad fitoplanctónica respondería a las grandes variaciones en el nivel de las aguas de estos sistemas (Reynolds, 1989). En cuanto a las algas Chlorococcales, cabe destacar que son especies típicas del plancton de sistemas eutróficos como las que conforman este grupo.

Por último, el grupo C reúne al río Uruguay y sus tributarios que, en general, muestran una carga de nutrientes comparativamente menor, así como una transparencia más elevada. En relación a este aspecto, es importante puntualizar que el río principal de este grupo fluye por una falla geológica y por ende su llanura aluvial y el consecuente aporte de nutrientes y materia es menor que para

el río Paraná. Las especies típicamente presentes y que son exclusivas en la cuenca inferior del río Uruguay son: Eudorina elegans, Pandorina morum, Peridinium gatunense, Amphipleura pellucida, Surirella tenera, Terpsinoe musica y Navicula cuspidata. En los cursos que componen el grupo C<sub>1</sub> se observa una gran riqueza específica y, además, una importante representación de la familia Desmidiaceae. Las propiedades físicas y químicas del agua reflejan las características necesarias para un buen desarrollo de este grupo algal (Brook, 1981): baja conductividad, moderada concentración de nutrientes, escasos sólidos en suspensión y gran desarrollo de vegetación macrofítica. Las entidades taxonómicas aquí analizadas exclusivas de estos sistemas son: Hyalotheca dissiliens, Phacus orbicularis y Aulacoseira ambigua. Por otro lado, el grupo C<sub>4</sub> se caracteriza por la presencia de un gran número de taxones de la clase Bacillariophyceae. Cocconeis placentula var. euglypta, Eunotia pectinalis var. ventralis y Gomphonema parvulum son entidades características de estos cursos de agua. Estas son especies epifíticas o aerófilas (Wolff, 1982) que se desarrollan bien en estos arroyos que constituyen los cursos de agua más cortos del grupo estudiado, y que por lo tanto no presentan una longitud suficiente para el desarrollo de algas típicamente planctónicas.

El análisis de componentes principales realizado en base a algunos parámetros físico-químicos, hidrológicos y biológicos, arrojó resultados coincidentes a los obtenidos en

la ordenación de ríos efectuada en base a las especies fitoplanctónicas más abundantes. Los tres primeros componentes explican el 59,34% de la variación total. El ordenamiento de los cursos hídricos según los dos primeros componentes (fig. 32) ilustra, en un extremo, a los ríos Paraná (Alto y Medio) y Paraguay, mientras que en el otro extremo se ubican los ríos de la provincia de Buenos Aires (Salado, Luján y Reconquista). Entre estos dos grupos se ordenan los cursos que constituyen la cuenca inferior del río Uruguay. Este río se nuclea en un subgrupo con el río Mocoletá y los arroyos Timboy y Gualeguaycito. Otro subgrupo está conformado por los arroyos Yerúa, Palmar, Urquiza y Nancay y el río Gualeguaychú. La distribución de los ríos según el primer eje, que explican un 23,5% de la variación total, responde principalmente a un gradiente decreciente de conductividad, pH, sólidos disueltos y totales y a una relación creciente de la temperatura mínima. Es interesante destacar que este ordenamiento coincide con la ubicación geográfica de estos cursos. Así, los sistemas que se ubican en el norte de la cuenca del Plata se establecen en un extremo del ordenamiento con valores mínimos de conductividad, pH, sólidos disueltos y totales y las mayores temperaturas mínimas. Según este patrón, le suceden el río Uruguay junto con los tres afluentes ubicados en el sur de Corrientes y norte de Entre Ríos, seguidos de los tributarios del centro y sur de la provincia de Entre Ríos. En el extremo izquierdo de la figura se ubican los ríos de la provincia de

Buenos Aires que juntamente con el río Salado establecen el límite sur de la cuenca del Plata (Soldano, 1949). Estos cursos presentan los valores más altos de conductividad, pH y sólidos y las menores temperaturas mínimas. Por otro lado, el segundo componente muestra una alta correlación directa con la densidad de la clase Cyanophyceae y la concentración de oxígeno disuelto y una relación inversa con la temperatura media. El incremento de cianofitas se corresponde con concentraciones decrecientes de nitrógeno total. Este comportamiento resultaría previsible, ya que las cianofitas más representativas de los ríos Paraná y Salado tal como distintas especies del género *Anabaena*, presentan heterocistos que posibilitan la fijación de nitrógeno atmosférico disuelto (Reynolds, 1986). Además, estos ríos presentan, a lo largo de varios períodos de muestreo, relaciones N/P bajas (<15), lo que favorece el reemplazo de las algas verdes por algas de la clase Cyanophyceae (Reynolds, 1987).

	T.Min. (°C)	T.Max. (°C)	T.Med. (°C)	pH	OXIG. (mg/l)	CONDOC. (µS/cm)	FOSF. (mg/l)	NITR. (mg/l)	S.DIS. (mg/l)	S.SUS. (mg/l)	LONGITUD (km)
TIMBOY	14	27	20,9	7,07	7,77	127,50	0,086	4,425	167	73,50	43
MOCORETA	17,7	26,9	21,0	6,9	7,3	110,70	0,102	7,275	185,2	77,25	76
GUALEGUAYCITO	16	31,5	22,9	7,75	7,62	234,50	0,09	12,9	343,5	65,75	26
YERUA	14	27	21,5	7,5	7,04	257,10	0,1	8,4	355,7	159,50	36
PALMAR	12	25	19,6	7,4	7,65	375	0,099	10,75	440	39,75	19
URQUIZA	12	30	20,8	8,05	8,32	493,40	0,14	10,075	262,7	85	12
GUALEGUAYCHU	13	26	20,7	7,97	7,1	509,75	0,262	7,325	477	108	110
MANCAY	12,5	33,5	22,8	7,55	7,27	1.432	0,332	8,875	955	106	60
URUGUAY	13	31	21,5	7,11	7,8	64,50	0,13	5,495	134,2	55,95	1.600
SALADO	10	30,8	20,8	8,61	9,31	5.831	0,359	4,84	3.788	146	700
LUJAN	10	29,5	18,9	7,75	7,38	2.240	0,376	21,27			128
RECONQUISTA	10	29,2	26,7	7,86	3,02	1.310			690	201	1.670
PARANA MEDIO	15	29	22	7,10	8,1	47	0,06	0,77	90	35	4.000
ALTO PARANA	16	30		7,1	8,4	42	0,09	0,45		32	
PARAGUAY	17	30		7	7,2	76	0,12	0,3		25	2.500

Tabla 10: Variables físicas y químicas de los quince cursos estudiados de la Cuenca del Plata.

	Chloro- phyceae	Bacillario- phyceae	Cyano- phyceae	Eugleno- phyceae	Dino- phyceae	Chryso- phyceae	Tribo- phyceae	Crypto- phyceae	Dens. fito- planctónica
TIMBOY	40,98	30,65	3,60	18,20	5,24	1,23	0	0	610
MOCORETA	46,68	33,99	0,82	10,31	0,55	1,54	0,18	0	1.035
GUALEGUAYCITO	15,9	75,22	4,85	3,77	0,54	0	0	0	557,5
YERUA	28,6	37,76	0,7	31,82	0,87	0,17	0,10	0	572
PALMAR	22,5	71,87	3,8	1,7	0	0	0	0	288
URQUIZA	2,38	96,97	0,06	0,02	0	0,009	0	0	3.439
GUALEGUAYCHU	86,34	11,47	0,26	0,94	0,85	0	0	0	1.168
NANCAY	28	61,89	4,87	4,87	0	0	0	0	328
URUGUAY	38,47	47,35	6,58	3,29	0,98	2,63	0,33	0	304
SALADO	62,22	1,41	35,55	0,24	0,17	0	0,09	0	45
LUJAN	30,02	59,16	4,96	4,4	0,07	0,7	0,92	0	17.619
RECONQUISTA	19,70	52,54	4,31	23,45	0	0	0	0	532,9
PARANA MEDIO	25	57	15,2	0,63	0,05	0,19	0	1,76	511,75
ALTO PARANA	9,42	48	30,44	0,33	0,25	0,17	0	0,42	396
PARAGUAY	20	70	2,5	3	1,5	2	0	2	1.192

Tabla 11: Porcentajes de la densidad de las distintas clases algales y densidad fitoplanctónica total (ind/ml) para cada uno de los quince cursos lóxicos de la Cuenca del Plata.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<b>CHLOROPHYCEAE</b>															
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.										X					X
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korsch.										X					
<i>Chlorella vulgaris</i> Biej.												X			
<i>Coelastrum microporum</i> Nag.									X	X	X				
<i>Crucigenia quadrata</i> Morr.													X	X	X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nag.										X			X	X	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood										X	X				
<i>Didymocystis bicellularis</i> (Chod.) Kom.										X	X				
<i>Didymocystis inconspicua</i> Korsch.										X					
<i>Diplochlorella decussata</i> Korsch.											X				
<i>Errerella bornhemensis</i> Conrad													X	X	
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	X	X	X	X	X		X	X	X	X			X		
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Korsch.) Korsch.												X			
<i>Lobocystis planctonica</i> (Tiff. et Ahlstr.) Fott												X			
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.										X		X	X		
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsch.) Hind.										X	X	X			
<i>Monoraphidium caribaeum</i> Hind.				X											
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thur.) Kom.-Legn.										X	X	X	X	X	
<i>Monoraphidium fontinale</i> Hind.											X				
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.											X	X	X	X	
<i>Monoraphidium kowarkovae</i> Nyg.										X					
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nag.) Kom.-Legn.										X	X	X	X		
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Kom.-Legn.										X					
<i>Oocystis lacustris</i> Chod.											X	X	X		
<i>Pandorina binodi</i> Chod.		X													
<i>Pandorina borum</i> Bory	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.										X	X	X			
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	X	X	
<i>Pediastrum simplex</i> (Meyen) Lemm.			X					X				X	X	X	
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs										X		X	X		
<i>Pyrobotrys gracilis</i> Korsch.										X					
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod. var. <i>acuminatus</i>										X	X	X	X		
<i>Scenedesmus acuminatus</i> f. <i>maximus</i> Uherkov.										X					
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>minor</i> G.M. Smith											X				
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> (Haneg.) Chod. var. <i>bicaudatus</i>										X					
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> f. <i>tortuosus</i>										X					
<i>Scenedesmus dispar</i> Bréb.										X					
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ralfs) Chod. var. <i>ecornis</i>										X					
<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>disciformis</i> Chod.										X					
<i>Scenedesmus intermedius</i> Chod. var. <i>intermedius</i>										X	X		X		
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>bicaudatus</i> Hort.										X					
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen															X
<i>Scenedesmus ohauensis</i> (Lemm.) Smith										X	X				
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.										X	X	X			
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.										X	X	X	X	X	
<i>Scenedesmus smithii</i> Teil.										X	X	X	X	X	
<i>Schroederia setigera</i> (Schroeder) Lemm.										X		X	X	X	
<i>Sphaerocystis planctonica</i> (Korsch.) Bourr	X	X	X			X									
<i>Sphaerocystis schroeterii</i> Chod.								X							
<i>Tetraedron minus</i> (A. Br.) Hansg.											X				
<i>Tetraedron triangulare</i> Korsch.											X				
<i>Tetrastrum elegans</i> Playf.										X					
<i>Thorakochloris weissflogii</i>										X					

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<b>ZYGOPHYCEAE</b>															
<i>Closterium aciculare</i> West										X					
<i>Closterium diana</i> Kz.									X						
<i>Closterium ehrenbergii</i> Menegh.					X										
<i>Closterium gracile</i> Bréb.		X			X										
<i>Closterium lunaticum</i> Lemm.										X					
<i>Closterium lineatum</i> Ehr. ex Ralfs					X										
<i>Closterium noniliferum</i> (Bory) Ehr. var. <i>noniliferum</i>										X					
<i>Closterium noniliferum</i> var. <i>concauum</i> Klebs		X			X										
<i>Closterium setaceum</i> Ehr. ex Ralfs		X						X							
<i>Cosmarium aeneum</i> Bréb. ex Ralfs		X													
<i>Cosmarium binum</i> Nordst		X													
<i>Cosmarium connisurale</i> var. <i>crassum</i> Nordst		X													
<i>Cosmarium pseudoconnatum</i> Nordst.	X	X													
<i>Gonatozygon pilosum</i> Wolle		X													
<i>Hyalothea dissiliens</i> (J.E. Smith) Bréb. var. <i>dissiliens</i>	X	X						X	X						
<i>Hyalothea dissiliens</i> var. <i>hians</i> Wolle									X						
<i>Staurastrum excavatum</i> var. <i>planctonicum</i> Krieg.													X		
<i>Staurastrum hirsutum</i> (Ehr.) Bréb.								X							
<i>Staurastrum leptocladum</i> var. <i>cornutum</i> Wille													X		
<i>Staurastrum notabile</i> Turner		X	X												
<i>Staurastrum sebalzii</i> var. <i>brasiliense</i> Borges									X						
<i>Staurastrum setigerum</i> Cleve			X												
<i>Staurastrum tectum</i> var. <i>ayanense</i> f. <i>nana</i> Tell													X		
<i>Staurastrum zonatum</i> Borges		X													
<i>Staurodesmus glaber</i> (Ehr.) Teil.									X						
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>															
<i>Euglena acus</i> Ehr.	X	X		X						X	X				
<i>Euglena gracilis</i> Klebs.				X	X										
<i>Euglena oxyuris</i> Schwarda var. <i>oxyuris</i>		X		X			X		X						
<i>Euglena oxyuris</i> var. <i>minia</i> Bourr												X			
<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch.		X	X	X	X		X	X		X		X	X	X	
<i>Lepocinclis texta</i> var. <i>richiana</i> (Conrad) H-P.				X											
<i>Phacus haeratus</i> Fochm.													X		
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.										X					
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>insecta</i> H-P.	X	X		X			X			X					
<i>Phacus negalopsis</i> Pochm.										X					
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner	X	X	X	X						X			X		
<i>Phacus pseudonordstedtii</i> Pochm.												X			
<i>Phacus tortus</i> (Lemm.) Skv.				X						X	X				
<i>Phacus undulatus</i> (Skv.) Pochm.										X					
<i>Strombomonas ovalis</i> (Playf.) Defl.				X									X	X	X
<i>Strombomonas scabra</i> (Playf.) Tell et Conforti									X						
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Defl. var. <i>verrucosa</i>										X					X
<i>Strombomonas verrucosa</i> var. <i>zwoienka</i> (Swir.) Defl.													X	X	
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Steind emend Defl.													X	X	
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.													X	X	
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>															
<i>Acanthoceros zachariasii</i> (Baun) Sim.															X
<i>Achnanthes inflata</i> (Kz.) Grun.					X										
<i>Actinophycus senarius</i> (Ehr.) Ehr.								X							
<i>Amphipleura peliucida</i> Kz.	X	X	X		X	X	X								
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Kz.) Pfitz.												X			
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grun.) Sim	X	X	X						X						
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehr.) Sim.													X	X	



	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
<i>Surirella ovata</i> Kz.								X	X						
<i>Surirella robusta</i> Ehr. var. <i>robusta</i>								X	X						
<i>Surirella robusta</i> var. <i>splendida</i> (Ehr.) V. H.								X	X						
<i>Surirella striatula</i> Turp.				X							X				
<i>Synedra acus</i> Kz.								X	X			X	X		
<i>Synedra fasciculata</i> (Ag.) Kz.								X	X						
<i>Synedra tenera</i> Greg.	X														
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr. var. <i>ulna</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Synedra ulna</i> var. <i>danica</i> (Kz.) Grun.								X	X						
<i>Terpsinoe musica</i> Ehr.		X		X				X	X					X	
<i>Thalassioira weissflogii</i> Grun.											X				
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
CRYPTOPHYCEAE															
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehr.															X
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
DINOPHYCEAE															
<i>Peridinium gatunense</i> Nyg.	X		X	X	X	X	X	X	X						
<i>Peridinium</i> sp1			X	X	X			X	X						
<i>Peridinium</i> sp2			X	X	X	X	X	X	X						
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
CYANOPHYCEAE															
<i>Anabaena aphanizoneoides</i> Forti												X			
<i>Anabaena arnoldii</i> Aptek.												X			
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenh.														X	
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn.								X	X		X	X	X		
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> West et West											X				
<i>Chroococcus minutus</i> (Keissl.) Lemm.											X				
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>												X	X	X	
<i>Lyngbya contorta</i> Lemm.												X			
<i>Lyngbya lianetica</i> Lemm.												X	X	X	
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Nag.				X			X								
<i>Merismopedia minima</i> Beck.											X	X			
<i>Merismopedia punctata</i> Meyen											X	X			
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.							X			X			X		
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kz.								X			X		X		
<i>Myxosarcina burmensis</i> Skuja									X	X					
<i>Oscillatoria chlorina</i> Kz.									X	X					
<i>Oscillatoria limosa</i> Ag.	X														
<i>Oscillatoria pseudogeminata</i> f. <i>longa</i> Kamat												X			
<i>Oscillatoria tenuis</i> Ag.									X		X			X	
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja								X			X				

Tabla 12: Lista de las especies más abundantes en los quince cursos de agua analizados (A=Mocoretá; B=Timboy; C=Guaqueguaycito; D=Yeruvá; E=Palmar; F=Urquiza; G=Guaqueguaychú; H=Ñancay; I=Uruguay; J=Reconquista; K=Luján; L=Salado; M=Paraná Medio; N=Alto Paraná; O=Paraguay)

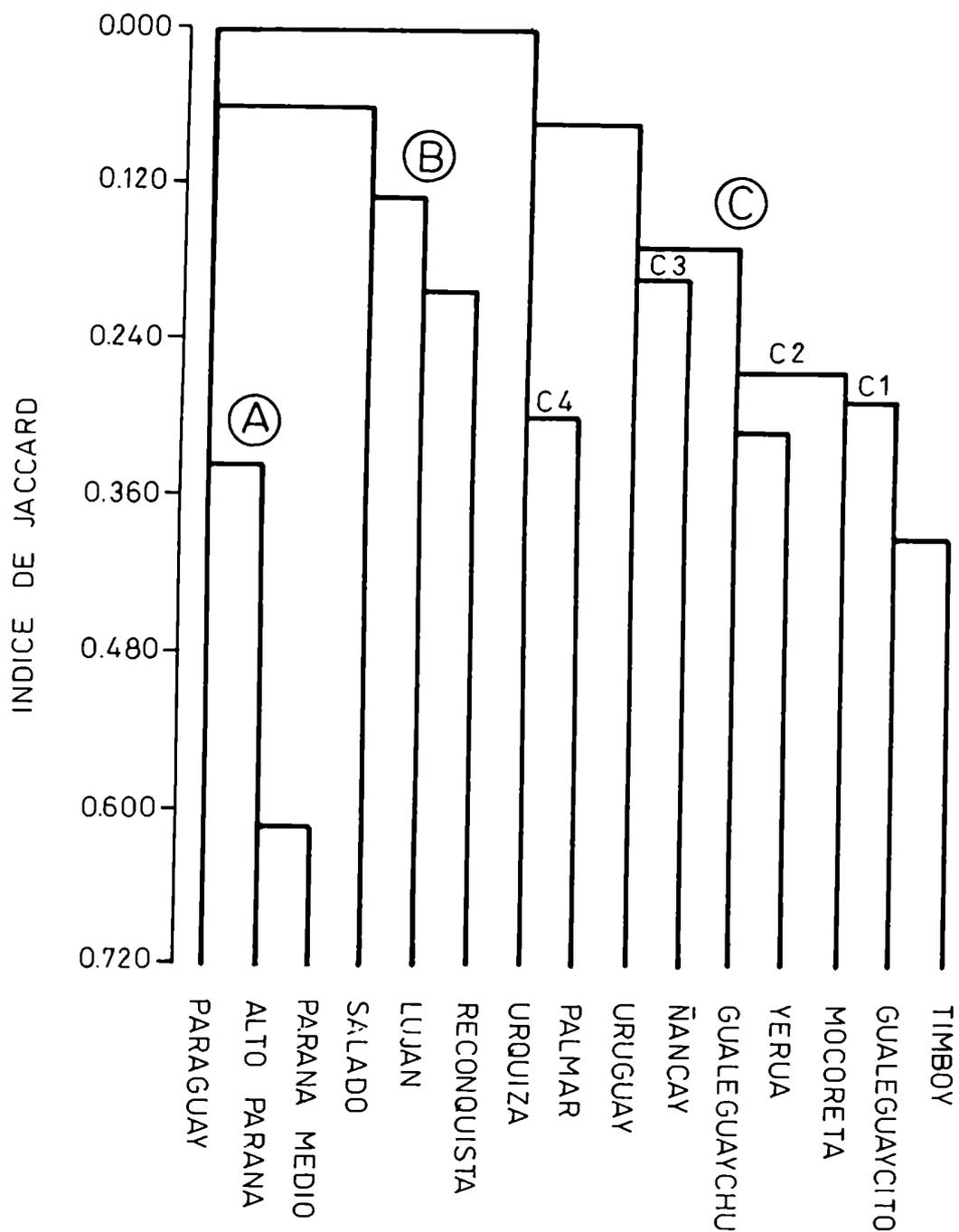


Fig. 31: Dendrograma realizado en base a la presencia y ausencia de las especies fitoplanctónicas más abundantes de quince cursos de la Cuenca del Plata.

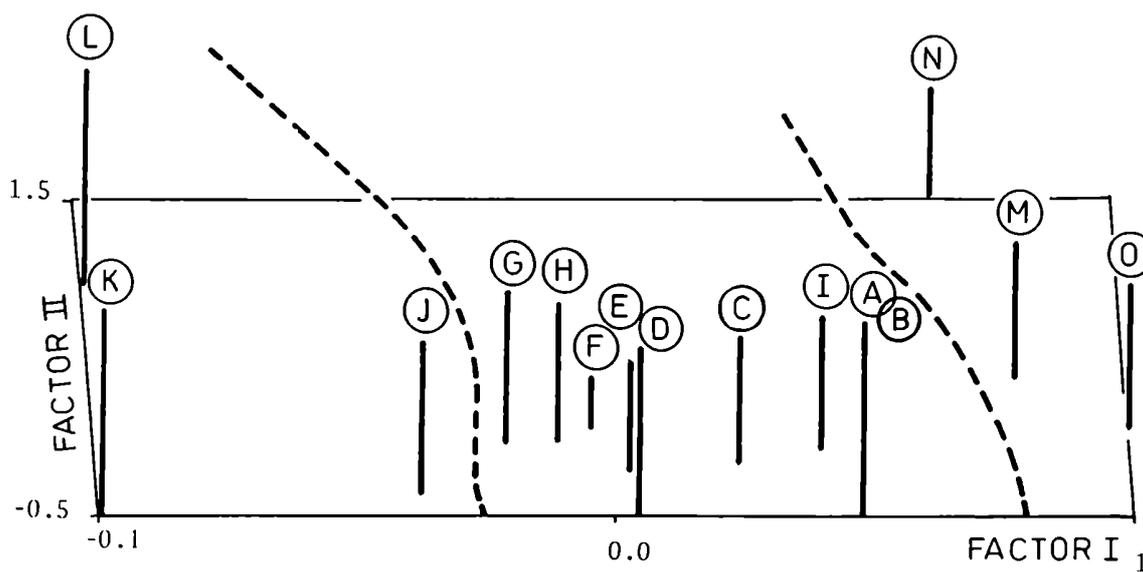


Fig. 32: Análisis de componentes principales realizado en base a datos físicos, químicos e hidrológicos y atributos de la comunidad fitoplanctónica correspondiente a quince cursos de la Cuenca del Plata. A=Timboy, B=Mocoretá, C=Gualeguaycito, D=Yerúa, E=Palmar, F=Urquiza, G=Gualeguaychú, H=Nancay, I=Uruguay, J=Reconquista, K=Luján, L=Salado, M=Paraná Medio, N=Paraná Medio, O=Alto Paraná.

## BIBLIOGRAFIA

- ABSI, S. y N. MEICHTRY DE ZABURLIN, 1987. Fitoplancton de los tributarios del río Alto Paraná. I. Primeros datos de los arroyos Yabebiry, Santa Ana y San Juan, Prov. de Misiones (Argentina). Bol. Soc. Arg. Bot., 25(1-2):41-57.
- AMBLARD, C., 1987. Successions phytoplantoniques en milieu lacustre. Ann. Biol., XXVI (1):1-34.
- AMSPOKER, M. C. y C. D. MC INTIRE, 1986. Effects of sedimentary processes and salinity on the Diatom flora of the Columbia River Estuary. Bot. Mar., 29:391-399.
- ANTOINE, S. E., 1983. Algal flora of the River Tigris, Iraq. Nova Hedwigia, 37:355-542.
- APHA-AWWA-WPCF, 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Waster-water. American Public Health Association, Washington DC, 1193 pp.
- ARCHIBALD, R. E. M., 1983. The Diatoms of the Sundays and Great Fish Rivers in the Eastern Cape Province of South Africa. Bibliotheca Diatomologica, Band 1, Cramer, 362 pp.
- ATLAS TOTAL DE LA REPUBLICA ARGENTINA, 1976. Centro Editor de América Latina, 13.
- ATLAS TOTAL DE LA REPUBLICA ARGENTINA, 1982. Centro Editor de América Latina, 1(19):289-304.
- AYKULU, G., 1978. A qualitative study of the phytoplankton of the River Avon, Bristol. Br. Phycol, J., 13:91-102.
- BACKHAUS, D. y A. KEMBALL, 1978. Gewassergüt everhältnisse und Phytoplanktonent wicklung in Hochrhein, Oberrhein und Neckar. Arch. Hydrobiol., 82(7-4):166-206.
- BELCHER, J. H. y E. M. F. SWALE, 1977. Species of Thelassiosira (Diatoms, Bacillariophyceae) in the plankton of English Rivers. Br. Phycol, J., 12:291-297.
- BONETTO, A. A., Y. Z. DE DOMITROVIC y e. R. VALLEJOS, 1982. Contribución al conocimiento del fitoplancton del Paraná Medio. I. Ecosur, 9(18):189-212.
- BONETTO, C. A , Y. ZALOCAR, P. M. CARO y E. R. VALLEJOS, 1979. Producción primaria del fitoplancton del río Paraná en el área de su confluencia con el río Paraguay. Ecosur, 6(12):207-227.

- BONETTO, C. A., A. A. BONETTO y Y. ZALOCAR, 1981. Contribución al conocimiento limnológico del Río Paraguay en su tramo inferior. *Ecosur*, 8(16):55-58.
- BONETTO, C. A., Y. ZALOCAR DE DOMITROVIC y E. R. VALLEJOS, 1983. Fitoplancton y producción primaria del río Alto Paraná (Argentina). *Physis* (Buenos Aires), B,41(101):81-93.
- BOURRELLY, P., 1957. Algues d'eau douce du Soudan Français, région du Macina (A. O. F.). *Bull. Inst. fr. Afr. Noire*, sér. A, 19(14):1047-1102.
- BOWLES, B. y S. QUENNEL, 1971. Some quantitative algal studies of the River Thames. *Wat. Treat. and Exam.*, 20:35-51.
- BROOK, A. J. , 1981. The Biology of Desmids. Botanical Monographs, 16, Blackwell Scientific Publications, London, 276 pp.
- BURKART, A., 1957. Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana*, 11(3):457-461.
- CATALAN LAFUENTE, J., 1981. Química del agua. Alonso Ed.. Madrid, 423 pp.
- CODESA, 1984. Zona deprimida del Salado. Caracterización y propuesta de desarrollo. Pcia. de Buenos Aires, 43 pp.
- COESEL, P. F. M., 1982. Structural characteristics and adaptations of Desmid Communities. *Journal of Ecology*, 70:163-177.
- CUMMINS, K. W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, 24:631-641.
- DANIEL, W. W., 1978. Applied non parametric statistics, Houghton Mifflin company, 508 pp.
- DAUTA, W. W., 1978. Etude du phytoplancton du Lot. *Ann. de Limnol.*, II:219-238.
- DEL GIORGIO, P. A., 1988. El género *Cosmarium* (Desmidiaceae) en el Parque Nacional El Palmar (Entre Ríos, Argentina). Seminario de Licenciatura, Universidad de Buenos Aires.
- DEL GIORGIO, P. A., A. L. VINOCUR, R. J. LOMBARDO y G. TELL, 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient a lowland river. A multivariate approach. *Hydrobiol.*, 224:129-154.
- DESCY, J. P., 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the River Meuse (Belgium). *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 78:225-245.

- DESCY, J. P., P. SERVAIS, J. S. SMITZ, G. BILLEN y E. EVERBECQ, 1987. Phytoplankton biomass and production in the River Meuse (Belgium). *Wat. Res.*, 21(12):1557-1566.
- DESIKACHARY, T., 1959. Cyanophyta. Ind. Counc. Agric. New Delhi, 104 pp.
- DE SMET, W. H. O. y F. M. J. EVENS, 1972. A hydrobiological study of the polluted River Lieve (Ghent, Belgium). *Hydrobiol.*, 39(1): 91-154.
- DOBLER, E. y A. SCHMIDT, 1980. Weitere vergleichende Beiträge zur Kenntnis limnologischer Verhältnisse der Donau und Theiss. *Tiscia (Szeged)*, 15: 45-51.
- ETTL, H., 1978. Xanthophyceae. En: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 1(3), G. Fischer Verlag., Stuttgart-New York, 530 pp.
- FISHER, T. R., 1978. Plancton e producao primaria em sistemas aquaticos da bacia da Amazonia Central. *Supl. Acta. Amazonica*, 8(4):43-54.
- FORSTER, K., 1982. Conjugatophyceae. Zygnematales und Desmidiáles (excl. Zygnemataceae). En: *Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematik und Biologie*, 8, 1, Stuttgart, 543 pp.
- FOTT, B., 1972. Chlorophyceae. Tetrasporales. En: *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*, 6. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 116 pp.
- FRIEDERICH, A. y D. MULLER, 1984. Rhine: Ecology of European rivers. Ed. A. B. Whitton. Blackwell Scientific Publications, Oxford, London, 644 p.
- FRITSCH COLLECTION OF ALGAE ILLUSTRATIONS, 1987. The Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, England. Inter Documentation Company AG, Switzerland.
- GAEDEKE, A. y U. SOMMER, 1986. The influence of the frequency of periodic disturbances on the mantainance of phytoplankton diversity. *Oecologia*, 71:25-28.
- GARCIA DE EMILIANI, M. O. , 1981. Fitoplancton de los principales cauces y tributarios del valle aluvial del río Paraná: tramo Goya-Diamante. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*, 12:112-125.
- GEITLER, L., 1932. Cyanophyceae. En: L. Rabenhorst, *Kryptogamenflora von Deutschland, Oesterreich*. Akademische verlagsgesellschaft M.B.H., Leipzig, 1196 pp.

- GERMAIN, H., 1981. Flore de Diatomophycees. Eaux douces et saumâtres de Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe Occidentale. Soc. Nouv Ed. Boubée, Paris, 444 pp.
- GLIWICZ, Z., P. DAWIDOWICZ y J. PIJANOWSKA, 1985. Structure of phytoplankton in rivers and in lakes of Northeastern Poland. *Ekol. Polska*, 33(4):537-547.
- GOLTERMAN, H. L., 1975. Physiological limnology. En: *Developments in water science*, 2. Ed. Ven Te Chow, Elsevier Scientific Publishing Company, 489 pp.
- GREENBERG, A. E., 1964. Plankton of the Sacramento River. *Ecology*, 45(1):40-49.
- GRONBLAD, R., 1942. Algen, hauptsächlich Desmidiaceen, aus dem finnischen, norwegischen und schwedischen. Mit berücksichtigung der Organismen des Phytoplanktons und des Zooplanktons. *Acta Soc. Scient. Fenn.*, n.s., B, 2:1-46.
- GRONBLAD, R., 1945. De algis brasiliensibus, praecipue Desmidiaceis. In regione inferiore fluminis Amazonas a Prof. August Ginzberger (Wien) anno 1927 collectis. *Acta Soc. Sci. Fenn.*, n.s., B, 2(6):1-43.
- GUARRERA, S. A., S. M. CABRERA, F. LOPEZ Y G. TELL, 1968. Fitoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. I. Area de la Pampa Deprimida. *Rev. Mus. La Plata*, 10(49):223-316.
- HOLMES, N. T. H. y B. A. WHITTON, 1981. Phytoplankton of four rivers Tyne, Wear, Tees and Swale. *Hydrobio.*, 80:111-127.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1941. Chrysophyceen. Farblose Flagellaten Heterokonten, 2(1). En: *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung, 365 pp.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1955. Euglenophyceen. En: Huber-Pestalozzi, *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*, 4. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung, 606 pp.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1961. Chlorophyceae, Volvocales. En: *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*, 5. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung, 744 pp.
- HUSTEDT, F., 1930. Bacillariophyta (Diatomeae). Die Süßwasserflora von Mitteleuropa, 466 pp.
- HUSTEDT, F., 1942. Diatomeen. En: Huber-Pestalozzi, *Das*

- Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie, 16. E. Schweizerbart'sche verlagsbuchhandlung: 367-549.
- HUTCHINSON, G. E., 1967. A treatise on Limnology II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley & Sons., Inc., New York, 1115 pp.
- HYNES, H. B. N., 1970. The Ecology of Running Waters. Univ. of Toronto Press, Canada, 555 pp.
- INTA, 1980. Suelos y erosión de la provincia de Entre Ríos. Tomo II. Plan mapa de suelos de la provincia de Entre Ríos. Proyecto PNUD-FAO-INTA.
- ILTIS, A., 1982. Peuplements algaux des rivières de Côte d'Ivoire. Rev. Hydrobiol. Trop., 15:241-251.
- IZAGUIRRE, I., 1991. Fitoplancton de distintos ambientes acuáticos continentales de la República Argentina: estructura, dinámica y tipificación. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, 229 pp.
- JAYAPRAKASH RAO, I. y M. N. MADHYASTHA, 1990. Seasonal succession of phytoplankton in a River of Western Ghat, India. Acta Hydrochim. Hydrobiol., 18(4):433-442.
- JONES, F. H., 1984. The dynamics of suspended algal populations in the lower Wye catchment. Wat. Res., 18:25-35.
- JUNK, W. J., P. B. BAYLEY y R. E. SPARKS, 1989. The flood pulse concept in river flood-plain systems, 110-127. En: D.P. Dodge (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci., 106 pp.
- KISS, K. T., 1974. Effect of the turbidity of the water on the development of algal associations in the Tisza. Tiscia (Szeged), 9:9-24.
- KISS, K. T., 1983. Characteristic phytoplankton communities in the dammed up section of the Tisza River and in the Eastern Main Canal. Tiscia (Szeged), 18:47-52.
- KISS, K. T., 1984. Changes in trophicity in the River Danube at God. Annal. Sci. Budapest. Sect. Biol., 24-26:47-59.
- KISS, K. T., 1992. Trophic level and eutrophication of the River Danube, Hungary. XXV International Congress SIL, Barcelona 1992.
- KOMAREK, J. y B. FOTT, 1983. Chlorophyceae, Chlorococcales. En: Huber-Pestalozzi, Das Phytoplankton des Süßwassers. Die Binnengewässer, 16. E. Schweizerbart'sche

- verlagsbuchhandlung, 1044 pp.
- KRAMMER, K. y H. LANGE-BERTALOT, 1986. Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae. En: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav. Fischer Verlag., Stuttgart, New York, 2(1), 876 pp.
- KRAMMER, K. y H. LANGE-BERTALOT, 1991a. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. En: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav. Fischer Verlag., Stuttgart, Jena, 2(3):1-576.
- KRAMMER, K. y H. LANGE-BERTALOT, 1991b. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. En: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav. Fischer Verlag., Stuttgart, Jena, 2(3):1-576.
- KRIEGER, W., 1937. Die Desmidiaceen Europas mit Berücksichtigung der außereuropäischen Arten, 1H Academische Verlagsgesellschaft M.B.H., 712 pp.
- KRIEGER, W. y J. GERLOFF, 1962-1969. Die gattung Cosmarium J. Cramer Verlag. Weinheim., 1, 2, 3.
- LACK, T. J., 1971. Quantitative studies on the phytoplankton of the Rivers Thames and Kennet at Reading. Freshwater Biol., 1: 213-224.
- LACK, T. J., R. E. YOUNGMEN y R. W. COLLINGWOOD, 1978. Observations on a spring diatom bloom in the River Thames. Verh. int. Verein. Theor. angew. Limnol., 20:1435-1439.
- LACOSTE, E. N., 1981. Desmidiaceae en Utricularia foliosa. L. Lilloa, 35(3):67-83.
- LAKSHMINARAYANA, J. S. S., 1965. Studies on the phytoplankton of the River Ganges, Varanasi, India. Hydrobiol., 25(1-2):119-165.
- LANGE-BERTALOT, H., 1974. Das phytoplankton im unteren Main unter dem Einfluss starker Abwassertelstung. Cour. Forsch. Inst. Seckenberg, 12:1-88.
- LECLERCQ, L., 1987. Végétation et physico-chimie des eaux des rivières naturelles du nord du massif ardennais (Belgique): typologie des peuplements de diatomées. Cryptogamie, Algol., 8(3):157-192.
- LECLERCQ, L. y E. DEPERIEUX, 1987. Typologie des rivières oligotrophes du massif Ardennais (Belgique), par l'analyse multivariée de relevés de diatomées benthiques. Hydrobiol., 153:175-192.

- LEWIS, W. M. Jr., 1988. Primary production in the Orinoco River. *Ecology*, 69(3):676-692.
- LOEZ, C. y A. SALIBIAN, 1990. Premières donnés sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du Rio Reconquista (Buenos Aires, Argentine): une rivière urbaine polluée. *Rev. d'Hydrobiol. Tropicale*, 23 (4):283-296.
- MACKERETH, F., J. HIRON y J. TALLING, 1978. Water Analysis: Some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association. Sci. Publication, 36, 117 pp.
- MARGALEF, R., 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona, 1010 pp.
- MC INTIRE, C. D. y J. A. COLBY, 1978. A hierarchical model of lotic ecosystems. *Ecol. Monog.*, 48:167-190.
- MEICHTRY DE ZABURLIN, N. y E. PERMINGEAT, 1991. Fitoplancton del río Uruguay y algunos tributarios en el área de influencia del proyecto Garabí. *Biología Acuática*, 15:92-93. Notas Científicas RAL '91.
- MINSHALL, G. W., 1978. Autotrophy in stream ecosystems. *Bioscience*, 28:767-771.
- MINSHALL, G. W., CUMMINS, R. C. PETERSEN, K. W. CUMMINS, T. C. BOTT, J. R. SEDELL y R. L. VANNOTE, 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42(5):1045-1055.
- MINSHALL, G. W., K. W. CUMMINS, R. C. PETERSEN, C. E. CUSHING, D. A. BRUNS, J. R. SEDELL y R. L. VANNOTE, 1985. Developments in Stream Ecosystem Theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42(5):1045-1055.
- MOORE, J. W., 1976. Seasonal succession of algae in rivers. I. Examples from the Avon, a large slow-flowing river. *J. Phycol.*, 12:342-349.
- MOSS, B., H. BALLS, I. BOOKER, K. MANSON y M. TIMMS, 1984. The River Bure, United Kingdom: patterns of change in chemistry and phytoplankton in a slow-flowing fertile river. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 2:1954-1964.
- MÜLLER, V., 1984. Das phytoplankton der Elbe. I. Jahreszyklus der Bacillariophyceae in Süßwasserbereich bei Pevesfort. *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 161:587-603.
- NEWBOLD, J. D., J. W. ELWOOD y R. V. O'NEILL, 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38:860-863.
- NEIFF, J. J., 1981. Panorama ecológico de los cuerpos de agua del

- nordeste argentino. Simposio VI Jornadas Argentinas de Zoología:115-151.
- ODUM, E. P., 1971. Ecología. Interamericana. México, 639p.
- OEA, 1971. Cuenca del Río de la Plata. Estudio de su planificación y desarrollo.
- O'FARRELL, I. e I. IZAGUIRRE. Phytoplankton ecology and limnology of the River Uruguay Lower Basin (Argentina). m.s.
- ONNA, A. F., 1978. Estudios fitoplanctónicos en el río Uruguay y sus relaciones con la calidad de las aguas. 5º Congreso Argentino de Saneamiento, Santa Fé, 14-20 mayo.
- PATRICK, R., 1977. Ecology of freshwater diatom and diatom communities. En: The biology of diatoms. Bot. Monogr. Vol 13. Blackwell Scientific Publication, Ed. D. Warner.
- PATRICK, R. y C. REIMER, 1966. The Diatoms of the United States. I. Monographs Acad. Nat. Sci. Philadelphia, 13, 688 pp.
- PATRICK, R. y C. REIMER, 1975. The Diatoms of the United States .II. Monographs Acad. Nat. Sci. Philadelphia, 13:1-213.
- POLISCUK, V. S. y V. A. TOMNICKIJ, 1985. Phhytoplanktonof the Lower Dnieper. Hidrobiol. Z. Kiev, 21(1):8-12.
- PRINTZ, H., 1964. Die Chaetophoralen des Binnengewasser. Eine Systematische Übersicht. Hydrobiol., 24(1-3):1-456.
- QUIROS, R. v L. LUCHINI. 1982. Características limnológicas del embalse de Salto Grande, III: Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, 13:49-66.
- RAMANATHAN, K. R., 1964. Ulotrichales. Indian Council of Agricultural Research New Delhi, 188 pp.
- REDFIELD, D. A. C., 1958. The biological control of chemical factors in the environmant. American Scientist, 46:205-221.
- REYNOLDS, C. S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. Freshwater Biol., 14:111-142.
- REYNOLDS, C. S., 1986. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press, 384 pp.
- REYNOLDS, C. S., 1987. Community organization in the freshwater plankton. En : Organization of communities. Ed. J. H.

- R. Gel y P. S. Giller. Blackwell Scientific Publications.
- REYNOLDS, C. S., 1988. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. En: *Algae in the aquatic environment*. Ed. F. E. Round, pp. 285-311. Biopress Ltd., Bristol.
- RHEE, G. Y., 1982. Effects of environmental factors and their interactions on phytoplankton growth. En: *Advances in Microbial Ecology*, 6. K. C. Marshall Ed.:33-74.
- RINGUELET, R. A. , 1962. *Ecología acuática continental*. Eudeba, Buenos Aires, 138 pp.
- ROSS, H. H., 1963. Stream communities and terrestrial biomes. *Arch. Hydrobiol.*, 59:235-242.
- SCHMIDT, G. W., 1976. Primary production of phytoplankton in three types of Amazonian rivers. IV. On the primary productivity of phytoplankton in a Bay of the lower Rio Negro (Amazonas, Brasil). *Amazoniana*, 5(4):517-528.
- SCHMIDT, G. W. y L. VOROS, 1981. Phytoplankton of the downstream part of the Danube in Hungary in the seventies. *Hydrologiai Kozlony*, 7:322-350.
- SEDELL, J. R., J. E. RICHEY y F. J. SWANSON, 1989. The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behaviour of very large rivers? p.49-55. En: ED. D. P. Dodge. *Proceedings of International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.
- SHANNON, C. E. y E. WEAVER, 1949. *The mathematical theory of communication*. Urbana, Chicago, Ill., London. Univ. Illinois Press, 125 pp.
- SIMM, A. T., 1985. The phytoeston of the Vistula River between Góra Kalwaria and Nowy Dwór Mazowiecki in 1982. *Ekologia Polska*, 33(3):439-453.
- SLADECEK, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Ergeb. Limnol.*, 7:1-128.
- SOIARI. L. C., 1991. Fitoplancton del Río Samborombón (Provincia de Buenos Aires). *Biología Acuática*, 15:86-87. *Notas Científicas RAL '91*.
- SOLDANO. F. A., 1947. *Regimen y aprovechamiento de la red fluvial argentina*. I. El río Paraná y sus tributarios. Ed. Citera, Buenos Aires, 277 p.
- STARMACH, K., 1983. Euglenophyta. En: *Flora slokowodna und Rolfklee Landesamt f. wasserertschaft Munchen*. B. R. D. und wasser wirtschaftsamt, Regenbug, 549 p.

- STOYNEVA, M. P. y S. J. DRAGANOV, 1991. Green algae in the phytoplankton of the Danube (Bulgarian sector). Species composition, distribution, cell-numbers and biomass. Arch. Protistenkd., 139:243-260.
- SWALE, E. M. F., 1964. Phytoplankton in two English rivers. J. Ecology, 57(1):1-21.
- SWALE, E. M. F., 1969. Phytoplankton in two english rivers. J. Ecology, 57(1):1-21.
- TELL, G., 1980. Le genre Staurastrum (Algues Chlorophycées, Desmidiées) dans le nord-est de l'Argentine. Bull. Mus. Natn. Hist. Nat., Paris, B, 2:145-207.
- TELL, G., 1981. Desmidiales (Chlorophyta) de la provincia de Corrientes (Argentina). I. Los géneros Netrium, Gonatozygon, Closterium, Docidium, Ichtyocercus, Actinotaenium, Pleurotaenium y Triploceras. Physis Secc. B, 40(98):45-54.
- TELL, G. y V. CONFORTI, 1986. Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. Biblioteca phycologica, 75. J. Cramer, Berlín, Stuttgart, 301 pp.
- TELL, G., y Y. ZALOCAR, 1979. Algas de agua dulce del Nordeste argentino y Sur de Paraguay. Bol. Soc. Argent. Bot., 18(3-4):29-46.
- TELL, G., y Y. ZALOCAR DE DOMITROVIC, 1984. Desmidiales (Chlorophyta) de la Prov. de Corrientes (Argentina). IV. Los géneros Staurodesmus y Xanthidium. Physis (Buenos Aires), B, 42(103):43-51.
- TELL, G., y Y. ZALOCAR, 1992. Filamentous Desmidiaceae (Chlorophyta) from Northeastern Argentine. Nova Hedwigia. En prensa.
- TILMAN, D., R. KIESLING, R. STERNER; S. S. KILHAM y F. A. JOHNSON, 1986. Green, blue-green and diatom algae taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. Archiv. für Hydrobiol., 106(4):473-487.
- TROLL, C., 1965. Jahreszeitenklimate der Erde. World Maps of Climatology, 2nd ed., New York: Springer-Verlag.
- UHERKOVICH, G., 1965. Übersicht über das Potamophytoplankton der Tisza in Ungarn. Internat. Rev. ges. Hydrobiol., 50:269-280.
- UHERKOVICH, G., 1976. Algen aus den flüssen Río Negro und Río Tapajós. Amazoniana, 5(4):465-515.

- UHERKOVICH, G., 1981. Algen aus einigen Gewässern Amazoniens. *Amazoniana*, 7(2):191-219.
- UHERKOVICH, G. y H. RAI, 1979. Algen aus dem Río Negro und Rund seinem Neben flüssen. *Amazoniana*, 6(4):611-638.
- UTERMOHL, H., 1958. Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9:1-38.
- VAN HEURCK, H., 1899. *Traité des Diatomées*. Anvers, 572 pp.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL y C. E. CUSHING, 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37:130-137.
- VAN URK, G. 1984. Lower Rhine-Meuse. En: Ed. A. B. Whitton. *Ecology of European Rivers*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p:437-468.
- VASQUEZ, E. y L. SANCHEZ, 1984. Variación estacional del plancton en dos sectores del Río Orinoco y una laguna de inundación adyacente. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*, 121(44):11-32.
- VENRICK, E.L., 1978. How many cells to count ?. En: *Phytoplankton Manual*. UNESCO (A.Sournia, Ed.): 167-180.
- WALKER, K. F. y T. J. HILLMAN, 1982. Phosphorus and nitrogen loads in waters associated with the River Murray near Albury-Wodonga, and their effects on phytoplankton populations. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 33:223-243.
- WARD, J. V. y J. A. STANFORD, 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Dynamics of Lotic Ecosystems*. Fontaine y Bartell (ed.):29-42.
- WEST, W. y G. S. WEST, 1904-1912. A monograph of the British Desmidiaceae. Ray Society, London (I-IV).
- WHITFORD, L. A. y G. J. SCHUMACHER, 1963. Communities of algae in North Carolina streams and their seasonal relations. *Hydrobiol.*, 22(1-2):133-186.
- WHITTON, B. A., E. ROTT y G. FRIEDERICH (Ed.), 1991. Use of algae for monitoring rivers. *Proceedings of the Bioindicator Commission International Symposium*. Düsseldorf, Alemania, 26-28 mayo 1991.
- WILLIAMS, L. H., 1964. Possible relationships between plankton diatom species and water quality estimates. *Ecology*, 45(4):1264-1278.

- WISSMAR, R. C., J. E. RICHEY, R. F. STALLARD y J. M. EDMOND, 1981. Plankton metabolism and carbon processes in the Amazon River, its tributaries and floodplain waters, Perú-Brazil, May-June 1977. *Ecology*, 62(6):1622-1633.
- WOLF, H. DE, 1982. Method of coding of ecological data from Diatoms for computer utilization. *Mededel. Rijks Geol. Dienst*, 36(2):95-110.
- WU, J. T., 1986. Relation of change in River Diatom assemblages to water pollution. *Bot. Bull. Academia Sinica*, 27:237-245.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y., 1982. Desmidiales (Chlorophyta) de la provincia de Corrientes (Argentina). Los géneros Cosmarium y Cosmocladium. *Physis Secc. B*, 41(100):25-40.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. y G. TELL, 1986. Desmidiales (Chlorophyta) de la Provincia de Corrientes (Argentina). V. El género Euastrum. *Physis Secc. B*, 44(107):103-111.

	1° C.	2° C.	3° C.
Temperatura	0,496	0,627	-0,229
pH	0,541	-0,381	0,133
Oxig. dis.	-0,133	-0,747	-0,009
Conductividad	0,900	-0,249	-0,065
Fósforo	0,007	-0,268	0,758
Nitrógeno	0,068	0,483	-0,243
Sólidos susp.	0,318	0,457	0,165
Sólidos dis.	0,924	-0,150	0,028
Sólidos tot.	0,969	-0,009	-0,037
Diversidad	-0,057	0,658	0,302
Riqueza	0,103	0,272	0,814

Tabla I: Matriz de autovectores correspondientes a los tres primeros componentes del análisis de componentes principales de la figura 14.

	1° C.	2° C.
Temperatura	0,103	0,777
pH	-0,498	-0,574
Conductividad	-0,862	0,328
Oxígeno dis.	-0,438	-0,685
Fósforo	-0,547	-0,694
Transparencia	0,345	0,735
Nitrógeno	-0,581	0,138
Sólidos tot.	-0,854	0,456
Sólidos dis.	-0,838	0,486
Sólidos susp.	-0,479	-0,694
Velocidad	0,617	-0,119
Riqueza	0,250	-0,169
Densidad	-0,725	0,491

Tabla II: Matriz de autovectores correspondiente a los dos primeros componentes del análisis de componentes principales de la figura 30.

	1° C.	2° C.
Temperatura min.	0,881	0,004
Temperatura max.	-0,087	0,333
Temperatura med.	-0,241	-0,765
pH	-0,686	0,624
Oxígeno disuelto	0,233	0,815
Conductividad	-0,817	0,340
Fósforo	-0,407	-0,064
Nitrógeno	-0,600	-0,459
Sólidos sus.	-0,736	-0,260
Sólidos dis.	-0,650	0,577
Densidad	-0,315	-0,111
Chlorophyceae	-0,358	-0,006
Bacillariophyceae	0,314	-0,156
Cyanophyceae	-0,177	0,867
Euglenophyceae	-0,041	-0,557
Dinophyceae	0,332	-0,284
Chrysophyceae	0,482	-0,221
Tribophyceae	-0,339	-0,141
Cryptophyceae	0,619	0,254
Riqueza	0,233	-0,357
Diversidad	0,221	-0,202
Longitud	0,582	0,683

Tabla III: Matriz de autovectores correspondiente a los dos primeros componentes del análisis de componentes principales de la figura 32.