



Naturalis

Repositorio Institucional
<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua

Bauer, Delia Elena

Doctor en Ciencias Naturales

Dirección: Gómez, Nora

Facultad de Ciencias Naturales y Museo
2009

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20120126001023>

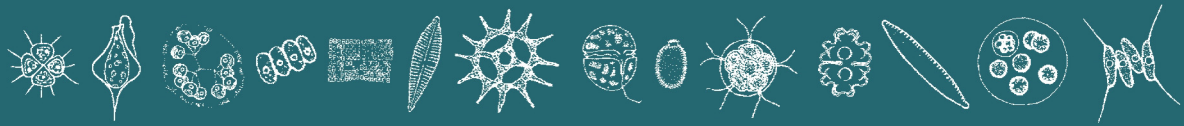


Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP



Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua

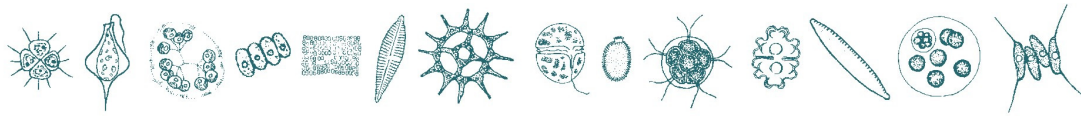
Tesis doctoral

Lic. Delia Elena Bauer
Directora: Dra. Nora Gómez

Laboratorio de Plancton y Biofilms
Instituto de Limnología Dr. R. A. Ringuelet

2009





Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo

Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua

Tesis doctoral

Lic. Delia Elena Bauer
Directora: Dra. Nora Gómez

Laboratorio de Plancton y Biofilms
Instituto de Limnología Dr. R. A. Ringuelet

2009



Dedico este trabajo a mi familia

Agradecimientos

A mi directora, Nora, por el tiempo que dedicó a mejorar este trabajo con sus correcciones.

A Alberto y Nora que posibilitaron la realización de esta tesis en el Instituto.

A mis compañeros de laboratorio, Vicky, Malena, Joaquín y Maxi, por su apoyo durante la redacción de la tesis.

A Jorge Donadelli, por su trabajo en el Laboratorio de Química del Instituto.

A la Dra. Visitación Conforti, por las consultas sobre las euglenofitas.

A las Doctoras Lía Solari, Inés O'Farrell, Carolina Loez y Alba Puig, que me facilitaron valiosa bibliografía de fitoplancton.

A los compañeros del Instituto que también me alentaron durante este trabajo.

A las instituciones que directa o indirectamente financiaron este trabajo, CIC, UNLP, CONICET, ANPCyT.

A Carlos Roldán, que colaboró en tantos viajes de muestreo.

A mi marido y mis hijos, que propiciaron largas horas de trabajo en casa.

A mi papá, por su ayuda con temas matemáticos y a toda mi familia, por su apoyo.

A los miembros del jurado, por sus aportes a esta tesis.



Indice

Abreviaturas utilizadas en el texto	1
Resumen	2
Abstract	5
Introducción	8
Area de estudio	30
Capítulo 1. Análisis de la estructura fitoplanctónica en relación a variables ambientales en arroyos pampeanos	
Introducción	44
Materiales y métodos	45
Resultados	52
Discusión	84
Bibliografía	91
Capítulo 2. El fitoplancton como indicador de un gradiente de calidad del agua asociado a una discontinuidad hidráulica en un arroyo de llanura	
Introducción	102
Materiales y métodos	104
Resultados	108
Discusión	123
Bibliografía	129
Capítulo 3. Respuestas del fitoplancton a los cambios ambientales producidos por un dragado en el A° Rodríguez	
Introducción	136
Materiales y métodos	138
Resultados	140
Discusión	153

Bibliografía	157
--------------	------------

Capítulo 4. Bioensayo *in situ* utilizando una cepa de una especie silvestre aislada de un arroyo pampeano para contribuir a la evaluación de la calidad del agua

Introducción	162
Materiales y métodos	165
Resultados	171
Discusión	177
Bibliografía	180

Capítulo 5. Preferencias ecológicas de las especies fitoplanctónicas más frecuentes en los arroyos pampeanos

Introducción	188
Materiales y métodos	189
Resultados	191
Discusión	199
Bibliografía	203

Conclusiones **208**

Anexo I

Lista de taxa identificados	216
Fotografías de algunas algas identificadas	225

Anexo II

Publicaciones relacionadas con la tesis

Abreviaturas utilizadas en el texto

OD: oxígeno disuelto

DQO: demanda química de oxígeno

DBO₅: demanda bioquímica de oxígeno obtenida por incubación durante 5 días

NID: nitrógeno inorgánico disuelto

STS: sólidos totales en suspensión

CD1: conjunto de datos 1

CD2: conjunto de datos 2

CD3: conjunto de datos 3

ANOVA: análisis de la varianza

ACD: análisis de correspondencia “destendenciado”

ACC: análisis de correspondencia canónica

ARD: análisis de redundancia

ACP: análisis de componentes principales

Resumen

En el presente trabajo de tesis se estudió el fitoplancton de arroyos pampeanos del área bonaerense analizando su ecología y su valor como indicador de la calidad del agua. Dentro del marco conceptual establecido con respecto al uso del fitoplancton como indicador se puntualizan los tipos de estrés que producen las fuentes antropogénicas de contaminación y las posibles respuestas del fitoplancton, que son analizadas en los distintos capítulos de esta tesis. Las hipótesis planteadas se relacionan a la existencia de distintas respuestas estructurales del fitoplancton a diferencias en las condiciones ambientales determinadas por factores naturales y antropogénicos, y a su posible uso como indicadores de la calidad del agua en los arroyos estudiados.

Para este trabajo se seleccionaron los arroyos Martín, Rodríguez, Don Carlos, El Gato, El Pescado, Buñirigo y Juan Blanco, ubicados en la zona Noreste bonaerense, y Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá, con sus cabeceras en la zona serrana de Tandil. En cuanto a las variables ambientales, se midieron en el campo: ancho, profundidad, velocidad de la corriente, pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez. Además, se colectaron muestras de agua para el análisis de nutrientes disueltos, DBO₅, DQO, sólidos totales en suspensión y iones mayoritarios.

De acuerdo al análisis de las variables ambientales, la densidad total y la composición por grupos taxonómicos del fitoplancton, hubo diferencias significativas entre las dos zonas estudiadas.

La variación de la composición específica fue explicada primariamente por la velocidad de corriente y la turbidez y secundariamente por variables químicas relacionadas a la calidad del agua. La composición de las asociaciones fitoplanctónicas resultó determinada en mayor medida por estas últimas variables al empeorar la calidad del agua.

Predominó la variación espacial sobre la variación estacional en el fitoplancton y en las variables ambientales.

En las cabeceras de los arroyos dominaron principalmente diatomeas pennales en la zona de Tandil y euglenofitas loricadas en la zona Noreste, con densidades totales del orden de 10^3 o menores en la mayoría de los muestreos. En ambas zonas la abundancia relativa y la densidad celular de clorofitas y cianobacterias aumentó aguas abajo, registrándose en ocasiones densidades totales del orden de 10^5 . Los arroyos estudiados son pequeños sistemas fluviales de bajo número de orden, pero la reducida pendiente del área determina un tiempo de residencia del agua suficiente para que se registren elevadas densidades fitoplanctónicas. Los niveles de turbidez, dada la escasa profundidad, permitieron el desarrollo algal, que fue estimulado por la disponibilidad de nutrientes.

Los grupos funcionales **W1**, **W2**, **C**, **P**, **D**, **X1**, **J** y **F** fueron los más frecuentes en el fitoplancton de los arroyos pampeanos estudiados. Si bien las preferencias de estos grupos corresponden a las condiciones ambientales generales de los arroyos, su empleo no permitió establecer claramente una relación con la calidad del agua y los usos de la tierra.

En cuanto a los descriptores fitoplanctónicos analizados en relación a los usos de la tierra y su impacto en la calidad del agua, la densidad total y la densidad de algas muy tolerantes a la contaminación orgánica y la eutrofización aumentaron con el deterioro de la calidad del agua y la intensidad de los usos urbano e industrial de la tierra. Estos dos descriptores fueron los más estrechamente relacionados al grado de impacto humano.

Se estudió la influencia de una discontinuidad hidráulica en las características estructurales del fitoplancton. Se observó un efecto sinérgico entre el gradiente de contaminación creciente y el aumento del tiempo de residencia del agua, sobre las respuestas del fitoplancton aguas abajo de la laguna.

Los efectos del disturbio ocasionado por un dragado en un arroyo consistieron en una disminución significativa de la densidad fitoplanctónica total y el número de especies, un aumento en la abundancia relativa de euglenofitas loricadas y

en la concentración de feofitina “a” y modificaciones en la composición específica.

Se llevó a cabo un bioensayo *in situ* con un cultivo de una cepa silvestre de *Scenedesmus acutus*, expuesto aguas arriba y aguas abajo del vertido de efluentes industriales en un arroyo, para testear sus respuestas al deterioro de la calidad del agua. Estas consistieron en alteraciones morfológicas celulares y disminución del crecimiento poblacional de *S. acutus*, integrante común del fitoplancton de cursos de agua pampeanos.

En cuanto a las preferencias ecológicas de las especies, se estimaron los óptimos y tolerancias de las 39 especies fitoplanctónicas más frecuentes en los arroyos estudiados con respecto a variables físico-químicas. Estos óptimos y tolerancias contribuyen al conocimiento de la autoecología de las especies, necesario para su uso en bioindicación.

De acuerdo a los distintos estudios realizados en este trabajo, la composición específica, la densidad total y la densidad de algas muy tolerantes se pueden considerar como los descriptores fitoplanctónicos de mayor relevancia para ser usados como parte de la evaluación y monitoreo de la calidad del agua e integridad biótica en arroyos pampeanos. Teniendo en cuenta los resultados obtenidos se puede afirmar que el uso del fitoplancton constituye una alternativa válida en sistemas fluviales propios de áreas con reducida pendiente.

Ecology of the phytoplankton of Pampean Plain streams and its value as a water quality indicator

Abstract

The ecology and value of the phytoplankton of Pampean Plain streams as a water quality indicator were studied in this thesis. Within the conceptual framework established about the use of the phytoplankton as an environmental indicator, the types of stress originated by anthropogenic pollution and the possible responses of the phytoplankton are pointed out and analyzed in the different chapters of this thesis. The hypothesis are related to the existence of distinct structural responses of the phytoplankton to differences in the environmental conditions determined by natural and anthropogenic factors, and its possible use as indicators of the water quality in the studied streams.

The streams selected for this study were Martín, Rodríguez, Don Carlos, El Gato, El Pescado, Buñirigo and Juan Blanco, located at the northeast area of the Province of Buenos Aires, and Tandileofú, Napaleofú and Vivoratá streams, with sources in the area of Tandil Hills, located to the south of the Province of Buenos Aires (Argentina). Stream width, depth and flow, pH, temperature, dissolved oxygen, conductivity and turbidity were measured in the field. Water samples were collected as well for the analysis of dissolved nutrients, BOD₅, COD, total suspended solids and major ions.

According to the environmental variables analysis, total density and taxonomic groups composition of the phytoplankton, there were significant differences between the two studied areas.

The variability in the specific composition was mainly explained by flow and turbidity and secondarily by chemical variables related to the water quality. The composition of phytoplanktonic assemblages was explained in a greater extent by the latter along with the deterioration of the water quality.

Spatial variation of the environmental variables and the phytoplankton prevailed on the seasonal variation.

At the sources of the streams pennate diatoms dominated in the Tandil area while mainly loricated euglenoids dominated in northeast area, with total densities in the order of 10^3 or lower in the majority of the samplings. At both areas the relative abundance and cellular density of green algae and cyanobacteria increased downstream, and total densities in the order of 10^5 were registered in some opportunities. The studied streams are small fluvial systems with low order number, but the reduced slope of the area determines a sufficient water residence time for high phytoplanktonic densities to be recorded. Turbidity levels, given the reduced depth, allow the algal development that is stimulated by the nutrient availability.

The functional groups **W1**, **W2**, **C**, **P**, **D**, **X1**, **J** y **F** were the most frequent in the phytoplankton of the studied streams. Although the preferences of these groups correspond to the general environmental conditions of the streams, their use does not allow establishing a clear relationship with the water quality and land use.

Regarding the phytoplanktonic descriptors analyzed in relation to land use and water quality, both total density and the density of most tolerant algae to organic pollution and eutrophication increased with the deterioration of the water quality and the intensity of urban and industrial land use. These descriptors were the most closely related to the degree of human impact.

The influence of a hydraulic discontinuity in the phytoplanktonic structural characteristics was studied. A synergic effect among the gradient of increasing pollution and the increase of water residence time was observed downstream of the pond.

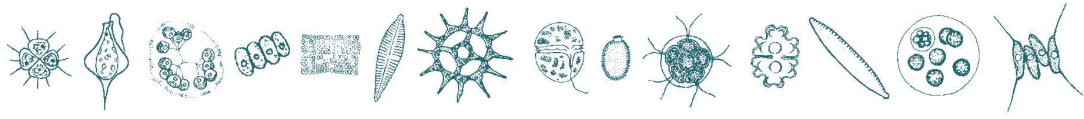
The effects of the disturbance caused by a dredging in a stream were evidenced in the phytoplankton by a significant decrease in total density and in the number of species, an increase in the relative abundance of loricated

euglenoids and pheophytin “a” concentration, and modifications in the specific composition.

An *in situ* bioassay was carried out, using a culture of a wild type of *Scenedesmus acutus* exposed upstream and downstream of the input of industrial effluents in a small fluvial system, to test their responses to the deterioration of the water quality. They consisted in morphological alterations of *S. acutus*, which is a common phytoplankton of Pampean Plain flowing waters.

Regarding the ecological preferences of the species, optima and tolerances to physico-chemical variables of the 39 most frequently occurring planktonic species in the studied streams were estimated. These optima and tolerances contribute to the knowledge of the species autoecology, necessary for their use in bioindication.

According to the different studies performed in this thesis, specific composition, total density and density of the most tolerant algae can be considered as the most relevant phytoplankton descriptors to be used as part of the assessment and monitoring of the water quality and biotic integrity in Pampean Plain streams. Considering the results obtained, it can be concluded that the use of the phytoplankton constitutes a valid alternative in flowing waters of areas with reduced slope.



Introducción



El agua es usada directamente como un recurso por la sociedad, para irrigación, uso doméstico, como material industrial o refrigerante y como recurso fluyente para diluir y remover materiales de desecho, además de generar energía eléctrica y proveer transporte y recreación. En sentido amplio es un recurso renovable, continuamente reprocesado y transportado a la tierra por el ciclo hidrológico. Los sistemas fluviales han sido desde el inicio de la civilización receptores finales de contaminantes antropogénicos. Una parte integral del tema de los recursos hídricos es su calidad, que varía por factores naturales y por los desechos contaminantes que les aporta la sociedad. Debido a su organización longitudinal, los sistemas fluviales tienen una gran interacción con los ecosistemas terrestres vecinos, de manera que son afectados por diversas fuentes de contaminación en relación con el uso de la tierra en sus cuencas (Margalef, 1983).

Los factores humanos que afectan a los sistemas fluviales, modificando sus características ambientales, provocan respuestas en las comunidades que integran estos ecosistemas que a su vez repercuten en la calidad de vida humana. Con el aumento de las poblaciones y actividades humanas crece el grado de alteración de los ecosistemas y se ve amenazada su sustentabilidad (Zurlini & Girardin, 2008).

A principios del siglo pasado ya existía la percepción del deterioro de la calidad del agua. En esa época comenzó el estudio de los organismos acuáticos como indicadores de la contaminación orgánica en ríos, desarrollándose el sistema de los saprobios (Kolkwitz & Marsson, 1908). Desde entonces se han implementado otros sistemas de evaluación biológica, ya que se ha ampliado el abordaje de la protección ambiental en sistemas acuáticos. A partir del desarrollo de normas de calidad de agua específicas para distintos contaminantes se ha llegado al planteo de objetivos más amplios de restauración de ecosistemas para que se puedan auto-mantener y contribuir al bienestar humano. Como consecuencia se ha desarrollado el monitoreo del estado y las tendencias de los ecosistemas para detectar alteraciones que puedan impactar su integridad o condición ecológica y así perjudicar su capacidad de proveer valiosos recursos y servicios en el futuro (Cairns et al., 1993; Karr, 1999; Mc Cormick & Cairns, 1994; Zurlini & Girardin, 2008). El biomonitoreo, durante las últimas dos décadas, ha progresado a la vanguardia

de las evaluaciones de impacto ambiental y los programas de monitoreo de aguas corrientes. En 1990 en Estados Unidos el gobierno nacional dictaminó que los estados establecieran criterios de calidad del agua basados en información biológica (Hill et al., 2003). Especialmente después de la Directiva Marco del Agua europea en el año 2000, los indicadores biológicos han devenido de primaria importancia para la evaluación de la calidad del agua de los ríos (Hering et al., 2006).

Los ríos y arroyos que surcan la llanura pampeana están sujetos al impacto de la actividad agropecuaria que se desarrolla en la región. Además, aquéllos que atraviesan zonas urbanas e industriales, que han crecido sin planeamiento, resultan afectados por el deterioro de la calidad del agua, debido a que la mayoría de los efluentes cloacales e industriales en nuestro país se vuelcan sin tratamiento previo. Estas diversas presiones provocan un estado ecológico pobre o malo en algunos ríos y arroyos (Bauer et al., 2002a; Gómez & Licursi, 2001; Gómez & Rodrigues Capítulo, 2001; Gómez et al., 2003; Salibián, 2006). La capacidad de los sistemas fluviales de degradar total o parcialmente el aporte de contaminantes antropogénicos es limitada y resulta superada, en muchos casos, por la magnitud y velocidad de este aporte (Allan, 1995; Ehrlich et al., 1977).

El fitoplancton, junto con los demás productores primarios de ríos y arroyos, tiene fundamental importancia por integrar la base de las tramas tróficas acuáticas. El mismo está constituido por el conjunto de microorganismos fotosintéticos adaptados a vivir en parte o continuamente en el agua libre, según la definición de Reynolds (2006), comprendiendo normalmente organismos que están temporaria o fortuitamente presentes, importados de hábitats adyacentes.

Aunque se ha discutido en qué medida el fitoplancton de sistemas fluviales está constituido por el desarrollo de algas bentónicas, inóculos provenientes del limnoplanton o por un fitoplancton distinguible como un grupo funcional discreto de algas originadas en el propio río, su existencia ha sido aceptada desde hace tiempo para grandes ríos (Wehr & Descy, 1998). En arroyos, corrientemente es aceptado que las algas de las comunidades relacionadas a un sustrato (perifiton) tienen mayor importancia que el fitoplancton como productores primarios (Fellows et al., 2006; Piirsoo et al., 2007; Reynolds,

1996). Sin embargo, la idea de que el potamoplancton (la comunidad planctónica de ríos) no está confinado a ríos particularmente grandes ni largos ha sido señalada por Reynolds (1996). Las algas potamoplanctónicas pertenecen a especies capaces de crecer y dividirse en las aguas fluyentes de los ríos a partir de un inóculo de células que de algún modo se mantienen allí o que se renuevan continuamente. En relación al desarrollo de estos inóculos, Reynolds (1988; 1996) y Reynolds et al. (1991) demostraron que el flujo en los cauces no es uniforme, volúmenes de agua significativos pueden moverse muy lentamente o ser esencialmente estacionarios. Estas zonas denominadas “de almacenamiento” pueden mantener una concentración de células que se incrementa activamente, llegando a ser superior a la del agua adyacente, y aportando una cantidad significativa de organismos al fitoplancton aguas abajo (Reynolds, 1988, 1994; Reynolds et al., 1991; Reynolds & Descy, 1996). Además, las especies potamoplanctónicas deben tener la habilidad de capturar energía lumínica en un ambiente con turbulencia y turbidez y la capacidad de convertirla eficientemente en nueva biomasa para sostener una tasa rápida de crecimiento poblacional (Reynolds et al., 1994). Asimismo, de acuerdo a Reynolds & Descy (1996), la alta relación superficie-volumen, favorecida por el pequeño tamaño celular o a través de la atenuación de células mayores en un solo plano, ofrece ventajas cuantificables en términos de metabolismo, recepción de la luz y arrastre por las corrientes de agua, y se puede considerar como una preadaptación universal para sobrevivir en las condiciones de un ambiente fluvial.

Los factores ambientales más frecuentemente encontrados como reguladores de la distribución y abundancia del plancton en sistemas fluviales pueden ser bióticos, hidrológicos, físicos o químicos (Reynolds, 1988; Margalef, 1983; Moss et al., 1984; Basu & Pick, 1996, 1997). Las diferencias regionales en la geología, la hidrología y las actividades humanas en las cuencas de drenaje pueden afectar algunos de estos factores y en consecuencia, la composición de las asociaciones algales (Pan et al., 2000; Wetzel & Likens, 1991).

Entre los factores bióticos, un impacto muy significativo del pastoreo del zooplancton sobre la biomasa fitoplanctónica podría ocurrir cuando el tiempo de residencia permite el desarrollo de elevadas densidades de rotíferos y/o de grandes copépodos con alta capacidad de filtración, en los tramos más

cercanos a la desembocadura de grandes ríos, en condiciones de bajo caudal (Basu & Pick, 1997; Gosselain et al., 1994). La diferencia en los tiempos generacionales, mayores para el zooplancton que para el fitoplancton, se hace crítica en los ecosistemas fluviales, con menores tiempos de residencia que los lagos.

Con respecto a los factores hidrológicos, en ríos de llanura, debido a la escasa pendiente del terreno, el tiempo de residencia es con frecuencia suficientemente amplio como para permitir el desarrollo de una biomasa fitoplanctónica tan elevada como en lagos eutróficos (Köhler & Gelbrecht, 1998; Moss et al., 1984). En cuanto a los arroyos del área bonaerense de la llanura pampeana, en condiciones de estiaje, la velocidad del agua es baja debido a que, de acuerdo a Sala et al. (1983), las pendientes son del orden de 1 m por km o aún menores, excepto en zonas serranas restringidas arealmente. Esto favorece la existencia de “zonas de almacenamiento” y un tiempo de residencia adecuado para el desarrollo del fitoplancton, registrándose en numerosas ocasiones densidades del orden de 10^5 células mL^{-1} para algas típicamente planctónicas (Bauer et al., 2002a, 2002b).

Un factor físico importante en sistemas fluviales de llanura es la turbidez producida por el arrastre de sedimentos, que puede provocar una limitación del desarrollo fitoplanctónico por escasez de energía lumínica (Dokulil, 1994; Reynolds, 1997).

En relación a los factores químicos, los ríos que surcan llanuras sedimentarias son alcalinos, tienen alto contenido iónico y son potencialmente ricos en nutrientes. Estas características pueden ser acentuadas por actividades agropecuarias y por los desechos producidos por los asentamientos urbanos e industriales (Reynolds, 1996). Algunos investigadores (Basu & Pick, 1996; Heiskary & Markus, 2001; Moss et al., 1984; Søballe & Kimmel; 1987) han encontrado que en ríos de llanura el fitoplancton está fuertemente regulado por las concentraciones de nutrientes.

La eutrofización y la contaminación orgánica se relacionan al enriquecimiento en nutrientes. Si bien estos dos tipos de contaminación, de acuerdo a Dodds (2006), están íntimamente ligados, para este trabajo de tesis se van a retener los términos *sensu stricto* que definen la eutrofización como la consecuencia del aumento en la carga de nutrientes (Scholten et al., 2005; Lillebø et al.,

2007) y la contaminación orgánica como un aumento de la DBO, es decir, de la materia orgánica biodegradable (Sandin & Hering, 2004).

Para el monitoreo y la evaluación ambiental en relación al impacto humano se suelen utilizar indicadores. Un indicador es una característica del ecosistema cuya medida cuantifica la magnitud del estrés y permite aislar aspectos clave del ambiente a distintos niveles de capacidad de síntesis. Es una señal física, química o biológica que transmite un mensaje complejo y puede ayudar a describir los sistemas en términos más simples. Cada indicador provee información parcial con respecto al sistema total pero las respuestas biológicas integran los efectos independientes de muchos factores de estrés y esta propiedad las hace indicadoras más robustas de la condición del ecosistema (Cairns et al., 1993; Loez et al., 1998; Mc Cormick & Cairns, 1994; Kurtz et al, 2001; Zurlini & Girardin, 2008).

De esta manera, a partir del uso de análisis químicos que dan un panorama instantáneo de la calidad del agua y específico de las sustancias analizadas, se ha avanzado hacia el empleo de los organismos acuáticos como indicadores, que tienen la capacidad de integrar las condiciones ambientales en el tiempo y dar información del estado ecológico del sistema (Cairns et al., 1993; Margalef, 1983).

Mediante el monitoreo biológico (observaciones periódicas directas del estado de las comunidades en su ambiente natural) se pueden detectar alteraciones en el ambiente antes de que el deterioro sea obvio y generalizado (Fränzle, 2006). Durante los últimos 30 años el biomonitoreo evolucionó rápidamente. Por lo menos dos enfoques principales se desarrollaron independientemente, los índices multimétricos y los métodos estadísticos multivariados para discernir patrones en la composición taxonómica (Karr, 1999). Ambos enfoques se basan en el valor indicador de las respuestas biológicas.

La bioindicación puede ser activa, involucrando la exposición intencional de organismos cultivados al ambiente por cierto período de tiempo, o pasiva, cuando está basada en la evaluación comparativa de las respuestas de componentes seleccionados de las biocenosis existentes en un área de estudio (Fränzle, 2006).

Los indicadores ecológicos son instrumentos apropiados para aplicar los resultados de la investigación de los ecosistemas a un campo de utilización práctico más amplio, como la evaluación de la condición ambiental en programas de monitoreo (Müller & Lenz, 2006).

Idealmente, según Dale & Beyeler (2001), los indicadores ecológicos deben:

- ✧ capturar la complejidad de los ecosistemas manteniéndose suficientemente simples como para ser monitoreados habitualmente sin dificultades

- ✧ ser fácilmente medibles

- ✧ ser sensibles a las presiones ejercidas sobre el sistema y responder a ellas de manera predecible

- ✧ ser integrativos

- ✧ tener una respuesta conocida a los disturbios, presiones humanas y cambios temporales

- ✧ tener baja variabilidad en sus respuestas.

Particularmente el uso de las algas como indicadoras tiene una serie de ventajas (Mc Cormick & Cairns, 1994; Resh, 2008):

- ✧ constituyen un grupo ecológicamente importante en la mayoría de los ecosistemas acuáticos por su rol energético y biogeoquímico en términos de fijación y transferencia de nutrientes

- ✧ los cambios en la composición taxonómica y abundancia de las asociaciones algales en respuesta a disturbios humanos se pueden usar para predecir los efectos en otros compartimentos debido a su posición en la base de las redes tróficas acuáticas

- ✧ a causa de sus cortos tiempos generacionales responden rápidamente a los cambios ambientales y pueden proveer señales de alerta temprano

- ✧ la mayoría de las aguas superficiales son afectadas por múltiples impactos ambientales simultáneos, incluyendo generalmente alguna forma de enriquecimiento en nutrientes, las algas responden de manera sensible y confiable al estado trófico

- ✧ las asociaciones algales tienen continuidad en el tiempo y con los cambios en la calidad del agua, además, la mayoría de las especies son cosmopolitas, o sea que son abundantes, comunes y ubicuistas.

De acuerdo a sus ventajas se puede afirmar que los indicadores algales proveen información importante en cuanto a la calidad del agua (Mc Cormick & Cairns, 1994; Reavie et al., 2009). Sin embargo, su utilidad también tiene limitaciones, por ejemplo cuando se verifican niveles de toxicidad crónicos bajos en el ambiente, que involucran procesos de bioacumulación y biomagnificación que no se aplican a las células algales (Mc Cormick & Cairns, 1994).

Existen diferencias de escala espacial en cuanto a la utilización de diferentes asociaciones algales como indicadoras en sistemas fluviales. Las algas bentónicas, al estar asociados a un sustrato, desarrollan sus características comunitarias enteramente dentro de las condiciones ambientales de un sitio determinado. Así, pueden definir espacialmente un impacto con mayor exactitud. El fitoplancton, por hallarse en suspensión en la columna de agua siendo transportado hacia la desembocadura, puede integrar los impactos ambientales de un área geográfica mayor. Por consiguiente, la utilización del fitoplancton como indicador de la calidad del agua y de la integridad del ecosistema puede ser más apropiada para evaluar a mediana o gran escala ecosistemas donde es un componente importante (Cairns et al., 1993; Stevenson & White, 1995).

No obstante, una desventaja del uso del fitoplancton como indicador, señalada en el Proyecto de Estandarización de las Clasificaciones de Ríos para contribuir a su gestión sustentable (Star Project, 2005) de la Unión Europea, consiste en que puede dar falsas señales positivas de deterioro del ecosistema monitoreado (Figura 2). Esto se debe a que su rápida multiplicación, mencionada como una ventaja más arriba, también lo hace susceptible a fluctuaciones ambientales naturales, provocando la variabilidad de las asociaciones algales (Mc Cormick & Cairns, 1994).

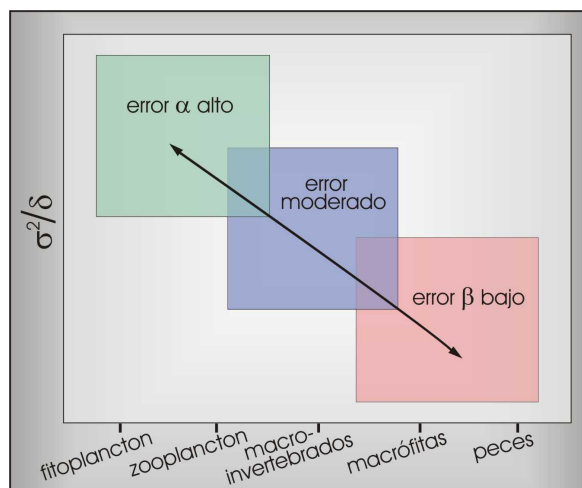


Figura 2. Modelo conceptual de las estimaciones hipotéticas de error para grupos indicadores seleccionados. La tasa de varianza del indicador (σ^2) con respecto al cambio (δ), representativa del poder estadístico, está graficada en función de los grupos indicadores. Error α : tipo I o falso positivo y error β : tipo II o falso negativo. Extraído de Star Project (2005).

Sin embargo, con objetivos de monitoreo y evaluación ambiental, se puede aceptar cierta debilidad en un indicador si éste provee información importante, pero debe ser una decisión consciente, no basada en falta de información (Kurtz et al., 2001). Así, en el Star Project (2005) se recomendó ampliar los métodos de evaluación incluyendo peces, macrófitas y fitoplancton, además de las diatomeas bentónicas y los macroinvertebrados, que son los más utilizados hasta el presente.

Las medidas estructurales del fitoplancton, de acuerdo a Mc Cormick & Cairns (1994) pueden ser importantes indicadores de impacto antropogénico y se han utilizado en el monitoreo de ríos principalmente en Europa (Coste et al., 1991; Dokulil, 1991; Ferreira, 1991; Friedrich, 1991; Harding & Hawley, 1991; Hindák & Makovinská, 1999; Kelly, 1999; Marvan, 1991; Noppe & Prygiel, 1999; Padisák et al., 1991).

En la bibliografía existen recopilaciones de las respuestas estructurales del fitoplancton frente a factores de estrés antropogénicos. Por ejemplo Smith et al. (1999) y Smith (2003) destacaron como efecto de la eutrofización en sistemas fluviales:

- ✧ el aumento de la biomasa
- ✧ los cambios en la composición específica.

Por otro lado Fleeger et al. (2003) diferenciaron efectos tóxicos directos e indirectos de hidrocarburos, metales pesados y pesticidas sobre la estructura fitoplanctónica en sistemas acuáticos. Los efectos tóxicos directos pueden provocar:

- ✧ declinación de las especies sensibles
- ✧ aumento en la fracción algal de menor tamaño
- ✧ reducción de la abundancia.

Pero el efecto indirecto de los tóxicos, por el contrario, puede aumentar la abundancia algal cuando los pastoreadores son selectivamente eliminados.

Además, Xu et al. (1999), como resultado del estrés químico debido a la acidificación y la contaminación con cobre, hidrocarburos y pesticidas en sistemas de agua dulce, consignaron cambios en:

- ✧ la biomasa y abundancia total (y ocurrencia de floraciones)
- ✧ el tamaño celular
- ✧ la composición y dominancia de los grandes grupos taxonómicos
- ✧ la riqueza y diversidad.

Estos últimos autores también señalaron que en relación a un ecosistema contaminado, un ecosistema saludable tendrá, en cuanto a estructura, un fitoplancton con alta diversidad específica y/o baja biomasa.

El fitoplancton, además de responder de manera conocida a muchos factores de presión de origen humano, se puede muestrear con rapidez y facilidad, requiriendo escaso esfuerzo en el campo y bajos presupuestos (Resh, 2008; Stevenson & White, 1995).

Los antecedentes con respecto al fitoplancton de sistemas fluviales de la Provincia de Buenos Aires incluyen estudios de su ecología en el Río Salado (Gabellone et al., 2005; Neschuk et al., 2002; O'Farrell, 1993) y el Río Samborombón (Solari, 1995; Solari & Claps, 1996). También, O'Farrell (1994) analizó comparativamente el fitoplancton de cursos de agua de la Cuenca del Plata. Se han estudiado las asociaciones fitoplanctónicas en relación a la calidad del agua, incluyendo en algunos casos bioensayos, en los ríos Matanza-Riachuelo (Conforti et al., 1995), Reconquista (Castañé et al., 1998a; Castañé et al., 1998b; Loez & Salibián, 1990; Loez & Topalián, 1999; Loez et

al., 1998; Olguín & Loez, 1996; Olguín et al., 2004; Rovedatti et al., 2000) y Luján (del Giorgio et al., 1991; Maidana et al., 2005; O'Farrell, 2003; O'Farrell et al., 2002). Como parte de los trabajos citados se ha analizado la composición del fitoplancton en cuanto a especies y grandes grupos taxonómicos y se han utilizado índices de diversidad, riqueza de especies y relaciones entre grupos algales.

Existen escasos estudios acerca del fitoplancton de los arroyos que surcan el área bonaerense de la llanura pampeana (Macluf et al., 1998) y, en particular, en relación a la calidad del agua (Bauer et al., 2002a; Bauer et al., 2002b; Tangorra et al., 1998). Recientemente Licursi (2005) y Sierra (2009) estudiaron distintos aspectos del microbentos de arroyos de esta área.

Teniendo en cuenta las posibles respuestas del fitoplancton a factores de estrés antropogénico se propone un marco conceptual del uso del fitoplancton como indicador de la calidad del agua en arroyos pampeanos (Figura 1).



Figura 1. Marco conceptual del uso del fitoplancton como indicador de la calidad del agua.

Objetivo general

El objetivo general de este trabajo de tesis es profundizar y ampliar el conocimiento de la ecología del fitoplancton y de su relación con la calidad del agua en pequeños arroyos de llanura (de número de orden ≤ 3) y estudiar si las respuestas estructurales del fitoplancton pueden contribuir a la evaluación de la calidad ecológica de estos sistemas fluviales.

HIPOTESIS

De acuerdo al objetivo expuesto anteriormente se plantearon las siguientes hipótesis:

- ⊙ El fitoplancton de los arroyos pampeanos responde con modificaciones estructurales no sólo a las diferencias físico-químicas naturales sino también a los cambios ambientales provocados por el hombre. La estructura del fitoplancton será distinta en sucesivos tramos de los arroyos de acuerdo a las condiciones naturales y al uso de la tierra en el área.

- ⊙ Las características estructurales del fitoplancton pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del agua e integridad biótica en los arroyos pampeanos y contribuir a definir la condición del ecosistema.

Objetivos particulares

En base a las hipótesis planteadas se precisaron los siguientes objetivos para el desarrollo de los diferentes capítulos:

★ Identificar los principales gradientes ambientales a los que responde la variación en la composición del fitoplancton para definir sus características ecológicas.

★ Estudiar respuestas estructurales del fitoplancton a cambios en la calidad del agua debidos al impacto humano en relación al uso de la tierra identificando cuáles de ellas son más significativas.

★ Estudiar, en particular, los efectos de un dragado y de una discontinuidad hidráulica sobre las respuestas estructurales del fitoplancton.

★ Estimar las preferencias ecológicas de las especies con respecto a las variables ambientales para conocer su autoecología.

★ Determinar la utilidad de un bioensayo *in situ* con una cepa silvestre de una especie fitoplanctónica en la evaluación de la calidad del agua.

BIBLIOGRAFIA

Allan J. D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman and Hall, Oxford, 338 p.

Basu B. K. & Pick F. R. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41 7: 1572-1577.

Basu B. K. & Pick F. R. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19 (2): 237-253.

Bauer D. E., Donadelli J., Gómez N., Licursi M., Ocón C., Paggi A. C., Rodrigues Capítulo A. & Tangorra M. 2002a. Ecological status of pampean

- plain streams and rivers. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 28: 259-262.
- Bauer D. E., Conde M. E. & Gómez N. 2002b. Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities. *Archiv für hydrobiologie* 153 (3): 421-442.
- Cairns J. Jr., McCormick P. V. & Niederlehner B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1-44.
- Castañé P. M., Topalián M. L., Rovedatti M. G. & Salibián A. 1998a. Impact of human activities on the water quality of the Reconquista river (Buenos Aires, Argentina). *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1206-1208.
- Castañé P. M., Loez C. R., Olgún H., Puig A., Rovedatti M. G., Topalián M. L. & Salibián A. 1998b. Caracterización y variación espacial de parámetros fisicoquímicos y del plancton en un río urbano contaminado (Río Reconquista, Argentina). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 14 (2): 69-77.
- Conforti V., Alberghina J. & González Urda E. 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 59-75.
- Coste M., Bosca C. & Dauta A. 1991. Use of algae for monitoring rivers in France. En: Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991*: 75-88.
- Dale V. H. & Beyeler S. C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1: 3-10.
- del Giorgio P. A., Vinocur A. L., Lombardo R. J. & Tell H. G. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river -a multivariate approach. *Hydrobiologia* 224: 129-154.
- Dodds W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51 (1, part 2): 671-680.
- Dokulil M. 1991. Review on recent activities, measurements and techniques concerning phytoplankton algae of large rivers in Austria. En: Whitton B. A.,

- Rott E. & Friedrich G. (Eds.). Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991: 53-57.
- Dokulil M. T. 1994. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. *Hydrobiologia* 289: 65-72.
- Ehrlich P. R., Ehrlich A. H. & Holdren J. P. 1977. *Ecoscience. Population, resources, environment*. 3^o ed. W. H. Freeman and Company, USA, 1051 p.
- Fellows C. S., Clapcott J. E., Udy J. W., Bunn S. E., Harch B. D., Smith M. J. & Davies P. M. 2006. Benthic metabolism as an indicator of stream ecosystem health. *Hydrobiologia* 572: 71-87.
- Ferreira M. T. 1991. Use of algae for monitoring rivers in Portugal. En: Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.). Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991: 145-154.
- Fleeger J. W., Karman K. R. & Nisbet R. M. 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *The Science of the Total Environment* 317: 207-233.
- Fränzle O. 2006. Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators* 6: 114-136.
- Friedrich G. 1991. Use of phytoplankton in monitoring rivers in the Federal Republic of Germany. En: Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.). Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991: 97-102.
- Gabellone N. A., Claps, M. C., Solari L. C. & Neschuk N. C. 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry* 75: 455-477.
- Gómez N. & Licursi M. 2001. Pampean diatom index (IDP): a new proposal to water quality assessment of rivers and streams in pampean plain of Argentina. *Aquatic Ecology* 35 (2): 173-181.
- Gómez N. & Rodrigues Capítulo A. 2001. Los bioindicadores y la salud de los ríos. V Seminario Internacional de Ingeniería y Ambiente, Indicadores Ambientales 2000, Facultad de Ingeniería UNLP. 109-118.
- Gómez N., Licursi M., Bauer D. E., Hualde P. R. & Sierra M. V. 2003. Reseña sobre modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la

- evaluación y monitoreo de algunos sistemas lóticos pampeanos bonaerenses. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 38 (1-2):93-103.
- Gosselain V., Descy J-P & Everbecq E. 1994. The phytoplankton community of the River Meuse, Belgium : seasonal dynamics (year 1992) and the possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 289: 179-191.
- Harding J. P. C. & Hawley G. R. W. 1991. Use of algae for monitoring rivers in the United Kingdom. En: Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.). Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991: 183-193.
- Heiskary S. & Markus H. 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Journal of Lake and Reservoir Management* 17 (4): 251-262.
- Hering D., Feld C. K., Moog O. & Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hill B. H., Herlihy A. T., Kaufmann P. R., DeCelles S. J. & Van der Borgh M. A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators* 2: 325-338.
- Hindák F. & Makovinská J. 1999. Phytoplankton of the Danube from Bratislava (Slovakia) to Budapest (Hungary). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of the III International Symposium, France, September 29-October 1 1997: 188-193.
- Karr J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology* 41: 221-234.
- Kelly M. G. 1999. Progress towards Quality Assurance of benthic diatoms and phytoplankton analysis in the UK. En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of the III International Symposium, France, September 29-October 1 1997: 208-215.
- Köhler J. & Gelbrecht J. 1998. Interactions between phytoplankton dynamics and nutrient supply along the lowland River Spree, Germany. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1045-1049.

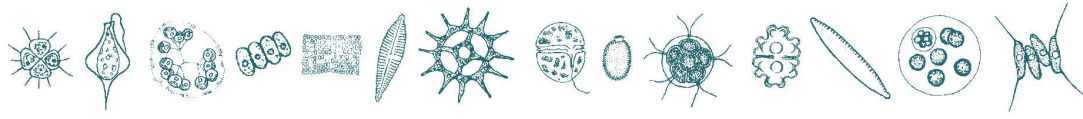
- Kolkwitz R. & Marsson M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26a: 505-519.
- Kurtz J. C., Jackson L. E. & Fisher W. S. 2001. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological Indicators* 1: 49-60.
- Licursi M. 2005. Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos. Tesis Doctoral UNLP, 168 p.
- Lillebø A.I., Teixeira H., Pardal M.A. & Marques J.C. 2007. Applying quality status criteria to a temperate estuary before and after the mitigation measures to reduce eutrophication symptoms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72: 177-187.
- Loez C. R. & Salibián A. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du Río Reconquista (Buenos Aires, Argentina), une rivière urbaine polluée. *Revue d'Hydrobiologie Tropical* 23: 283-296.
- Loez C. R. & Topalián M. L. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers. Volume III*: 72-83. Agence de l'Eau Artois-Picardie.
- Loez C. R., Salibián A. & Topalián M. L. 1998. Associations phytoplanctoniques indicatrices de la pollution par le zinc. *Revue des Sciences de l'Eau* 11 (3): 315-322.
- Macluf C. C., Claps M. C. & Solari L. C. 1998. Plankton of an undisturbed plain's stream (Buenos Aires Argentina). *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1057-1061.
- Maidana N. I., O'Farrell I., Lombardo R. J. & dos Santos Alonso M. 2005. Short-term ecological implications of the diversión of a highly polluted lowland river: a case study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75: 1176-1184.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona, 1010 p.
- Marvan P. 1991. Use of algae as indicators for rivers in Czechoslovakia. En: Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.). *Use of algae for monitoring*

- rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991: 63-74.
- McCormick P. V. & Cairns J. Jr. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6: 509-526.
- Moss B., Balls H., Booker I., Manson K. & Timms M. 1984. The River Bure, United Kingdom: Patterns of change in chemistry and phytoplankton in a slow-flowing fertile river. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 22: 1959-1964.
- Müller F. & Lenz F. 2006. Ecological indicators: Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management. *Ecological Indicators* 6: 1-5.
- Neschuk N., Gabellone N. & Solari L. 2002. Plankton characterization of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 28: 1336-1339.
- Noppe K. & Prygiel J. 1999. Phytoplankton as an eutrophication indicator for the main watercourses of the Artois-Picardie water basin (France). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of the III International Symposium, France, September 29-October 1 1997: 194-206.
- O'Farrell I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* 271: 169-178.
- O'Farrell I. 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiologia* 289: 109-117.
- O'Farrell I. 2003. Utilización de índices biológicos en la evaluación de la calidad de agua del tramo inferior del Río Luján (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). En: Las aguas bajas turbias en la región metropolitana del Gran Buenos Aires. CoEd. Al Margen y Universidad de General Sarmiento, Buenos Aires: 85-102.
- O'Farrell I., Lombardo R., de Tezanos Pinto P. & Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120 (2): 207-218.

- Olguin H. F. & Loez C. R. 1996. Estructura y dinámica espacio-temporal del fitoplancton del Río Reconquista (Bs. As.): período XI/93-III/94. En: Zalazar R. H. (Ed.). Cuencas Hídricas: contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento. Instituto Provincial del Medio Ambiente (Gobernación de la Provincia de Buenos Aires), Buenos Aires: 124-126.
- Olguin H. F., Puig A, Loez C. R., Salibián A., Topalián M. L., Castañé P. M. & Rovedatti M. G. 2004. An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton, and zooplankton for ecotoxicological assessment in a highly polluted lowland river. *Water, Air and Soil Pollution* 155 (1-4): 355-381.
- Padisák J., Acs E., Rajczy M. & Kiss K. T. 1991. Use of algae for monitoring rivers in Hungary. En: Whitton B. A., Rott E. & Friedrich G. (Eds.). Use of algae for monitoring rivers. Proceedings of the International Symposium, Germany, May 26-28 1991: 123-128.
- Pan Y., Stevenson R. J., Hill B. H. & Herlihy A. T. 2000. Ecoregions and benthic diatoms assemblages in Mid-Atlantic Highlands streams, USA. *Journal of North American Benthological Society* 19 (3): 518-540.
- Piirsoo K., Vilbaste S., Truu J., Pall P., Trei T., Tuvikene A. & Viik M. 2007. Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowland streams. *Aquatic Ecology* 41: 183-194.
- Reavie E. D., Jicha T. M., Angradi T. R., Bolgrien D. W. & Hill B. H. 2009. Algal assemblages for large rivers monitoring: comparison among biovolume, absolute and relative abundance metrics. *Ecological Indicators*, en prensa.
- Resh V. H. 2008. Which group is the best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment* 138: 131-138.
- Reynolds C. S. 1988. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. En: Round F. E. (Ed.) *Algae and the Aquatic Environment*. Biopress, Bristol: 285-311.
- Reynolds C. S. 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* 289: 9-21.
- Reynolds C. S. 1996. Algae. En: Petts, G. & P. Calow (Eds.) *River Biota, Diversity and Dynamics*. Blackwell Science Ltd., Great Britain: 6-26.

- Reynolds C. S. 1997. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. En: Kinne, O. (Ed.). Excellence in Ecology, 9, Ecology Institute, Oldenforf Germany, 371 p.
- Reynolds C. S. 2006. The Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, New York, 535 p.
- Reynolds C. S. & Descy J.-P. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. Archiv für Hydrobiologie Suppl. 113 (1-4): 161-187.
- Reynolds C. S., Carling P. A. and Beven K. 1991. Flow in river channels: new insights into hydraulic retention. Archiv fur Hydrobiologie 121: 171-179.
- Reynolds C. S., Descy J.-P. & Padisák J. 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? Hydrobiologia 289: 1-7.
- Rovedatti M. G., Loez C. R., Topalián M. L., Castañé P. M., Salibián A. & Olguin H. F. 2000. Monitoring of a polluted river (Reconquista, Argentina) based on physicochemical parameters and phytoplankton. Verhandlungen International Vereinigung Limnology 27 (5): 2743-2748.
- Sala J. M., González N. & Kruse E. E. 1983. Generalización hidrológica de la Provincia de Buenos Aires. Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras, Olavarría, Argentina: 975-1009.
- Salibián A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. En: Ware G. W. (Ed.). Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 185: 35-65.
- Sandin L. & Hering D. 2004. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the ECWater Framework Directive intercalibration. Hydrobiologia 516: 55-68.
- Scholten M. C. Th., Foekema E. M., Van Dokkum H. P., Kaag N. H. B. M. & Lak R. G. 2005. Eutrophication Management and Ecotoxicology. Springer-Verlag, Berlín, Heidelberg, 122 p.
- Sierra M. V. 2009. Microbentos de sistemas lóticos pampeanos y su relación con la calidad del agua: respuestas estructurales y funcionales. Tesis doctoral UNLP, 233 p.
- Smith V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. Environmental Sciences and Pollution Research 10: 126-139.

- Smith V. H., Tilman G. D. & Nekola J. C. 1999. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Søballe D. M. & Kimmel B. L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* 68: 1943-1954.
- Solari L. C. 1995. Structure and dynamics of phytoplankton of the River Samborombón (Buenos Aires, Argentina). *Acta Hydrobiologica* 37 (4): 231-241.
- Solari L. C. & Claps M. C. 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales de Limnologie* 32 (2): 89-95.
- Star Project EU. 2005. Proyecto de Estandarización de las Clasificaciones de Ríos para contribuir a su gestión sustentable. [<http://www.eu-star.at>].
- Stevenson R. J. & White K. D. 1995. A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. *Hydrobiologia* 297: 201-216.
- Tangorra M., Mercado L.; Rodrigues Capítulo A. & Gómez N. 1998. Evaluación de la calidad ecológica del A° El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables físico-químicas. *Anales del XVII Congreso Nacional del Agua, II Simposio de Recursos Hídricos del Conosur*: 212-220.
- Wehr J. D. & Descy J.-P. 1998. Use of phytoplankton in large river management. *Journal of Phycology* 34: 741-749.
- Wetzel R. G. & Likens G. E. 1991. *Limnological analysis*, 2° ed. Springer Verlag, New York, 391 p.
- Xu F.-L., Jørgensen S. E. & Tao S. 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling* 116: 77-106.
- Zurlini G. & Girardin P. 2008. Introduction to the special issue on "Ecological indicators at multiple scales". *Ecological Indicators* 8: 781-782.



Area de estudio



Los arroyos seleccionados para este trabajo se encuentran en la Provincia de Buenos Aires (Figura 1), ubicada al Sur de una extensa llanura que abarca Uruguay, el Sur de Brasil y el Este de la Argentina. Esta llanura, con algunas zonas onduladas o serranías de escasa altura, constituye desde el punto de vista biogeográfico la Provincia Pampeana. El clima es templado húmedo con lluvias todo el año. La vegetación dominante es la estepa o pseudo-estepa de gramíneas, entre las cuales crecen numerosas especies herbáceas y algunos sufrútices y arbustos. Hay también numerosas comunidades edáficas (Cabrera & Willink, 1980).

Los arroyos Martín, Rodríguez, Don Carlos, El Gato, El Pescado, Buñirigo y Juan Blanco se encuentran en el Distrito Pampeano Oriental de la Provincia Pampeana y pertenecen a la subcuenca del Río de la Plata (Sala et al., 1983). De acuerdo a datos del Observatorio Astronómico de La Plata la precipitación media anual entre los años 1909 y 2000 fue de 1.023 mm; en los años de muestreo (1998-2000) osciló entre 990 y 1.040 mm. La temperatura media anual entre los años 1987 y 2000 fue de 16,9°C; en los años de muestreo se mantuvo alrededor de ese valor. La temperatura media mínima fue de 10,7°C y se registró en junio, la media máxima fue de 22,1°C y se registró en enero.

La red hidrográfica de la zona Noreste es de diseño dendrítico y la más densa de la provincia, superando rara vez el orden 4. Las pendientes medias de la zona Noreste son del orden de 1 metro por kilómetro, abarcando un área que se desarrolla desde los 50 a los 20 m snm hasta el nivel del Río de la Plata. Los depósitos sedimentarios cenozoicos que forman los cauces son Pampeanos y Postpampeanos, ambos representados por fracciones limosas, arenosas y arcillosas con distinta compactación y pueden presentar carbonato de calcio. Los sedimentos Pampeanos muestran en general un predominio de material calcáreo (tosca) en superficie. Los sedimentos Postpampeanos también pueden ser conchiles (Auge, 2004; Sala et al., 1983).

Los arroyos Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá se encuentran en el Distrito Pampeano Austral de la Provincia Pampeana, tienen sus nacientes en la zona serrana de Tandil y pertenecen a la vertiente Nororiental de Tandilia. En este distrito el clima es algo más frío y seco que en el Distrito Pampeano Oriental (Sala et al., 1983).

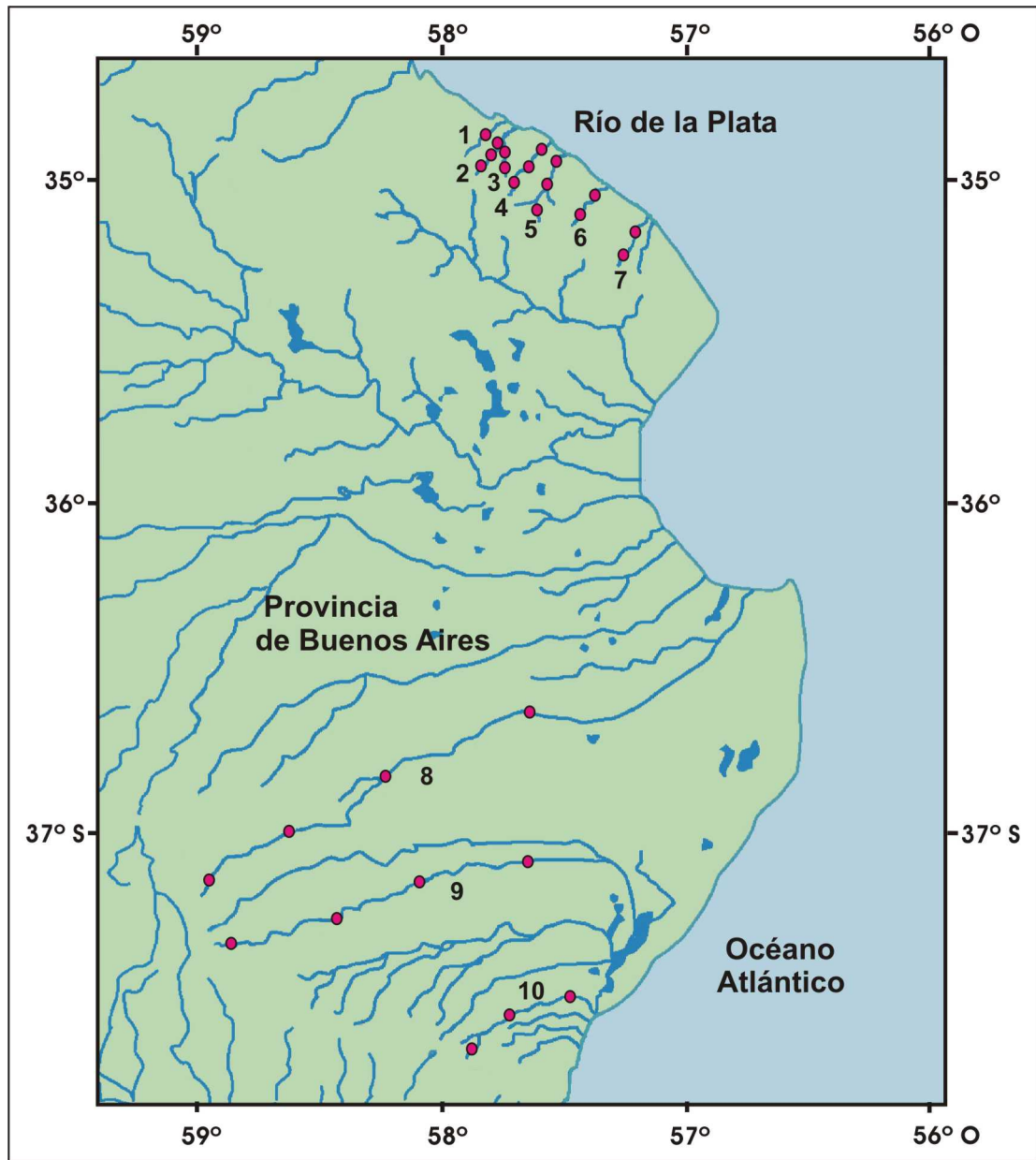


Figura 1. Mapa de los arroyos estudiados mostrando los sitios de muestreo. 1: A° Martín, 2: A° Rodríguez, 3: A° Don Carlos, 4: A° El Gato, 5: A° El Pescado, 6: A° Buñirigo, 7: A° Juan Blanco, 8: A° Tandileofú, 9: A° Napaleofú, 10: A° Vivoratá.

La red de drenaje de la zona serrana de la provincia es de menor densidad que la anterior, integrada por cursos a menudo subparalelos. En su mayoría, se pierde hacia el Este en la llanura careciendo de drenaje natural hacia el océano, donde desaguan algunos arroyos a través de canales (Ringuelet, 1962). La altura máxima de las Sierras de Tandilia es de 500 m snm, pero las pendientes mayores están restringidas arealmente. La escasa altura con respecto a la

llanura y la posición en relación al océano no modifican mayormente el clima. La llanura, que apenas sobrepasa alturas de unos 120 m snm, posee pendientes topográficas regionales que oscilan entre 0,1 y 1 metro por kilómetro. Los sedimentos Pampeanos que forman los cauces son del mismo tipo que en la zona anterior y los sedimentos Postpampeanos son de origen eólico, en los que predomina la fracción limoarenosa y arenosa (Auge, 2004; Sala et al., 1983).

En el funcionamiento hidrológico global predomina la infiltración (y por ende el escurrimiento subterráneo) sobre el escurrimiento superficial. Los sistemas fluviales solamente drenan el exceso hídrico no evacuado subterráneamente (Sala et al., 1998).

Algunos arroyos, como los del Noreste, son auténticos de llanura, pues nacen y se desarrollan en ella. Otros nacen en las sierras bonaerenses, aunque sus áreas activas, por condiciones climáticas y particularidades físicas, son poco marcadas, disipándose sus efectos a relativamente corta distancia en la llanura (Sala et al., 1983). Estas características hacen que la velocidad de corriente sea baja en toda la zona. En algunos sitios de muestreo de los arroyos del Noreste en ocasiones la velocidad de corriente no se pudo medir por ser imperceptible. Los arroyos Buñirigo y Juan Blanco en la zona de los sitios de muestreo de cabecera pueden secarse parcialmente, encontrándose en algunos muestreos tramos de los arroyos aislados entre sí.

La presencia de macrófitas en los arroyos del área de estudio es variable y su cobertura es heterogénea dependiendo, entre otros factores, de la estación del año y de la ocurrencia de lluvias intensas.

En las orillas de los arroyos se pueden encontrar plantas palustres como *Schoenoplectus californicus* (junco), *Sagitaria montevidensis*, *Typha angustifolia* (totora), *T. latifolia* (totora), *Alternanthera philoxeroides* (lagunilla), *Hydrocotyle bonariensis* o *H. ranunculoides* (redondita de agua). Entre la vegetación sumergida se registran caráceas, *Egeria densa* (elodea), *Ceratophyllum demersum* (cola de zorro), *Myriophyllum* spp. y *Potamogeton* spp. En zonas de corriente muy lenta se pueden desarrollar temporariamente plantas flotantes como *Ricciocarpus natans*, *Azolla filiculoides* (helechito de agua) *Pistia stratiotes* (repollito de agua) y lemnéas (lentejas de agua) pertenecientes a los géneros *Lemna*, *Spirodella*, *Wolffia* y *Wolffiella*. Relacionadas a los márgenes de los

arroyos o en sitios poco profundos se pueden encontrar macrófitas arraigadas como *Hydrocleis nymphoides* (amapola de agua), *Bacopa monnieri* y *Ludwigia* spp.; las dos últimas tienen rizomas rastreros pero durante épocas de aguas bajas se las puede hallar como flotantes no arraigadas (Tur, 1995).

Los arroyos del Noreste, afluentes menores del Río de la Plata, son de corto recorrido. La mayor cuenca pertenece al A° El Pescado (211 km², 80 km de largo), seguido por el A° El Gato (106 km²), el A° Martín (89 km²) y por último los arroyos Rodríguez-Don Carlos (54 km²). En cuanto a los arroyos Buñirigo y Juan Blanco, no se dispone de datos de la superficie que abarcan sus cuencas, pero su longitud es de 36 km y 21 km respectivamente (EASNE, 1973; Hurtado, 2006). Los arroyos de Tandil tienen mayor longitud y sus cuencas abarcan mayor superficie, la del A° Napaleofú 2.151 km² y la del A° Tandileofú 1.445 km², se carece de datos del A° Vivoratá (Ringuelet, 1962).

Debido a la intensa actividad humana que se desarrolla en algunas áreas los arroyos pampeanos están afectados por contaminación puntual, dada por desechos cloacales y efluentes industriales, y por contaminación difusa, que se debe principalmente a la actividad agropecuaria (Gómez & Rodríguez Capítulo, 2001; Sala et al., 1998). Las poblaciones humanas y las industrias producen desechos que incorporan materia orgánica y diversas sustancias químicas a los sistemas fluviales. Las actividades agropecuarias aportan una carga de nutrientes y materia orgánica a los cursos de agua dependiendo de su intensidad (Mugni et al., 2005).

En cada uno de los arroyos seleccionados para el presente trabajo se establecieron sitios de muestreo en relación a distinto tipo e intensidad de uso de la tierra en el área. La intensidad de los usos de la tierra agrícola-ganadero, urbano e industrial se utilizó como variable indirecta, integradora de diversas influencias humanas. Se asignaron números desde el 1 al 5 para cada sitio de muestreo, en una escala de intensidad creciente para los distintos tipos de actividad considerados, teniendo en cuenta observaciones de campo y de mapas satelitales (Tabla 1).

Los arroyos de la zona de Tandil estuvieron afectados principalmente por la actividad agropecuaria en distintas intensidades. Además, el sitio 3 del A° Tandileofú sufrió el impacto de la ciudad de Ayacucho, situada aguas arriba.

Los arroyos del Noreste estudiados que se encuentran hacia el Sur (arroyos El Pescado, Buñirigo y Juan Blanco) también estuvieron afectados por la actividad agropecuaria. Además, aguas arriba del sitio 2 del A° Buñirigo, se ubicaron una curtiembre y una industria alimenticia. Las cabeceras de los arroyos Martín, Rodríguez y Don Carlos se encuentran en áreas con actividad agropecuaria y hortícola, aguas abajo estos arroyos atraviesan zonas suburbanas y urbanas y todos reciben efluentes industriales y desechos domiciliarios.

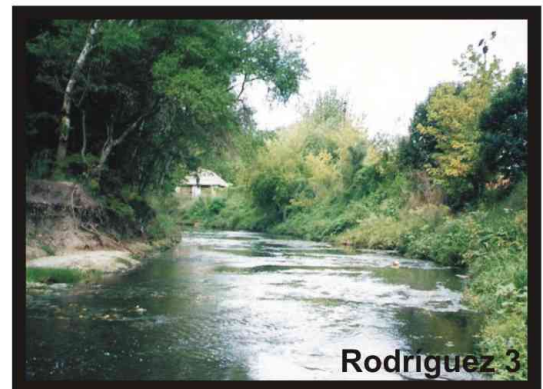
Arroyos	Sitios de muestreo	Número de orden	Usos de la tierra		
			Agrícola-ganadero	Urbano	Industrial
Martín	M	2	1	4	3
Rodríguez	R1	2	5	1	1
	R2	2	2	4	4
	R3	2	1	5	2
Don Carlos	DC1	1	2	3	1
	DC2	2	1	5	5
El Gato	G1	1	2	4	4
	G2	2	1	5	5
	G3	3	2	4	5
El Pescado	P1	1	3	2	1
	P2	2	3	2	1
	P3	3	2	3	1
Buñirigo	B1	1	3	1	1
	B2	2	3	3	4
Juan Blanco	JB1	1	3	1	1
	JB2	2	3	1	1
Tandileofú	T1	1	2	1	1
	T2	2	3	2	1
	T3	2	3	5	3
	T4	2	4	2	1
Napaleofú	N1	1	2	2	1
	N2	2	2	2	1
	N3	3	3	2	1
	N4	3	3	2	1
Vivoratá	V1	1	2	2	1
	V2	2	4	2	1
	V3	2	4	2	1

Tabla 1. Sitios de muestreo correspondientes a los arroyos pampeanos estudiados numerados sucesivamente a partir de 1 aumentando en dirección a la desembocadura. Se indica la ausencia o intensidad de los tipos de uso de la tierra en el área, 1: ausente, 2: bajo, 3: moderado, 4: intenso, 5: muy intenso.

Aguas arriba del sitio de muestreo ubicado en el A° Martín se vuelcan desechos de una industria farmacéutica con tratamiento secundario. Entre los

sitios 1 y 2 del A° Rodríguez se encuentra un frigorífico; también aquí, aguas abajo de la industria, existe una pequeña laguna. Entre los sitios 1 y 2 del A° Don Carlos se ubican una industria metalúrgica y otra textil, además, este arroyo se encuentra canalizado en el último sitio. Distribuida en toda la cuenca del A° El Gato hay variada actividad industrial. Los efluentes líquidos de muchas industrias llegan al arroyo directamente o por medio de los desagües pluviales (efluentes de la elaboración de hilados sintéticos, de productos químicos, de papel, de resinas sintéticas, de hielo, galvanotecnia de cromo, lavadero de ropa hospitalaria y siderúrgica de laminado en frío). Hay otras industrias que declaran no arrojar efluentes líquidos al A° El Gato (fábrica de pinturas, de productos plásticos, de productos asfálticos y hormigón, extrusión y acabado de aluminio y fraccionamiento de oxígeno y gases industriales y medicinales). No se poseen datos de la disposición de los residuos de otras industrias ubicadas en esta cuenca (lavaderos de vehículos, fábrica de transformadores eléctricos, fundición de metales no ferrosos y frigorífico de chacinados) (información proveniente de la Secretaría de Política Ambiental de la Provincia de Buenos Aires).

A continuación se exponen fotos de los sitios de muestreo.







Buñirigo 1



Buñirigo 2



Juan Blanco 1



Juan Blanco 2



Tandileofú 1



Tandileofú 2



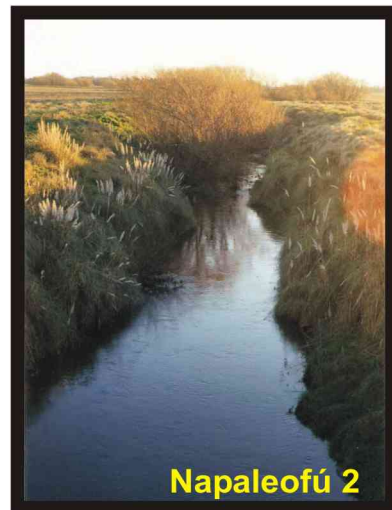
Tandileofú 3



Tandileofú 4



Napaleofú 1

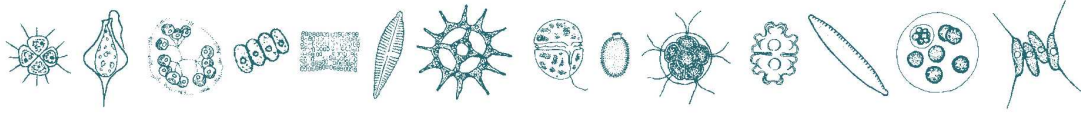


Napaleofú 2



BIBLIOGRAFIA

- Auge M. 2004. Regiones geohidrológicas. República Argentina y provincias de Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. La Plata, 104 p.
- Cabrera A. L. & Willink A. 1980. Biogeografía de América Latina. Serie Biología. OEA, Washington D.C., 122 p.
- EASNE, 1973. Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la provincia de Buenos Aires. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, Serie Técnica 24, 157 p.
- Gómez N. & Rodrigues Capítulo A. 2001. Los bioindicadores y la salud de los ríos. V Seminario Internacional de Ingeniería y Ambiente, Indicadores Ambientales 2000, Facultad de Ingeniería UNLP. 109-118.
- Hurtado M. 2006. Análisis ambiental del Partido de La Plata: aportes al ordenamiento territorial. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, 134 p.
- Mugni H., Jergentz S., Schulz R., Maine A. & Bonetto C. 2005. Phosphate and nitrogen compounds in streams of Pampean Plain areas under intensive cultivation (Buenos Aires, Argentine). En: Serrano L. & Golterman H. L. (Eds.). Phosphates in Sediments, Proceedings of the 4th International Symposium, Backhuys Publishers, The Netherlands : 163-170.
- Ringuelet R. A. 1962. Ecología acuática continental. EUDEBA, Buenos Aires, 138 p.
- Sala J. M., González N. & Kruse E. E. 1983. Generalización hidrológica de la Provincia de Buenos Aires. Actas del Coloquio Internacional sobre Hidrología de Grandes Llanuras, Olavarría, Argentina: 975-1009.
- Sala J. M., Kruse E. E., Rojo A., Laurencena P. & Varela L. 1998. Condiciones hidrológicas en la Provincia de Buenos Aires y su problemática. Cátedra de Hidrología General, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP, Publicación Especial N° 1, 17 p.
- Tur N. M. 1995. Hydrophyta. En: Lopretto E. C. & Tell G. (Eds.) Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Sur, La Plata: 443-477.



Capítulo 1



Análisis de la estructura fitoplanctónica en relación a variables ambientales en arroyos pampeanos

INTRODUCCION

El estudio de la estructura del fitoplancton nos puede informar sobre las condiciones ambientales a través del análisis de la composición específica, los grupos funcionales y grandes grupos taxonómicos, la diversidad, la abundancia, las especies sensibles o tolerantes y la estructura de tamaños, entre otros descriptores estructurales. Por ejemplo, la composición del fitoplancton puede diferir entre distintos sistemas fluviales, dependiendo de uno o más parámetros físicos y/o químicos relacionados a las características de la cuenca de drenaje la geología, la hidrología y el uso del suelo (Leitao & Lepetre, 1998; O'Farrell, 1994; Peterson & Stevenson, 1989; Pirsoo et al., 2007; Ruse & Love, 1997; Yang et al., 1997). La comprensión de las respuestas del fitoplancton a los cambios en los parámetros físicos y químicos también es valiosa para detectar la contaminación y predecir cómo las influencias antropogénicas pueden afectar a los sistemas fluviales (Conforti et al., 1995; del Giorgio et al., 1991; Loez & Salibián, 1990; Noppe & Prygiel, 1999; Olguín et al., 2004; Peterson & Stevenson, 1989; Santos & Rocha, 1998; Stevenson & White, 1995). Así, a causa de la presión de selección ejercida por los poluentes, que excluirá a los organismos más sensibles siendo reemplazados por los más resistentes, la estructura de la comunidad resultante reflejará el grado de contaminación del ambiente (Bérard et al., 1998). Por otra parte, el aumento en la biomasa de las algas en suspensión es una respuesta reconocida a la eutrofización en ríos (Basu & Pick, 1996; Chételat et al., 2006; Heiskary & Markus, 2001; Smith et al., 1999; Søballe & Kimmel, 1987). También, los grupos funcionales fitoplanctónicos, constituidos por especies con adaptaciones análogas de carácter morfológico, fisiológico y ecológico que se encuentran simultáneamente asociadas en la misma localidad, nos pueden indicar un conjunto particular de condiciones ambientales relacionadas, por ejemplo, con la hidrodinámica, el enriquecimiento en nutrientes y materia orgánica (Devercelli, 2006; Padisák et al., 2006; 2009; Reynolds et al., 2002; Reynolds, 2006).

Teniendo en cuenta lo expuesto, los objetivos de este capítulo fueron i) identificar los principales gradientes ambientales a los que responde la variación en la composición del fitoplancton de los arroyos pampeanos, ii) analizar respuestas del fitoplancton (composición específica, densidad total, composición por grupos taxonómicos, densidad de especies sensibles y muy tolerantes, riqueza, diversidad, equitabilidad y estructura de tamaños) en relación a la calidad del agua.

Para ello se planteó responder las siguientes preguntas:

- ★ ¿Existen diferencias en la composición del fitoplancton entre los arroyos del Noreste y los de Tandil como respuesta a diferencias en las variables ambientales?
- ★ ¿Cuáles de las variables ambientales consideradas tienen mayor importancia como determinantes de la estructura de las asociaciones fitoplanctónicas?
- ★ ¿Cuál es la importancia relativa de la variación espacial con respecto a la variación estacional del fitoplancton en el área de estudio?
- ★ ¿Existen asociaciones fitoplanctónicas características de distintas calidades del agua determinadas por los diferentes usos del suelo?
- ★ ¿Cuáles descriptores fitoplanctónicos resultan más relacionados al uso de la tierra y su impacto en la calidad del agua?

MATERIALES Y METODOS

Muestreos

Para el estudio de la densidad, la composición específica y de grandes grupos taxonómicos, y de los grupos funcionales del fitoplancton se seleccionaron los arroyos Rodríguez, El Gato, El Pescado, Buñirigo y Juan Blanco, ubicados en el NE bonaerense y Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá, con sus cabeceras en las sierras de Tandil (ver Figura 1 y Tabla 1 en Area de estudio).

Los muestreos abarcaron invierno y primavera de 1998, verano, otoño, invierno y primavera de 1999 y verano de 2000. Los arroyos ubicados en la zona de Tandil y el A° Rodríguez fueron muestreados durante el primer ciclo anual.

Para el estudio de los descriptores fitoplanctónicos en relación a los usos de la tierra y su impacto en la calidad del agua se utilizó una base de datos más extensa, incorporando, además de los muestreos mencionados anteriormente, otros realizados en los arroyos Rodríguez (primavera de 2001 y verano de 2003), Don Carlos (primavera de 2003) y Martín (otoño de 2005) (ver Figura 1 y Tabla 1 en Area de estudio).

Datos ambientales

En cada sitio de muestreo se midieron ancho, profundidad, velocidad de la corriente (Global Water Meter), pH y temperatura (Hanna HI 8424), oxígeno disuelto (ESD-600), conductividad (Lutron CD-4303) y turbidez (ESD-800). Además se colectaron muestras de agua para el análisis de nutrientes disueltos, que fueron filtradas inmediatamente a su extracción con filtros de fibra de vidrio (Whatman G/FC), y junto con muestras para DBO₅, DQO y sólidos totales en suspensión se mantuvieron refrigeradas hasta llegar al laboratorio. P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻ fueron determinados por método colorimétrico, para la determinación de N-NO₃⁻ el nitrato fue reducido a nitrito previamente a la medición colorimétrica (Mackereth et al., 1978). La DBO₅ se determinó por incubación durante 5 días a 20°C y posterior valoración del oxígeno disuelto y la DQO por oxidación con dicromato de potasio en medio ácido (Eaton et al., 1995; Clesceri et al., 1998). Los sólidos totales en suspensión (STS) se estimaron como el residuo total no filtrable secado a 103-105°C hasta peso constante (Eaton et al., 1995; Clesceri et al., 1998).

En el muestreo realizado en invierno de 1998 también se colectaron muestras de agua para la determinación de iones mayoritarios. HCO₃⁻ y CO₃²⁻ se determinaron por titulación con ácido sulfúrico, Cl⁻ por titulación con nitrato de plata, SO₄²⁻ por turbidimetría, Ca²⁺ y Mg²⁺ por titulación con EDTA, Na⁺ y K⁺ por fotometría de llama (Eaton et al., 1995; Tabatabai, 1974). Las concentraciones de iones mayoritarios se expresan en miliequivalentes por litro (meq L⁻¹). Se calcularon las proporciones de aniones y cationes, que se expresan como porcentaje de equivalentes de cada ión con respecto a la suma de todos los aniones o cationes.

Todas las determinaciones químicas fueron realizadas en el laboratorio de química del Instituto de Limnología Dr. R. A. Ringuelet.

Fitoplancton

En cada sitio de muestreo se colectaron muestras de agua superficial destinadas al análisis cualitativo con red de plancton de 10 μm de abertura de malla, y muestras de 125 mL destinadas al análisis cuantitativo, ambas fueron fijadas *in situ* con formol al 2%.

El análisis taxonómico se realizó utilizando un microscopio óptico Olympus BH con contraste de fases a 1500X y un microscopio óptico Olympus BX50 con contraste de fases e interferencial a 1000X. Para la identificación de diatomeas se trataron submuestras con agua oxigenada de 100 volúmenes, que fueron mantenidas en estufa a 60°C durante 24 horas para eliminar la materia orgánica. Posteriormente estas submuestras fueron repetidamente lavadas con agua destilada y montadas con Naphrax® para obtener preparados fijos (Barber & Haworth, 1981).

El análisis cuantitativo se realizó de acuerdo a Utermöhl (1958) y Lund et al. (1958) utilizando microscopios invertidos Carl Zeiss y Olympus con una magnificación de 600X, las muestras se dejaron sedimentar luego del agregado de lugol acético (Prygiel & Leitaó, 1994) en cubetas de 5, 10 o 20 mL según la cantidad de algas y sólidos en suspensión; las muestras con baja densidad de fitoplancton y baja concentración de sólidos en suspensión se concentraron previamente. Los recuentos se realizaron con un error estimado menor al 20%. La unidad de expresión de los resultados fue la célula por mililitro, de acuerdo a Ibelings et al. (1998) y Søballe & Kimmel (1987). En el caso de algas filamentosas con gran número de células se midió la cantidad de células en 100 μm , calculándose luego el número de células del filamento de acuerdo a su largo total.

Las determinaciones taxonómicas se llevaron a cabo siguiendo a Bourrely (1968, 1972, 1972), Cassie & Dempsey (1980), Compère (1974), Desikachary (1950), Guarrera et al. (1968), Guarrera et al. (1972), Hasle (1977, 1978), Huber-Pestalozzi (1950, 1955), Hustedt (1930), Komárek & Anagnostidis

(1999, 2005), Komárek & Fott (1983), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991 a y b), Patrick & Reimer (1966, 1975), Ramanathan (1964), Tell & Conforti (1986), West & West (1904-1912) y Yacubson (1960, 1965).

La nomenclatura del género *Scenedesmus* Meyen fue actualizada de acuerdo a Hegewald (2000) y la de diatomeas de acuerdo a Kusber & Jahn (2003).

Las características ecológicas de las especies fueron extraídas en parte de la bibliografía citada precedentemente y también de Denys (1991), Irfanullah & Moss (2006), Sládecek (1973), Sládecek & Sládecková (1998) y Van Dam et al. (1994).

Los taxa identificados se clasificaron en grandes grupos taxonómicos. También se clasificaron en grupos funcionales de acuerdo a Reynolds et al. (2002) y Reynolds (2006). Aquéllos que no fueron mencionados en estos trabajos se asignaron a los grupos de especies más afines.

Para el estudio de los descriptores fitoplanctónicos en relación a los usos de la tierra y su impacto en la calidad del agua se utilizaron la densidad total y de los grandes grupos taxonómicos, las abundancias relativas de los taxa clasificados por tamaño (<10 µm, >10 µm) y el número de especies. Los taxa se clasificaron además de acuerdo a su tolerancia a la contaminación orgánica y la eutrofización, en sensibles, tolerantes y muy tolerantes, siguiendo la bibliografía utilizada para consultar las características ecológicas de las especies, datos de la presente tesis y para las diatomeas los trabajos de Gómez & Licursi (2001) y Licursi & Gómez (2003). También se calcularon los índices de diversidad de Shannon & Wiener (H') (Shannon & Weaver, 1949) y de equitabilidad (E) (Pielou, 1969) mediante las siguientes fórmulas:

$$H' = - \sum_{i=1}^n (P_i * \log_2 P_i), \text{ donde } P_i = n_i / n$$

$$E = H' / \log_2 S$$

n_i = número de organismos de la especie i

n = número total de organismos en la comunidad

S = número total de especies en la comunidad

Análisis de los datos

Para el estudio de la estructura fitoplanctónica en relación a las variables ambientales se utilizaron tres conjuntos de datos destinados a distintos objetivos:

1. Con la finalidad de evaluar la composición específica del fitoplancton en relación a la composición iónica se utilizó el **conjunto de datos 1 (CD1)**, que incluyó 22 sitios muestreados en invierno de 1998. Para este análisis se seleccionaron los taxa que tuvieron una frecuencia mayor al 10% y que contribuyeron con más del 1% de la densidad en la totalidad de las muestras.

También se determinaron las diferencias en la composición iónica entre los arroyos del Noreste y de Tandil.

2. Con la finalidad de evaluar la relación entre la composición específica y los grupos funcionales del fitoplancton con la velocidad de la corriente, profundidad, ancho, turbidez, conductividad, concentración de sólidos totales en suspensión, temperatura, oxígeno disuelto, DQO, DBO₅, concentración de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, N-NH₄⁺ y P-PO₄³⁻ y pH se utilizó el **conjunto de datos 2 (CD2)**, que incluyó todos los muestreos estacionales, con un total de 110 muestras. Para el análisis de la composición específica se seleccionaron los taxa con frecuencia mayor al 10% y abundancia relativa mayor al 5% o bien que fueron dominantes en al menos dos muestras. En el caso del análisis de los grupos funcionales se seleccionaron aquéllos presentes en al menos el 30% de las muestras.

Además, se determinaron las diferencias en las variables ambientales mencionadas, en la densidad total y en los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton entre los arroyos del Noreste y de Tandil y se examinaron sus diferencias estacionales.

3. Para el estudio de los descriptores fitoplanctónicos propuestos en relación al uso de la tierra se utilizó el **conjunto de datos 3 (CD3)**, que incluyó todos los muestreos realizados, quedando la base de datos conformada por un total de 151 casos. El criterio de asignación de intensidad del uso de la tierra se indica en el apartado Área de estudio.

Análisis estadístico

Para los análisis exploratorios y confirmatorios de los datos se emplearon análisis bivariados y multivariados.

Con el fin de analizar la variación estacional de las variables ambientales, de la densidad total y de la abundancia de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton se empleó el análisis de la varianza (ANOVA) de una vía. Cuando no se cumplieron las asunciones de normalidad y homocedasticidad se utilizó ANOVA en rangos de Kruskal-Wallis. Las comparaciones múltiples *a posteriori* se realizaron mediante el test de Tukey en el primer caso y con el método de Dunn en el segundo caso (Zar, 1996). Estos análisis se realizaron utilizando el programa SigmaStat, versión 2.0.

Para averiguar si existieron diferencias estadísticamente significativas en las variables ambientales y en la densidad total y abundancia relativa de los principales grupos fitoplanctónicos entre la zona del Noreste y la de Tandil se utilizó el test t de Student. En los casos en que las asunciones de normalidad y homocedasticidad de los datos no se cumplieron se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney (Zar, 1996). Los análisis mencionados se realizaron utilizando el programa SigmaStat, versión 2.0.

Con el fin de explorar la composición específica y por grupos funcionales del fitoplancton y los descriptores fitoplanctónicos propuestos en relación a las variables ambientales se utilizaron métodos directos de ordenación. Para reconocer si el modelo de respuesta de las especies, los grupos funcionales o los descriptores fitoplanctónicos era lineal o unimodal se realizaron Análisis de Correspondencia (Análisis de Correspondencia Destendenciado, ACD) preliminares. Los datos de abundancia relativa de composición específica y por grupos funcionales y los datos de los descriptores fitoplanctónicos fueron transformados logarítmicamente (ter Braak & Smilauer, 1998).

La máxima longitud del gradiente en los ACD realizados en base a los datos de composición específica y por grupos funcionales excedió las 4 unidades de desviación estándar, indicando una fuerte respuesta unimodal de las especies,

lo que significa que alcanzan un mayor desarrollo alrededor de ciertos óptimos ambientales. En estos casos ter Braak & Smilauer (1998) recomiendan usar métodos de regresión de promedios ponderados, es decir, Análisis de Correspondencia Canónica (ACC). La máxima longitud del gradiente en el ACD realizado en base a los datos de los descriptores fitoplanctónicos fue menor a 2 unidades de desviación estándar, indicando una fuerte respuesta lineal de los descriptores. En este caso ter Braak & Smilauer (1998) recomiendan usar métodos de regresión por rangos, es decir, Análisis de Redundancia (ARD).

Los datos de las variables ambientales fueron estandarizados (Pielou, 1984; ter Braak, 1986). De todas las variables ambientales se seleccionaron aquéllas que independientemente explicaron una cantidad de variación de los datos de las especies con un nivel de significación de $p < 0,05$. Para ésto se llevaron a cabo ACCs y ARDs en los cuáles cada variable ambiental fue usada como la única variable que condicionó el análisis (Muylaert et al., 2000). Se realizó un test de permutaciones de Monte Carlo con 499 permutaciones no restringidas para averiguar la significación del único eje condicionado por esta variable. Mediante el mismo procedimiento fueron testeadas la significación global de la ordenación y en particular la del primer eje.

Se aceptó un factor de inflación de la varianza para todas las variables < 20 ya que un valor superior indica alta multicolinealidad entre variables y desestabiliza la ordenación (ter Braak, 1986; ter Braak & Smilauer, 1998).

Los ACDs, ACCs y ARDs se llevaron a cabo mediante el programa CANOCO for Windows, versión 4.5.

Para evaluar la relación de los descriptores fitoplanctónicos propuestos con las variables ambientales se utilizó la correlación por rangos de Spearman (r_s) o Spearman rho, que es una medida de correlación no paramétrica. Se utilizó este estadístico para evitar problemas asociados a distribuciones no-normales de los datos (Hering et al., 2006; Hill et al., 2003). El análisis se realizó con el programa Statistica, versión 6.

RESULTADOS

Características ambientales

En la Tabla 1 se muestran los valores de las concentraciones de iones mayoritarios (CD1). En los arroyos de la zona de Tandil las concentraciones de bicarbonato+carbonato, calcio y magnesio fueron significativamente mayores que en los del Noreste y también fueron mayores los porcentajes de estos iones (Figura 1). Las concentraciones de cloruro fueron similares en los arroyos de las dos zonas, pero éste representó un porcentaje menor de los aniones en la zona de Tandil. El sulfato, con una concentración absoluta mayor en los arroyos de Tandil, sin embargo representó una proporción menor de los aniones. El sodio fue el catión predominante en todos los arroyos. El potasio, con concentraciones absolutas similares en los arroyos de las dos zonas, representó un porcentaje mayor de los cationes en los del Noreste.

El tipo de agua de los arroyos estudiados varió entre bicarbonatada sódica en la zona de Tandil y clorurada sódica en la zona Noreste. Además, el agua resultó más mineralizada en la primera zona que en la segunda, con promedios de sólidos totales disueltos de 771 mg L^{-1} y 353 mg L^{-1} respectivamente.

Sitio de muestreo	[HCO ₃ ⁻ +CO ₃ ²⁻]	[Cl]	[SO ₄ ²⁻]	[Ca ²⁺]	[Mg ²⁺]	[Na ⁺]	[K ⁺]
R1	2,20	0,93	0,09	0,91	0,91	3,81	0,81
R2	3,18	1,37	0,05	0,72	0,67	4,51	0,74
R3	2,87	1,38	0,10	0,92	0,62	5,52	0,65
G1	1,46	1,49	0,15	0,98	1,68	4,58	0,31
G2	3,28	2,34	0,31	0,79	1,29	7,01	0,27
G3	1,35	1,66	0,35	1,05	0,81	4,19	0,17
P1	0,71	0,62	0,07	0,84	0,34	1,26	0,23
P2	1,05	1,28	0,23	0,84	0,26	2,93	0,24
P3	1,31	1,66	0,12	0,84	0,44	3,67	0,16
B1	0,94	1,58	0,05	0,69	0,67	2,19	0,18
B2	1,51	21,62	0,83	1,81	1,55	14,58	0,50
JB1	0,74	1,07	0,01	0,75	0,28	0,74	0,15
JB2	1,02	1,23	0,05	0,86	0,37	3,37	0,15
T1	6,61	0,39	0,13	4,32	2,79	1,39	0,37
T2	6,69	0,65	0,08	3,17	2,19	3,32	0,29
T3	6,61	0,82	0,15	2,83	2,27	4,12	0,36
N1	6,67	0,73	0,13	3,60	2,58	3,37	0,25
N2	7,79	0,96	0,15	2,60	2,06	5,43	0,27
N3	9,11	1,41	0,21	2,50	2,02	9,04	0,34
N4	7,56	2,79	0,78	2,88	2,31	10,30	0,41
V1	9,03	2,34	0,30	1,06	1,03	12,17	0,40
V3	8,05	2,79	0,25	1,78	1,28	10,78	0,36

Tabla 1. Valores de concentración de iones mayoritarios (meq L⁻¹) en los sitios de muestreo ubicados en los arroyos Rodríguez, El Gato, El Pescado, Buñirigo, Juan Blanco, Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá (CD1). Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Area de estudio.

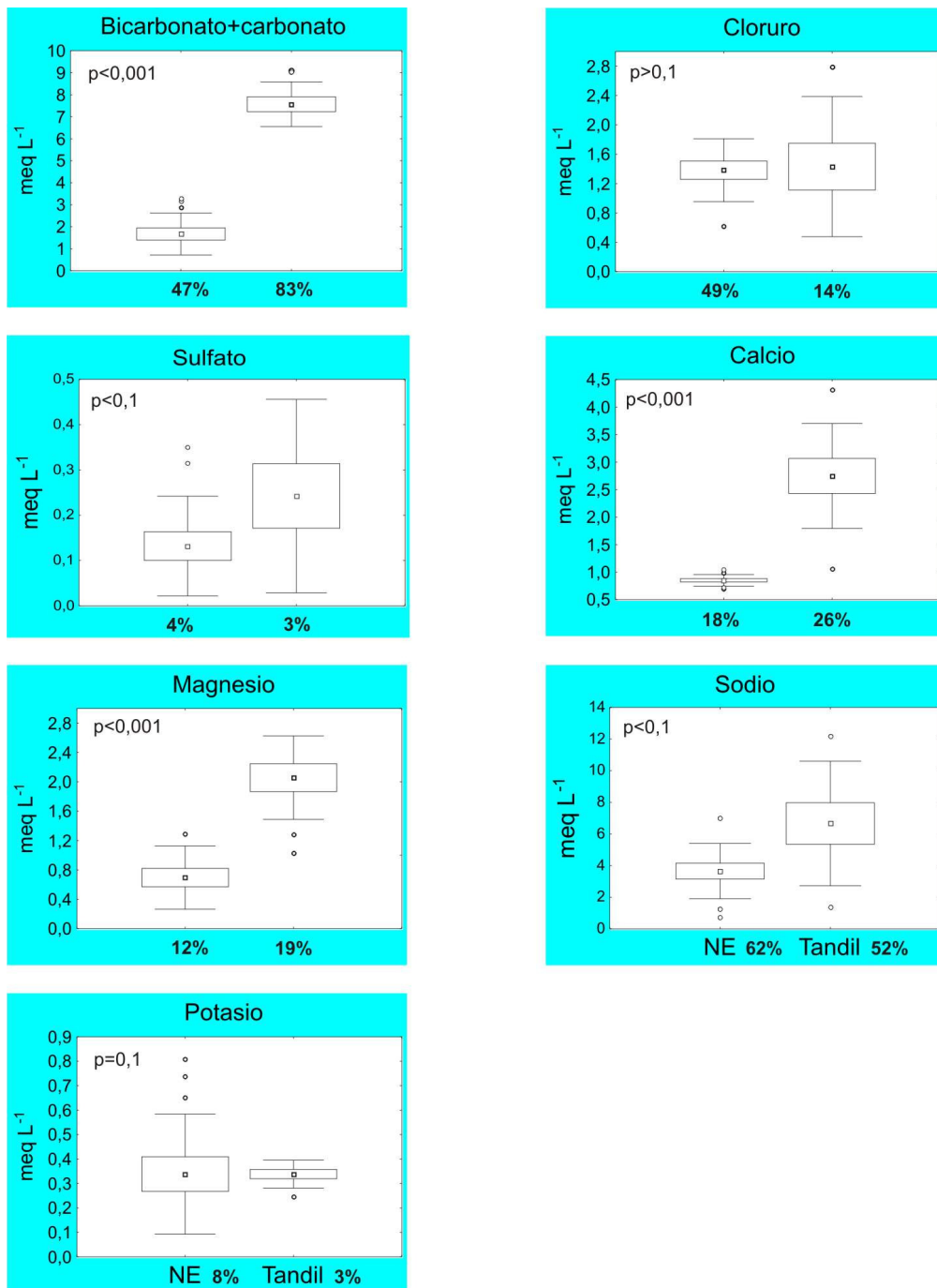


Figura 1. Gráficos de cajas de las concentraciones de iones mayoritarios (□ Media, □ ES, ⊢ DS, ○ Outliers) en los arroyos de las zonas del Noreste y de Tandil (CD1). En cada gráfico se indica el nivel de significación de la diferencia entre las dos zonas.

En la Tabla 2 se muestran los valores promedio de variables ambientales morfométricas, físicas y químicas (CD2). La profundidad promedio fue menor a 1 m, sólo superando este valor en 5 de los 24 sitios muestreados, en tanto que el ancho promedio superó los 10 m sólo en 4 sitios. La velocidad de corriente y el contenido de oxígeno disuelto (OD) fueron significativamente mayores en los arroyos de la zona de Tandil, donde, por el contrario, se registraron valores significativamente menores de las demandas de oxígeno, de concentración de sólidos totales en suspensión (STS) y de turbidez. Los menores valores de conductividad se registraron en las cabeceras de los arroyos del Noreste, exceptuando el sitio El Gato 1, afectado por desechos industriales. Los valores más altos correspondieron a los sitios ubicados aguas abajo de las cabeceras de los arroyos de Tandil y de los arroyos Rodríguez y Buñirigo y a los 3 sitios del A° El Gato, de la zona Noreste (Figura 2).

Las mayores concentraciones de amonio y fosfato se registraron en los arroyos del Noreste más afectados por desechos domiciliarios e industriales (A° Rodríguez y A° El Gato). Los menores valores de estos nutrientes correspondieron a los arroyos de Tandil (con excepción del sitio Tandileofú 3, afectado por la actividad urbana e industrial de la ciudad de Ayacucho) y a los del Noreste más alejados de los centros urbanos (A° Buñirigo y A° Juan Blanco). Los valores más altos de nitrato también se registraron en los arroyos Rodríguez y El Gato, y los valores mínimos correspondieron a los arroyos Buñirigo y Juan Blanco. La concentración de los tres nutrientes mencionados fue significativamente mayor en los arroyos del Noreste. Los valores de nitrito fueron en general bajos en las dos zonas.

Los valores promedio de temperatura y pH tuvieron un rango de variación estrecho. La relación N/P resultó significativamente mayor en los arroyos de Tandil.

Sitio de muestreo	Profundidad (m)	Ancho (m)	Velocidad (m s ⁻¹)	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (μS cm ⁻¹)	[STS] (mg L ⁻¹)	Turbidez (UNT)
R1	0,38 ± 0,09	3,3 ± 0,3	0,13 ± 0,05	16,7 ± 4,5	8,3 ± 0,2	691 ± 165	34,5 ± 31,6	47 ± 27
R2	0,20 ± 0,05	3,0 ± 0,3	0,14 ± 0,03	17,3 ± 3,9	7,8 ± 0,3	1431 ± 426	39,1 ± 32,8	24 ± 5
R3	0,20 ± 0,04	4,0 ± 0,7	0,28 ± 0,15	16,3 ± 2,9	7,8 ± 0,3	1218 ± 250	20,3 ± 19,2	18 ± 4
G1	0,23 ± 0,08	2,1 ± 0,9	0,18 ± 0,16	18,3 ± 4,7	7,6 ± 0,4	1000 ± 132	96,3 ± 132,6	41 ± 25
G2	0,57 ± 0,40	8,0 ± 0,6	0,22 ± 0,00	18,6 ± 3,0	7,5 ± 0,2	1170 ± 73	14,7 ± 11,4	11 ± 6
G3	1,60 ± 0,57	14,7 ± 1,2	0,35 ± 0,00	20,7 ± 3,3	7,7 ± 0,3	1308 ± 191	34,5 ± 38,1	22 ± 8
P1	0,79 ± 0,45	7,4 ± 2,4	0,11 ± 0,03	17,0 ± 4,7	7,7 ± 0,4	457 ± 294	33,3 ± 28,6	57 ± 27
P2	2,22 ± 0,65	23,9 ± 4,1	0,16 ± 0,11	18,8 ± 4,8	8,0 ± 0,4	635 ± 346	16,2 ± 8,1	52 ± 22
P3	1,70 ± 0,46	19,8 ± 0,5	0,48 ± 1,09	19,8 ± 5,6	7,8 ± 0,4	737 ± 409	67,0 ± 44,8	70 ± 15
B1	0,40 ± 0,26	2,3 ± 1,0	0,12 ± 0,18	14,9 ± 2,5	7,6 ± 0,5	203 ± 119	18,5 ± 20,8	53 ± 32
B2	0,36 ± 0,19	8,3 ± 5,4	0,32 ± 0,46	23,0 ± 6,3	7,9 ± 0,4	2501 ± 1805	35,5 ± 34,8	29 ± 21
JB1	0,35 ± 0,09	1,6 ± 0,5	0,10 ± 0,04	22,5 ± 7,9	7,8 ± 0,4	220 ± 66	60,4 ± 67,4	102 ± 42
JB2	2,60 ± 0,14	14,5 ± 0,7	0,15 ± 0,05	21,5 ± 6,7	7,8 ± 0,4	542 ± 297	23,1 ± 22,7	55 ± 31
T1	0,18 ± 0,10	0,6 ± 0	0,37 ± 0,12	14,9 ± 5,3	7,8 ± 0,5	761 ± 20	7,1 ± 9,8	10 ± 9
T2	0,60 ± 0,32	2,2 ± 1,0	0,70 ± 1,16	17,6 ± 8,1	7,9 ± 0,4	622 ± 93	11,6 ± 3,4	11 ± 6
T3	0,47 ± 0,12	3,6 ± 0,6	0,54 ± 0,41	19,6 ± 8,1	8,0 ± 0,4	791 ± 107	10,2 ± 2,7	12 ± 5
T4	0,83 ± 0,40	8,2 ± 2,0	0,60 ± 0,00	23,1 ± 8,6	8,0 ± 0,4	1426 ± 377	43,0 ± 42,9	32 ± 9
N1	0,33 ± 0,06	2,8 ± 1,7	0,58 ± 0,25	18,1 ± 5,5	7,6 ± 0,3	825 ± 40	15,3 ± 10,7	11 ± 5
N2	0,75 ± 0,07	5,0 ± 1,4	0,44 ± 1,29	16,0 ± 6,9	7,7 ± 0,3	861 ± 122	9,5 ± 7,6	17 ± 21
N3	1,43 ± 0,38	8,7 ± 4,5	0,51 ± 2,61	18,3 ± 6,2	7,9 ± 0,5	865 ± 143	6,9 ± 2,4	10 ± 5
N4	0,88 ± 0,38	5,6 ± 1,2	0,56 ± 2,19	19,1 ± 7,3	7,8 ± 0,4	1035 ± 279	55,8 ± 88,2	30 ± 21
V1	0,38 ± 0,22	1,9 ± 0,7	0,40 ± 0,44	18,9 ± 5,9	8,0 ± 0,3	1141 ± 135	25,9 ± 30,2	13 ± 8
V2	0,44 ± 0,14	4,7 ± 0,6	0,51 ± 0,10	20,5 ± 5,6	7,9 ± 0,3	959 ± 235	7,9 ± 2,2	13 ± 14
V3	0,53 ± 0,32	5,2 ± 0,7	0,67 ± 0,32	18,9 ± 6,2	8,1 ± 0,5	1229 ± 37	9,5 ± 4,5	8 ± 3

Tabla 2. Valores promedio ± desvío estándar de variables ambientales correspondientes a los sitios de muestreo ubicados en los arroyos Rodríguez, El Gato, El Pescado, Buñirigo, Juan Blanco, Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá (CD2). Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Area de estudio.

Sitio de muestreo	[OD] (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)	DBO ₅ (mg L ⁻¹)	[P-PO ₄ ³⁻] (mg L ⁻¹)	[N-NH ₄ ⁺] (mg L ⁻¹)	[N-NO ₂ ⁻] (mg L ⁻¹)	[N-NO ₃ ⁻] (mg L ⁻¹)	N/P
R1	7,3 ± 2,2	42,3 ± 25,5	6,0 ± 1,8	0,71 ± 0,52	0,20 ± 0,25	0,05 ± 0,07	0,17 ± 0,10	0,8 ± 0,8
R2	5,7 ± 3,1	101,5 ± 66,8	31,5 ± 9,6	4,56 ± 0,68	0,34 ± 0,52	0,54 ± 0,48	5,66 ± 3,94	1,5 ± 1,0
R3	5,4 ± 2,7	77,3 ± 55,8	33,0 ± 8,2	3,37 ± 0,87	0,37 ± 0,31	0,65 ± 0,43	8,87 ± 3,04	4,2 ± 1,4
G1	4,2 ± 2,5	74,6 ± 42,7	24,4 ± 11,2	2,71 ± 1,01	0,86 ± 0,77	0,38 ± 0,38	2,19 ± 2,37	1,1 ± 0,8
G2	2,1 ± 1,2	63,8 ± 44,9	14,2 ± 5,7	1,51 ± 0,19	0,94 ± 0,88	0,18 ± 0,13	4,32 ± 4,10	3,4 ± 2,9
G3	1,5 ± 1,5	59,0 ± 26,7	20,4 ± 6,1	1,58 ± 0,62	0,67 ± 0,61	0,02 ± 0,01	0,70 ± 0,81	1,0 ± 1,1
P1	4,1 ± 2,4	81,7 ± 74,4	7,1 ± 4,7	0,39 ± 0,12	0,19 ± 0,32	0,01 ± 0,01	0,13 ± 0,20	0,8 ± 0,9
P2	4,7 ± 2,3	48,0 ± 28,8	5,6 ± 4,9	0,35 ± 0,26	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,01	0,13 ± 0,10	0,7 ± 0,4
P3	4,9 ± 3,0	70,1 ± 43,4	7,7 ± 4,4	0,24 ± 0,20	0,13 ± 0,16	0,04 ± 0,04	0,32 ± 0,22	3,3 ± 3,5
B1	7,7 ± 3,9	53,3 ± 16,9	3,7 ± 1,2	0,06 ± 0,02	0,03 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,02 ± 0,00	1,0 ± 0,4
B2	2,3 ± 1,8	101,2 ± 25,8	5,8 ± 4,9	0,13 ± 0,08	0,04 ± 0,03	0,01 ± 0,01	0,07 ± 0,07	1,7 ± 2,1
JB1	6,9 ± 2,5	80,8 ± 45,3	9,8 ± 6,3	0,08 ± 0,04	0,12 ± 0,12	0,01 ± 0,01	0,16 ± 0,10	3,5 ± 2,1
JB2	4,5 ± 1,4	52,4 ± 31,6	4,4 ± 4,0	0,17 ± 0,12	0,03 ± 0,03	0,01 ± 0,01	0,05 ± 0,02	0,8 ± 0,7
T1	7,4 ± 2,7	8,0 ± 6,0	2,7 ± 2,9	0,09 ± 0,02	0,02 ± 0,02	0,03 ± 0,01	1,05 ± 0,38	12,2 ± 2,8
T2	8,6 ± 2,8	18,3 ± 10,2	4,5 ± 4,8	0,06 ± 0,02	0,03 ± 0,03	0,04 ± 0,01	0,73 ± 0,18	15,8 ± 7,4
T3	6,5 ± 1,5	25,3 ± 6,6	12,3 ± 4,7	0,38 ± 0,28	0,67 ± 0,93	0,13 ± 0,03	0,64 ± 0,31	4,7 ± 2,3
T4	6,5 ± 4,2	28,7 ± 35,0	4,7 ± 3,5	0,10 ± 0,06	0,13 ± 0,14	0,12 ± 0,11	0,72 ± 0,62	10,1 ± 4,1
N1	5,9 ± 1,4	9,7 ± 5,7	1,9 ± 1,8	0,07 ± 0,06	0,01 ± 0,00	0,02 ± 0,01	1,43 ± 0,85	20,7 ± 14,4
N2	7,4 ± 2,0	13,7 ± 7,2	3,0 ± 1,0	0,07 ± 0,06	0,02 ± 0,03	0,02 ± 0,01	1,77 ± 1,31	20,8 ± 13,6
N3	8,2 ± 2,5	16,0 ± 10,6	4,0 ± 5,4	0,05 ± 0,04	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01	1,43 ± 1,11	21,4 ± 9,5
N4	7,4 ± 1,1	20,5 ± 8,3	4,3 ± 4,0	0,11 ± 0,07	0,01 ± 0,00	0,05 ± 0,04	0,94 ± 0,79	9,9 ± 3,8
V1	9,6 ± 1,2	14,5 ± 19,0	3,2 ± 1,8	0,09 ± 0,03	0,01 ± 0,00	0,05 ± 0,08	1,34 ± 1,31	16,0 ± 11,2
V2	7,8 ± 1,6	20,0 ± 21,8	3,7 ± 1,5	0,10 ± 0,05	0,02 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,94 ± 0,78	9,0 ± 6,8
V3	6,4 ± 1,3	8,3 ± 6,7	3,7 ± 3,1	0,12 ± 0,08	0,01 ± 0,00	0,01 ± 0,01	0,35 ± 0,26	2,8 ± 1,3

Tabla 2 (continuación). Valores promedio ± desvío estándar de variables ambientales correspondientes a los sitios de muestreo ubicados en los arroyos Rodríguez, El Gato, El Pescado, Buñirigo, Juan Blanco, Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá (CD2). Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Area de estudio.

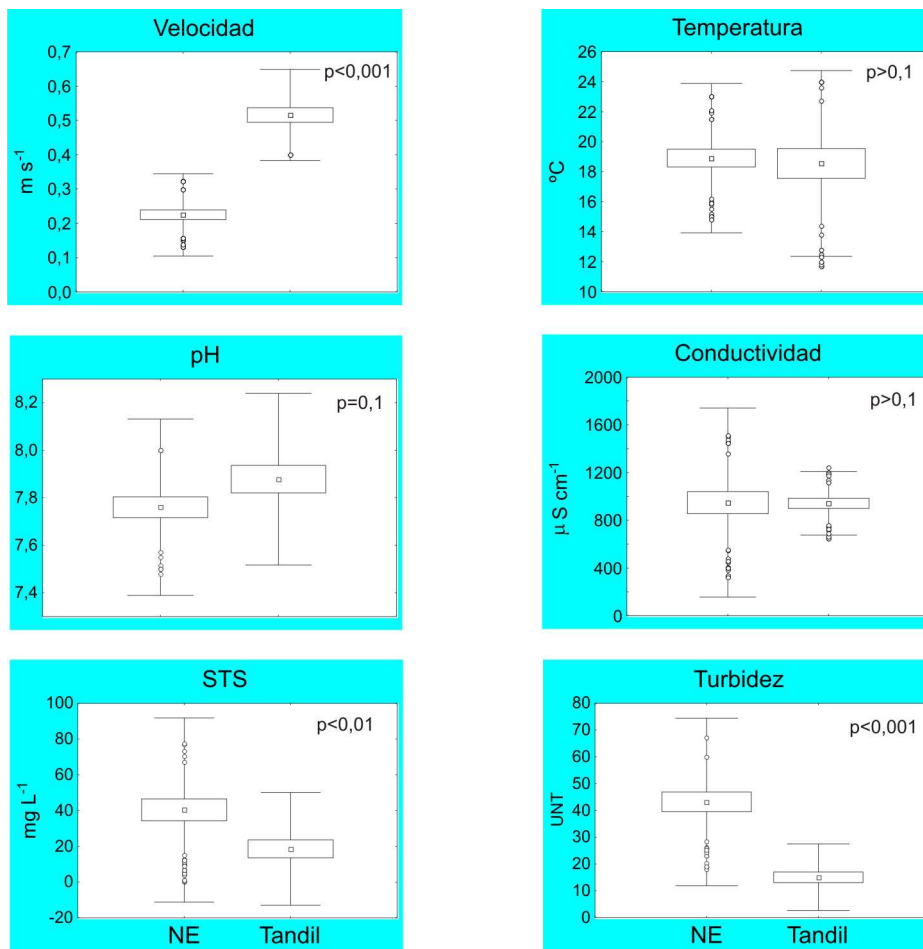


Figura 2. Gráficos de caja de variables ambientales (□ Media, □ ES, ⊥ DS, o Outliers) en los arroyos de las zonas del Noreste y de Tandil (CD2). En cada gráfico se indica el nivel de significación de la diferencia entre las dos zonas.

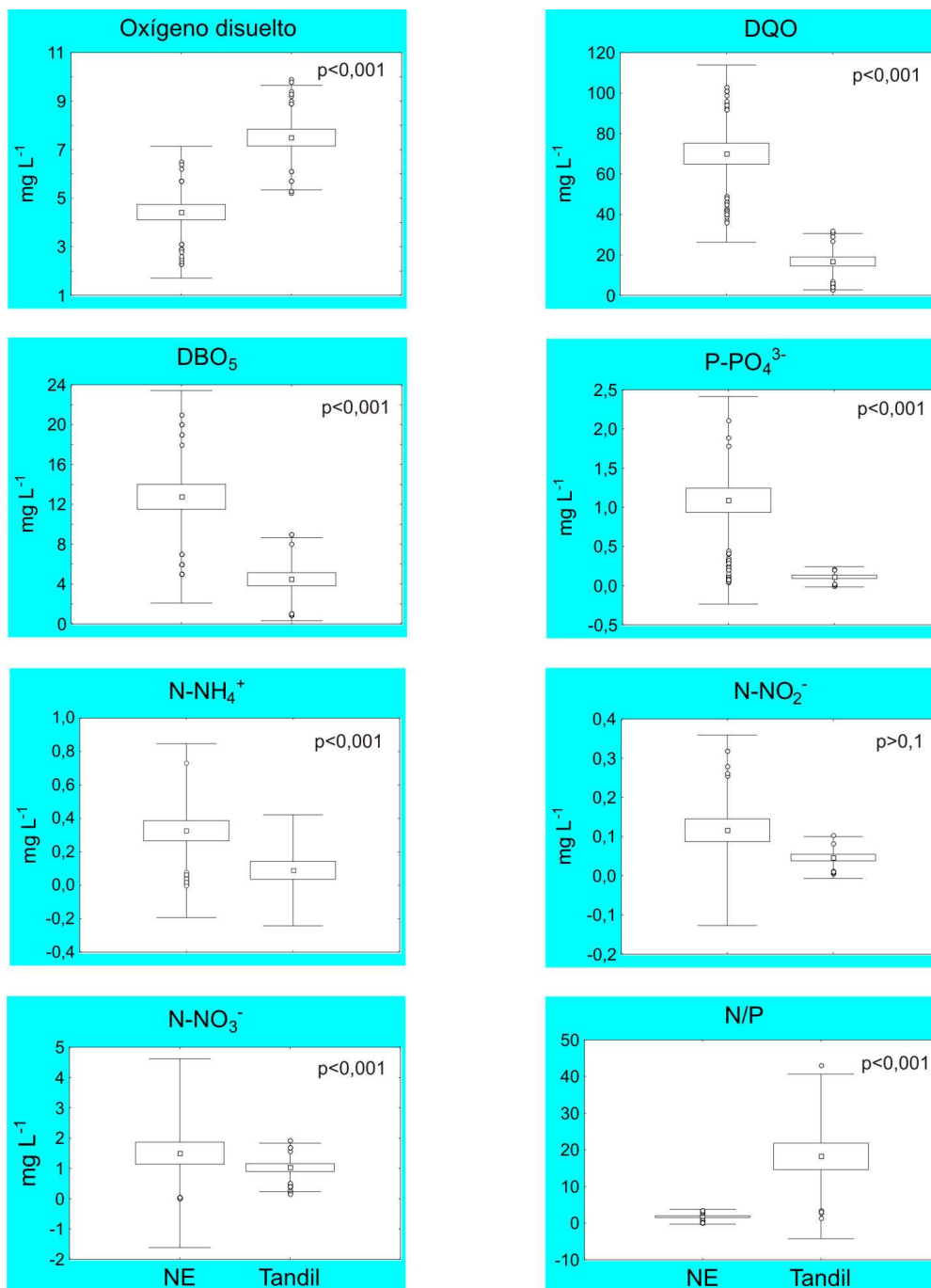


Figura 2 (continuación). Gráficos de caja de variables ambientales (□ Media, □ ES, ⊢ DS, ○ Outliers) en los arroyos de las zonas del Noreste y de Tandil (CD2). En cada gráfico se indica el nivel de significación de la diferencia entre las dos zonas.

Grandes grupos taxonómicos y densidad total del fitoplancton

Con respecto a la variación estacional del fitoplancton (CD2), en la densidad total no hubo diferencias significativas. En cuanto a los grandes grupos taxonómicos, se encontraron diferencias significativas en la densidad de cianobacterias ($p = 0,01$), mayor en primavera y verano ($p < 0,05$), en la de criptofitas ($p < 0,001$), mayor en invierno ($p < 0,05$) y en la de dinoflagelados ($p < 0,001$), mayor en verano ($p < 0,05$).

Comparando la abundancia relativa de los grandes grupos taxonómicos entre los arroyos del Noreste y los de la zona de Tandil (CD2) se encontraron diferencias significativas en la abundancia relativa de las euglenofitas (mayor en los arroyos del Noreste) y de las diatomeas (mayor en los arroyos de la zona de Tandil y representadas particularmente por diatomeas pennales bentónicas). La densidad fitoplanctónica total fue significativamente mayor en los arroyos del Noreste (Figura 3).

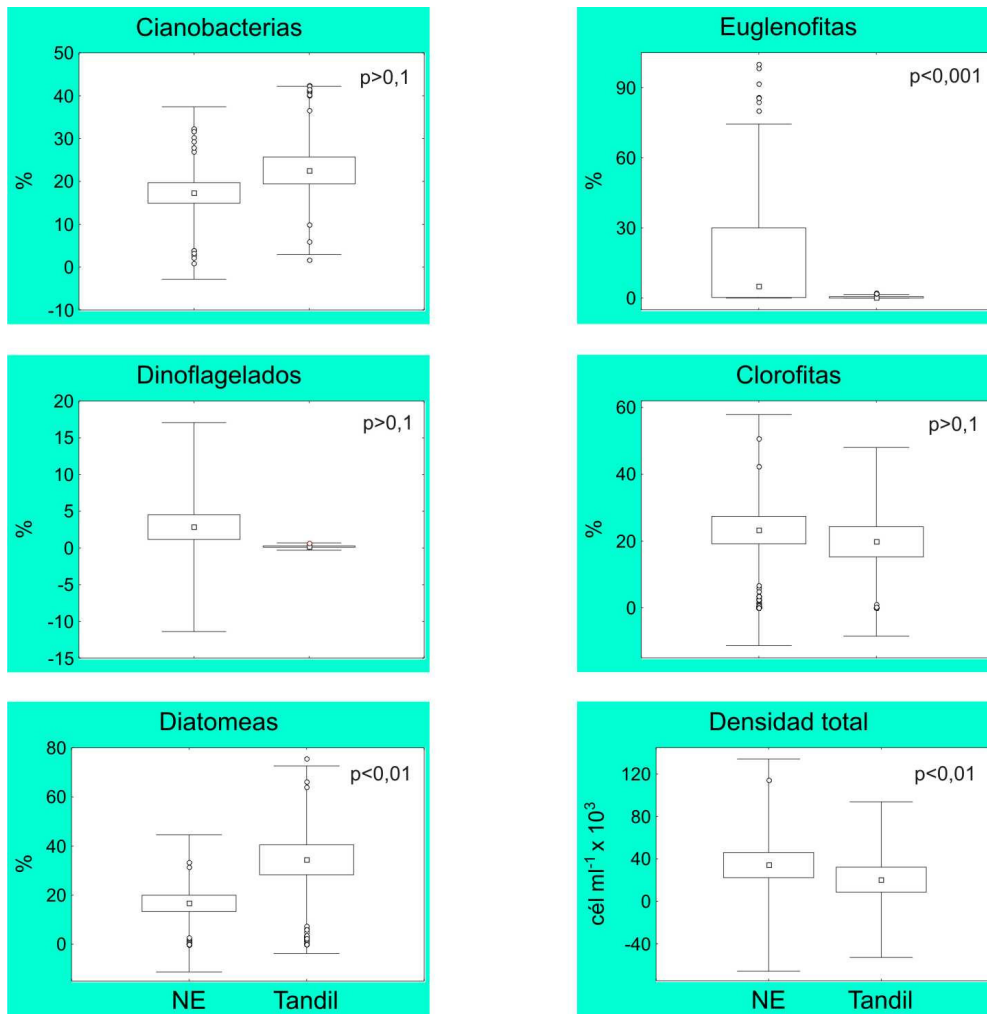


Figura 3. Gráficos de caja de la abundancia relativa de los grandes grupos taxonómicos y de la densidad total (□ Media, □ ES, ⊥ DS, ○ Outliers) del fitoplancton en las zonas del Noreste y de Tandil (CD2). En cada gráfico se indica el nivel de significación de la diferencia entre las dos zonas.

En relación a las variaciones espaciales de la densidad de los grandes grupos taxonómicos y la densidad total del fitoplancton en los arroyos (CD2), en los sitios correspondientes a las cabeceras de los de la zona Noreste dominaron frecuentemente las euglenofitas loricadas o las cianobacterias filamentosas, con densidades $< 1000 \text{ cél mL}^{-1}$. En el muestreo de invierno de 1998 se registraron floraciones de *Dictyosphaerium subsolitarium*, con densidades del orden de 10^5 cél mL^{-1} en el sitio 1 de los arroyos El Gato, Buñirigo y Juan Blanco, luego de un mes anormalmente seco. Esto provocó que en promedio tuvieran más importancia las clorofitas que los grupos mencionados previamente, aunque con alto desvío estándar. En las cabeceras de los arroyos de la zona de Tandil dominaron las diatomeas pennales, y las cianobacterias filamentosas constituyeron el grupo subdominante, estos grupos estuvieron representados en bajas densidades (Figura 4).

En la cuenca media y/o baja de los arroyos dominaron clorofitas o cianobacterias excepto en el sitio 3 del A° El Pescado, cercano al Río de la Plata, donde dominaron diatomeas centrales debido a la influencia del estuario. En los arroyos Juan Blanco, Napaleofú y Vivoratá las densidades, en promedio, de clorofitas o cianobacterias no superaron el orden de magnitud de 10^2 , en tanto que en los demás arroyos fueron del orden de 10^4 o mayores.

La densidad total en la mayoría de los muestreos aumentó hacia la desembocadura, excepto cuando se produjeron las floraciones mencionadas anteriormente.

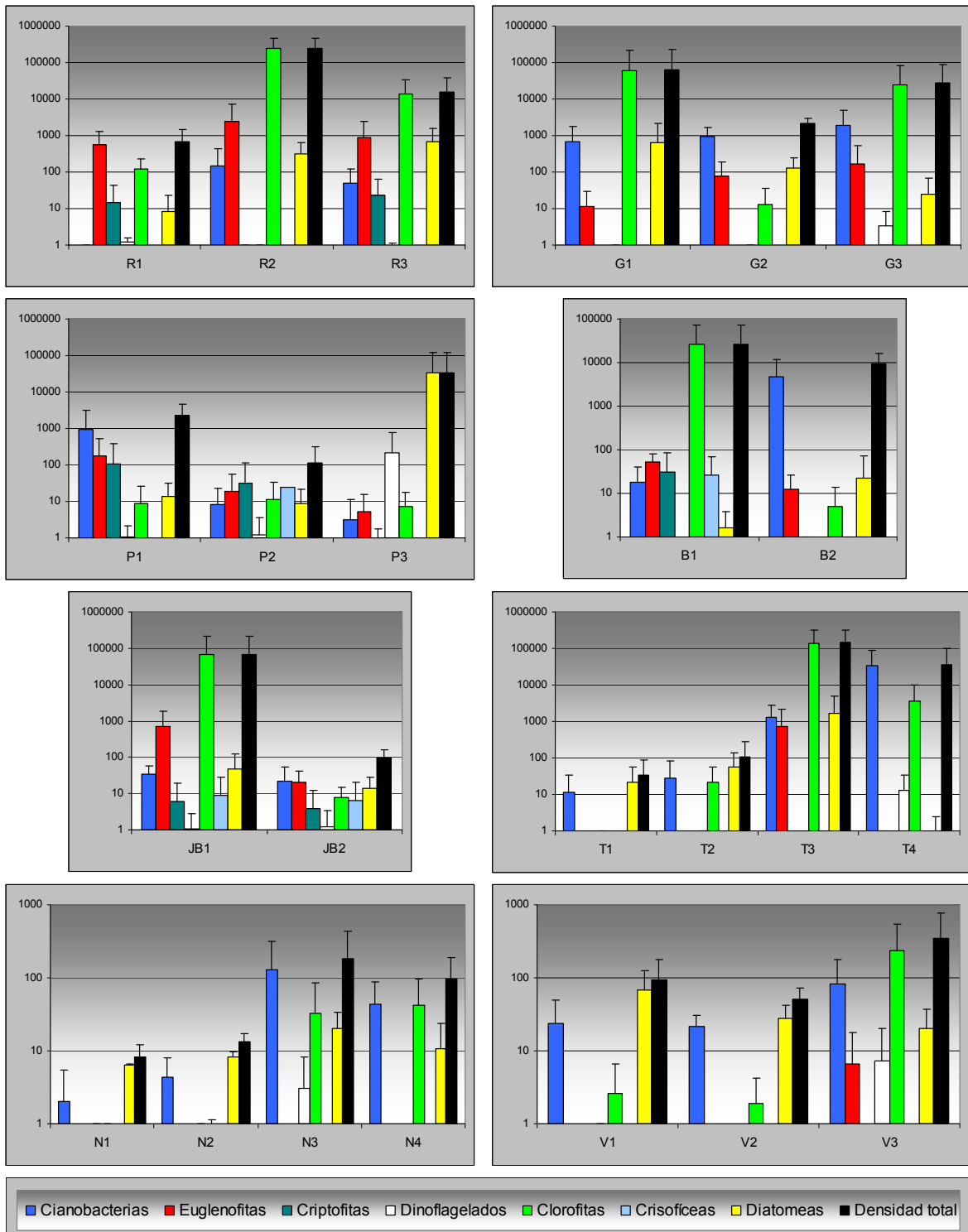


Figura 4. Promedio y desvío estándar de la abundancia de los grandes grupos taxonómicos y de la densidad total del fitoplancton en los sitios de los arroyos pampeanos estudiados (cél mL^{-1}) (CD2). Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Área de estudio.

Composición específica del fitoplancton

Como resultado del análisis cuantitativo del fitoplancton destinado a evaluar la composición específica en relación a la composición iónica se identificaron un total de 174 taxa (Tabla de especies en Anexo I). Estos se distribuyeron entre los siguientes grupos taxonómicos: cianobacterias (9), euglenofitas (40), criptofitas (4), pirrofitas (1), clorofitas (55), crisofíceas (2) y diatomeas (63). Muchos de estos taxa estuvieron escasamente representados, por lo cuál se seleccionaron 52 que cumplieron con los criterios de frecuencia y abundancia establecidos para incluirlos en el análisis estadístico (Tabla 3).

Acrónimo	Taxa
Cyanobacteria	
JAPS	<i>Jaaginema pseudogeminatum</i>
PLAG	<i>Planktothrix agardhii</i>
Euglenophyta	
EUPR	<i>Euglena proxima</i>
EUVI	<i>Euglena viridis</i>
STTR	<i>Strombomonas treubii</i>
TRIN	<i>Trachelomonas intermedia</i>
TRVO	<i>Trachelomonas volvocina</i>
Cryptophyta	
CRER	<i>Cryptomonas erosa</i>
CHNO	<i>Chroomonas cf. nordstedtii</i>
Chlorophyta	
ACHA	<i>Actinastrum hantzschii</i>
CLAC	<i>Closterium acutum var. variabile</i>
COMI	<i>Coelastrum microporum</i>
DIPU	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
DISU	<i>Dictyosphaerium subsolitarim</i>
KICO	<i>Kirchneriella contorta</i>
MOAR	<i>Monoraphidium arcuatum</i>
MOCO	<i>Monoraphidium contortum</i>
MOGR	<i>Monoraphidium griffithii</i>
MOKO	<i>Monoraphidium komarkovae</i>
MOMI	<i>Monoraphidium minutum</i>
MOTO	<i>Monoraphidium tortile</i>
SCAC	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
SCEC	<i>Scenedesmus ecornis</i>
SCQU	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
Chrysophyta Chrysophyceae	
MASP	<i>Mallomonas sp.</i>
Chrysophyta Bacillariophyceae	
CAMB	<i>Craticula ambigua</i>
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
FUAC	<i>Fragilaria acus</i>
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i>
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i>
GOLI	<i>Gomphonema olivaceum</i>
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i>
MVAR	<i>Melosira varians</i>
NGRE	<i>Navicula gregaria</i>
NRAD	<i>Navicula radiosa</i>
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i>
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>
NDRA	<i>Nitzschia draveillensis</i>
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i>
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i>
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i>
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>
NPAE	<i>Nitzschia paleaceae</i>
NREC	<i>Nitzschia recta</i>
NREV	<i>Nitzschia reversa</i>
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i>
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i>
SBRE	<i>Surirella brebissonii</i>
THUN	<i>Tryblionella hugarica</i>
UULN	<i>Ulnaria ulna</i>

Tabla 3. Lista de los taxa seleccionados para el ACC realizado con datos de iones mayoritarios y conductividad (CD1).

De acuerdo a los resultados del ACC realizado y analizando cuáles fueron las variables que explicaron independientemente mayor cantidad de la variación de las asociaciones algales y con qué nivel de significación, resultó que éstas fueron en orden decreciente: bicarbonato+carbonato, magnesio, calcio, y conductividad ($p = 0,002$), cloruro ($p = 0,02$) y sulfato ($p = 0,04$). El sodio tuvo un alto factor de inflación de la varianza y, junto con el potasio, explicaron la menor cantidad de variación de las especies, con un bajo nivel de significación ($p > 0,1$), por lo cuál se excluyeron del análisis.

Las variables ambientales seleccionadas explicaron una cantidad estadísticamente significativa (significación del primer eje canónico y significación global de la ordenación: $p = 0,002$) de varianza de las especies.

La muestra B2 se removió del análisis en CD1 por presentar un valor extremo para el cloruro.

Se seleccionaron los dos primeros ejes para la representación gráfica ya que fueron los que explicaron la mayor cantidad de varianza y tuvieron mayores correlaciones con las variables ambientales (Figura 5).



Figura 5. Gráfico del plano de ordenación definido por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (ACC) (CD1). Los acrónimos con los correspondientes nombres de las especies se muestran en la Tabla 3. Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Area de estudio.

El primer eje canónico, que explicó el 35,7% de la varianza, resultó fuertemente correlacionado (negativamente) con la concentración de bicarbonato+carbonato, calcio y magnesio, indicando que estas variables determinaron el principal gradiente al que respondió la distribución de las especies. El segundo eje, que explicó el 26,3% de la varianza, resultó más correlacionado (positivamente) con las concentraciones de sulfato y cloruro y con la conductividad.

Las especies características de los arroyos con cabeceras en las sierras de Tandil se ubicaron hacia el extremo negativo del primer eje canónico, relacionadas a aguas más mineralizadas. Entre ellas se pueden mencionar la desmidiácea *Closterium acutum* var. *variabile* y las diatomeas pennales *Fragilaria acus*, *F. capucina*, *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia draveillensis*, *N. fonticola*, *N. recta* y *Ulnaria ulna*.

Las especies características de los arroyos del Noreste se ubicaron hacia la derecha del gráfico, relacionadas a aguas menos mineralizadas. Asociadas a los mínimos valores de conductividad y concentración de iones, que correspondieron a las estaciones de muestreo de cabeceras, se encontraron por ejemplo las euglenofitas tecadas *Strombomonas treubii*, *Trachelomonas intermedia* y *T. volvocina*, las criptofitas *Cryptomonas erosa* y *Chroomonas* cf. *nordstedtii*, la clorococal *Dictyosphaerium subsolitarium* y la crisofícea *Mallomonas* sp.

El segundo eje separó especies relacionadas a los mayores valores de cloruro, sulfato y conductividad hacia el extremo positivo. Entre estas especies, características de las estaciones de cuenca media y baja de la zona del Noreste se pueden mencionar la cianobacteria filamentosa *Planktothrix agardhii*, las euglenofitas *Euglena proxima* y *E. viridis* y las diatomeas pennales *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *N. umbonata*. Por otro lado, hacia el extremo negativo del segundo eje se ubicaron especies con óptimos en valores menores de estas variables, ya mencionadas en relación al primer eje del ordenamiento.

Como resultado del análisis cuantitativo del fitoplancton destinado a evaluar la composición específica en relación a las variables morfométricas, físicas, concentración de nutrientes, oxígeno disuelto y sus demandas, se identificaron un total de 350 taxa (Tabla de especies en Anexo I). Estos se distribuyeron entre los siguientes grupos taxonómicos: cianobacterias (36), euglenofitas (88), criptofitas (4), pirrofitas (2), clorofitas (102), crisofíceas (2) y diatomeas (116). Entre los 72 taxa más frecuentes y abundantes que fueron seleccionados para el ACC (Tabla 4), sólo siete especies (*Euglena acus*, *Scenedesmus ecornis*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptocephala*, *N. gregaria*, *Nitzschia fonticola* y *N. palea*) tuvieron una frecuencia mayor al 35%. Las especies dominantes o subdominantes en mayor cantidad de muestras fueron *Jaaginema pseudogeminatum*, *Phormidium chalybeum*, *Pseudoanabaena catenata*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Trachelomonas intermedia* y *Nitzschia fonticola*. Cabe señalar que se produjeron floraciones de las clorococales *Dictyosphaerium pulchellum* y *D. subsolitarium* en las cuáles estas algas se encontraron predominantemente en forma unicelular. Esto se registró en los sitios Tandileofú 3 y 4, Buñirigo 1, Juan Blanco 1, Rodríguez 2 y 3 y El Gato 1 y 3.

Acrónimo	Taxa	F	D	Hábito	Nivel trófico	Saprobiedad
Cianobacteria						
JAPS	<i>Jaaginema pseudogeminatum</i>	++	24%	TP	-	-
ASU	<i>Jaaginema subtilissimum</i>	+	5%	TP	-	α
OSPR	<i>Oscillatoria princeps</i>	+	3%	TP	-	α
OSTE	<i>Oscillatoria tenuis</i>	+	2%	TP	-	α
PHBR	<i>Phormidium breve</i>	+	6%	TP	-	α
PHCH	<i>Phormidium chalybeum</i>	+	13%	TP	-	α
PLAG	<i>Planktothrix agardhii</i>	+	4%	EP	-	β
PSCA	<i>Pseudoanabaena catenata</i>	++	9%	TP	-	$\alpha - p$
Euglenophyta						
EUAC	<i>Euglena acus</i>	+++	5%	-	-	β
EUPR	<i>Euglena proxima</i>	+	4%	-	-	$\alpha - p$
EUS1	<i>Euglena</i> sp. 1	+	3%	-	-	-
LEFU	<i>Lepocinclis fusiformis</i>	+	1%	-	-	-
LESA	<i>Lepocinclis salina</i>	+	2%	-	-	-
PHAE	<i>Phacus aenigmaticus</i>	+		-	-	β
PHCU	<i>Phacus curvicauda</i>	+	1%	-	-	-
STFL	<i>Strombomonas fluviatilis</i>	+	2%	-	-	β
STOV	<i>Strombomonas ovalis</i>	+		-	-	-
STSC	<i>Strombomonas scabra</i>	+	2%	-	-	-
STTR	<i>Strombomonas treubii</i>	+		-	-	-
STVE	<i>Strombomonas verrucosa</i>	+		-	-	β
TRIN	<i>Trachelomonas intermedia</i>	++	7%	-	-	-
TROB	<i>Trachelomonas oblonga</i>	+	3%	-	-	β
TRPL	<i>Trachelomonas planctonica</i>	+		-	-	β
TRRO	<i>Trachelomonas rotunda</i>	+	2%	-	-	-
TRVO	<i>Trachelomonas volvocina</i>	+	2%	-	-	β
Pyrrophyta						
GYMN	<i>Gymnodinium</i> sp.	++	5%	EP	-	-
Chlorophyta						
ACHA	<i>Actinastrum hantzschii</i>	+	3%	EP	-	β
COMI	<i>Coelastrum microporum</i>	+	5%	EP	E	β
CRRE	<i>Crucigeniella rectangulares</i>	+		EP	E	$\beta - \alpha$
SCIN	<i>Desmodesmus intermedius</i>	+	1%	EP	E	-
DIPU	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	++	10%	EP	E	β
DISU	<i>Dictyosphaerium subsolitarim</i>	+	5%	EP	E	-
GORA	<i>Golenkinia radiata</i>	+	5%	EP	-	-
KICO	<i>Kirchneriella contorta</i>	+		EP	-	-
MOAR	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	++	2%	EP - TP	-	-
MOCO	<i>Monoraphidium contortum</i>	++	4%	EP - TP	E	-

Tabla 4. Lista de los taxa seleccionados para el ACC realizado con datos de variables morfométricas, físicas y químicas (CD2). Para cada taxa se consignan su frecuencia (F<25%: +, 25%≤F<35%: ++, F≥35%: +++), dominancia (D: porcentaje de muestras en que fueron dominantes o subdominantes los taxa), tipo de hábito (euplanctónico: EP, ticoplanctónico: TP), nivel trófico (oligotrófico: O, mesotrófico: M, eutrófico: E, hipereutrófico: HE, indiferente: I) y saprobiedad.

Acrónimo	Taxa	F	D	Hábito	Nivel trófico	Saprobiedad
MOGR	<i>Monoraphidium griffithii</i>	+		EP	M - E	-
MOKO	<i>Monoraphidium komarkovae</i>	++	2%	EP	O - M	-
PAMO	<i>Pandorina forum</i>	+	6%	EP	E	-
SCAC	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	+		EP	-	β
SCEC	<i>Scenedesmus ecomis</i>	+++	5%	-	E	-
SCNA	<i>Scenedesmus nanas</i>	+		EP	-	-
SCQU	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	+	2%	EP	M - E	β
TEGL	<i>Tetrastrum glabrum</i>	+		EP	E	-
Chrysophyta Bacillariophyceae						
CAMB	<i>Craticula ambigua</i>	+		-	-	β
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	++	3%	TP	E	β - α
FUAC	<i>Fragilaria acus</i>	++	3%	TP	-	-
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i>	+		TP	M - E	-
GPAR	<i>Gomphonema parvulum</i>	+++	3%	TP	E	o - β - α
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	+	2%	TP	E	β
MVAR	<i>Melosira varians</i>	+	5%	TP	E	β
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i>	+++		TP	I	α
NGRE	<i>Navicula gregaria</i>	+++	3%	TP	E	β
NTPT	<i>Navicula tripunctata</i>	++	2%	TP	E	-
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>	+		TP	E	-
NDRA	<i>Nitzschia draveillensis</i>	++	2%	-	E	-
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>	+++	7%	TP	M - E	o - β
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i>	+	3%	TP	E	-
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i>	+		EP	M	-
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i>	+		TP	M - E	o - β
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>	+++	2%	TP	HE	α
NPAE	<i>Nitzschia paleaceae</i>	++	4%	TP	E	-
NREC	<i>Nitzschia recta</i>	+	2%	TP	I	β - α
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i>	+		TP	E	-
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i>	+		TP	HE	-
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i>	+	2%	TP	I	X
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	+		TP	E	-
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i>	+	1%	TP	M - E	β
SKSS	<i>Skeletonema spp.</i>	+	5%	-	-	-
SCON	<i>Stausosira construens</i>	+	2%	TP	M - E	β
THUN	<i>Tryblionella hungarita</i>	+		TP	E	-
UULN	<i>Ulnaria ulna</i>	++	4%	TP	I	o - β - α

Tabla 4 (continuación). Lista de los taxa seleccionados para el ACC realizado con datos de variables morfométricas, físicas y químicas (CD2). Para cada taxa se consignan su frecuencia (F<25%: +, 25%≤F<35%: ++, F≥35%: +++), dominancia (D: porcentaje de muestras en que fueron dominantes o subdominantes los taxa), tipo de hábito (euplanctónico: EP, ticoplanctónico: TP), nivel trófico (oligotrófico: O, mesotrófico: M, eutrófico: E, hipereutrófico: HE, indiferente: I) y saprobiedad.

Las características ecológicas de las especies fueron extraídas de la bibliografía citada en Materiales y métodos.

De acuerdo a la información bibliográfica disponible acerca de las preferencias ecológicas de las especies consignadas en la Tabla 4, en los arroyos pampeanos analizados el hábito euplanctónico fue dominante, sin embargo en los arroyos de Tandil se observó una mayor proporción de ticoplanctones (Figura 6). En cuanto a sus preferencias tróficas y sapróbicas, tuvieron mayor abundancia las especies que prefieren ambientes eutróficos y β -mesosapróbicos.

Cabe resaltar que para varias especies fitoplanctónicas abundantes especialmente en los arroyos del Noreste no se encontraron datos en la bibliografía. Se careció de datos, en el caso de las preferencias tróficas, para 32 de las 72 especies más frecuentes y abundantes, y en el caso de las preferencias sapróbicas, para 33 especies.

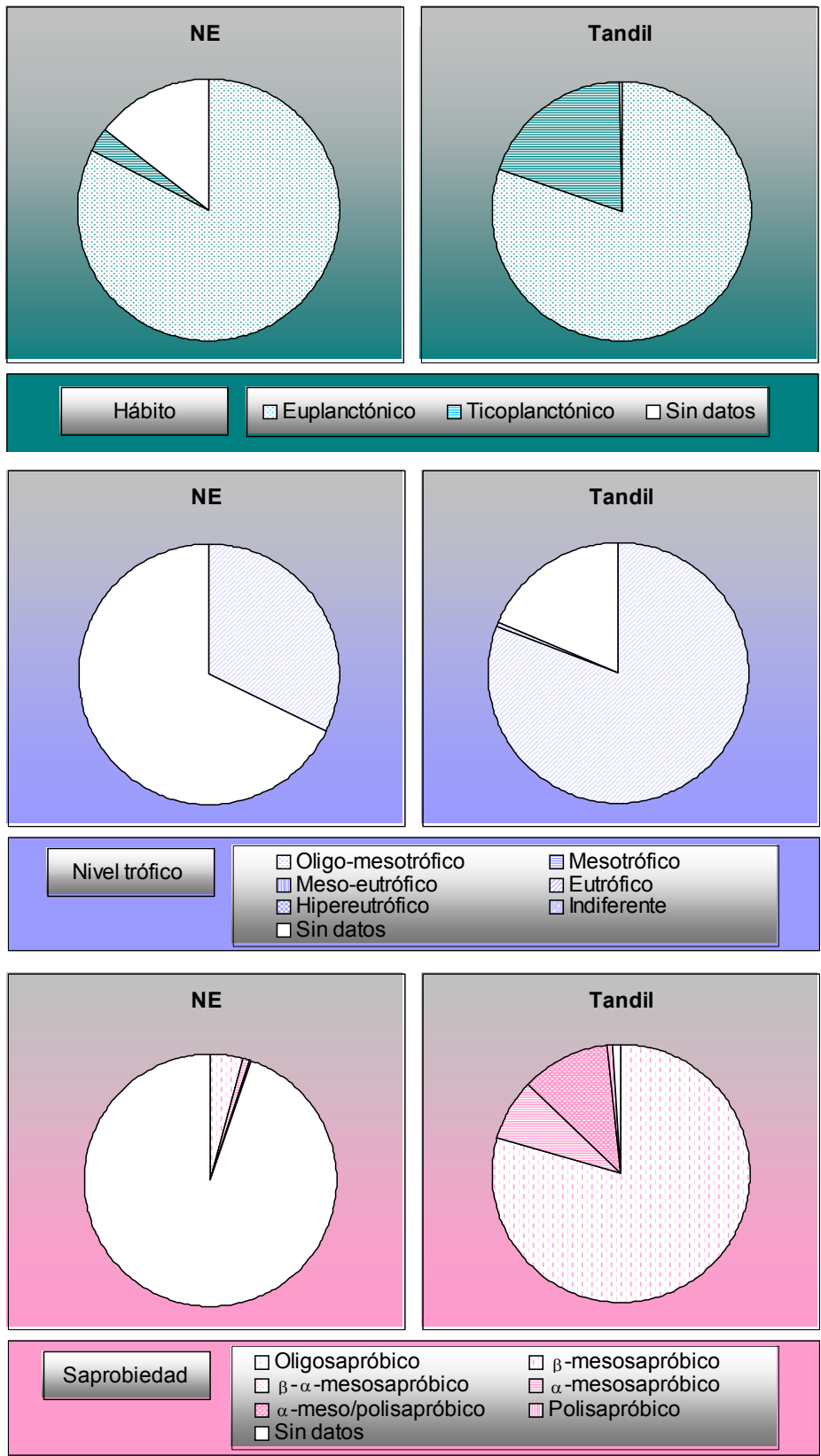


Figura 6. Abundancia relativa en los arroyos del Noreste y de Tandil de los 72 taxa seleccionados (Tabla 4) en base a los datos de los muestreos estacionales (CD2) clasificados de acuerdo a sus preferencias ecológicas extraídas de la bibliografía.

De acuerdo a los resultados del ACC realizado y analizando cuáles fueron las variables que explicaron independientemente mayor cantidad de variación de la composición fitoplanctónica y con qué nivel de significación, resultó que éstas fueron, en orden decreciente, concentración de $P-PO_4^{3-}$, turbidez, velocidad de la corriente, DBO_5 , DQO, concentración de $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, OD, conductividad, temperatura (todas con un nivel de significación de $p= 0,002$) y concentración de $N-NH_4^+$ ($p = 0,004$).

Las demás variables ambientales (profundidad, ancho, pH y concentración de STS) explicaron menor cantidad de variación con un bajo nivel de significación ($p > 0,1$) por lo cuál se excluyeron del análisis.

Las variables ambientales seleccionadas explicaron una cantidad significativa ($p = 0,002$ para el primer eje y para la ordenación global) de varianza de la composición fitoplanctónica.

Se seleccionaron los dos primeros ejes para la representación gráfica ya que fueron los que explicaron mayor cantidad de varianza y tuvieron mayores correlaciones con las variables ambientales (Figuras 7 y 8).

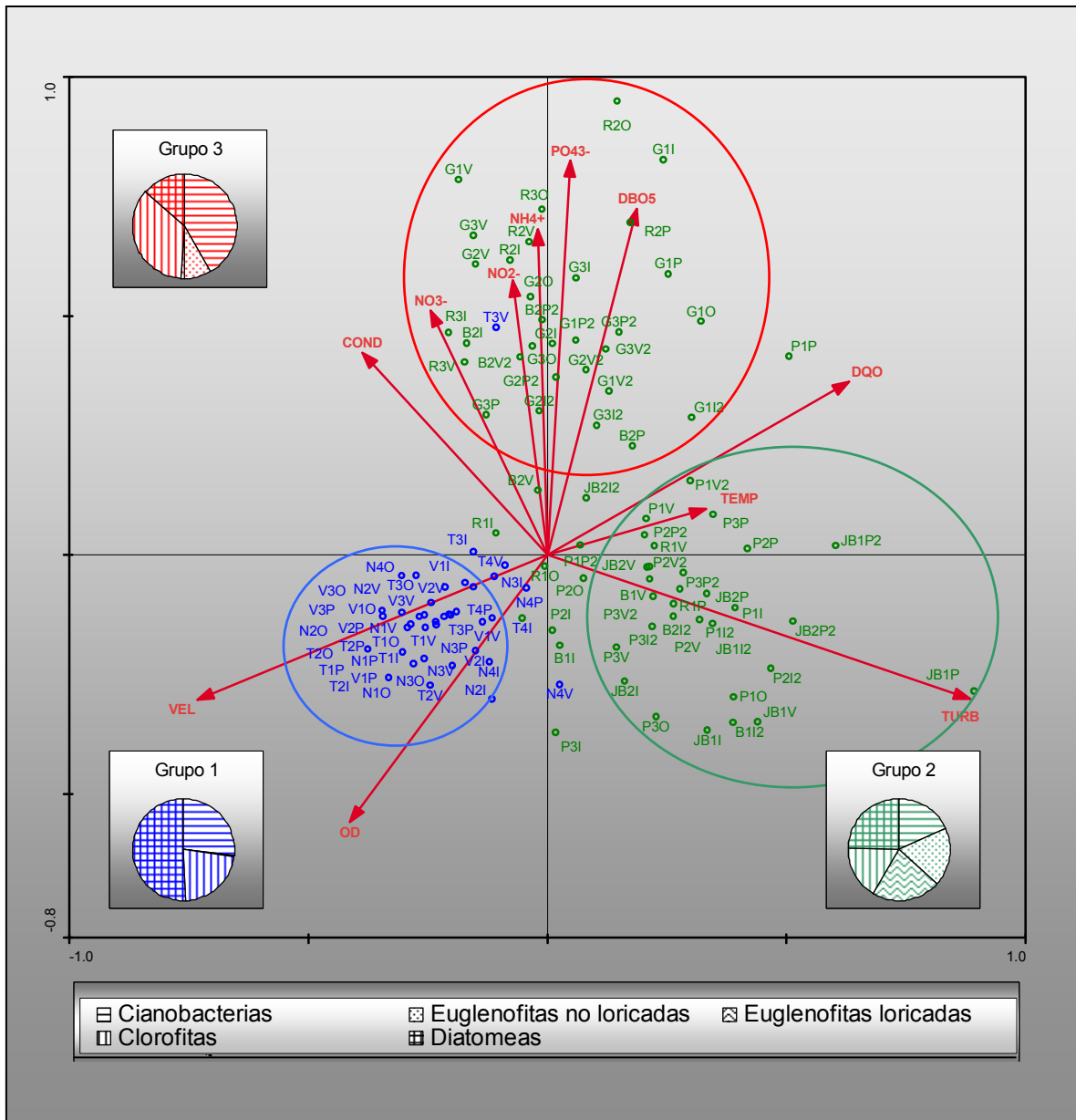


Figura 7. Gráfico del plano de ordenación definido por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (ACC) realizado en base a la composición específica en los 7 muestreos estacionales (CD2). Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Área de estudio; se encuentran seguidas de la inicial de cada estación del año y del número 2 en los casos correspondientes al segundo año de muestreo. Para cada grupo de sitios de muestreo se incluyen los gráficos de composición fitoplanctónica por grandes grupos taxonómicos.

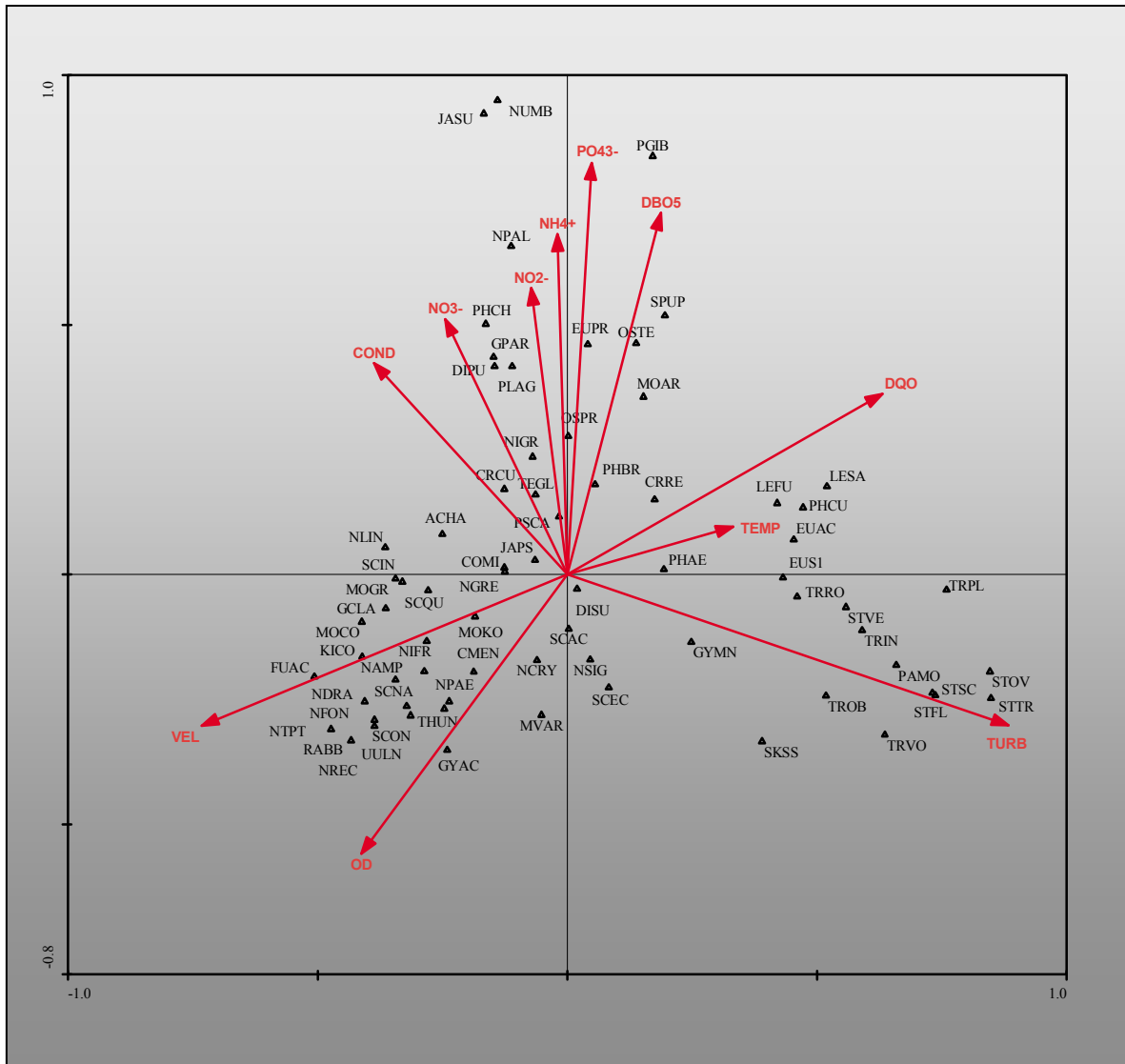


Figura 8. Gráfico del plano de ordenación definido por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (ACC) realizado en base a la composición específica en los 7 muestreos estacionales (CD2). Los acrónimos con los correspondientes nombres de las especies se muestran en la Tabla 4.

El primer eje, que explicó el 29,0% de la varianza, resultó fuertemente correlacionado con la velocidad de la corriente (negativamente) y con la turbidez (positivamente), indicando que estas variables físicas naturales determinaron el principal gradiente al que respondió la distribución de las especies. El segundo eje, que explicó el 20,8% de la varianza, resultó correlacionado con la DBO₅ y los nutrientes (positivamente) y el oxígeno disuelto (negativamente), estas variables determinaron un segundo gradiente, en este caso relacionado a la

calidad del agua en cuanto a contaminación orgánica y eutrofización. La especie *Golenkinia radiata*, que se ubicó muy alejada del centro, en la parte superior del gráfico, se removió del análisis para poder apreciar mejor la distribución de las demás especies.

El análisis permitió distinguir tres grupos de sitios de muestreo. Según el primer eje, el Grupo 1, ubicado hacia el extremo negativo y constituido por sitios de la zona de Tandil, se diferenció del Grupo 2, ubicado hacia el extremo positivo, constituido por sitios de cabecera del Noreste y sitios del A° El Pescado. El Grupo 3 estuvo conformado por los sitios del A° El Gato, los de cuenca media y baja del A° Rodríguez, el sitio de cuenca baja del A° Buñirigo y el sitio 3 del A° Tandileofú. Este último grupo tuvo una posición intermedia en el primer eje pero se ubicó hacia el extremo positivo del segundo (Figura 7).

En el Grupo 1 dominaron las diatomeas, en el Grupo 2 se encontraron bien representados todos los grupos taxonómicos principales y en el Grupo 3 dominaron las cianobacterias seguidas por las clorofitas.

En el cuadrante inferior izquierdo, relacionadas al Grupo 1 de sitios de muestreo, se ubicaron especies de diatomeas pennales como *Fragilaria acus*, *Gyrosigma acuminatum*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia draveillensis*, *N. fonticola*, *N. recta*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Staurosira construens* y *Ulnaria ulna*, asociadas a los mayores valores de velocidad de corriente y concentración de oxígeno disuelto. (Figura 8).

En el cuadrante inferior derecho, relacionadas al Grupo 2 de sitios de muestreo, se agruparon especies como las euglenofitas loricadas *Strombomonas fluviatilis*, *S. ovalis*, *S. scabra*, *S. treubii*, *Trachelomonas intermedia*, *T. planctonica* y *T. volvocina*, la clorofita volvocal *Pandorina morum*, la pirrofito *Gymnodinium* sp. y la diatomea central *Skeletonema* spp. Los dos últimos taxa representados principalmente en la estación de muestreo correspondiente a la desembocadura del A° El Pescado, y los demás en las cabeceras de los arroyos del Noreste, resultaron asociados a los mayores valores de turbidez.

En la parte superior del gráfico, relacionadas al Grupo 3 de sitios de muestreo, se ubicaron especies como las cianobacterias filamentosas *Jaaginema subtilissimum*, *Phormidium chalybeum* y *Oscillatoria tenuis*, las clorococales *Dictyosphaerium pulchellum*, *Golenkinia radiata* y *Monoraphidium arcuatum* y las

diatomeas pennales *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *N. umbonata* y *Pinnularia gibba*, asociadas a altos valores de DBO₅ y nutrientes.

Grupos funcionales fitoplanctónicos

A partir del análisis realizado para evaluar la relación de los grupos funcionales con las variables ambientales (CD2), se encontraron 19 grupos (**H1, Z, S1, S2, L₀, L_M, W1, W2, Y, X2, P, C, D, X1, E, G, F, J y T**) de los cuáles sólo 8 tuvieron una frecuencia mayor al 30% (Tabla 5). Estos últimos, de acuerdo a la clasificación propuesta por Reynolds et al. (2002), fueron característicos de ambientes someros enriquecidos en nutrientes, con excepción del grupo F., que tolera muy bajas concentraciones de P-PO₄³⁻ (Tabla 6).

	Principales taxa representativos de cada grupo funcional	Frecuencia	Promedio (cél mL ⁻¹)	Rango (cél mL ⁻¹)
W1	<i>Euglena, Lepocinclis, Phacus</i>	88%	255	0 - 9.500
W2	<i>Strombomonas, Trachelomonas</i>	53%	32	0 - 2.100
F	<i>Dictyosphaerium, Kirchneriella, Oocystis, Sphaerocystis</i>	43%	15.902	0-426.300
X1	<i>Monoraphidium, Schroederia</i>	53%	1.377	0-145.400
J	<i>Scenedesmus, Golenkinia, Pediastrum, Coelastrum</i>	69%	7.651	0-391.300
P	<i>Aulacoseira granulata, Closterium acutum var. variabile</i>	42%	11	0 - 852
C	<i>A. ambigua, Actinocyclus, Thalassiosira, Cyclotella</i>	35%	64	0 - 6.700
D	<i>Skeletonema, Fragilaria acus, Nitzschia gracilis</i>	45%	2.127	0-233.400

Tabla 5. Grupos funcionales seleccionados por su frecuencia mayor al 30% en los 7 muestreos estacionales (CD2), acompañados de los principales taxa que los componen, frecuencia del grupo funcional, su densidad promedio y rango de variación (cél mL⁻¹).

	P-PO ₄ ³⁻ < 3 µg L ⁻¹	NID < 14 µg L ⁻¹
W1	-	-
W2	-	-
F	+	-
X1	-	-
J	-	-
P	-	-
C	-	-
D	-	-

Tabla 6. El signo + indica tolerancia y el signo – indica que las especies que integran el grupo funcional no se benefician con las concentraciones de nutrientes indicadas (Modificado de Reynolds et al., 2002).

Las diatomeas y cianobacterias ticoplanctónicas no se incluyeron en el análisis, de acuerdo con los autores de la clasificación, que consideran sólo las especies euplanctónicas.

Entre los 8 grupos más frecuentes, los que alcanzaron mayor abundancia fueron **F**, **X1** y **J**, compuestos por clorococales y **D**, compuesto por diatomeas.

De acuerdo a los resultados del ACC, las variables ambientales que explicaron significativamente la variación de los grupos funcionales fueron la turbidez, la velocidad de corriente, la DQO (todas con un nivel de $p = 0,002$), la DBO₅, ($p = 0,01$) y las concentraciones de OD ($p = 0,008$), de N-NO₃⁻ ($p = 0,02$) y de P-PO₄³⁻ ($p = 0,05$). El primer eje canónico y la ordenación global tuvieron un nivel de significación de $p = 0,002$.

Se seleccionaron los dos primeros ejes para la representación gráfica ya que fueron los que explicaron mayor cantidad de varianza de los grupos funcionales y tuvieron mayores correlaciones con las variables ambientales (Figura 9).

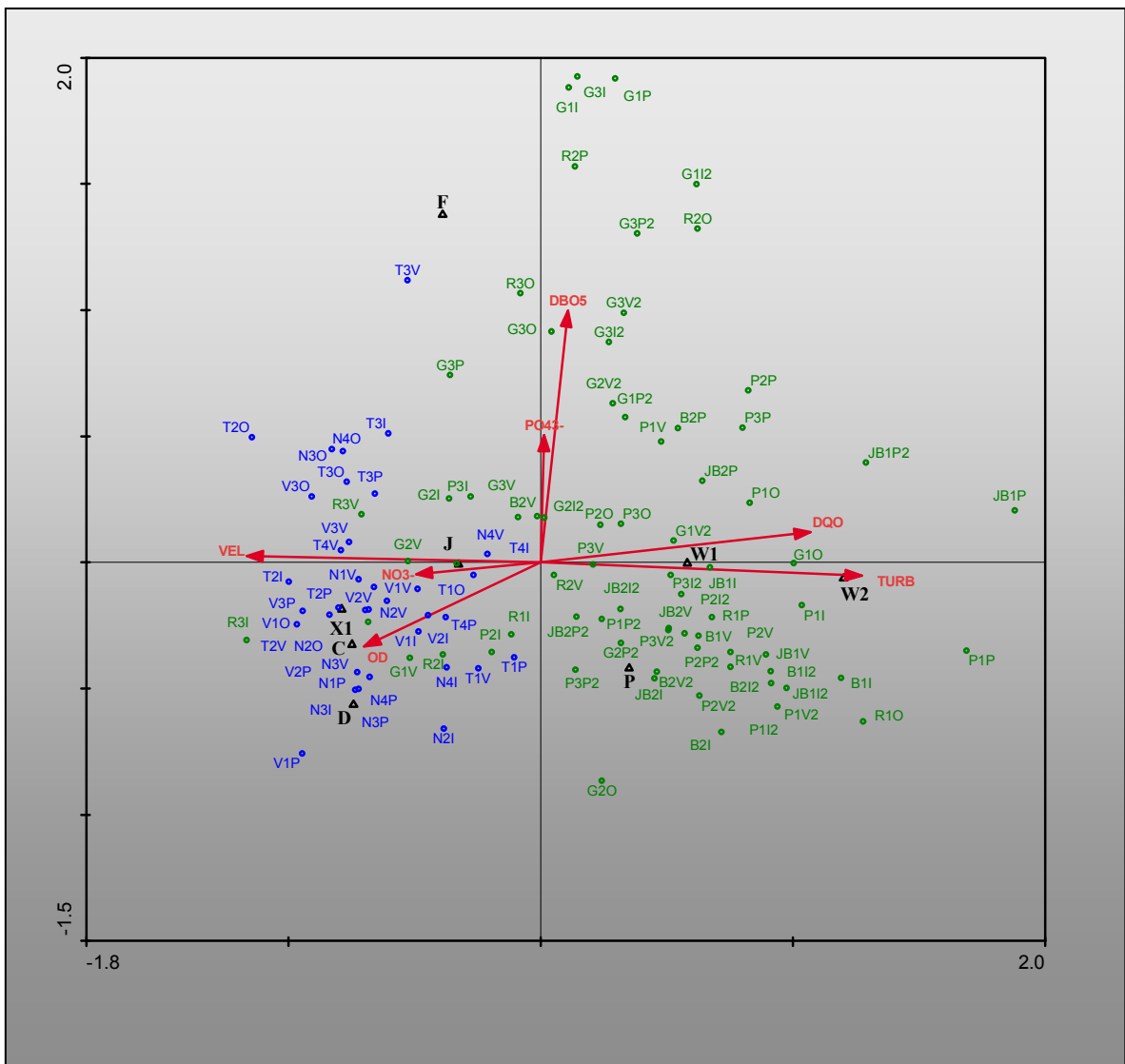


Figura 9. Gráfico del plano de ordenación definido por los dos primeros ejes del análisis de correspondencias canónicas (ACC) realizado en base a la composición del fitoplancton por grupos funcionales (CD2). Las abreviaturas de los sitios de muestreo con el correspondiente nombre del arroyo figuran en la Tabla 1 de Área de estudio; se encuentran seguidas de la inicial de cada estación del año y del número 2 en los casos correspondientes al segundo año de muestreo.

El primer eje, que explicó el 55,7% de la varianza, resultó correlacionado con la velocidad de corriente y la concentración de N-NO_3^- y OD (negativamente) y con la turbidez y la DQO (positivamente), las variables físicas tuvieron las mayores correlaciones con este eje, seguidas por la DQO. El segundo eje, que explicó el 20,8% de la varianza, resultó correlacionado con la DBO_5 y la concentración de PO_4^{3-} (positivamente) y el oxígeno disuelto (negativamente). Los grupos **X1**, **J**, **C** y **D** predominaron en condiciones de mayor velocidad de corriente y mayores concentraciones de N-NO_3^- y OD. Estos grupos fueron abundantes en la mayoría de los casos correspondientes a los arroyos de Tandil. Los grupos **P** y **W1** predominaron en sitios de los arroyos del Noreste con valores moderados de DQO y turbidez. El grupo **W2** se asoció a altos valores de estas variables, propios de sitios de cabecera de los arroyos del Noreste, con moderado impacto antropogénico. El grupo **F** predominó en condiciones de elevados valores de DBO_5 y concentración de PO_4^{3-} encontradas en sitios muy afectados por actividades humanas.

Descriptorios fitoplanctónicos vs usos de la tierra

Como resultado del ARD realizado para analizar los descriptorios del fitoplancton en relación a los usos de la tierra y su impacto en la calidad del agua, cada una de las variables explicó una cantidad significativa ($p < 0,01$) de la variación de los descriptorios. El nivel de significación del primer eje y de la ordenación global fue de $p = 0,002$. El primer eje (60% de la varianza) y el segundo (20% de la varianza) fueron seleccionados para la representación gráfica (Figura 10). De acuerdo al primer eje, particularmente la densidad fitoplanctónica total, la densidad de especies muy tolerantes y las densidades de clorofitas y euglenofitas no lorizadas, aumentaron con el deterioro de la calidad del agua y con los usos urbano e industrial. Con una menor diversificación del uso de la tierra, limitado a la actividad agrícola-ganadera, y una mejor calidad del agua, se observó el incremento de la equitabilidad, la densidad de especies sensibles y el porcentaje de tallas superiores a $10 \mu\text{m}$. Los descriptorios mencionados, pero especialmente los dos primeros, a su vez fueron los que tuvieron un mayor número de correlaciones con altos niveles de significación con las ocho variables utilizadas como indicadores del impacto humano (Tabla 7).

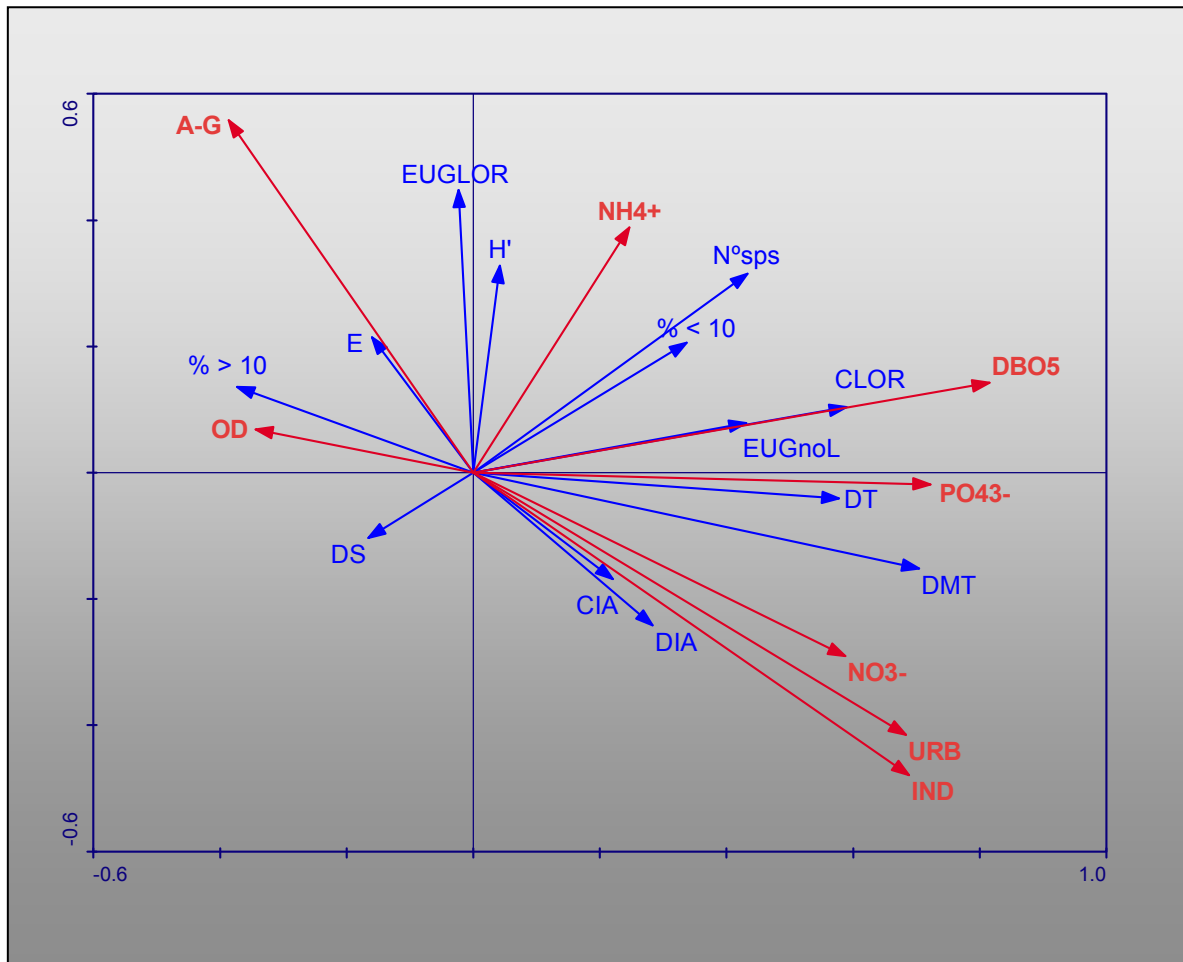


Figura 10. Gráfico del plano de ordenación definido por los dos primeros ejes del análisis de redundancia (ARD) realizado en base a los descriptores fitoplanctónicos (CD3).

A-G: uso agropecuario del suelo, URB: uso urbano, IND: uso industrial, DT: densidad fitoplanctónica total, DMT: densidad de algas muy tolerantes a la contaminación orgánica y la eutrofización, DS: densidad de algas sensibles, % < 10: abundancia relativa de algas < 10 μm , % > 10: abundancia relativa de algas > 10 μm , N° sps: número de especies, H': diversidad, E: equitabilidad. CIA: cianofitas, EUGLOR: euglenofitas loricadas, EUGnoL: euglenofitas no loricadas, CLOR: clorofitas, DIA: diatomeas (densidad de los grandes grupos taxonómicos).

	r_s	nivel de p		r_s	nivel de p
	Densidad total			Densidad de algas muy tolerantes	
Uso agropecuario	-0,22	0,007021		-0,35	0,000009
Uso urbano	0,38	0,000002		0,56	0,000000
Uso industrial	0,42	0,000000		0,62	0,000000
Oxígeno disuelto	-0,26	0,003251		-0,31	0,000442
DBO ₅	0,53	0,000000		0,57	0,000000
Fosfato	0,39	0,000001		0,52	0,000000
Amonio	0,49	0,000000		0,54	0,000000
Nitrato	0,13	0,116655		0,27	0,000978
	Densidad de algas sensibles			Densidad de euglenofitas no loricadas	
Uso agropecuario	0,12	0,131730		-0,13	0,108274
Uso urbano	-0,13	0,100032		0,21	0,011007
Uso industrial	-0,21	0,011269		0,33	0,000044
Oxígeno disuelto	0,24	0,007205		-0,29	0,000942
DBO ₅	-0,23	0,004731		0,50	0,000000
Fosfato	-0,34	0,000021		0,46	0,000000
Amonio	-0,35	0,000012		0,52	0,000000
Nitrato	-0,03	0,706851		0,02	0,817560
	Densidad de clorofilas			Equitabilidad	
Uso agropecuario	-0,09	0,292805		0,25	0,002207
Uso urbano	0,21	0,008634		-0,23	0,005349
Uso industrial	0,21	0,008634		-0,25	0,002057
Oxígeno disuelto	-0,14	0,130058		0,16	0,075822
DBO ₅	0,49	0,000000		-0,23	0,004140
Fosfato	0,30	0,000204		-0,15	0,069187
Amonio	0,35	0,000014		-0,18	0,030051
Nitrato	0,14	0,076772		-0,04	0,604160
	Porcentaje de algas > 10 μm				
Uso agropecuario	0,14	0,077907			
Uso urbano	-0,32	0,000050			
Uso industrial	-0,28	0,000447			
Oxígeno disuelto	0,21	0,015580			
DBO ₅	-0,21	0,008372			
Fosfato	-0,19	0,021960			
Amonio	-0,19	0,018835			
Nitrato	-0,13	0,107148			

Tabla 7. Correlaciones de Spearman (r_s) entre los descriptores biológicos y las variables ambientales. N=151 excepto para oxígeno disuelto donde N=127. Se resaltan con rojo las correlaciones con un nivel de significación de $p < 0,01$ y con verde aquéllas con un nivel de significación de $0,01 < p < 0,05$.

DISCUSION

Las variaciones estacionales del fitoplancton de los arroyos pampeanos estudiados fueron significativas en cuanto al aumento de la abundancia de cianobacterias en primavera y verano, de criptofitas en invierno y de dinoflagelados en verano. Este patrón estacional sólo coincide con el señalado por Reynolds (1988a) y Stenvenson & White (1995), para ríos de zonas templadas con temperaturas mínimas menores que las registradas en el área de estudio, en el mayor desarrollo de cianobacterias en los meses más cálidos. El aumento de cianobacterias en períodos cálidos también ha sido observado para ríos del área pampeana por del Giorgio et al. (1991), O'Farrell (1993), O'Farrell et al (2002) y Solari (1995).

La ausencia de un patrón estacional marcado en los restantes grandes grupos taxonómicos y en la densidad total concuerda con los resultados de Olguín et al. (2004), en un estudio del Río Reconquista, quienes además señalan que esta característica les confiere una ventaja como posibles indicadores de contaminación.

En relación a la densidad fitoplanctónica total analizada en el presente estudio, fue significativamente mayor en los arroyos de la zona del Noreste que en los de Tandil. Entre los factores ambientales que pueden regular la abundancia del plancton en sistemas fluviales los más importantes, de acuerdo a Chételat et al. (2006) son el tiempo de residencia del agua, relacionado a la velocidad de corriente, la concentración de nutrientes y la disponibilidad de energía lumínica. En los arroyos pampeanos estudiados el mayor aporte de nutrientes y la reducida velocidad de corriente se reconocen como los factores más importantes que favorecen un mayor desarrollo del fitoplancton. Así, con velocidades de corriente inferiores a 0.40 m seg^{-1} se observaron densidades totales en promedio superiores a $3 \times 10^4 \text{ cél mL}^{-1}$. Además, se han obtenido correlaciones altamente significativas entre los nutrientes y la concentración fitoplanctónica.

Siguiendo el sistema de clasificación para ríos templados propuesto por Dodds et al. (1998), entre los sitios seleccionados en el presente estudio habría sitios pertenecientes a los tres estados tróficos, pero predominarían los mesotróficos

y eutróficos, estos últimos especialmente en el Noreste. Si bien es reconocida la relación positiva entre la concentración de fósforo y el incremento algal (Basu & Pick, 1996; 1997; Heiskary & Markus, 2001; Smith, 2003; Smith et al., 1999; Søballe & Kimmel, 1987), Reynolds (2006) señala que el desarrollo del fitoplancton es probablemente más regulado por la disponibilidad de fósforo por debajo de los $60 \mu\text{g P L}^{-1}$. Sin embargo Heiskary & Markus (2001) documentaron la estimulación del crecimiento fitoplanctónico por el aumento en la concentración de fósforo por encima de ese nivel. Esto se ajusta más a lo observado en el presente estudio donde con concentraciones $> 500 \mu\text{g P L}^{-1}$ se registraron densidades fitoplanctónicas que en promedio superaron $6 \times 10^4 \text{ cél mL}^{-1}$. En relación al enriquecimiento con nutrientes también se observó que en estas condiciones predominó la fracción fitoplanctónica de tamaño menor a $10 \mu\text{m}$. Esto coincide con lo señalado por Margalef (1978) y Rijstenbil et al (1993), quienes afirman que el aumento en la carga de nutrientes favorece la disminución del tamaño celular del fitoplancton.

En relación al clima lumínico como uno de los factores que pueden afectar el desarrollo del fitoplancton, en los arroyos de la zona Noreste los valores de densidad fitoplanctónica total fueron más elevados pese a la mayor turbidez debida al aumento del contenido de sólidos en suspensión en estos arroyos (en promedio 40 mg L^{-1}), en comparación con el registrado en los de la zona de Tandil (en promedio 19 mg L^{-1}). Cole et al. (1992) señalan que con concentraciones de sólidos en suspensión en promedio $\sim 20\text{-}50 \text{ mg L}^{-1}$, cuando la columna de agua es profunda (del orden de los 10 m), el ambiente lumínico puede limitar el desarrollo del fitoplancton, ya que las algas estarían en la zona fótica menos tiempo del necesario para compensar sus pérdidas por respiración. De acuerdo a Søballe & Kimmel (1987) la potencial limitación por luz debida a la turbidez se evita cuando la profundidad del agua es reducida. Aunque en promedio las concentraciones de sólidos totales en suspensión en los arroyos del Noreste superaron en casi todos los sitios el valor mínimo señalado por Cole et al. (1992), la escasa profundidad de los arroyos, comparada con la de ríos o estuarios, impediría la limitación por insuficiente energía lumínica. Los datos de radiación fotosintéticamente activa provistos por Sierra (2009) para arroyos del Noreste de la Provincia de Buenos Aires, que

fluctuaron en promedio entre 480-1100 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ superan ampliamente los 300 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$. Valores por debajo de este nivel pueden producir una limitación del proceso fotosintético en el fitoplancton y por encima de 1400 $\mu\text{mol s}^{-1} \text{m}^{-2}$ provocan fotoinhibición, de acuerdo a Reynolds (2006). En los arroyos pampeanos la turbidez en escasas ocasiones superó las 75 UNT, con valores menores a éste Hötzel & Croome (1994) registraron en el Río Darling (Australia) densidades fitoplanctónicas totales $> 15000 \text{cél mL}^{-1}$. Dentro de los arroyos del Noreste, comparando las densidades totales observadas en las cabeceras con las observadas aguas abajo, donde la turbidez disminuyó, no se puede descartar el efecto estimulador del aumento en la disponibilidad de energía lumínica sobre el desarrollo algal. Este reconocido efecto ha sido señalado por Reynolds (2006).

Elevadas densidades fitoplanctónicas debidas a floraciones principalmente de clorococcales (*Dictyosphaerium pulchellum*, *D. subsolitarium*, *Golenkinia radiata*, *Monoraphidium minutum*) fueron registradas en varios sitios de los arroyos del Noreste y en el sitio 3 del A° Tandileofú. En el caso de las floraciones de especies del género *Dictyosphaerium*, estas algas predominaron en forma unicelular, encontrándose pocas colonias, generalmente en condiciones de turbidez y concentración de nutrientes elevadas. Esto ha sido registrado también en un lago somero de Inglaterra por Irfanullah & Moss (2006) para *Dictyosphaerium pulchellum*, quienes interpretaron que los altos niveles de nutrientes podrían ser un factor importante en determinar la forma unicelular. La dominancia de éstas pequeñas células se puede atribuir a una combinación de factores tales como una rápida tasa reproductiva, capacidad de tolerar la turbidez, explotar condiciones de elevados nutrientes, y ausencia de presión de herbivoría significativa por parte del zooplancton (Irfanullah & Moss, 2006; Reynolds, 1988b; Reynolds et al., 2002).

En cuanto a la distribución espacial de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton, en los arroyos de la zona de Tandil con mayor velocidad de corriente, la abundancia relativa de diatomeas fue significativamente mayor debido principalmente a la dominancia de diatomeas pennales ticoplanctónicas en las cabeceras de estos arroyos. En esta condición, en tramos de cabecera

es común la dominancia de este grupo (Luque et al., 1997; M. de Fabricius et al., 2005; Sabater & Muñoz, 1990). Aguas abajo aumentaron las clorofitas y cianobacterias, de manera similar al patrón longitudinal encontrado por Stevenson & White (1995) para el Río Kentucky, excepto en el incremento de diatomeas centrales (favorecidas en este último caso por una mayor profundidad de la columna de agua). En tramos de cabecera de corriente más rápida la acumulación de fitoplancton está probablemente controlada por la deriva y depositación de algas bentónicas, en tanto que aguas abajo se desarrolla un verdadero fitoplancton fluvial (Allan, 1995; Leitao & Lepetre, 1998; Reynolds & Descy, 1996; Stevenson & White, 1995). Por el contrario, en las cabeceras de los arroyos del Noreste, con una menor velocidad de corriente y mayor turbidez, se encontró una menor proporción de diatomeas pennales y un mayor desarrollo de euglenofitas lorizadas, en tanto que aguas abajo también hubo un incremento de clorofitas y cianobacterias. El aumento de la densidad de euglenofitas y en particular de aquéllas lorizadas ha sido asociada en otros estudios a condiciones de elevada turbidez (Leland & Porter, 2000; Tell et al., 2005).

Los grupos funcionales más frecuentes en los arroyos pampeanos, excepto el grupo **F**, son caracterizados por Reynolds et al. (2002) y Reynolds (2006) como típicos de lagos someros, ambientes que no serían demasiado diferentes a los sistemas fluviales debido a condiciones similares de turbulencia, turbidez y contenido de nutrientes relativamente elevados (Reynolds et al., 1994).

En el presente estudio, entre los grupos funcionales más frecuentes, los más exitosos en cuanto a su abundancia fueron **F**, **X1** y **J**, compuestos por clorococales y **D**, compuesto por diatomeas. Los grupos **D**, **J** y **X1** son propios de ambientes enriquecidos en nutrientes, de acuerdo a Reynolds (2006) y Reynolds et al. (2002). En el caso de arroyos pampeanos estos grupos se encontraron relacionados al aumento en la concentración de nitratos. El grupo **F**, señalado como un grupo que tolera muy bajas concentraciones de fosfato, en los arroyos pampeanos estudiados fue el único grupo asociado a valores elevados de este nutriente y de DBO₅. Si bien las características de los grupos más frecuentes corresponden a las condiciones ambientales generales de los

arroyos, su empleo no permitió establecer claramente una relación con la calidad del agua y los usos de la tierra.

En relación a la composición específica, en el fitoplancton de los arroyos estudiados se encontraron muchas especies esporádicas. La presencia de taxa que se registran sólo en una o escasas ocasiones fue distinguida por Rojo et al. (1994) como una característica del fitoplancton de los ríos. Otra característica encontrada en los arroyos pampeanos, y destacada por los autores mencionados para los ríos en general, consiste en que las especies más frecuentes no son las más abundantes o las que desarrollan floraciones.

De acuerdo al análisis que relacionó la composición específica con la composición iónica fue posible diferenciar tres grupos de especies en función de dos gradientes. De estos últimos, el que explicó mayor variación en la distribución de las especies fue el de concentración de bicarbonato+carbonato, calcio y magnesio. Según este gradiente un grupo de especies, como *Fragilaria acus*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia fonticola*, *N. recta* y *Ulnaria ulna*, características de la zona de Tandil, estuvieron relacionadas a los mayores valores de los iones mencionados y son reconocidas como alcalífilas por Van Dam et al. (1994). Otras especies, como las euglenofitas lorizadas *Strombomonas treubii*, *Trachelomonas intermedia* y *T. volvocina* y la clorococal *Dictyosphaerium subsolitarium*, predominaron con aguas menos mineralizadas. Un segundo gradiente estuvo constituido por la concentración de cloruro, sulfato y conductividad. Relacionadas a altos valores de estas variables se encontraron la cianobacteria filamentosa *Planktothrix agardhii*, las euglenofitas *Euglena proxima* y *E. viridis* y las diatomeas pennales *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *N. umbonata*.

Con respecto al análisis que relacionó la composición específica a variables morfométricas, físicas, concentración de nutrientes, oxígeno disuelto y sus demandas, la mayor variación (29%) en las asociaciones fitoplanctónicas fue explicada por un gradiente principalmente relacionado a condiciones físicas naturales. Este gradiente ambiental también definió un gradiente espacial desde los sitios de los arroyos de Tandil, con mayor velocidad de corriente y

menor turbidez, con los sitios principalmente de las cuencas bajas de los arroyos del Noreste en una posición intermedia, hasta los sitios de cabecera del Noreste relacionados a mayor turbidez y menor velocidad de corriente. El largo de este gradiente primario definido por el ACC tuvo un valor alto (> 4 unidades de desvío estándar) lo cuál, según Potapova y Charles (2002), indica que el grupo de muestras proviene de distintos hábitats y que se verifica un recambio de especies. De acuerdo con lo señalado por Leland (2003) y Leland et al. (2001) para el Río San Joaquín (California), en este estudio se reconoce a la turbidez y la velocidad de corriente como factores primarios en la determinación de la distribución de las asociaciones específicas fitoplanctónicas.

Un gradiente secundario, en este caso de contaminación orgánica y eutrofización, se relacionó al impacto humano en la calidad del agua y explicó una cantidad algo menor de variación (20,8%) en la composición específica del fitoplancton. Sabater et al. (1988) reconocieron en un estudio realizado en el río Ter que la contaminación constituyó también un gradiente secundario en la distribución de las diatomeas planctónicas. En los arroyos bonaerenses estudiados las asociaciones de especies propias de los sitios con peor calidad del agua, como los tres sitios del A° El Gato y los ubicados aguas abajo de las cabeceras de los arroyos Rodríguez y Buñirigo, quedaron separadas del resto por este segundo gradiente. Estos resultados están de acuerdo con la idea de que la regulación de las poblaciones fitoplanctónicas por factores físicos externos se subordina a la calidad del agua en los sitios más contaminados (del Giorgio et al., 1991).

Algunas de las especies que conformaron la asociación determinada por el mayor deterioro de la calidad del agua y cuya variación fue explicada principalmente por la concentración de fosfato, como *Nitzschia palea*, *N. umbonata*, *Gomphonema parvulum*, y *Monoraphidium arcuatum*, también fueron citadas en distintos estudios para sitios contaminados de ríos pampeanos (Conforti et al., 1995; del Giorgio et al., 1991; Loez & Topalián, 1999; O'Farrell, 1994, 2003). Otras especies que integraron esta asociación fueron cianobacterias características de ambientes contaminados, que, de acuerdo a Reynolds (1984), también pueden haber sido favorecidas por la baja relación N:P.

La clasificación de las especies según sus preferencias tróficas y sapróbicas basada en datos bibliográficos puso en evidencia una carencia de información para la mitad de las especies más frecuentes y abundantes identificadas. En el Capítulo 5 de esta tesis se abordará esta problemática con la finalidad de contribuir a aumentar el conocimiento sobre las preferencias ecológicas de estas especies.

En cuanto a la relación de los descriptores del fitoplancton con los usos de la tierra, la densidad total aumentó con el uso urbano e industrial de la tierra y el consecuente deterioro de la calidad del agua. Se ha documentado la estimulación del desarrollo de las algas en suspensión a causa de los aportes antropogénicos de nutrientes y materia orgánica en numerosos sistemas fluviales incluyendo, en la Provincia de Buenos Aires, los ríos Luján y Reconquista (Heiskary & Markus, 2001; O'Farrell, 2003; Olguín et al., 2004; Smith, 2003; Smith et al., 1999; Søballe & Kimmel, 1987). Esta respuesta se verifica también en los arroyos pampeanos analizados en el presente estudio. Además, el abundante desarrollo del fitoplancton se ha vinculado al deterioro de la integridad biológica del curso de agua (Noppe & Prygiel, 1999; Xu et al., 1999). Con el impacto humano en los arroyos también aumentaron las densidades de euglenofitas no loricadas, de clorofitas (especialmente clorococales) y de algas muy tolerantes a la contaminación orgánica y la eutrofización. Las primeras se asocian a ambientes enriquecidos en materia orgánica (Reynolds et al., 2002). En el Río Matanza-Riachuelo, muy afectado por la contaminación, donde los representantes de este grupo son abundantes, han sido relacionados con los mayores valores de DBO (Conforti et al., 1995). El aumento en las densidades de clorofitas se ha señalado como consecuencia del incremento en los niveles de nutrientes y en particular de fosfato (Gabellone et al., 2005; King & Thomas, 1985; O'Farrell, 1993; O'Farrell et al., 2002). En los arroyos pampeanos estudiados la mayor abundancia de euglenofitas no loricadas y clorofitas también se asoció al aumento de la DBO y la concentración de fosfato.

Los descriptores que aumentaron en relación a la disminución de la presión antropogénica, con menor diversificación del uso de la tierra, restringido a la

actividad agrícola-ganadera, y una mejor calidad del agua fueron la fracción fitoplanctónica de tamaño mayor a 10 μm , la equitabilidad y la densidad de algas sensibles.

Finalmente cabe resaltar que entre los descriptores estudiados, los más estrechamente relacionados al grado de impacto humano fueron la densidad de especies muy tolerantes y la densidad total del fitoplancton.

BIBLIOGRAFIA

- Allan J. D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman and Hall, Oxford, 338 p.
- Barber H. G. & Haworth E. Y. 1981. A guide to the morphology of the diatom frustule. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 44.
- Basu B. K. & Pick F. R. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41 (7): 1572-1577.
- Basu B. K. & Pick F. R. 1997. Phytoplankton and zooplankton development in a lowland, temperate river. *Journal of Plankton Research* 19 (2): 237-253.
- Bérard A., Pelte T., Menthon E., Druart J. C. & Bourrain X. 1998. Caractérisation du phytoplancton de deux systèmes limniques vis-à-vis d'un herbicide inhibiteur de la photosynthèse. La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance): application et signification. *Annales de Limnologie* 34 (3): 269-282.
- Bourrely P. 1968. Les Algues d'eau douce, I. Editions N. Boubée & C^{ie}, Paris, 438 p.
- Bourrely P. 1970. Les Algues d'eau douce, II. Editions N. Boubée & C^{ie}, Paris, 512 p.
- Bourrely P. 1972. Les Algues d'eau douce, III. Editions N. Boubée & C^{ie}, Paris, 572 p.
- Cassie V. & Dempsey G. P. 1980. A new freshwater species of *Thalassiosira* from some small oxidation ponds in New Zealand, and its ultrastructure. *Bacillaria* 3: 273-292.

- Clesceri L. S., Greenberg A. E. & Eaton A. D. (Eds.). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, American Public Health Association, Washington D.C.
- Cole J. J., Caraco N. F. & Peierls B. L. 1992. Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid freshwater, tidal estuary? *Limnology and Oceanography* 37: 1608-1617.
- Compère P. 1974. Algues de la region du Lac Tchad. II Cyanophycées. *Hydrobiologia* 8 (3-4): 165-198.
- Conforti V., Alberghina J. & González Urda E. 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 59-75.
- Chetelat J., Pick F. & Hamilton P. 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology and Oceanography* 51: 681-689.
- del Giorgio P. A., Vinocur A. L., Lombardo R. J. & Tell H. G. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river -a multivariate approach. *Hydrobiologia* 224: 129-154.
- Denys L. 1991. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. *Professional Paper Belgische Geologische Dienst* 246: 1-41.
- Desikachary T. V. 1950. Cyanophyta. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 686 p.
- Devercelli M. 2006. Phytoplankton of the Middle Paraná River during an anomalous hydrological period: a morphological and functional approach. *Hydrobiologia* 563 (1): 465-478.
- Dodds W. K., Jones J. R. & Welch E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research* 32 (5): 1455-1462.
- Eaton A. D., Clesceri, L. S. & Greenberg A. E. (Eds.). 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. (APHA, American Public Health Association, Washington D.C.).

- Gabellone N. A., Claps M. C., Solari L. C. & Neschuk N. C. 2005. Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry* 75: 455-477.
- Gómez N. & Licursi M. 2001. Pampean diatom index (IDP): a new proposal to water quality assessment of rivers and streams in pampean plain of Argentina. *Aquatic Ecology* 35 (2): 173-181.
- Guarrera S. A., Cabrera S. M., López F., & Tell G., 1968. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires I. Area de la pampa deprimida. *Revista del Museo de La Plata, Sección Botánica* X (49): 223-331.
- Guarrera S. A., Malacalza L. & López F. 1972. Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires II. Complejo lagunar Salada Grande; Encadenadas del Oeste y Encadenadas del Sur. *Revista del Museo de La Plata, Sección Botánica* XII (67): 161-219.
- Hasle G. R. 1977. Morphology and taxonomy of *Actinocyclus normanii* f. *subsalsa* (Bacillariophyceae). *Phycologia* 16 (3): 321-328.
- Hasle G. R. 1978. Some freshwater and brackish water species of the diatom genus *Thalassiosira* Cleve. *Phycologia* 17 (3): 263-292.
- Hegewald E. H. 2000. New combinations in the genus *Desmodesmus* (Chlorophyceae, Scenedesmeceae). *Algological Studies* 96: 1-18.
- Heiskary S. & Markus H. 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Journal of Lake and Reservoir Management* 17 (4): 251-262.
- Hering D., Feld C. K., Moog O. & Ofenböck T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hill B. H., Herlihy A. T., Kaufmann P. R., DeCelles S. J. & Van der Borgh M. A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. *Ecological Indicators* 2: 325-338.
- Hötzel G. & Croome R. 1994. Long-term phytoplankton monitoring of the Darling River at Burtundy, New South Wales: Incidence and significance of

- cyanobacterial blooms. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 45: 747-759.
- Huber-Pestalozzi G. 1950. *Das Phytoplankton des Süßwassers*, 3: 1-78
Cryptophyceae. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi G. 1955. *Das Phytoplankton des Süßwassers*, 4
Euglenophyceen. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 606 p.
- Hustedt, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomeae) In: *Die Süßwasserflora Mitteleuropas*, Vol. 10. A. Pascher, Jena, 465 p.
- Ibelings B., Admiraal W. Bijkerk R., Ietswaart T & Prins H. 1998. Monitoring of algae in Dutch rivers: does it meet its goals? *Journal of Applied Phycology* 10: 171-181.
- Irfanullah H. & Moss B. 2006. Ecology of *Dictyosphaerium pulchellum* Wood (Chlorophyta, Chlorococcales) in a shallow, acid, forest lake. *Aquatic Ecology* 40: 1-12.
- King R. D. & Thomas D. P. 1985. Environmental conditions and phytoplankton in the Mwenda River, a small intermittent river flowing into Lake Kariba. *Hydrobiologia* 126 (1), 81-89.
- Komárek J & Anagnostidis K. 1999. *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19 (1), Cyanoprokaryota: Chroococcales. Gustav Fischer, Jena, 548 p.
- Komárek J & Anagnostidis K. 2005. *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19 (2), Cyanoprokaryota: Oscillatoriales. Elsevier, Spectrum Akademischer Verlag, Italy, 759 p.
- Komárek J & Fott B. 1983. *Das Phytoplankton des Süßwassers* 7 (1) Chlorophyceae: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart, 1044 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1986. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bacillariophyceae 1: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1988. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Bacillariophyceae 2: Bacillariaceae, Ephemiacae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 p.

- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 576 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 4: Achnantheaceae, Literaturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 437 p.
- Kusber W. H. & Jahn R. 2003. Annotated list of diatom names by Horst Lange-Bertalot and co-workers. [http://www.algaterra.org/Names_Version3_0.pdf].
- Leitao M. & Lepetre A. 1998. The phytoplankton of the River Loire, France: a typological approach. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1050-1056.
- Leland H. 2003. The influence of water depth and flow regime on phytoplankton biomass and community structure in a shallow, lowland river. *Hydrobiologia* 506-509: 247-255.
- Leland H. V. & Porter S. 2000. Distribution of benthic algae in the Upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology* 44: 279-301.
- Leland H. V., Brown L. R. & Mueller D. K. 2001. Distribution of algae in the San Joaquín River, California, in relation to nutrient supply, salinity and other environmental factors. *Freshwater Biology* 46: 1139-1167.
- Licursi M. & Gómez N. 2003. Aplicación de Indices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.
- Loez C. R. & Salibián A. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du Río Reconquista (Buenos Aires, Argentina), une rivière urbaine polluée. *Revue d'Hydrobiologie Tropical* 23: 283-296.
- Loez C. R. & Topalián M. L. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers. Volume III*: 72-83. Agence de l'Eau Artois-Picardie.

- Lund J. W. G., Kipling C. & Le Cren E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- Luque M. E. Gari E. N. & Martínez de Fabricius A. L. 1997. Fitoplancton y fitobentos de la Cuenca Superior del Río Chocancharava (ex Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Revista UNRC* 17 (1): 1-11.
- Mackereth F. J., Heron F. J. H. & Talling J. F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication N° 36, 120 p.
- Margalef R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanológica Acta* 1 4: 493-509.
- M. de Fabricius A. L., Luque M. E. & Bocoloni M. 2005. Diatomeas planctónicas de cursos de agua. Cuenca del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 40 (3-4): 183-198.
- Muylaert K., Sabbe K. & Vyverman W. 2000. Spatial and Temporal Dynamics of Phytoplankton Communities in a Freshwater Tidal Estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 673-687.
- Noppe K. & Prygiel J. 1999. Phytoplankton as an eutrophication indicator for the main watercourses of the Artois-Picardie water basin (France). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.): Use of algae for monitoring rivers III. Proceedings of the III International Symposium, France, September 29-October 1 1997: 194-206.
- O'Farrell I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* 271: 169-178.
- O'Farrell I. 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiologia* 289: 109-117.
- O'Farrell I. 2003. Utilización de índices biológicos en la evaluación de la calidad de agua del tramo inferior del Río Luján (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). En: Las aguas bajan turbias en la región metropolitana del Gran Buenos Aires. CoEd. Al Margen y Universidad de General Sarmiento, Buenos Aires: 85-102.

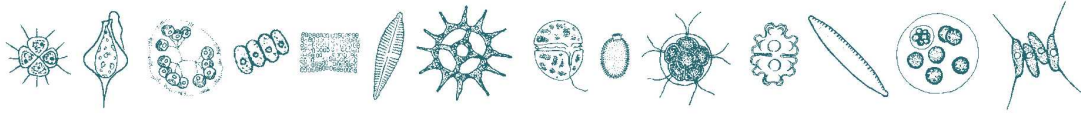
- O'Farrell I., Lombardo R. J. de Tezanos Pintos P. & Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120: 207-218.
- Olguín H. F., Puig A., Loez C. R., Salibián A., Topalián M. L., Castañé P. M. & Rovedatti M. G. 2004. An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton, and zooplankton for ecotoxicological assessment in a highly polluted lowland river. *Water, Air and Soil Pollution* 155 (1-4): 355-381.
- Padisák J., Borics G., Grigorszky I. & Soróczki-Pintér E. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553: 1-14.
- Padisák J., Crossetti L. O. & Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.
- Patrick R. & Reimer C. W. 1966. The Diatom of the United States, exclusive of Alaska & Hawaii. Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Vol. I N°13, 668 p.
- Patrick R. & Reimer C. W. 1975. The Diatom of the United States, exclusive of Alaska & Hawaii. Academy of Natural Sciences of Philadelphia Vol. II, N°13, 213 p.
- Peterson C. G. & Stevenson R. J. 1989. Seasonality in river phytoplankton: multivariate analysis of data from the Ohio River and six Kentucky tributaries. *Hydrobiologia* 182: 99-114.
- Pielou E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley-Interscience John Wiley & Sons, 285 p.
- Pielou E. C. 1984. *The Interpretation of Ecological Data*. John Wiley & Sons, New York, 263 p.
- Piirsoo K., Vilbaste S., Truu J., Pall P., Trei T., Tuvikene A. & Viik M. 2007. Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowland streams. *Aquatic Ecology* 41: 183-194.

- Potapova M. & Charles D. F. 2002. Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29: 167-187.
- Prygiel J. & Leitao M. 1994. Cyanophycean blooms in the reservoir of Val Joly (northern France) and their development in downstream rivers. *Hydrobiologia* 289: 85-96.
- Ramanathan K. R. 1964. Ulothrichales. Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 188 p.
- Reynolds C. S. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 384 p.
- Reynolds C. S. 1988a. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. En: Round F. E. (Ed.) *Algae and the Aquatic Environment*, Biopress, Bristol: 285-311.
- Reynolds C. S. 1988b. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. En: Sandgren C. D. (Ed.) *Growth and survival strategies of freshwater phytoplankton*, Cambridge University Press, New York: 388-433.
- Reynolds C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 535 p.
- Reynolds C. S. & Descy J.-P. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie Suppl.* 113 (1-4): 161-187.
- Reynolds C. S., Descy J.-P. & Padisák J. 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from shallow lakes? *Hydrobiologia* 289 (1-3): 1-7.
- Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24 (5): 417-428.
- Rijstenbil J. W., Bakker C., Jackson R. H., Merks A. G. A. & de Visscher P. R. M. 1993. Spatial and temporal variation in community composition and photosynthetic characteristics of phytoplankton in the upper Westerschelde estuary (Belgium, SW Netherlands). *Hydrobiologia* 269/270: 263-273.
- Rojo C., Alvarez Cobelas M. & Arauzo M. 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289:43-55.

- Ruse L. & Love A. 1997. Predicting phytoplankton composition in the River Thames, England. *Regulated Rivers: Research & Management* 13: 171-183.
- Sabater S. & Muñoz I. 1990. Successional dynamics of the phytoplankton in the lower part of the River Ebro. *Journal of Plankton Research* 12: 573-592.
- Sabater S., Sabater F. & Armengol J. 1988. Relationships between diatom assemblages and physico-chemical variables in the river Ter (NE Spain). *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 73, 171-179.
- Santos M. J. & Rocha O. 1998. Plankton community structure and its relation to the water quality in streams under urban impacts. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1266-1270.
- Shannon C. E. & Weaver W. 1949. *A Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Press, Urbana, Chicago, London, 125 p.
- Sierra M. V. 2009. Microbentos de sistemas lóticos pampeanos y su relación con la calidad del agua: respuestas estructurales y funcionales. Tesis doctoral UNLP, 233 p.
- Sládeček V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Archiv für Hydrobiologie* 7: 1-218.
- Sládeček V. & Sládečková A. 1998. Revision of polysaprobic indicators. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1277-1280.
- Smith V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environmental Sciences and Pollution Research* 10: 126-139.
- Smith V. H., Tilman G. D. & Nekola J. C. 1999. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Søballe D. M. & Kimmel B. L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* 68: 1943-1954.
- Solari L. C. 1995. Structure and dynamics of phytoplankton of the River Samborombón (Buenos Aires, Argentina). *Acta Hydrobiologica* 37 (4), 231-241.
- Stevenson R. J. & White K. D. 1995. A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. *Hydrobiologia* 297: 201-216.

- Tabatabai M. A. 1974. Determination of Sulfate in Water Samples. *The Sulfur Institute Journal*, 10 (2).
- Tell G. & Conforti V. 1986. *Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina*. *Bibliotheca Phycologica*, Band 75. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 301 p.
- Tell G., O'Farrell I. & Lombardo R. J. 2005. Euglenoid morphospecies replacement along a hydraulic gradient of the Lower Paraná Basin (Argentina). *Freshwater Biology* 50: 616-626.
- ter Braak C. J. F. 1986. Canonical correspondance analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5): 1167-1179.
- ter Braak C. J. F. & Smilauer P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA). 352 p.
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Limnologie* 9: 1-38.
- Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1): 117-133.
- West W. & West G. S. 1904-1912. *A monograph of the British Desmidiaceae, I-IV*. Ray Society, London.
- Xu F.-L., Jørgensen S. E. & Tao S. 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling* 116: 77-106.
- Yacubson S. 1960. Desmidiáceas del lago San Roque y tributarios (Prov. de Córdoba, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* III (2): 63-89.
- Yacubson S. 1965. El fitoplancton de la laguna de Chascomús (Prov. de Buenos Aires) con algunas consideraciones ecológicas. *Revista del Instituto Nacional de Investigación de Ciencias Naturales y Museo Argentino de Ciencias Naturales, Hidrobiología* I (7): 197-267.
- Yang J.-R., Basu B. K., Hamilton P. B. & Pick F. R. 1997. The development of a true riverine phytoplankton assemblage along a lake-fed lowland river. *Archiv für Hydrobiologie* 140 (2): 243-260.
- Zar J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey, 662 p.

Nombre de archivo: Capítulo 1 def
Directorio: C:\Users\Delia\Documents\pen drive\tesis últ
LENOVO\TESIS definitiva
Plantilla: C:\Users\Delia\AppData\Roaming\Microsoft\Plantillas\Norm
al.dotm
Título: La comprensión de las respuestas del potamoplancton a los
cambios en los parámetros físicos y químicos es valiosa para detectar la
contaminación y predecir cómo las influencias antropogénicas pueden afectar
los sistemas lóticos (Peterson & Stevenson, 198
Asunto:
Autor: Bauer
Palabras clave:
Comentarios:
Fecha de creación: 26/08/2009 10:55:00 a.m.
Cambio número: 2
Guardado el: 26/08/2009 10:55:00 a.m.
Guardado por: Delia
Tiempo de edición: 9 minutos
Impreso el: 26/08/2009 10:56:00 a.m.
Última impresión completa
Número de páginas: 58
Número de palabras: 14.107 (aprox.)
Número de caracteres: 77.589 (aprox.)



Capítulo 2



El fitoplancton como indicador de un gradiente de calidad del agua asociado a una discontinuidad hidráulica en un arroyo de llanura

INTRODUCCION

Los ambientes acuáticos son los receptores finales de muchos contaminantes antropogénicos, de manera que están sujetos al impacto de sustancias tóxicas, del aumento excesivo de la carga orgánica y del enriquecimiento en nutrientes. La sociedad utiliza a las aguas corrientes como sistemas de disposición de desechos convenientes, que así están expuestas al impacto simultáneo de múltiples factores de estrés ambientales. En un esfuerzo por caracterizar estos impactos acumulativos, el monitoreo ambiental ha cambiado a partir de basarse sólo en indicadores químicos hacia el creciente uso de medidas de la condición ecológica. Para esto se incluye el monitoreo de diversas comunidades acuáticas (Cairns et al., 1993; Mc Cormick & Cairns, 1994; Salibián, 2006; Smith et al., 1999).

El análisis de atributos ecológicos de las comunidades, como por ejemplo su estructura, requiere interpretación, pero es independiente de características regionales (Olguín et al., 2004).

La mayoría de los sistemas fluviales en nuestro país están afectados en algún grado por procesos de contaminación (Gómez et al., 2003; Loez & Topalián, 1999) ya que a la contaminación difusa se agregan desechos cloacales e industriales que en su mayoría se vuelcan, sin tratamiento previo, directamente a los cuerpos de agua (Bauer, 2006; Salibián, 2006).

También son frecuentes las obras de perfilación, dragado, canalización o desviación del curso mediante canales aliviadores de ríos y arroyos de la llanura pampeana, para aumentar su capacidad de descarga y prevenir inundaciones (Licursi & Gómez, 2009; Maidana et al., 2005). En algunos sistemas fluviales los cauces se ensanchan naturalmente, existen lagunas, o son represados con distintos propósitos (del Giorgio et al., 1991). Estos cambios en la velocidad de corriente, o discontinuidades hidráulicas, repercuten en el tiempo de residencia del agua incidiendo así en el desarrollo fitoplanctónico.

En diversos estudios de sistemas fluviales de la Provincia de Buenos Aires se analizó el fitoplancton en relación a la contaminación que afecta a estos cuerpos de agua, como fuera mencionado en la introducción y en el Capítulo 1 del presente trabajo de tesis. En estas investigaciones se encontró que algunos descriptores estructurales fitoplanctónicos reflejan el grado de impacto antropogénico (Bauer et al., 2002a; Castañé et al., 1998a, 1998b; Conforti et al., 1995; del Giorgio et al., 1991; Loez & Salibián, 1990; Loez & Topalián, 1999; Loez et al., 1998; Maidana et al., 2005; O'Farrell et al., 2002; O'Farrell, 2003; Olguín & Loez, 1996; Olguín et al., 2004; Rovedatti et al., 2000; Salibián, 2006; Tangorra et al., 1998). De acuerdo a las respuestas de descriptores estructurales tales como la composición específica, la densidad total, el grado de dominancia de los grandes grupos fitoplanctónicos y algunos índices bióticos de uso internacional, documentadas en los trabajos citados, se puede afirmar que estos descriptores son útiles en la evaluación de la calidad del agua.

Sin embargo es necesario incorporar otros descriptores estructurales y ampliar el conocimiento de estas respuestas del fitoplancton en pequeños sistemas fluviales afectados por la contaminación, que han sido consideradas sólo en el trabajo de Tangorra et al. (1998) y en el de Bauer et al. (2002b). Este capítulo está basado en el último trabajo, realizado como parte de la presente tesis.

El objetivo de este capítulo es estudiar, en particular, el efecto de un gradiente de calidad del agua asociado a una discontinuidad hidráulica sobre las respuestas estructurales del fitoplancton. Para ello se plantean interrogantes a dilucidar:

- ★ ¿Cuáles son las respuestas en cuanto a composición específica, composición por grupos taxonómicos y fisonómicos, densidad total, número de especies, estructura de tamaños y algunos índices bióticos?
- ★ ¿Cuáles de los descriptores fitoplanctónicos tienen una relación más estrecha con el gradiente de calidad del agua?
- ★ ¿Los patrones estructurales son, aguas abajo, similares a los encontrados en la laguna?

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

Se seleccionaron tres sitios de muestreo en el A° Rodríguez en relación a distintos usos de la tierra y un sitio de muestreo en la laguna para estudiar el efecto de la discontinuidad hidráulica (Figura 1). En el área donde está ubicado el sitio 1, correspondiente a la cabecera del arroyo, se desarrolla actividad hortícola y ganadera. El sitio 2 se encuentra en una zona suburbana y aguas arriba del mismo se localizan un frigorífico y una pequeña laguna artificial ubicada dentro de un barrio privado. El nivel de agua en la laguna es regulado mediante una compuerta. El área donde se encuentra el sitio 3 está urbanizada.

En base a los datos de velocidad de corriente (mínimos) y distancia recorrida por el agua en cada tramo; caudal mínimo en el sitio 1 y volumen aproximado de la laguna incluyendo el tramo del arroyo hasta la compuerta se estimó el tiempo de residencia del agua (R) según las siguientes fórmulas:

$$R \text{ (seg) en el tramo} = \text{distancia recorrida (m)} / \text{velocidad (m seg}^{-1}\text{)}$$

$$R \text{ (seg) en la laguna} = \text{volumen (m}^3\text{)} / \text{caudal (m}^3 \text{seg}^{-1}\text{)}$$

Los tiempos de residencia del agua calculados fueron de alrededor de 12 horas al llegar al sitio 1 desde la naciente, de 12 horas al llegar al sitio 2 desde el sitio 1 (sin incluir el tiempo de residencia del agua en la laguna) y de 9 horas al llegar al sitio 3 desde el sitio 2. Esto resulta en un tiempo de residencia del agua acumulado de 1 día y 9 horas al llegar al sitio 3. Un resultado similar se obtiene utilizando los datos de área de la cuenca y caudal mínimo en el sitio 3 y aplicando la siguiente fórmula (Søballe & Kimmel, 1987; Heiskary & Markus, 2001):

$$R \text{ (días)} = 0,08 * \text{área de la cuenca (km}^2\text{)}^{0,6} / \text{caudal (m}^3 \text{seg}^{-1}\text{)}^{0,1}$$

En este caso el tiempo de residencia del agua en el sitio 3 resultó en 1 día y 3 horas.

A estos resultados hay que sumar el tiempo de residencia del agua en la laguna.

Para la pequeña laguna se calculó un tiempo de residencia aproximado de 6 días que puede variar no sólo por el caudal del arroyo, sino también porque es regulada para obtener un volumen constante con fines recreativos. La longitud total del tramo del arroyo estudiado fue de 12km.

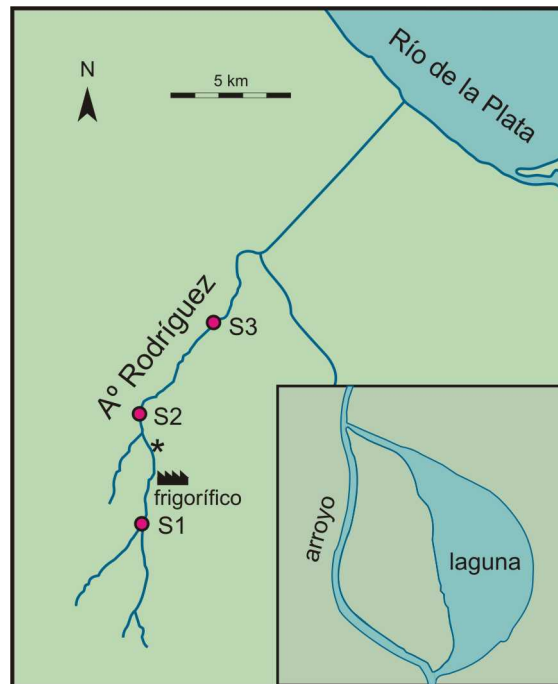


Figura 1. Mapa mostrando los 3 sitios de muestreo en el A° Rodríguez, la ubicación de la laguna (*) que se muestra en detalle en el recuadro y la ubicación del frigorífico.

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron muestreos estacionales entre el invierno de 1998 y el otoño de 1999 en tres sitios de muestreo del A° Rodríguez (Figura 1).

Se realizó otro muestreo a fines de verano de 2001 incluyendo en esta ocasión la pequeña laguna además de los tres sitios mencionados, para poder determinar su influencia aguas abajo. En la laguna, carente de vegetación acuática, las muestras se obtuvieron desde un muelle.

En cada sitio de muestreo se midieron ancho, profundidad, velocidad de la corriente, temperatura, pH, turbidez, oxígeno disuelto y conductividad y se extrajeron muestras de agua para el análisis de DQO, DBO₅, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻. También se colectaron muestras cualitativas de fitoplancton con red de plancton de 10 µm de abertura de malla y muestras cuantitativas de 125 mL de agua superficial por triplicado.

Las muestras de primavera del sitio 3 se tuvieron que descartar por encontrarse en mal estado de conservación al momento del recuento. Se utilizaron los promedios de los resultados de los recuentos de fitoplancton.

Para el estudio del fitoplancton y la determinación de los datos ambientales se siguieron los métodos descriptos en el Capítulo 1.

Análisis de los datos

Para obtener una síntesis de la calidad del agua se realizó un análisis de componentes principales (ACP 1) en base a las variables ambientales incluyendo turbidez, conductividad y variables relacionadas a la contaminación orgánica (oxígeno disuelto, DQO, DBO₅) y a la eutrofización (N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻). El ACP 1 se realizó a partir de los datos estandarizados para dar igual importancia a todas las variables independientemente de sus distintas escalas de medición (Pla, 1986).

El grado de relación entre las muestras en base a la composición específica se examinó mediante un análisis de agrupamiento. Para esto se utilizaron los datos de presencia-ausencia de 87 taxa seleccionados por su abundancia relativa mayor al 1% del total en cada muestra o su presencia por lo menos en 2 muestras. El análisis de agrupamiento se hizo en base al coeficiente de

similitud de Jaccard y ligamiento promedio no ponderado, con el método de “bootstrapping” y utilizando el programa Winboot.

Se contabilizó en cada muestra el número de especies presentes y la densidad fitoplanctónica total. Las especies se clasificaron en grandes grupos taxonómicos, en grupos fisonómicos de acuerdo a Reynolds (1984), por tamaño celular (<10 μm, >10 μm) y por hábito planctónico o bentónico y se calcularon sus abundancias relativas.

También se calcularon los índices de diversidad de Shannon & Wiener (H'), de equitabilidad (E), de riqueza de Margalef (R) (Ludwig & Reynolds, 1988) y de saprobiedad (IS) (Sladeczek, 1973; Sladeczek y Sládecková 1998) según las siguientes fórmulas:

$$H' = - \sum_{i=1}^n (P_i * \ln P_i), \text{ donde } P_i = n_i / n$$

$$E = H' / \ln S$$

$$R = (S-1) / \ln n$$

n_i = número de organismos de la especie i

n = número total de organismos en la comunidad

S = número total de especies en la comunidad

$$IS = \sum_{i=1}^n G_i * h_i * S_i / \sum G_i * h_i$$

G = peso indicativo de la especie i

h = número de organismos de la especie i

S = valor sapróbico para la especie i

La composición por grandes grupos taxonómicos se analizó mediante otro ACP (ACP 2) en base a los datos de abundancia relativa. Este análisis se realizó a partir de la matriz de covarianza para respetar la importancia de los grupos dominantes (Pla, 1986). Ambos análisis de componentes principales se llevaron a cabo con el programa Statistica, versión 5.

Se seleccionaron los dos primeros ejes en ambos ACPs usando los siguientes criterios: (i) retención de ejes con autovalores mayores al promedio de la varianza de los datos, (ii) retención de los ejes que se encuentran por encima del punto de inflexión en el gráfico de Cattell (Pla, 1986).

Para comparar la variación espacial y estacional se promediaron los valores de los casos en cada uno de los dos primeros ejes según el sitio de muestreo y según la estación del año.

Para examinar las relaciones entre los descriptores fitoplanctónicos mencionados más arriba y cada una de las variables ambientales se calcularon correlaciones simples (r de Pearson). También se calcularon correlaciones simples, utilizándose el coeficiente de determinación (r^2) para evaluar las respuestas de los descriptores fitoplanctónicos a la calidad del agua sintetizada por el primer eje del ACP1. La densidad total y las variables ambientales fueron transformadas logarítmicamente para aproximarlas a una distribución normal. Estos análisis se realizaron con el programa Statistica, versión 5.

RESULTADOS

Calidad del agua y características hidráulicas

En cuanto a las características morfométricas e hidráulicas, el A° Rodríguez es un pequeño arroyo somero donde se registraron bajos valores de velocidad de corriente, especialmente en los sitios 1 y 2 (Tabla 1).

	R1	R2	R3
Profundidad (m)	0,38 (0,45-0,30)	0,20 (0,30-0,18)	0,20 (0,30-0,18)
Ancho (m)	3,25 (3,50-2,50)	3,00 (3,20-2,5)	4,00 (5,00-3,60)
Velocidad (m seg ⁻¹)	0,13 (0,17-0,09)	0,14 (0,24-0,09)	0,28 (0,37-0,12)
Temperatura (°C)	16,7 (22,0-11,2)	17,3 (25,5-11,0)	16,3 (24,5-11,0)
Turbidez (UNT)	47 (67-23)	24 (29-17)	18 (27-10)
Conductividad (μS cm ⁻¹)	691 (867-548)	1431 (1823-882)	1218 (1450-1087)
OD (mg L ⁻¹)	7,3 (9,9-5,2)	5,7 (8,6-2,9)	5,4 (8,1-2,9)
DQO (mg L ⁻¹)	42 (76-22)	102 (196-51)	77 (147-43)
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	6 (8- 4)	32 (44- 24)	33 (42-26)
P- PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	0,71 (1,84-0,21)	4,56 (5,37-3,73)	3,37 (4,22-2,11)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	0,20 (0,56-0,02)	0,34 (1,11-0,02)	0,37 (0,80-0,07)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,05 (0,15-0,01)	0,54 (0,96-0,05))	0,65 (1,20-0,19)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,17 (0,27-0,06)	5,66 (9,06-0,02)	8,87 (15,03-0,82)
pH	8,3 (8,5-7,8)	7,8 (8,1-7,5)	7,8 (8,1-7,5)

Tabla 1: Valores promedio (máximos y mínimos) de las variables ambientales en los tres sitios de muestreo.

El agua de este arroyo tiene pH alcalino. El oxígeno disuelto, la turbidez y el pH decrecieron desde el sitio 1 hacia el sitio 3. La conductividad, las demandas de oxígeno y la concentración de nutrientes aumentaron notablemente aguas abajo del sitio 1 (Tabla 1).

Los menores valores de N-NH₄⁺ y N-NO₃⁻ y los mayores de OD se registraron en primavera. Los menores valores de DQO, conductividad y pH y los mayores de N-NH₄⁺ se registraron en verano.

En el ACP realizado en base a las variables ambientales (ACP 1) pesaron fuertemente en el primer eje (50,9% de la varianza) negativamente el pH, la turbidez y la concentración de oxígeno disuelto, y positivamente la conductividad, la DBO₅ y las concentraciones de P-PO₄³⁻ y N-NO₃⁻, de manera que este eje aumentó con el incremento de la contaminación orgánica y la eutrofización. En el segundo eje (24,9% de la varianza) pesaron fuertemente la concentración de oxígeno disuelto positivamente y de N-NH₄⁺ negativamente (Fig. 2 a). En el eje 1, que explicó el mayor porcentaje de varianza, predominó la variación espacial sobre la estacional. El sitio de muestreo 1, asociado a una mejor calidad del agua, se ubicó hacia el extremo negativo del primer eje, los otros dos sitios se agruparon hacia el extremo positivo, en relación a inferior calidad del agua (Fig. 2 b). El eje 2 resultó más relacionado a la estacionalidad, las mayores fluctuaciones se observaron en primavera y verano.

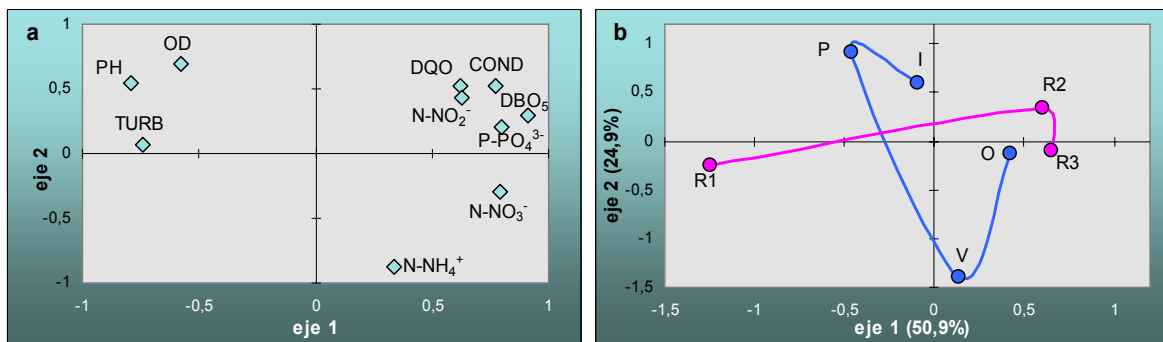


Figura 2. ACP realizado a partir de las variables ambientales (ACP 1). a- autovectores. b- promedio espacial (línea fucsia) y estacional (línea azul) de los valores de los casos en el primero y segundo eje del ACP.

Composición específica del fitoplancton

Se identificaron 160 taxa, distribuidos entre los siguientes grupos taxonómicos: cianobacterias (9), euglenofitas (55), criptofitas (4), pirrofitas (1), clorofitas (45) y diatomeas (46) (Tabla de especies en Anexo).

Como resultado del análisis de agrupamiento realizado en base a los datos de presencia-ausencia de las especies seleccionadas (Tabla 2) se diferenció un grupo que incluyó sólo al sitio 1 de otro que incluyó los sitios 2 y 3 (Figura 3). Especies como *Strombomonas treubii*, *Trachelomonas intermedia* y *T. planctonica* fueron exclusivas del primer grupo, mientras *Euglena viridis*, *Golenkinia radiata*, varias especies del género *Scenedesmus*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *N. umbonata* lo fueron del segundo.

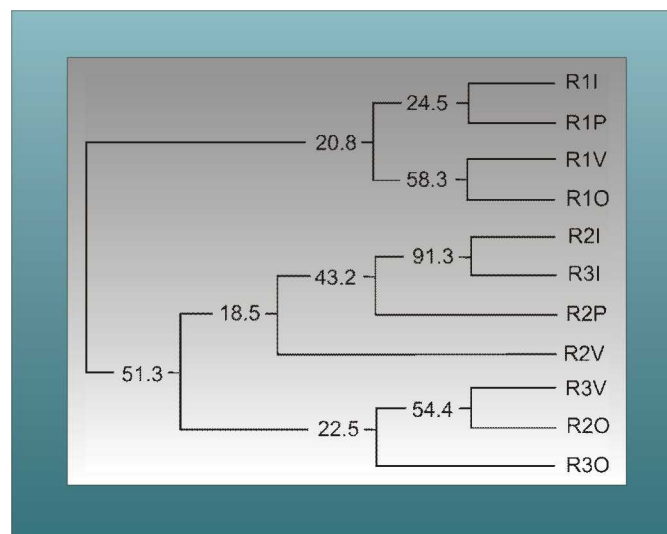


Figura 3. Dendrograma producido por el análisis de agrupamiento de las muestras basado en los datos de presencia-ausencia de las 87 especies seleccionadas. Los números corresponden al porcentaje de veces que se formó el grupo.

Taxa	R1	R2	R3
Cyanobacteria			
<i>Jaaginema pseudogeminatum</i>			+
<i>Jaaginema subtilissimum</i>			+
<i>Microcystis aeruginosa</i>		+	
<i>Oscillatoria tenuis</i>		+	
<i>Phormidium amoenum</i>			+
<i>Phormidium articulatum</i>			+
<i>Phormidium chalybeum</i>			+
<i>Pseudoanabaena catenata</i>			+
Euglenophyta			
<i>Euglena acus</i>	+	+	+
<i>Euglena gaumei</i>		+	+
<i>Euglena</i> cf. <i>proxima</i>	+	+	+
<i>Euglena spirogyra</i>	+		
<i>Euglena viridis</i> Ehrenberg		+	+
<i>Euglena</i> sp. 1		+	+
<i>Euglena</i> sp. 2		+	
<i>Euglena</i> sp. 3		+	+
<i>Lepociclis fusiformis</i>	+	+	+
<i>Lepociclis ovum</i> var. <i>ecaudata</i>		+	
<i>Lepociclis</i> spp.	+	+	
<i>Phacus aenigmaticus</i>		+	+
<i>Phacus agilis</i>		+	+
<i>Phacus anomalus</i>		+	
<i>Phacus contortus</i>		+	
<i>Phacus curvicauda</i>		+	+
<i>Phacus granum</i>		+	
<i>Phacus gregusii</i>		+	+
<i>Phacus hamatus</i>			
<i>Phacus longicauda</i>		+	
<i>Phacus orbicularis</i>		+	
<i>Phacus platalea</i>		+	+
<i>Phacus pleuronectes</i>	+	+	+
<i>Phacus undulatus</i>		+	
<i>Strombomonas fluviatilis</i>	+		
<i>Strombomonas scabra</i>	+		
<i>Strombomonas treubii</i>	+		
<i>Strombomonas verrucosa</i>	+	+	
<i>Trachelomonas intermedia</i>	+		
<i>Trachelomonas planctonica</i>	+		
<i>Trachelomonas rotunda</i>	+		
Cryptophyta			
<i>Chroomonas</i> cf. <i>nordstedtii</i>	+		+
<i>Cryptomonas erosa</i>	+		

Tabla 2. Lista de especies seleccionadas, se indica con un signo + la presencia de los taxa en los sitios de muestreo.

Taxa	R1	R2	R3
Chlorophyta			
<i>Actinastrum hantzschii</i>	+	+	+
<i>Coelastrum microporum</i>	+		+
<i>Crucigenia tetrapedia</i>			+
<i>Crucigeniella rectangularis</i>			+
<i>Desmodesmus intermedius</i>		+	+
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	+	+	+
<i>Dictyosphaerium subsolitarim</i>	+	+	+
<i>Didimocystis bicellularis</i>	+	+	+
<i>Golenkinia radiata</i>		+	+
<i>Kirchneriella obesa</i>		+	+
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	+	+	+
<i>Monoraphidium contortum</i>	+	+	+
<i>Monoraphidium griffithii</i>		+	+
<i>Monoraphidium komarkovae</i>	+	+	+
<i>Monoraphidium minutum</i>		+	+
<i>Monoraphidium tortile</i>		+	+
<i>Pandorina morum</i>	+		+
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		+	+
<i>Scenedesmus acutus</i>		+	+
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		+	+
<i>Scenedesmus ecornis</i>		+	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	+	+	+
<i>Tetrastrum glabrum</i>		+	+
Chrysophyta			
Bacillariophyceae			
<i>Craticula accomoda</i>	+	+	+
<i>Craticula ambigua</i>		+	
<i>Craticula halophila</i>		+	+
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	+		+
<i>Diploneis</i> spp.			+
<i>Fragilaria capucina</i>			+
<i>Gomphonema clavatum</i>			+
<i>Gomphonema olivaceum</i>	+	+	+
<i>Gomphonema parvulum</i>		+	+
<i>Gomphonema</i> spp.		+	+
<i>Melosira varians</i>	+		
<i>Navicula cryptocephala</i>		+	+
<i>Navicula gregaria</i>		+	+
<i>Navicula leptostriata</i>	+		
<i>Nitzschia acicularioides</i>		+	+
<i>Nitzschia frustulum</i>		+	
<i>Nitzschia gracilis</i>		+	+
<i>Nitzschia microcephala</i>		+	+
<i>Nitzschia palea</i>		+	+
<i>Nitzschia sigma</i>		+	+
<i>Nitzschia umbonata</i>		+	+
<i>Pinnularia</i> spp.		+	+
<i>Sellaphora pupula</i>		+	+

Grandes grupos taxonómicos

Especies de euglenofitas loricadas como *Trachelomonas intermedia*, *Trachelomonas rotunda*, *Strombomonas treubi* y *Strombomonas scabra* dominaron en el sitio 1, excepto en invierno, con densidades inferiores a 500 cél mL⁻¹. En los sitios 2 y 3 la especie dominante fue la clorofita *Golenkinia radiata*, con densidades del orden de magnitud de 10⁵ cél mL⁻¹ en el primero y de 10⁴ cél mL⁻¹ o menores en el segundo. Otras clorococales, como *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Actinastrum hantzschii*, *Monoraphidium arcuatum*, *M. komarkovae*, *Scenedesmus acutus* y *S. acuminatus* y la euglenofita *Euglena acus* fueron subdominantes. En el sitio 3 adquirieron mayor importancia que en los situados aguas arriba las diatomeas pennales, como *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *N. umbonata*, que llegaron a alcanzar densidades del orden de 10³ cél mL⁻¹ (Figura 4).

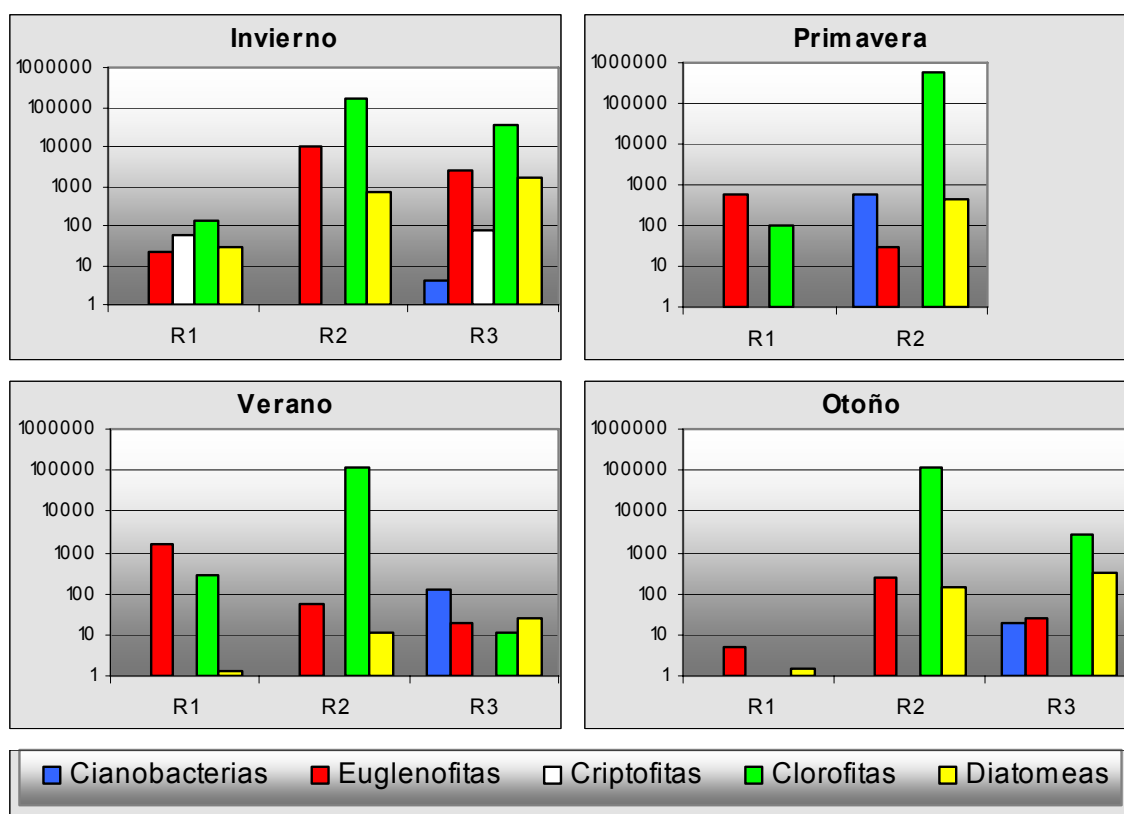


Figura 4. Densidad (cél mL⁻¹) de los grandes grupos taxonómicos.

Las fluctuaciones estacionales se observaron principalmente en los sitios 1 y 3 en invierno por el desarrollo de criptofitas y en los sitios 2 y 3 en primavera y

verano respectivamente por el desarrollo de cianobacterias filamentosas. Considerando los tres sitios de muestreo las mayores abundancias de diatomeas se registraron en invierno y las menores en verano (Figura 4). En el sitio 2 las abundancias relativas de clorofitas fueron siempre superiores al 94%, así, la dominancia de este grupo no siguió un patrón estacional (Figura 5).

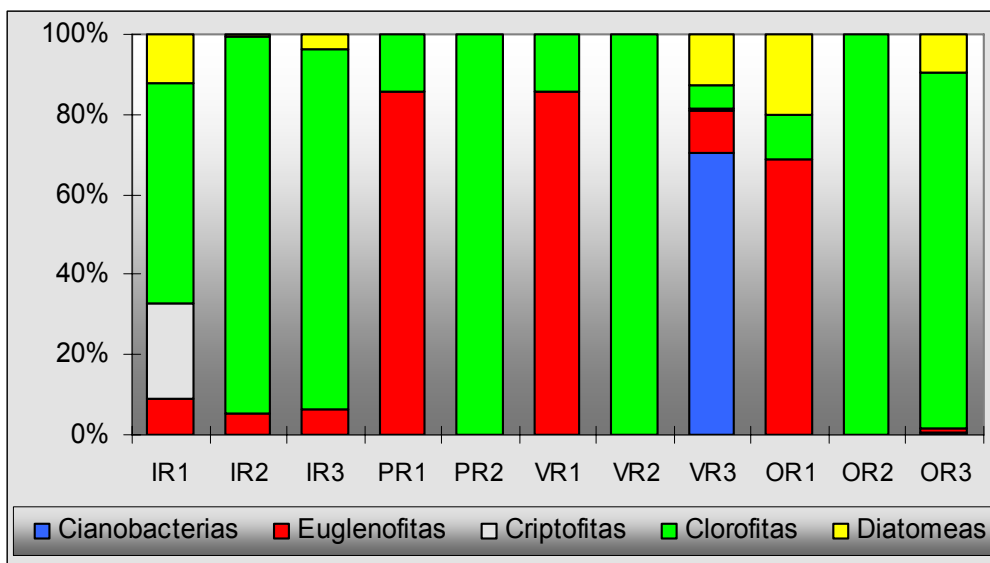


Figura 5. Abundancia relativa de los grandes grupos taxonómicos.

En el ACP realizado a partir de los grandes grupos taxonómicos (ACP 2) pesaron fuertemente en el eje 1 (76,7% de la varianza) las clorofitas positivamente y las euglenofitas negativamente, y en el segundo eje (19,8% de la varianza) las cianofitas negativamente (Figura 6 a). La variación espacial del fitoplancton fue mayor que la estacional especialmente en el eje 1, que explicó un alto porcentaje de varianza, separándose el sitio 1 en el extremo negativo del eje de los otros sitios que se ubicaron hacia el extremo positivo. El sitio 3 se diferenció del 2 por su mayor proporción de cianofitas y diatomeas (Figura 6 b).

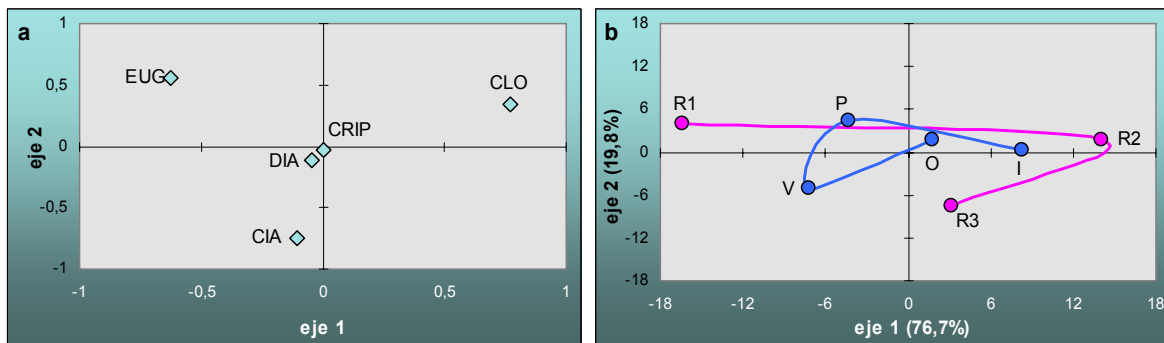


Figura 6. ACP realizado a partir de los grandes grupos taxonómicos fitoplanctónicos (ACP 2). a- autovectores. b- promedio espacial (línea fucsia) y estacional (línea azul) de los valores de los casos en el primero y segundo eje del ACP.

Grupos fisonómicos

Los grupos fisonómicos representados en el arroyo Rodríguez fueron: (1) unicelulares flageladas (criptofitas, dinoflagelados y euglenofitas), (2) filamentosas (principalmente cianobacterias y la diatomea *Melosira varians*), (3) coloniales (la volvocal *Pandorina morum*, clorococales como *Dictyosphaerium subsolitarium* y la cianobacteria *Microcystis* sp.), (4) cenobios (clorococales como *Scenedesmus* spp.) y (5) unicelulares no flageladas (clorococales como *Golenkinia radiata* y diatomeas pennales). En el sitio 1 dominaron las algas unicelulares flageladas en tanto que en los sitios 2 y 3 resultaron dominantes las algas unicelulares no flageladas, excepto en el sitio 3 en verano, cuando dominaron las algas filamentosas (Figuras 7 y 8).

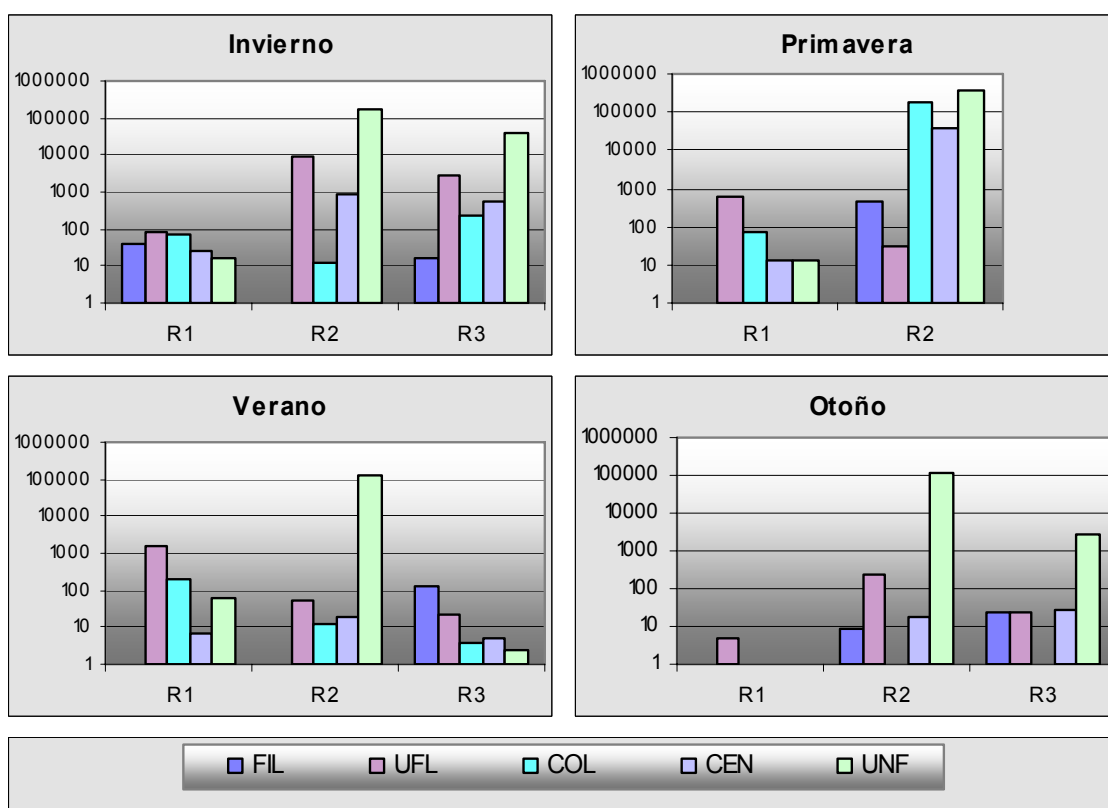


Figura 7. Densidad (cél mL⁻¹) de los grupos fisonómicos fitoplanctónicos (FIL: filamentosas, UFL: unicelulares flageladas, COL: coloniales, CEN: cenobios, UNF: unicelulares no flageladas).

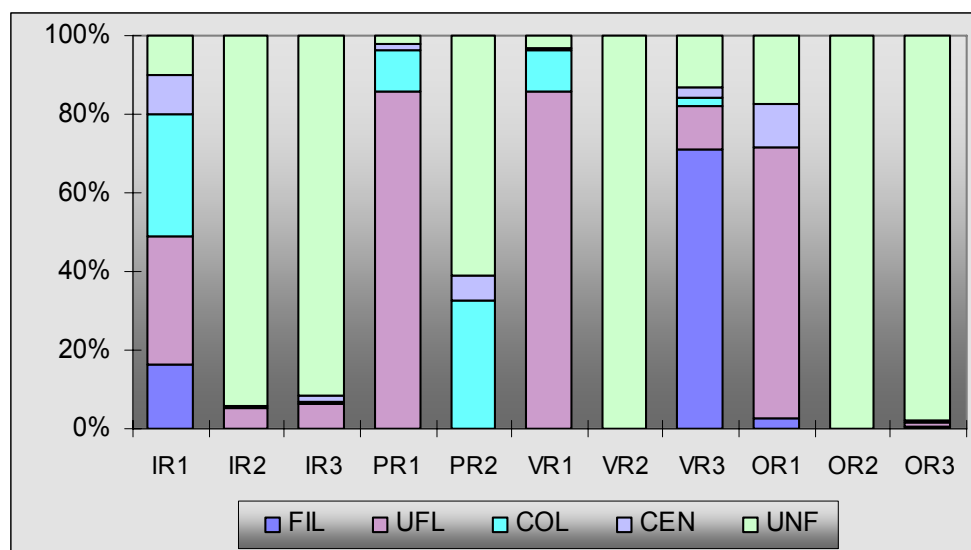


Figura 8. Abundancia relativa de los grupos fisonómicos fitoplanctónicos (FIL: filamentosas, UFL: unicelulares flageladas, COL: coloniales, CEN: cenobios, UNF: unicelulares no flageladas).

Tamaño celular

Las algas de tamaño celular mayor a 10 μm alcanzaron abundancias relativas que excedieron el 50% en el sitio 1. Las algas de tamaño celular menor a 10 μm alcanzaron abundancias relativas mayores al 70% en los sitios 2 y 3 (Figura 9). Entre estas algas fueron muy abundantes *Golenkinia radiata*, con un tamaño celular menor (5 μm en promedio) que el consignado para la especie por Guarrera et al (1968) y Komarek & Fott (1983), y *Dictyosphaerium subsolitarium*.

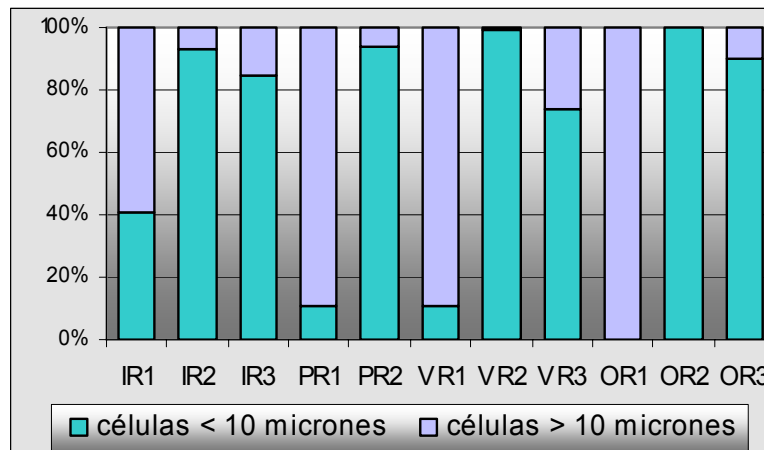


Figura 9. Abundancia relativa de los tamaños celulares de las algas fitoplanctónicas.

Preferencias de las algas en cuanto al tipo de hábito

Las especies de euplanctónicas superaron en densidad a las especies ticoplanctónicas en todas las oportunidades excepto en el sitio 3 en verano. Las primeras siempre alcanzaron las mayores densidades en el sitio 2 (Fig 10).

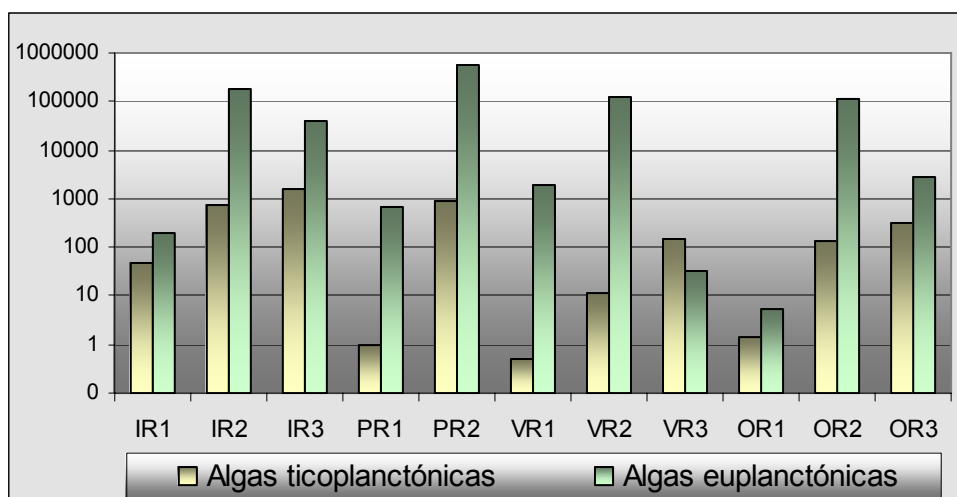


Figura 10. Densidad de las algas fitoplanctónicas clasificadas según sus preferencias en cuanto a hábito de vida.

Número de especies, índices bióticos y densidad total

El número de especies aumentó aguas abajo, el mínimo, 16 especies identificadas, se registró en el sitio 1 en primavera y otoño, en tanto que el máximo, 57 especies identificadas, se observó en el sitio 3 en verano (Figura 11).

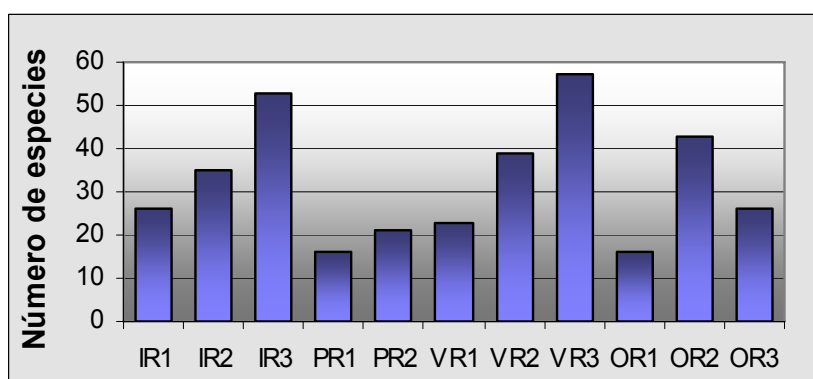


Figura 11. Número de especies identificadas en el fitoplancton del A° Rodríguez.

Los mayores valores de diversidad, riqueza y equitabilidad se observaron en el sitio 1 en invierno, primavera y otoño y en el sitio 3 en verano, mientras los menores valores se observaron siempre en el sitio 2. Los valores más altos del índice de saprobiedad se registraron en los sitios 2 y 3, con excepción del

otoño cuando correspondieron al sitio 1. De acuerdo al promedio de este índice se estableció para los sitios 1 y 2 el nivel β -mesosapróbico y para el 3 el β - α -mesosapróbico (Figura 11). Cabe señalar que sólo se contó con datos de saprobiedad para el 35% de los taxa identificados.

La densidad fitoplanctónica total varió entre 7 cél mL⁻¹ (otoño, sitio 1) y 580.000 cél mL⁻¹ (primavera, sitio 2). Siempre se registraron las mayores densidades en el sitio 2 (Figura 11).

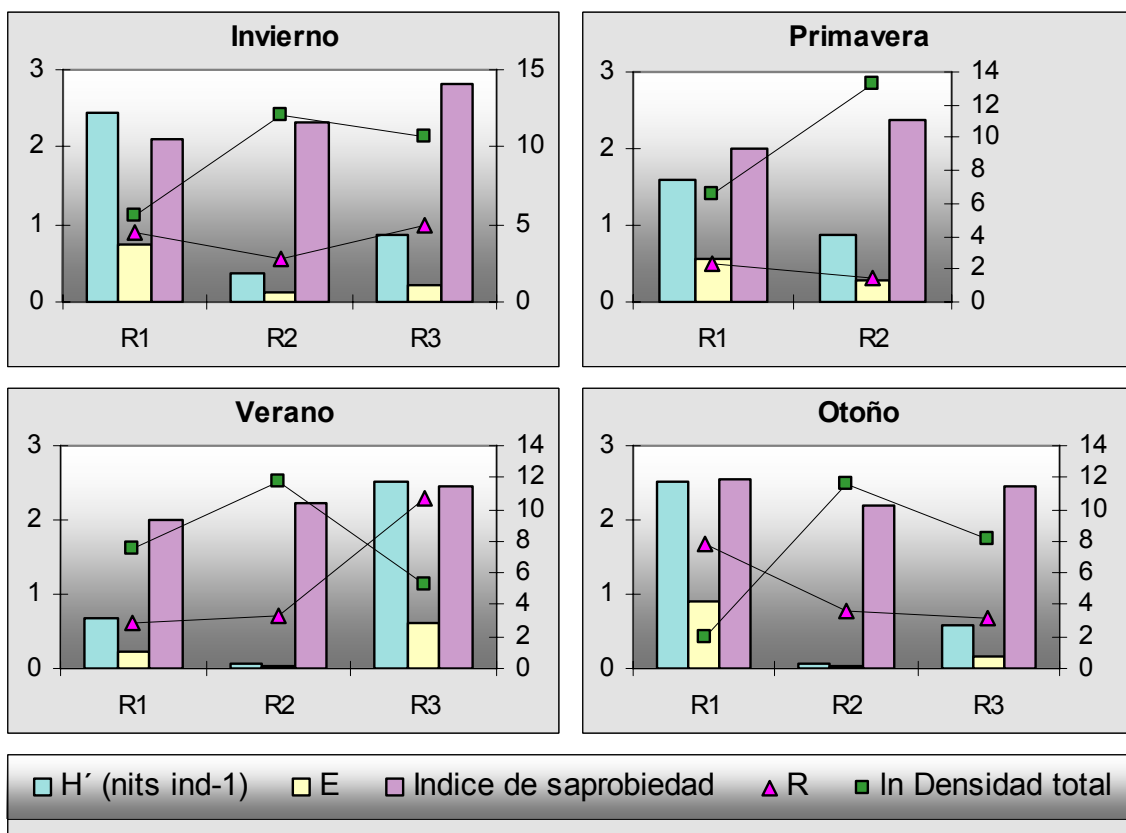


Figura 11. Índices de diversidad (H'), equitabilidad (E), saprobiedad y riqueza de Margalef (R) y densidad fitoplanctónica total (ln cél mL⁻¹).

Relación de los descriptores biológicos con la calidad del agua

Las correlaciones con niveles de significación de $p \leq 0,01$ entre los descriptores biológicos y las variables ambientales incluidas en el ACP se muestran en la Tabla 3.

	TURBID EZ	CONDUCTIVID AD	DBO ₅	P-PO ₄ ³⁻	N-NO ₃ ⁻
% Euglenofitas	+	-	-		
% Clorofitas		+		++	
% Unicelulares flageladas	+	-	-		
% Unicelulares no flageladas		+	+	++	
% Células < 10 μm		++	++	++	
Número de especies					++
Diversidad (H')				-	
Equitabilidad (E)				--	
Densidad total				++	

Tabla 3. Correlaciones de Pearson entre los descriptores biológicos y las variables ambientales. Se muestran sólo las correlaciones con nivel de significación de $p \leq 0,01$ (+ o -) y de $p \leq 0,001$ (++ o --).

Los mayores porcentajes de euglenofitas se registraron en el sitio 1 y correspondieron a euglenofitas lorizadas. Este grupo se relacionó positivamente con la turbidez y negativamente con la conductividad y la DBO₅, al igual que el porcentaje de algas unicelulares flageladas, grupo constituido principalmente por euglenofitas. El porcentaje de clorofitas resultó correlacionado positivamente con la conductividad y la concentración de fosfato. La abundancia relativa de algas unicelulares no flageladas y de células < 10 μm se relacionaron positivamente con la conductividad, la DBO₅ y la concentración de fosfato. La densidad fitoplanctónica total resultó correlacionada positivamente, en tanto que la diversidad y la equitabilidad negativamente, con la concentración de fosfato.

Los resultados de las correlaciones realizadas entre los valores de los casos en el primer eje del ACP (ACP 1), que representó un deterioro creciente de la calidad del agua, y los descriptores fitoplanctónicos con niveles de significación de $p \leq 0,05$ se muestran en la Tabla 4. El primer eje del ACP se correlacionó negativamente con la abundancia relativa de euglenofitas, algas unicelulares flageladas, coloniales, cenobiales y células > 10 μm, la diversidad y la

equitabilidad y positivamente con la abundancia relativa de clorofitas, unicelulares no flageladas y células < 10 µm, la densidad fitoplanctónica total y el número de especies.

	R ²	p
% Euglenofitas	0,54	--
% Clorofitas	0,41	++
% Unicelulares flageladas	0,70	---
% Unicelulares no flageladas	0,64	+++
% Coloniales	0,28	-
% Cenobiales	0,38	--
% Células < 10 µm	0,77	+++
% Células > 10 µm	0,77	---
Número de especies	0,47	++
Diversidad (H')	0,36	-
Equitabilidad (E)	0,51	--
Densidad fitoplanctónica total	0,35	+

Tabla 4. Coeficientes de determinación (r^2) y niveles de significación resultado de las correlaciones entre el primer eje del ACP y los descriptores biológicos. Tres signos (+ o -) indican $p \leq 0,001$, dos signos indican $0,001 < p \leq 0,01$, un signo indica $0,01 < p \leq 0,05$.

Influencia de la discontinuidad hidráulica

Como resultado del estudio realizado a fines de verano de 2001 para analizar los efectos de la discontinuidad hidráulica, en la calidad del agua del arroyo se observaron tendencias similares a las observadas en los muestreos de 1998-99. La turbidez fue mayor, en tanto que la conductividad y la concentración de nutrientes fueron menores en el sitio 1 que en los sitios 2 y 3. Sin embargo los valores de DQO y DBO₅ correspondientes al sitio 1, que en los muestreos previos resultaron sensiblemente menores que aguas abajo, en este muestreo fueron similares a los del sitio 3, registrándose los mayores valores en el sitio 2. En la laguna el valor de DQO fue similar al de los sitios 1 y 3 mientras el valor de DBO₅ fue el menor de los cuatro sitios. En cuanto a las distintas formas de nitrógeno, los valores de concentración de N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻ fueron similares en la laguna y el sitio 1, en tanto que la concentración de N-NH₄⁺ fue similar en la laguna y el sitio 2 y mucho mayor en el sitio 3. En la laguna los valores de turbidez, conductividad y concentración de P-PO₄³⁻ fueron similares a los de los sitios 2 y 3 (Tabla 5).

	R1	Laguna	R2	R3
Temperatura (°C)	26	29	28	25
Turbidez (UNT)	51	17	19	16
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	705	1558	1537	1288
DQO (mg L^{-1})	25	25	36	23
DBO ₅ (mg L^{-1})	16	8	25	17
P-PO ₄ ³⁻ (mg L^{-1})	1,55	3,23	3,64	3,42
N-NH ₄ ⁺ (mg L^{-1})	0,41	2,67	2,78	4,42
N-NO ₂ ⁻ (mg L^{-1})	0,11	0,12	0,60	0,70
N-NO ₃ ⁻ (mg L^{-1})	0,21	0,23	0,65	0,36
pH	7,5	7,6	7,6	7,5

Tabla 5. Variables físicas y químicas correspondientes al muestreo realizado a fines de verano de 2001 en el A° Rodríguez.

El tiempo de residencia del agua al llegar al sitio 3, incrementado por la presencia de la pequeña laguna, fue de alrededor de 7 días (Figura 13). En este muestreo la composición del fitoplancton del arroyo fue similar a la encontrada en los muestreos previos. Aguas arriba de la laguna (sitio 1) dominaron las euglenofitas con una densidad del orden de 10^2 cél mL⁻¹. En la laguna la mayor abundancia correspondió a la clorococal *Dictyosphaerium pulchellum*, con una densidad cercana a 1×10^5 cél mL⁻¹, que también dominó aguas abajo en los sitios 2 y 3 (10^4 y 10^3 cél mL⁻¹ respectivamente). Esta especie se encontró predominantemente en forma unicelular. La densidad de algas euplanctónicas fue mayor que la de algas ticoplanctónicas en los cuatro sitios pero aumentó notablemente en la laguna, la abundancia relativa de algas ticoplanctónicas fue de 0,56% en el sitio 1, de 0,003% en la laguna, de 1,38% en el sitio 2 y de 3,61% en el sitio 3. El número de especies identificadas fue de 33 para el sitio 1, 30 para la laguna, 38 para el sitio 2 y 41 para el sitio 3 (Figura 13).

Sintetizando, en la laguna dominaron las clorofitas euplanctónicas pertenecientes al grupo fisonómico de algas unicelulares no flageladas y de tamaño celular $< 10 \mu\text{m}$ y allí, además, se registró una disminución en los valores de diversidad, equitabilidad, riqueza de Margalef y número de especies y un aumento de la densidad total. Aguas abajo, en los sitios 2 y 3, hubo una atenuación progresiva de los valores extremos de los descriptores biológicos registrados en la laguna.

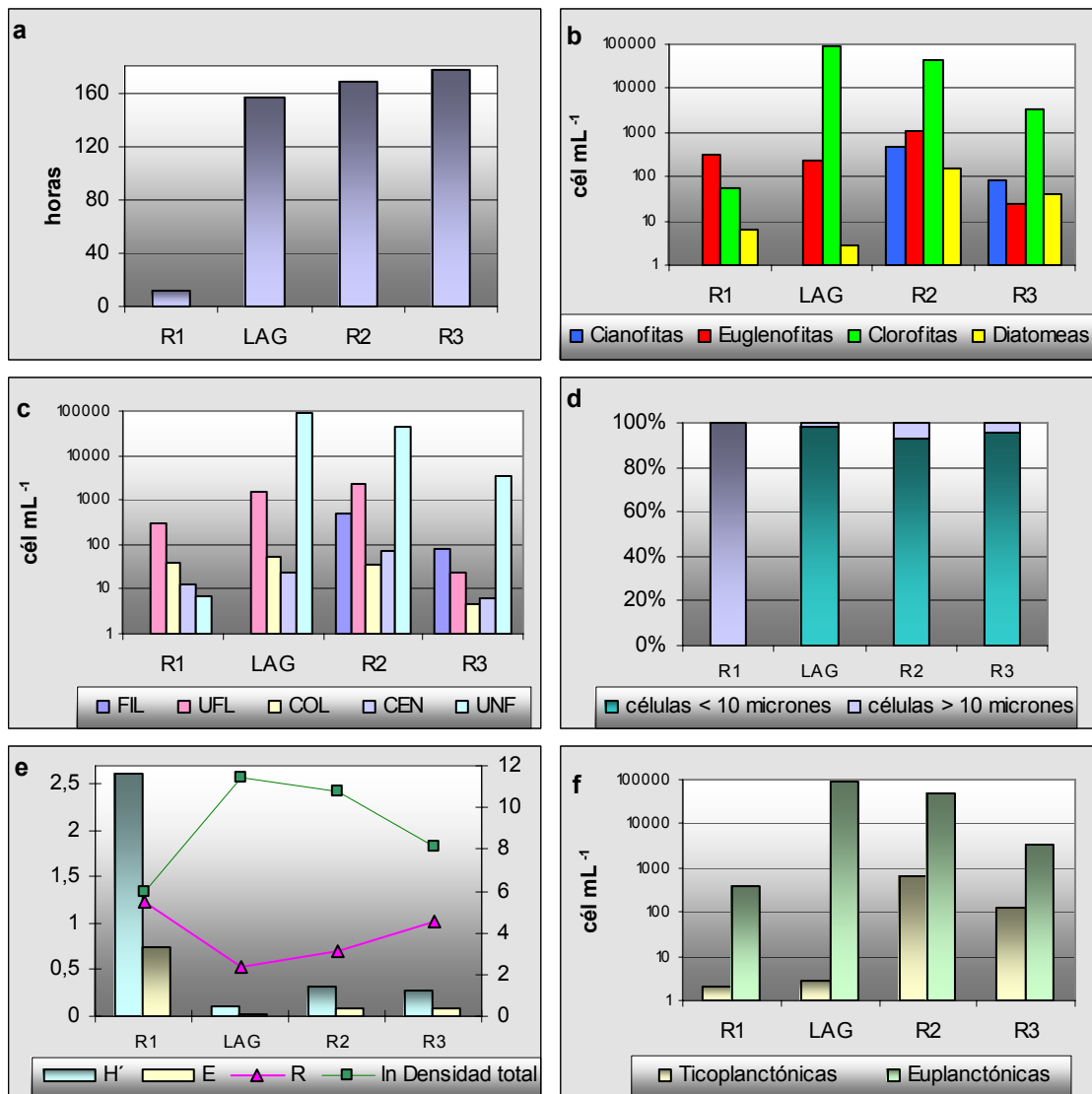


Figura 13. Datos del muestreo de fines de verano de 2001. a- Tiempo de residencia del agua en los 4 sitios de muestreo. b- Densidad de los grandes grupos fitoplanctónicos. c- Densidad de los grupos fisonómicos (FIL: filamentosas, UFL: unicelulares flageladas, COL: coloniales, CEN: cenobios, UNF: unicelulares no flageladas). d- Abundancia relativa de algas de tamaños celulares menores y mayores a 10 μm . e- Índices de diversidad (H'), equitabilidad (E) y riqueza de Margalef (R) y densidad fitoplanctónica total ($\ln \text{cél mL}^{-1}$). f- Densidad de algas ticoplanctónicas y eucytoplanktonic.

DISCUSION

Gradiente de calidad del agua

Como resultado del análisis multivariado realizado se evidenció en el A° Rodríguez un gradiente espacial de calidad del agua, caracterizado por su deterioro aguas abajo del sitio 1. En la cuenca alta del arroyo la horticultura

constituye el principal uso del suelo y los fertilizantes más usados son urea, sulfato de amonio, fosfato diamónico, nitrato de amonio y nitrato de potasio (Hernández & González, 1993) que aportan nutrientes por escorrentía al curso de agua. Además, la actividad ganadera también aporta materia orgánica. Sin embargo los niveles de nutrientes y demandas del oxígeno fueron mucho mayores en los sitios ubicados aguas abajo, afectados por la presencia del frigorífico y rodeados por zonas urbanas. Niveles de nitrógeno total mayores a $1.500 \mu\text{g L}^{-1}$ y de fósforo total mayores a $75 \mu\text{g L}^{-1}$ han sido propuestos como límite por encima del cuál se puede decir que un sistema fluvial está eutrofizado (Dodds et al., 1998; Smith et al., 1999; Smith, 2003; USEPA, 2000). Según este criterio, aunque todo el curso de agua estaría eutrofizado, el impacto de este disturbio aumentó aguas abajo del sitio 1. Las concentraciones de nutrientes en los sitios 2 y 3 fueron semejantes a las encontradas en sitios de los ríos Reconquista, Luján y Matanza-Riachuelo afectados por intensa actividad industrial y por asentamientos urbanos (Conforti et al., 1995; Loez & Topalián, 1999; O'Farrell et al., 2002; Olguín et al., 2004; Rovedatti et al., 2000).

Variación estacional del fitoplancton

La variación estacional de diatomeas y cianobacterias tuvo alguna coincidencia con el patrón general estacional para ríos templados establecido por Reynolds (1988) y Stenvenson & White (1995). Sin embargo, en el A° Rodríguez, de acuerdo a los resultados del análisis multivariado realizado en base a los grandes grupos taxonómicos, predominó la variación espacial sobre la estacional. Principalmente en el sitio 2 se encontró una persistente dominancia de clorococales. En el Río Luján del Giorgio et al. (1991) también señalaron la dominancia de clorofitas a lo largo de todo el ciclo anual en sitios contaminados.

Composición específica

El análisis de agrupamiento basado en la composición específica separó el sitio 1 de los situados aguas abajo. Se observó la presencia de una variada

taxocenosis de euglenofitas loricadas en el sitio 1, muchas de ellas exclusivas de este sitio, caracterizado por una mejor calidad del agua y mayor turbidez. Estos resultados están de acuerdo con los de Conforti et al. (1995), quienes señalan para la cuenca Matanza-Riachuelo que las euglenofitas loricadas disminuyen con el deterioro de la calidad del agua. En tanto, *Golenkinia radiata*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzchia palea* y *N. umbonata* se encontraron en los sitios 2 y 3. En el Río Luján del Giorgio et al. (1991) concluyeron que unos pocos taxa están restringidos a sitios poco contaminados o a los más contaminados. Estos autores señalaron que cuando el deterioro de la calidad del agua es progresivo se alteran las proporciones de las algas pero reteniendo la composición específica básica. Esto es aplicable en el A° Rodríguez para los sitios 2 y 3, que no se diferenciaron claramente por su composición específica.

Grandes grupos fitoplanctónicos y grupos fisonómicos

Las mayores abundancias relativas correspondieron a clorofitas y euglenofitas, situación atípica para sistemas lóticos templados (Rojo et al., 1994; Conforti et al., 1995; Loez & Salibián, 1990).

Los grandes grupos taxonómicos algales tuvieron distintas respuestas a la calidad del agua, las clorofitas y euglenofitas fueron los grupos que describieron mejor los cambios en la calidad del agua según los coeficientes de determinación obtenidos. En particular, las clorofitas se correlacionaron positivamente con el fósforo y la conductividad; mientras que las euglenofitas (especialmente las loricadas), se correlacionaron positivamente con la turbidez y resultaron negativamente afectadas por la carga orgánica y la conductividad.

El grupo fisonómico de las algas unicelulares no flageladas dominó en las condiciones de menor calidad del agua y mayor tiempo de residencia. Aunque este grupo no se correlacionó negativamente con la turbidez de manera significativa, en general en los sitios 2 y 3, donde se registraron sus mayores abundancias, la turbidez fue menor que en el sitio 1. Las algas unicelulares flageladas dominaron en condiciones de mejor calidad del agua, menor tiempo de residencia y mayor turbidez. Su capacidad de movilidad en la columna de agua puede significar una ventaja adaptativa para condiciones de reducida penetración de la luz.

Densidad fitoplanctónica

Se encontró un patrón bien definido en la distribución espacial de las densidades fitoplanctónicas, que consistió en valores bajos en el sitio 1, un importante incremento en la laguna, con densidad cercana a 100.000 cél mL⁻¹, y un descenso gradual con respecto al valor mencionado aguas abajo de ésta, en los sitios 2 y 3. También en todos los muestreos estacionales previos, que no incluyeron la laguna, se registraron en el sitio 2 valores de este orden de magnitud. El aumento de la densidad fitoplanctónica por encima de 10.000 ind mL⁻¹ en los sitios más contaminados ha sido destacado por Olgún et al. (2004) para el Río Reconquista.

El incremento de densidad mencionado se debió principalmente al desarrollo de pequeñas clorococales (< 66 µm³), para las cuáles según Harris (1986), el tiempo de duplicación es de 15-18 hs. Por otro lado, Reynolds (1996) estableció que la presencia de agua que fluye mucho más lentamente es crucial para el mantenimiento del plancton en ríos. El corto tiempo de duplicación junto con el aumento en el tiempo de residencia del agua en la laguna favoreció el desarrollo de estas algas en las altas densidades halladas en el sitio 2 pese a que el inóculo no fue detectable en el sitio 1 (< 0,2 cél ml⁻¹). Los rápidos tiempos de duplicación de las algas pequeñas constituyen una ventaja para muchas especies fitoplanctónicas (por ejemplo pequeñas clorofitas) en sistemas con reducidos tiempos de residencia en comparación con grandes lagos (Basu & Pick, 1996; Reynolds, 1988; Søballe & Kimmel, 1987; Stevenson & White, 1995).

Las mayores densidades en todos los sitios de muestreo correspondieron a especies euplanctónicas, que tuvieron abundancias especialmente altas en la laguna y decrecieron progresivamente aguas abajo.

Tamaño celular

Se observó una relación positiva altamente significativa entre las algas < 10 µm y la concentración del fósforo. Yang et al (1997) afirma que el incremento de los nutrientes tiene el efecto de favorecer la dominancia de algas más grandes sobre la distribución de tamaños del fitoplancton. Sin embargo, nuestros resultados sugieren que el incremento en los nutrientes, especialmente del

fósforo, tiene el efecto de provocar la dominancia de especies fitoplanctónicas de menor tamaño, como las pequeñas clorococcales *Golenkinia radiata*, *Dictyosphaerium pulchellum* y *D. subsolitarium*, en concordancia con lo expuesto por Rijstenbil et al (1993) y Margalef (1978).

En el sitio 1 dominaron las algas > 10 µm; las clorococcales de pequeño tamaño alcanzaron casi el 100% de la abundancia total en la laguna, porcentaje que disminuyó gradualmente aguas abajo. Reynolds (1996) establece que al aumentar la turbulencia debido a la velocidad de corriente aumenta el tamaño de las partículas capaces de mantenerse en suspensión, pero en el proceso también interviene la profundidad de la columna de agua, que al disminuir aumenta las pérdidas por sedimentación de las partículas mayores. Tanto en los sitios del arroyo ubicados aguas arriba como aguas abajo de la laguna, aunque la velocidad de corriente es baja y la profundidad es escasa, la corriente tuvo un efecto sobre la distribución de tamaños del fitoplancton, aumentando la proporción de algas mayores, pero la influencia de la laguna prevaleció aguas abajo.

Indices bióticos

Si bien es aceptado que cuando los ambientes están contaminados la diversidad y la riqueza de especies decrecen (Margalef, 1983) en nuestro caso los índices de diversidad, equitabilidad y riqueza de Margalef en general también decrecieron con el deterioro de la calidad del agua pero el número de especies se incrementó alcanzando los mayores valores en el sitio 3. Esto puede ser debido al desarrollo de especies tolerantes coexistiendo con otras menos tolerantes que persisten en número más bajo y al aumento en la velocidad de corriente que puede incrementar la incorporación de especies de origen bentónico.

Cabe señalar que sólo se contó con valores de saprobiedad para el 35% de los taxa identificados de acuerdo a los listados de Sládeček (1973) y Sládeček y Sládečková (1998). La falta de información acerca de las especies halladas en este arroyo fue acentuada por la carencia de valores de saprobiedad para las especies más abundantes como *Golenkinia radiata*, *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Monoraphidium arcuatum*, *Scenedesmus acutus* y otras. Esto

determinó que el índice de saprobiedad fuera poco sensible a los cambios en la calidad del agua, no reflejando claramente la variación en el contenido de materia orgánica entre los sitios de muestreo.

Pastoreo

Si bien el efecto del pastoreo no se analizó en este estudio, de acuerdo a los datos de Modenutti (1987) aguas arriba, con una menor contaminación, dominan los nauplii seguidos por los rotíferos, en tanto que aguas abajo con una mayor carga orgánica se incrementan los ciliados. Los grupos que pueden ejercer una mayor presión de pastoreo sobre el fitoplancton, como los microcrustáceos y los rotíferos (Reynolds, 1984) la ejercerían particularmente aguas arriba y sobre las fracciones de menor tamaño. De acuerdo a Basu & Pick (1996) en un sistema somero y con corto tiempo de residencia, el impacto del zooplancton es probablemente mínimo; este sería el caso del A° Rodríguez.

Relación de los descriptores biológicos con el gradiente de calidad del agua

Considerando todos los descriptores fitoplanctónicos utilizados, muchos resultaron significativamente relacionados al gradiente espacial de calidad del agua originado por los diferentes usos de la tierra en distintos tramos de la cuenca del arroyo estudiado. Estos fueron la abundancia relativa de euglenofitas y de clorofitas, la proporción de los grupos fisonómicos de algas unicelulares flageladas, unicelulares no flageladas, coloniales y cenobiales, el tamaño celular, la densidad total, la diversidad, la equitabilidad y el número de especies. Entre ellos, cuatro se relacionaron al gradiente de calidad del agua con el mayor nivel de significación ($p \leq 0,001$): por un lado, las algas unicelulares flageladas y las algas $> 10 \mu\text{m}$, que aumentaron en relación inversa al deterioro de la calidad del agua, y por otro lado las algas unicelulares no flageladas y las algas $\leq 10 \mu\text{m}$, que aumentaron en relación directa al deterioro de la calidad del agua. Los dos últimos descriptores se relacionaron positivamente, en particular, con la conductividad, la DBO_5 y la concentración de fosfato.

Influencia de la laguna en la estructura del fitoplancton

De acuerdo a los análisis multivariados, en el arroyo los cambios espaciales de la calidad del agua y de los grandes grupos taxonómicos fitoplanctónicos fueron más importantes que los cambios estacionales. La variabilidad espacial fue acentuada por la presencia de la pequeña laguna. Aguas abajo del sitio 1 se produjo un marcado deterioro de la calidad del agua dado por el uso de la tierra que afectó tanto a la laguna como a los sitios 2 y 3. Las algas unicelulares no flageladas, principalmente pequeñas ($\leq 10 \mu\text{m}$) clorococales euplanctónicas, resultaron favorecidas por el aumento en la concentración de fósforo pero también por la reducción del flujo del agua debida a la presencia de la laguna. Esto sugiere un efecto sinérgico de la discontinuidad hidráulica, entre el gradiente de contaminación creciente aguas abajo y el aumento del tiempo de residencia del agua, sobre las respuestas del fitoplancton. De acuerdo a Dokulil (1996) el efecto de eutrofización producido por elevadas concentraciones de nutrientes es más pronunciado cuando se produce la reducción del flujo de un río y las condiciones para el crecimiento de las algas fitoplanctónicas mejoran debido a la disminución de la turbidez, esto sucede en la laguna, cuyo efecto influye en los sitios del A° Rodríguez ubicados aguas abajo.

Sintetizando, en un corto tramo de 12 km del A° Rodríguez se evidenciaron respuestas estructurales del fitoplancton al gradiente de calidad del agua, que fueron acentuadas por la presencia de la discontinuidad hidráulica.

BIBLIOGRAFIA

- Basu B. K. & Pick F. R. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography* 41 (7): 1572-1577.
- Bauer C. E. 2006. Las ciencias del ambiente, la ingeniería y el desarrollo. Academia Argentina de Ciencias del Ambiente, Buenos Aires, 48 p.
- Bauer D. E., Donadelli J., Gómez N., Licursi M., Ocón C., Paggi A. C., Rodrigues Capítulo A. & Tangorra M. 2002a. Ecological status of pampean

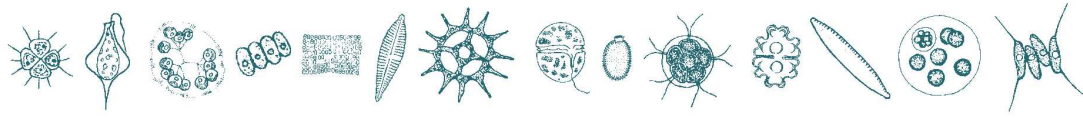
- plain streams and rivers. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 28: 259-262.
- Bauer D. E., Conde M. E. & Gómez N. 2002b. Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities. *Archiv für Hydrobiologie* 153 (3): 421-442.
- Cairns J. Jr., McCormick P. V. & Niederlehner B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1-44.
- Castañé P. M., Topalián M. L., Rovedatti M. G., Salibián A. 1998a. Impact of human activities on the water quality of the Reconquista river (Buenos Aires, Argentina). *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1206-1208.
- Castañé P.M., Loez C. R., Olguín H., Puig A., Rovedatti M. G., Topalián M. L. & Salibián A. 1998b. Caracterización y variación espacial de parámetros fisicoquímicos y del plancton en un río urbano contaminado (Río Reconquista, Argentina). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 14 (2): 69-77.
- Conforti V., Alberghina J. & González Urda E. 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 59-75.
- del Giorgio P. A., Vinocur A. L., Lombardo R. J. & Tell H. G. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river -a multivariate approach. *Hydrobiologia* 224: 129-154.
- Dodds W. K., Jones J. R. & Welch E. B. 1998. Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Resources* 32 (5): 1455-1462.
- Dokulil M. T. 1996. Evaluation of eutrophication potential in rivers: The Danube example, a review. En: Whitton B. A. & Rott E. (eds.) *Use of algae for monitoring rivers II. Proceedings of II International Symposium, September 17-19 1995, Austria*, 196 p.
- Gómez N., Licursi M., Bauer D. E., Hualde P. R. & Sierra M. V. 2003. Reseña sobre modalidades de estudio mediante la utilización de microalgas en la

- evaluación y monitoreo de algunos sistemas lóticos pampeanos bonaerenses. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 38 (1-2):93-103.
- Harris G. P. 1986. *Phytoplankton Ecology*. Chapman & Hall, London, 384 p.
- Heiskary S. & Markus H. 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Journal of Lake and Reservoir Management* 17 (4): 251-262.
- Hernández M. A. & González N. 1993. Recursos Hídricos y Ambiente. En: Goin F. & Goñi R. (Eds.) *Elementos de política ambiental*. Di Giovanni, La Plata, Argentina, 938 p.
- Licursi M. & Gómez N. 2009. Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environmental management* 90: 973-982.
- Loez C. & Salibián A. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du río Reconquista (Buenos Aires, Argentine). *Revue d'Hydrobiologie Tropical* 23 (4): 283-296.
- Loez C. R. & Topalián M. L. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers*. Volume III: 72-83. Agence de l'Eau Artois-Picardie.
- Loez C. R., Salibián A. & Topalián M. L. 1998. Associations phytoplanctoniques indicatrices de la pollution par le zinc. *Revue des Sciences de l'Eau* 11 (3): 315-322.
- Ludwig J. A. & Reynolds J. F. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, New York, 337 p.
- Margalef R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* 1 (4): 493-509.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona, 1010 p.
- Maidana N. I., O'Farrell I., Lombardo R. J. & dos Santos Alonso M. 2005. Short-term ecological implications of the diversion of a highly polluted lowland river: a case study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75: 1176-1184.

- McCormick P. V. & Cairns J. Jr. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6: 509-526.
- O'Farrell I. 2003. Utilización de índices biológicos en la evaluación de la calidad de agua del tramo inferior del Río Luján (Pcia. de Buenos Aires, Argentina). En: *Las aguas bajan turbias en la región metropolitana del Gran Buenos Aires*. CoEd. Al Margen y Universidad de General Sarmiento, Buenos Aires: 85-102.
- O'Farrell I., Lombardo R., de Tezanos Pinto P. & Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120 (2): 207-218.
- Olguin H. F. & Loez C. R. 1996. Estructura y dinámica espacio-temporal del fitoplancton del Río Reconquista (Bs. As.): período XI/93-III/94. En: Zalazar R. H. (Ed.). *Cuencas Hídricas: contaminación, evaluación de riesgo y saneamiento*. Instituto Provincial del Medio Ambiente (Gobernación de la Provincia de Buenos Aires), Buenos Aires: 124-126.
- Olguin H. F., Puig A, Loez C. R., Salibián A., Topalián M. L., Castañé P. M. & Rovedatti M. G. 2004. An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton, and zooplankton for ecotoxicological assessment in a highly polluted lowland river. *Water, Air and Soil Pollution* 155 (1-4): 355-381.
- Pla L. E. 1986. *Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales*. The General Secretariat of the Organization of American States, Washington D. C., 94 p.
- Reynolds C. S. 1984. *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 384 p.
- Reynolds C. S. 1988. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. En: Round F. E. (Ed.) *Algae and the Aquatic Environment*, Biopress, Bristol: 285-311.
- Reynolds C. S. 1996. Algae. En: Petts, G. and Calow P. (eds.) *River Biota, Diversity and Dynamics*, Blackwell Science Ltd., Great Britain, 257 p.
- Rijstenbil J. W., Bakker C., Jackson R. H., Merks A. G. A. & de Visscher P. R. M. 1993. Spatial and temporal variation in community composition and

- photosynthetic characteristics of phytoplankton in the upper Westerschelde estuary (Belgium, SW Netherlands). *Hydrobiologia* 269/270: 263-273.
- Rajo C., Alvarez Cobelas M. & Arauzo M. 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* 289:43-55.
- Rovedatti M. G., Loez C. R., Topalián M. L., Castañé P. M., Salibián A. & Olguin H. F. 2001. Monitoring of a polluted river (Reconquista, Argentina) based on physicochemical parameters and phytoplankton. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 27 (5): 2743-2748.
- Salibián A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. En: Ware G. W. (Ed.). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 185: 35-65.
- Sládeček V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. - *Archiv für Hydrobiologie* 7.
- Sládeček V & Sládečková A. 1998. Revision of polysaprobic indicators. *Verhandlungen Internat Vereinigung Limnology* 26: 1277-1280.
- Smith V. H., Tilman G. D. & Nekola J. C. 1999. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Smith V. H. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem. *Environmental Sciences and Pollution Research* 10: 126-139
- Søballe D. M. & Kimmel B. L. 1987. A large-scale comparison of factors influencing phytoplankton abundance in rivers, lakes, and impoundments. *Ecology* 68: 1943-1954.
- Stevenson R. J. & White K. D. 1995. A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. *Hydrobiologia* 297: 201-216.
- Tangorra M., Mercado L., Rodrigues Capítulo A. & Gómez N. 1998. Evaluación de la calidad ecológica del A° El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables físico-químicas. *Anales del XVII Congreso Nacional del Agua, II Simposio de Recursos Hídricos del Conosur*: 212-220.
- USEPA (U. S. Environmental Protection Agency). 2000. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual. Rivers and Streams. 822-B-00-002. 152 p. + Appendix 88 p. [<http://www.epa.gov>].

Yang J.-R., Basu B. K., Hamilton P. B. & Pick F. R. 1997. The development of a true riverine phytoplankton assemblage along a lake-fed lowland river. *Archiv für Hydrobiologie* 140 2: 243-260.



Capítulo 3



Respuestas estructurales del fitoplancton a los cambios ambientales producidos por un dragado en el A° Rodríguez

INTRODUCCION

Numerosa población humana se encuentra asentada en las planicies de inundación de los arroyos ubicados en las cercanías de la ciudad de La Plata a causa de la falta de una adecuada planificación urbana. Estos arroyos son dragados y perfilados periódicamente para favorecer su desagüe hacia el Río de la Plata y así prevenir inundaciones de los barrios aledaños.

Se puede definir un disturbio en un sistema de aguas corrientes como un evento relativamente discreto en el tiempo caracterizado por una frecuencia, intensidad y severidad fuera de un rango predecible que rompe la estructura del ecosistema y modifica los recursos o el ambiente físico (Resh et al., 1988). De acuerdo a esto se puede definir al dragado en un arroyo como un disturbio, éste va a afectar de alguna manera a las comunidades acuáticas.

Hay abundante bibliografía acerca de los efectos del dragado y de la disposición de los sedimentos extraídos sobre la biota, la mayoría se han focalizado en la macrofauna bentónica. Estos trabajos se han realizado principalmente en ambientes estuariales o marinos (Boyd et al., 2005; Cooper et al., 2007; Díaz, 1994; Erftemeijer & Lewis, 2006; Greig & Pereira, 1993; Howarth et al., 1982; Kenny & Rees, 1994, 1996; Newell et al., 1998, 2004; Piersma et al., 2001; Robinson et al., 2005; Sánchez-Moyano et al., 2004; Smith et al., 2006; Szymelfenig et al., 2006; Ware et al., 2009; Witt et al., 2004) y muy pocos en ríos (Prat et al., 1999; Rice & White, 1987).

Por el contrario se han encontrado escasas referencias bibliográficas acerca del impacto de estas obras hidráulicas sobre las microalgas. Nayar et al. (2004) estudiaron el efecto sobre el fitoplancton de los cambios en la concentración de metales pesados debidos al dragado en un estuario. Lewis et al. (2001) analizaron los cambios estructurales del perifiton en un arroyo sujeto a la influencia marina. En cuanto a los efectos del disturbio en ambientes de agua dulce, Armengol (1998) estudió variables ambientales y pigmentos fitoplanctónicos en un embalse y Prat et al. (1999) investigaron las respuestas

de los macroinvertebrados y de los pigmentos de algas planctónicas y bentónicas en un río mediterráneo. Más recientemente Licursi & Gómez (2009) estudiaron los efectos del dragado sobre la taxocenosis de diatomeas epipélicas en el A° Rodríguez.

Los efectos del dragado en los cuerpos de agua involucran dos tipos de disturbios: (i) en el lecho del arroyo por remoción e inestabilidad del sustrato que repercute en (ii) la columna de agua donde se producen cambios físico-químicos y en el ambiente lumínico. La consecuencia más evidente de estas obras es la resuspensión de sedimentos que lleva a un aumento de la turbidez y a la consecuente reducción de la penetración de la luz. Además, hay materia orgánica, nutrientes y metales pesados asociados a los sedimentos resuspendidos en la columna de agua, especialmente a los más finos, como limo y arcilla, que se liberan y se tornan biodisponibles modificando la química del agua (Armengol, 1998; Ho et al., 2002; Lewis et al., 2001; Nayar et al., 2004; Newell et al., 1998; Prat et al., 1999).

Diversos autores han señalado cambios estructurales en las asociaciones de macroinvertebrados como consecuencia del dragado (Boyd et al., 2005; Cooper et al., 2007; Newell et al., 1998, 2004; Kenny & Rees, 1994, 1996; Szymelfenig et al., 2006). En la escasa bibliografía disponible acerca de los efectos del dragado sobre las microalgas también se han documentado respuestas estructurales a este disturbio con respecto a asociaciones algales relacionadas a sustratos (Lewis et al., 2001; Licursi & Gómez, 2009) y al fitoplancton (Prat et al., 1999; Nayar et al., 2004).

El objetivo de este capítulo fue estudiar los efectos de un dragado sobre las respuestas estructurales del fitoplancton, para lo cuál se planteó contestar las siguientes preguntas:

- ★ ¿En cuáles de los descriptores estructurales fitoplanctónicos analizados (composición específica, grandes grupos taxonómicos, densidad total, número de especies, diversidad, equitabilidad, clorofila “a” y feofitina “a”) se encontraron respuestas significativas a los cambios ambientales producidos por el dragado?
- ★ ¿Cómo se relacionan estos cambios estructurales del fitoplancton con los cambios en la calidad del agua producidos por este disturbio?

★ ¿Cómo evolucionaron temporalmente los descriptores fitoplanctónicos que respondieron a los cambios físico-químicos producidos por el dragado en un pequeño arroyo de llanura en primavera de 2001?

MATERIALES Y METODOS

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizaron 8 muestreos semanales desde el 24 de octubre hasta el 11 de diciembre de 2001, en tres sitios del A° Rodríguez. Estos sitios coinciden con los seleccionados para el capítulo anterior, aguas arriba del sitio 2 se encuentra una pequeña laguna artificial (Figura 1, Capítulo 2). Los primeros 3 muestreos fueron previos al comienzo de las tareas de dragado en el arroyo. Entre la tercera y la cuarta semana de muestreo se dragó el arroyo en el sitio 1 y entre la quinta y la sexta semana el sitio 2. El sitio 3 no fue dragado durante el período de muestreo.

Se midieron en el campo ancho, profundidad, velocidad de la corriente, temperatura, pH, turbidez y conductividad y se extrajeron muestras de agua para la determinación de STS, DQO, DBO₅, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻. También se colectaron muestras cualitativas de fitoplancton con red de plancton de 10 µm de abertura de malla y muestras cuantitativas de 125 mL de agua superficial.

La metodología empleada para el estudio del fitoplancton y la determinación de los datos ambientales coincide con la detallada en el Capítulo 1.

Además se colectaron muestras de agua para la determinación de clorofila "a" y feofitina "a" que fueron filtradas inmediatamente con filtros de fibra de vidrio (Whatman G/FC). Las concentraciones de estos pigmentos se estimaron por determinación espectrofotométrica utilizando acetona al 90% como disolvente (Clesceri et al., 1998) y la fórmula de Lorenzen para los cálculos (Lorenzen, 1967).

Análisis de los datos

A partir de los resultados cuantitativos obtenidos del análisis del fitoplancton de los muestreos semanales en el A° Rodríguez las algas se clasificaron en

grandes grupos taxonómicos y se calcularon sus abundancias relativas. También se calcularon los índices de diversidad de Shannon & Wiener (H') y de equitabilidad (E) aplicando las siguientes fórmulas (Ludwig & Reynolds, 1988):

$$H' = - \sum_{i=1}^n (P_i * \ln P_i), \text{ donde } P_i = n_i / n$$

$$E = H' / \ln S$$

n_i = número de organismos de la especie i

n = número total de organismos en la comunidad

S = número total de especies en la comunidad

El período de postdragado se consideró en todos los sitios de muestreo a partir de la cuarta semana, cuando se encontró dragado el sitio 1, ya que éste provocó un disturbio también en los sitios ubicados aguas abajo.

Para averiguar si existieron diferencias estadísticamente significativas en las variables ambientales entre el período pre y postdragado se utilizó el test t de Student. En los casos en que las asunciones de normalidad y homocedasticidad de los datos no se cumplieron se utilizó el test no paramétrico de Mann-Whitney (Zar, 1996). Estos análisis se realizaron utilizando el programa SigmaStat, versión 2.0. La concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) fue expresada como la sumatoria de las concentraciones de $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ y $N-NO_3^-$.

Se llevaron a cabo correlaciones no paramétricas de Spearman entre aquellas variables físico-químicas que tuvieron diferencias significativas entre los períodos pre y postdragado y la abundancia relativa de grandes grupos taxonómicos, la densidad total, el número de especies, la diversidad, la equitabilidad y las concentraciones de clorofila "a" y feofitina "a" para identificar cuáles de estos descriptores fitoplanctónicos respondieron a los cambios ambientales debidos al dragado. Las correlaciones se realizaron utilizando el programa Statistica, versión 6.

Para explorar la evolución temporal de los casos en base a este conjunto de descriptores biológicos se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP). Se realizó este tipo de análisis multivariado ya que en un Análisis de Correspondencia (Análisis de Correspondencia Destendenciado, ACD) preliminar la máxima longitud del gradiente fue de 0,8 unidades de desvío

standard, indicando un modelo de respuesta lineal de los descriptores biológicos (ter Braak & Smilauer, 1998). Las variables fueron transformadas mediante $\log(x+1)$ para obtener una distribución normal o aproximarse a ésta. Para analizar los cambios en la composición específica del fitoplancton se seleccionaron los taxa con frecuencia mayor al 20% y abundancia relativa mayor al 1% en la totalidad de las muestras. Se realizó un ACD preliminar con los datos de abundancia relativa de estas especies para averiguar si su modelo de respuesta era lineal o unimodal. La máxima longitud del gradiente en unidades de desvío standard fue de 2,8, indicando un modelo de respuesta lineal de las especies (ter Braak & Smilauer, 1998). De acuerdo a los resultados anteriores se seleccionó el Análisis de Redundancia (ARD) para explorar los patrones de la composición fitoplanctónica en relación a las variables ambientales y la consecuente distribución de los casos. Este análisis se llevó a cabo en base a los datos de abundancia relativa previamente utilizados en el ACD y a los datos de variables ambientales con diferencias significativas entre los períodos de pre y postdragado que fueron transformados mediante $\ln(x+1)$ para obtener una distribución normal o aproximarse a ésta. Se aceptó un factor de inflación de la varianza < 5 para todas las variables. Se realizó un test de permutaciones de Monte Carlo con 499 permutaciones no restringidas para averiguar la significación global de la ordenación y en particular la del primer eje. Se utilizó el programa CANOCO for Windows, versión 4.5, para realizar los ACDs y el ARD y el programa Statistica, versión 5 para realizar el ACP.

RESULTADOS

Variables ambientales en los períodos de pre y postdragado

Entre las variables morfométricas e hidráulicas analizadas la mayor modificación debida al dragado fue el aumento del ancho del arroyo en los sitios 1 y 2, que fueron dragados durante el período de muestreo (Tabla 1).

		Ancho (m)	Profundidad (m)	Velocidad (m s ⁻¹)	Caudal (m ³ s ⁻¹)
S1	Predragado	2,6 (± 0,13)	0,25 (± 0,09)	0,28 (± 0,27)	0,22 (± 0,26)
	Postdragado	4,3 (± 0,25)	0,20 (± 0,06)	0,57 (± 0,52)	0,40 (± 0,10)
S2	Predragado	2,9 (± 0,37)	0,18 (± 0,03)	0,68 (± 0,34)	0,38 (± 0,25)
	Postdragado	5,3 (± 0,35)	0,28 (± 0,13)	0,32 (± 0,46)	0,23 (± 0,19)
S3	Predragado	6,8 (± 0,29)	0,16 (± 0,01)	0,88 (± 0,33)	0,94 (± 0,39)

Tabla 1. Valores promedio (± desvío standard) de variables morfométricas e hidráulicas en los sitios de muestreo del A° Rodríguez entre octubre y noviembre de 2001. Se consideran los períodos de pre y postdragado en cada sitio de muestreo.

La temperatura aumentó en el período de postdragado con el avance de la primavera.

Los valores promedio de conductividad y turbidez aumentaron en el período de postdragado en los tres sitios de muestreo al igual que las concentraciones de P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺ y N-NO₂⁻. El aumento de P-PO₄³⁻ y N-NH₄⁺ fue más pronunciado en los sitios 2 y 3. La concentración de N-NO₃⁻ fue mayor en el período de postdragado en los sitios 1 y 2 mientras que en el sitio 3 disminuyó. Los valores de DQO tendieron a disminuir en todos los sitios de muestreo luego del inicio del dragado. La misma tendencia se registró para los valores de DBO₅ en los sitios 2 y 3, pero no en el sitio 1, donde los valores de DBO₅ aumentaron en forma inmediata al inicio del dragado. La temperatura aumentó en relación al avance de la primavera (Tabla 2).

Las variables ambientales que tuvieron diferencias estadísticamente significativas entre los períodos de pre y postdragado fueron las concentraciones de sólidos totales en suspensión (STS: p = 0,02), de P-PO₄³⁻ (p = 0,04) y de nitrógeno inorgánico disuelto (NID: p = 0,03). Los valores promedio de estas variables aumentaron en el período de postdragado en todos los sitios de muestreo (Tabla 2).

	S1		S2		S3	
	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post
Temperatura (°C)	20,0 (±3,5)	21,9 (±2,1)	22,8 (±1,0)	25,3 (±3,3)	23,7 (±1,0)	24,4 (±2,8)
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	260 (±121)	507 (±247)	680 (±289)	915 (±506)	679 (±256)	817 (±223)
Turbidez (UNT)	61 (±25)	81 (±48)	34 (±5)	39 (±21)	32 (±6)	83 (±54)
[STS] (mg L^{-1})	66 (±34)	172 (±185)	34 (±8)	71 (±35)	33 (±4)	302 (±341)
DQO (mg L^{-1})	48 (±6)	42 (±17)	93 (±61)	51 (±9)	85 (±46)	52 (±17)
DBO ₅ (mg L^{-1})	6 (±1)	12 (±13)	65 (±26)	32 (±12)	55 (±26)	28 (±10)
[P-PO ₄ ³⁻] (mg L^{-1})	0,56 (±0,05)	0,74 (±0,30)	0,76 (±0,05)	2,87 (±2,29)	0,75 (±0,05)	2,46 (±1,80)
[N-NH ₄ ⁺] (mg L^{-1})	0,19 (±0,08)	0,23 (±0,11)	0,15 (±0,07)	6,70 (±6,06)	0,18 (±0,10)	5,14 (±4,28)
[N-NO ₂ ⁻] (mg L^{-1})	0,10 (±0,03)	0,15 (±0,11)	0,35 (±0,25)	0,47 (±0,24)	0,37 (±0,18)	0,76 (±0,42)
[N-NO ₃ ⁻] (mg L^{-1})	0,99 (±1,13)	2,10 (±1,33)	0,66 (±0,85)	1,01 (±0,64)	3,49 (±1,16)	2,67 (±0,29)
[NID] (mg L^{-1})	1,28 (±1,12)	2,48 (±1,49)	1,16 (±0,87)	8,18 (±5,83)	4,03 (±1,28)	8,57 (±4,73)
pH	7,8 (±0,1)	7,8 (±0,2)	7,8 (±0,0)	7,8 (±0,2)	7,8 (±0,1)	7,8 (±0,2)

Tabla 2. Valores promedio (\pm desvío standard) de las variables ambientales para cada sitio de muestreo del A° Rodríguez en los períodos de pre y postdragado.

En la Figura 1 se muestra la evolución temporal de las tres variables en cada sitio de muestreo. La concentración de STS aumentó sensiblemente en el sitio 1 luego del dragado en este sitio (semana 4) decreciendo luego a medida que los trabajos de dragado progresaban aguas abajo. El aumento de los valores de STS en los sitios 2 y 3 sólo se produjo luego del dragado en el sitio 2 (semana 6). Esto se debió a la presencia de una pequeña laguna entre los sitios 1 y 2 que favoreció la retención de sedimentos provenientes de aguas arriba. En la última semana de muestreo la concentración de STS comenzó a disminuir en el sitio 2 y se incrementó notablemente en el sitio 3 como consecuencia del avance de las obras de dragado hacia este sitio. Las concentraciones de P-PO₄³⁻ y NID aumentaron en los tres sitios a partir de la segunda semana posterior al inicio del dragado.

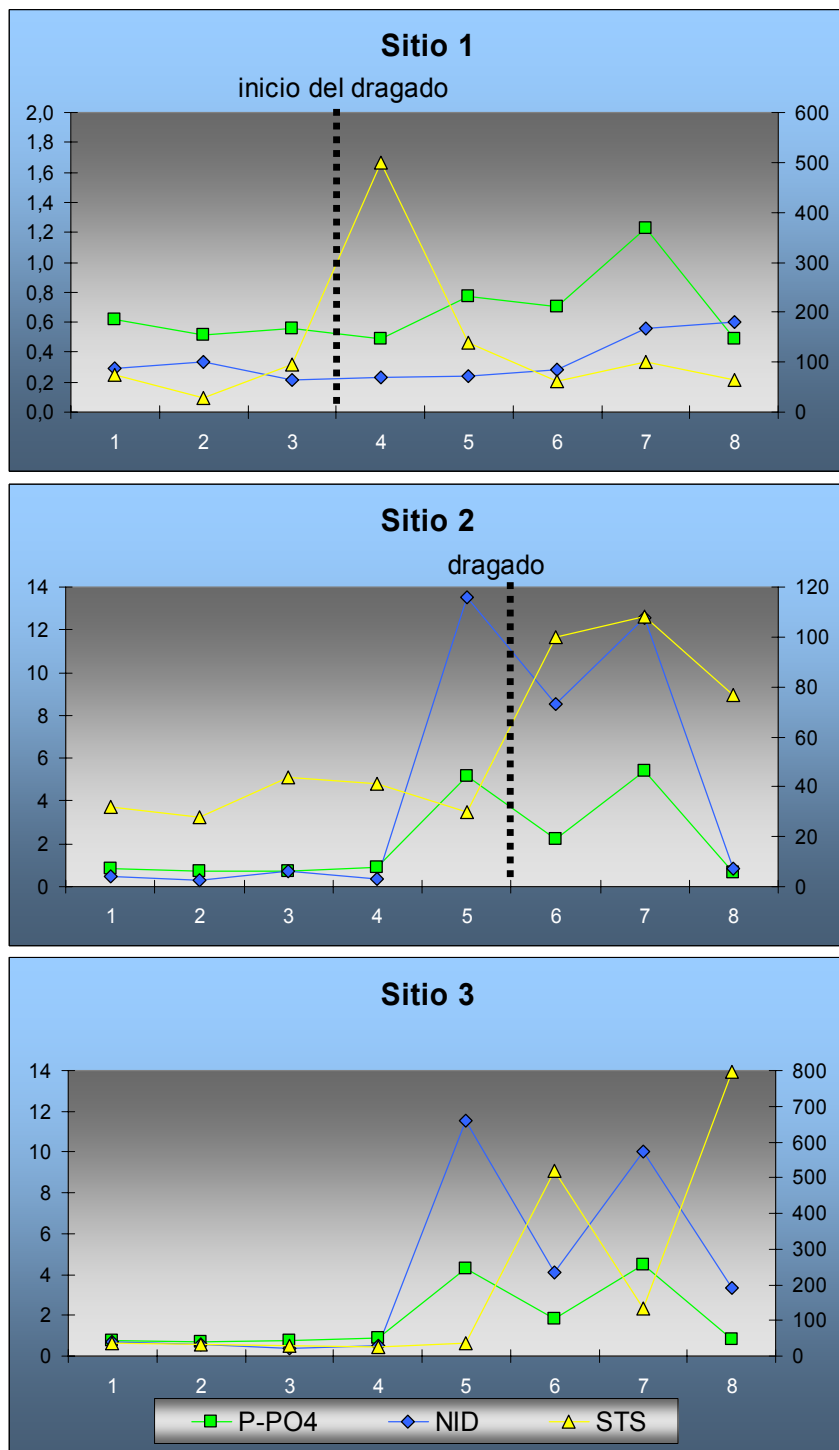


Figura 1. Evolución de las variables ambientales que tuvieron diferencias estadísticamente significativas entre los períodos de pre y postdragado durante las 8 semanas de muestreo. Se indica con líneas negras punteadas el momento del dragado en cada sitio. P-PO4: P-PO_4^{3-} ; NID: nitrógeno inorgánico disuelto, STS: sólidos totales en suspensión; las tres variables están expresadas en mg L^{-1} .

Fitoplancton

Como resultado del análisis del fitoplancton se observó en las asociaciones de especies de todos los sitios de muestreo que la proporción de cianobacterias disminuyó en el período de post-dragado, en tanto que la proporción de euglenofitas aumentó. El incremento del segundo grupo se debió principalmente al aumento de las especies lorizadas. El porcentaje de clorofitas en el período de post-dragado fue similar al del período de pre-dragado en los sitios 1 y 2 pero disminuyó en el sitio 3; la similitud de las abundancias relativas de clorofitas en los dos períodos se debe a que en los promedios se integra la disminución inmediata al dragado, con un aumento posterior. La abundancia relativa de diatomeas decreció en el sitio 1 pero aumentó aguas abajo. La densidad total y el número de especies se incrementaron en el período de post-dragado en los sitios 1 y 2 en tanto que disminuyeron en el sitio 3, que siguió expuesto a la influencia del dragado aguas arriba hasta el fin del muestreo. El notable incremento de la densidad en el sitio 2 se debió principalmente al desarrollo de *Dictyosphaerium pulchellum*. La diversidad, la equitabilidad y las concentraciones de clorofila "a" y feofitina "a" aumentaron en el período de post-dragado en todos los sitios de muestreo (Tabla 3).

	S1		S2		S3	
	Pre	Post	Pre	Post	Pre	Post
Cianobacterias (%)	27 (±32)	1 (±3)	17 (±28)	1 (±3)	22 (±29)	10 (±10)
Euglenofitas (%)	42 (±23)	80 (±19)	46 (±44)	54 (±44)	38 (±35)	71 (±21)
Euglenofitas loricadas (%)	31 (±22)	57 (±16)	6 (±5)	11 (±11)	6 (±7)	22 (±13)
Clorofitas (%)	15 (±11)	14 (±17)	26 (±37)	25 (±42)	38 (±53)	12 (±10)
Diatomeas (%)	16 (±22)	3 (±2)	11 (±14)	19 (±30)	3 (±2)	7 (±8)
Densidad total (cél ml ⁻¹)	70 (±25)	130 (±100)	1.700 (±1.900)	46.000 (±101.400)	2.600 (±3.900)	90 (±80)
Número de especies	22 (±5)	31 (±11)	39 (±6)	40 (±8)	38 (±9)	30 (±12)
Diversidad (nit cél ⁻¹)	1,95 (±0,40)	2,62 (±0,30)	2,09 (±0,63)	2,12 (±1,21)	1,79 (±1,14)	2,58 (±0,46)
Equitabilidad	0,63 (±0,12)	0,78 (±0,05)	0,57 (±0,16)	0,57 (±0,33)	0,49 (±0,30)	0,77 (±0,08)
Clorofila "a" (µg L ⁻¹)	3,0 (±2,0)	12,8 (±8,7)	18,0 (±14,0)	87,2 (±110,3)	7,5 (±3,5)	14,4 (±15,9)
Feofitina "a" (µg L ⁻¹)	4,5 (±0,5)	9,0 (±6,6)	5,0 (±0,0)	11,6 (±4,2)	5,5 (±0,5)	14,0 (±6,4)

Tabla 3. Valores promedio (± desvío standard) de los descriptores biológicos para cada sitio de muestreo del A° Rodríguez en los períodos de pre y postdragado.

Los descriptores biológicos que tuvieron correlaciones con un nivel de significación de $p < 0,1$ con las variables ambientales que difirieron significativamente entre los períodos de pre y postdragado fueron el porcentaje de euglenofitas loricadas, la densidad total, el número de especies y la feofitina "a" (Tabla 4).

	STS	P-PO43-	NID
Densidad total	-0,43 p = 0,03	n. s.	n. s.
% de euglenofitas loricadas	0,38 p = 0,07	n. s.	n. s.
Número de especies	-0,43 p = 0,04	0,50 p = 0,01	0,35 p = 0,09
Feofitina "a"	0,39 p = 0,06	0,45 p = 0,03	0,66 p = 0,001

Tabla 4. Correlaciones de Spearman (N = 24) entre las variables ambientales que tuvieron diferencias significativas entre los períodos de pre y postdragado y los descriptores fitoplanctónicos correlacionados con un nivel de significación de $p < 0,1$ con estas variables (n. s.: no significativo).

En la Figura 2 se muestra la evolución temporal de estos descriptores en los tres sitios de muestreo. El número de especies y la densidad disminuyeron mientras el porcentaje de euglenofitas loricadas aumentó inmediatamente al dragado en los sitios 1 y 2. En el sitio 3 se observaron las mismas tendencias luego del dragado en el sitio 2. Posteriormente se registró una disminución en el porcentaje de euglenofitas loricadas y un aumento en el número de especies y la densidad total. Esta tendencia en los dos últimos descriptores no se verificó en el sitio 3, que siguió siendo afectado por los trabajos de dragado aguas arriba. La concentración de feofitina “a” aumentó ligeramente en todos los sitios de muestreo inmediatamente al inicio del dragado (4^o semana de muestreo); posteriormente, en el sitio 1 aumentó marcadamente luego de tres semanas; en el sitio 2 se incrementó luego de una semana de producido el dragado en este sitio (7^o semana), triplicándose inmediatamente en el sitio 3 (6^o semana).

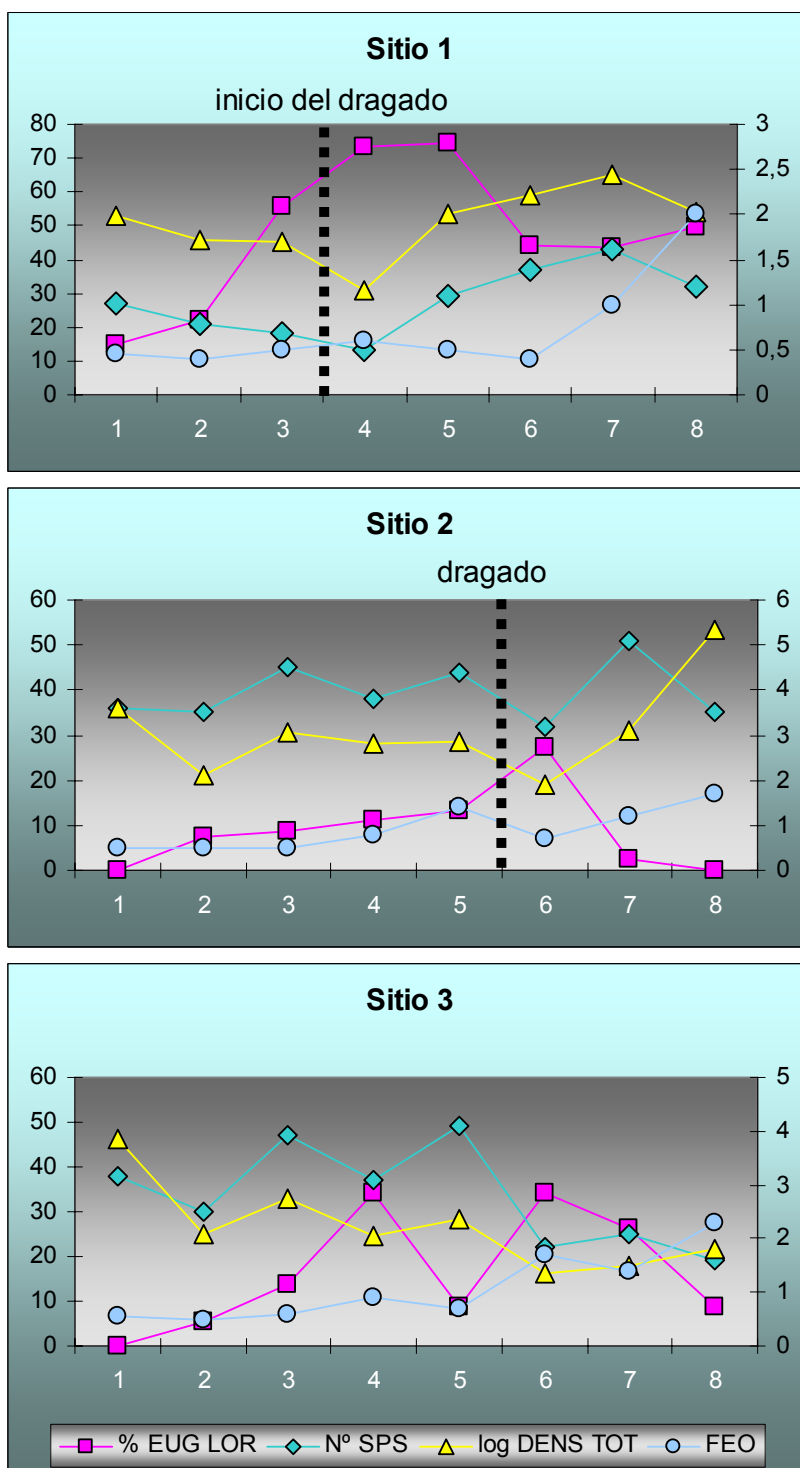


Figura 2. Evolución de los descriptores fitoplanctónicos seleccionados durante las 8 semanas de muestreo. Se indica con líneas negras punteadas el inicio del dragado en el sitio 1 y el dragado en el sitio 2. % EUG LOR: porcentaje de euglenofitas loricadas, Nº SPS: número de especies, log DENS TOT: densidad total (cél ml^{-1}) transformada logarítmicamente, FEO: feofitina "a" ($\text{mg L}^{-1} \times 10^2$) multiplicada por 100 para la graficación.

De acuerdo al ACP realizado en base a los descriptores fitoplanctónicos correlacionados con las variables ambientales indicativas del disturbio, en el primer eje (50,9% de la varianza) pesaron fuertemente el número de especies y la densidad total en el extremo negativo y el porcentaje de euglenofitas loricadas en el extremo positivo. En el segundo eje (26,2% de la varianza) pesó fuertemente la concentración de feofitina “a” en el extremo negativo. Estos ejes se seleccionaron para la representación gráfica por acumular la mayor cantidad de varianza (Figuras 3 y 4).

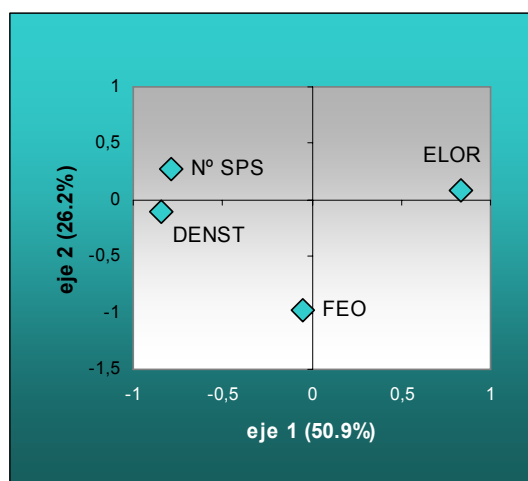


Figura 3. Autovectores correspondientes al ACP realizado a partir de los descriptores fitoplanctónicos seleccionados. ELOR: porcentaje de euglenofitas loricadas, N°SPS: número de especies, DENST: densidad total, FEO: feofitina “a”.

Los casos previos al inicio del dragado se ubicaron en la parte superior del gráfico; aquéllos correspondientes a los sitios 2 y 3 hacia la izquierda, relacionados a mayores número de especies y densidad total; en tanto que los correspondientes al sitio 1 se ubicaron hacia la derecha del gráfico, relacionados a mayores porcentajes de euglenofitas loricadas (Figura 4). Los casos de los tres sitios de muestreo se desplazaron hacia la derecha, a causa del aumento de abundancia relativa de euglenofitas loricadas luego del dragado en los sitios 1 y 2 (cuarta semana del sitio 1 y sexta de los sitios 2 y 3). La evolución temporal determinó un alejamiento de los casos correspondientes a los tres sitios hacia la parte inferior del gráfico debido al aumento en la concentración de feofitina “a” producido como consecuencia del dragado.

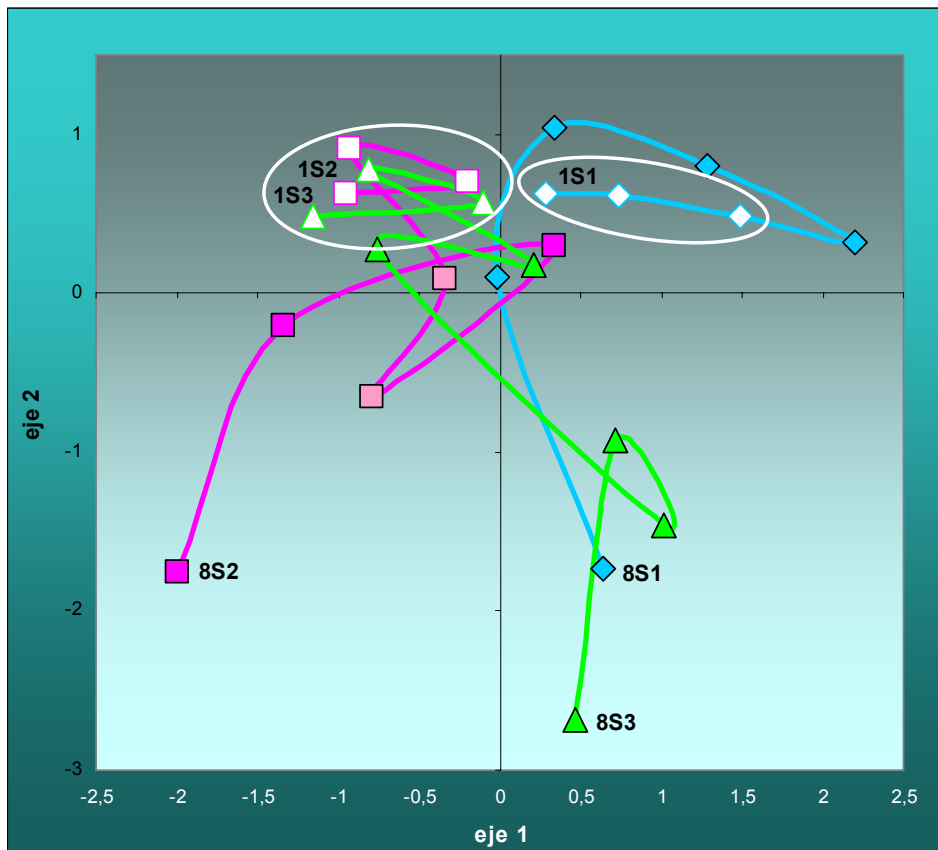


Figura 4. Ubicación de los casos en el plano definido por los dos primeros ejes del ACP. Para los tres sitios de muestreo los casos previos al inicio del dragado se indican con un símbolo blanco. Los casos posteriores al dragado en el sitio 2 se indican con rosa más oscuro. Los números 1 y 8 corresponden a la primera y octava semana de muestreo.

Como resultado del análisis del fitoplancton se identificaron 132 taxa distribuidos entre los siguientes grupos taxonómicos: cianobacterias (5), euglenofitas (49), dinoflagelados (2), clorofitas (44) crisofíceas (1), y diatomeas (31) (Tabla de especies en Anexo). Muchos de estos taxones estuvieron escasamente representados en las muestras, por lo cuál se seleccionaron 50 que cumplieron con los criterios de frecuencia y abundancia establecidos para incluirlos en el análisis estadístico (Tabla 5).

Acrónimo	Taxa
Cyanobacteria	
PHBR	<i>Phormidium breve</i>
Euglenophyta	
EUAC	<i>Euglena acus</i>
EUOX	<i>Euglena oxyuris</i>
EUS1	<i>Euglena</i> sp. 1
EUS2	<i>Euglena</i> sp. 2
EUSP	<i>Euglena</i> spp.
LEFU	<i>Lepociclis fusiformis</i>
LEOV	<i>Lepocinclis ovum</i>
LESA	<i>Lepocinclis salina</i>
PHAC	<i>Phacus acuminatus</i>
PHAG	<i>Phacus agilis</i>
PHCU	<i>Phacus curvicauda</i>
PHEP	<i>Phacus ephippion</i>
PHGR	<i>Phacus granum</i>
PHLO	<i>Phacus longicauda</i>
PHON	<i>Phacus onyx</i>
PHOR	<i>Phacus orbicularis</i>
PHTO	<i>Phacus tortus</i>
STFL	<i>Strombomonas fluviatilis</i>
STGI	<i>Strombomonas girardiana</i>
STOV	<i>Strombomonas ovalis</i>
STSC	<i>Strombomonas scabra</i>
STSH	<i>Strombomonas schauinslandii</i>
STTR	<i>Strombomonas treubii</i>
STVE	<i>Strombomonas verrucosa</i>
TRIN	<i>Trachelomonas intermedia</i>
TROB	<i>Trachelomonas oblonga</i>
TRPL	<i>Trachelomonas planctonica</i>
TRRO	<i>Trachelomonas rotunda</i>
TRVO	<i>Trachelomonas volvocina</i>
Chlorophyta	
CHGL	<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>globosa</i>
COMI	<i>Coelastrum microporum</i>
CRRE	<i>Crucigeniella rectangularis</i>
SCIN	<i>Desmodesmus intermedius</i>
DIPU	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
OOLA	<i>Oocystis lacustris</i>
PAMO	<i>Pandorina morum</i>
SCAC	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
SCEC	<i>Scenedesmus ecornis</i>
SCOB	<i>Scenedesmus obtusus</i>
SCQU	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
TEGL	<i>Tetrastrum glabrum</i>
Chrysophyta Bacillariophyceae	
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i>
GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i>
GOSP	<i>Gomphonema</i> spp.
SPUP	<i>Sellaphora pupula</i>
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i>
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i>
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>

Tabla 5. Lista de los 50 taxa seleccionados por su frecuencia mayor al 20% y su abundancia mayor al 1% en la totalidad de las muestras, con sus correspondientes acrónimos.

De acuerdo a los resultados del ARD las concentraciones de STS, P-PO₄³⁻ y NID explicaron una cantidad significativa ($p=0,05$ para el primer eje y $p=0,01$ para la ordenación global) e independiente (factor de inflación de la varianza <5) de varianza de la composición fitoplanctónica. El primer eje explicó un 49,9% y el segundo un 32,9% de la varianza, estos ejes se seleccionaron para la representación gráfica (Figuras 5 y 6).

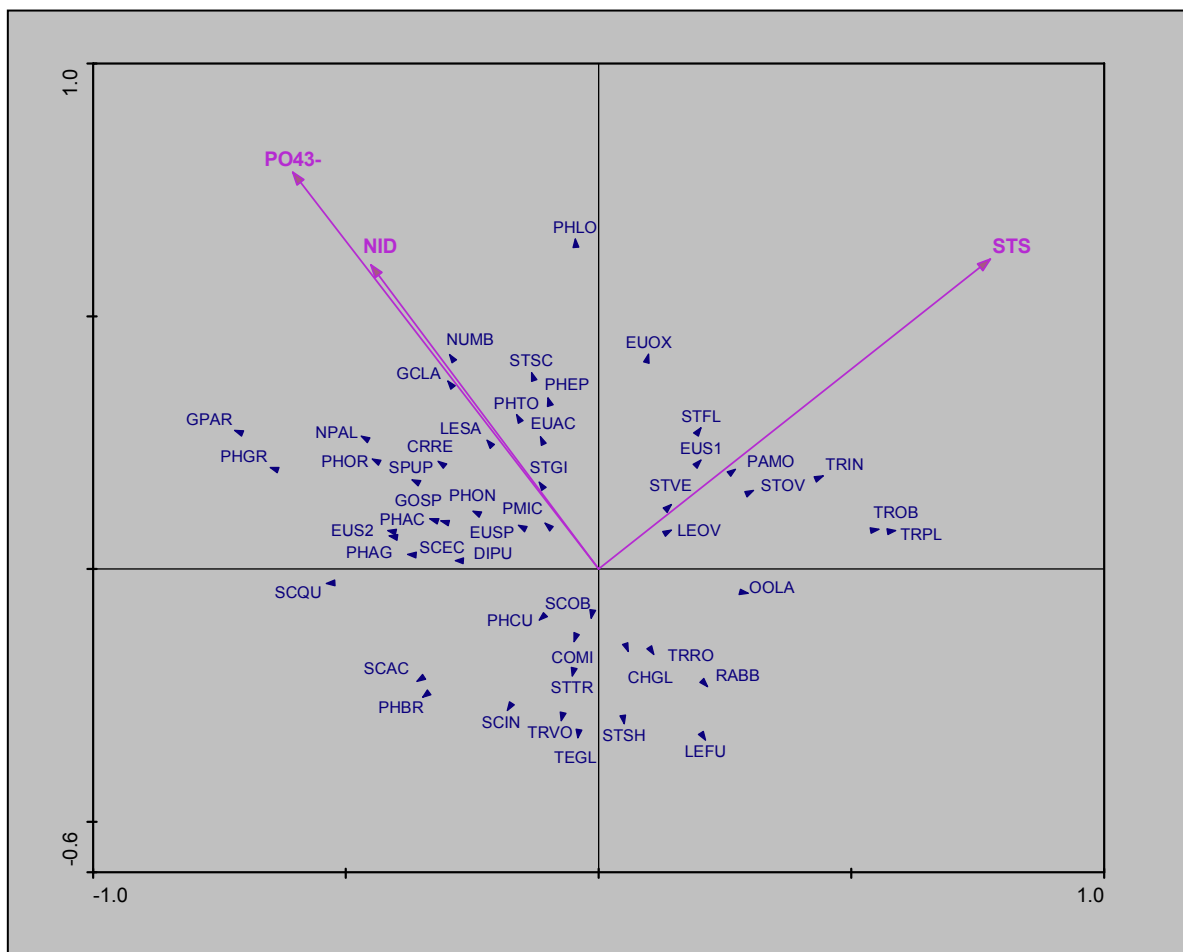


Figura 5. Gráfico del plano definido por los dos primeros ejes del Análisis de Redundancia (ARD) mostrando la ordenación de las especies y las variables ambientales. Los acrónimos con los correspondientes nombres de las especies se muestran en la Tabla 5.

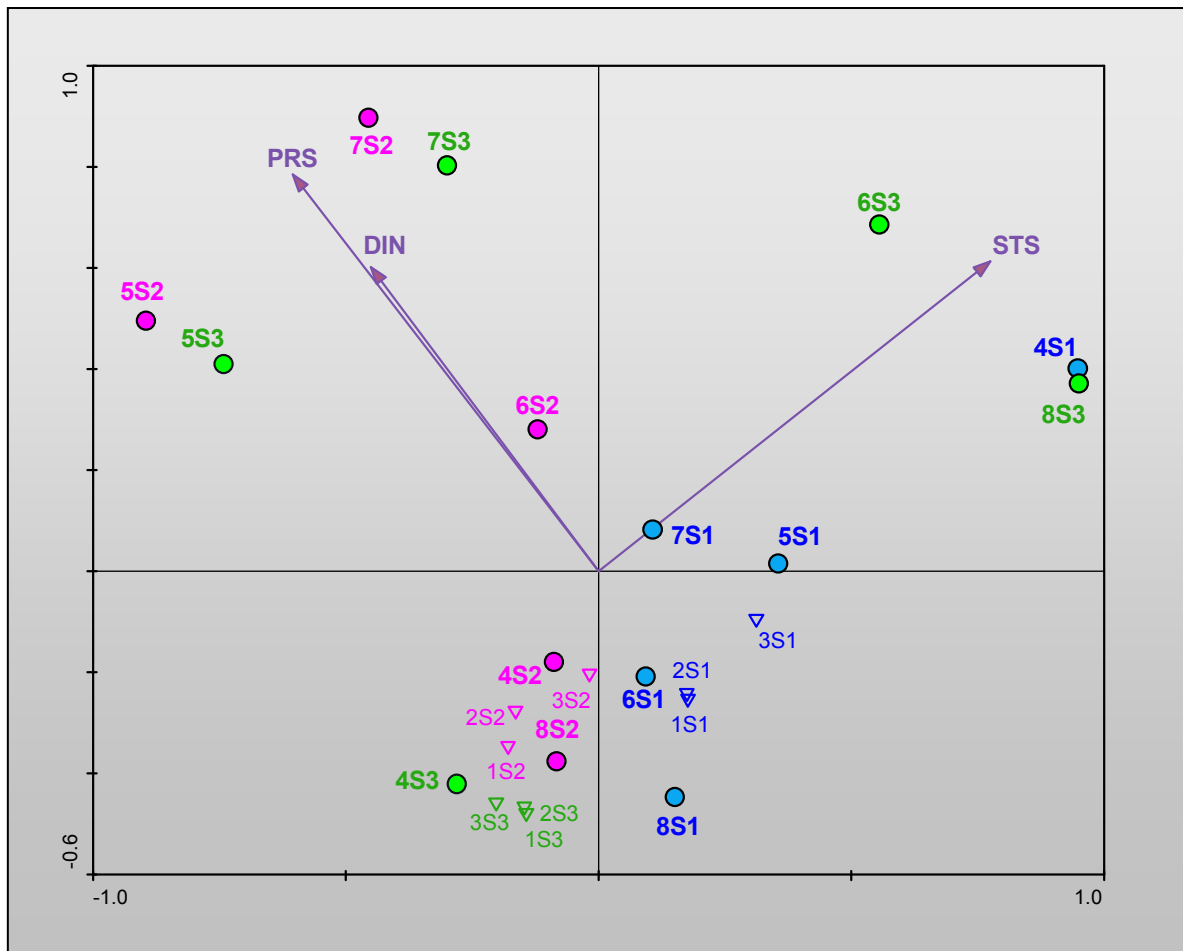


Figura 6. Gráfico del plano definido por los dos primeros ejes del Análisis de Redundancia (ARD) mostrando la ordenación de los sitios y las variables ambientales. Los casos previos al inicio del dragado se simbolizan con triángulos. Los números indican las sucesivas semanas de muestreo.

El ARD permitió distinguir tres grupos de especies. Uno de estos grupos, compuesto por las euglenofitas *Euglena acus*, *Phacus granum*, *P. tortus*, *Lepocinclis salina* y *Strombomonas scabra* y las diatomeas *Nitzschia palea*, *N. umbonata*, *Gomphonema clavatum*, *G. parvulum* y *Sellaphora pupula*, entre otras especies, se relacionó a las mayores concentraciones de nutrientes disueltos y fue característico de la quinta y séptima semana en los sitios 2 y 3.

Un segundo grupo, integrado por euglenofitas loricadas como *Strombomonas verrucosa*, *S. fluviatilis*, *S. ovalis*, *Trachelomonas intermedia*, *T. oblonga* y *T. planctonica* tuvo mayor abundancia con altas concentraciones de sólidos en suspensión y dominó en los sitios 1 y 3 posteriormente al dragado.

El tercer grupo, compuesto por otras especies de euglenofitas loricadas como *Strombomonas treubii* y *Trachelomonas rotunda*, las clorococales

Chlamydomonas cf. *globosa*, *Coelastrum microporum* y *Tetrastrum glabrum* y la diatomea *Rhoicosphenia abbreviata* se ubicó hacia la parte inferior del gráfico, en relación a los menores valores de las variables ambientales consideradas. Estas especies fueron características de los muestreos previos al dragado, de los sitios 2 y 3 en la cuarta semana, antes de que se dragara el sitio 2, y de los sitios 1 y 2 correspondientes a la octava semana, cuando se advierte una recuperación en la composición de la asociación fitoplanctónica.

DISCUSION

Como consecuencia del dragado se observaron cambios físicos y químicos estadísticamente significativos en la columna de agua. Estos consistieron en el aumento inmediato de la cantidad de sólidos en suspensión, que redujo la penetración de la luz, modificando el ambiente lumínico, y también demorados en el tiempo que consistieron en un aumento de los nutrientes disueltos. En un estudio de los efectos ecológicos del dragado en un embalse, Armengol (1998) señaló que la resuspensión de los sedimentos tiene como consecuencia la liberación de materia orgánica, nutrientes y metales pesados acumulados en ellos, especialmente en zonas eutróficas, además, los materiales más finos provocan que la turbidez en la columna de agua sea muy elevada y que la luz sea limitante para los productores primarios.

Comparando los resultados del presente muestreo con los obtenidos de muestreos previos en el A° Rodríguez (Capítulo 2), en cuanto a los sólidos en suspensión, anteriormente el máximo registrado fue de 67 mg L⁻¹, valor superado por los promedios para el período de postdragado en todos los sitios de muestreo. Con respecto a los nutrientes, se puede destacar el aumento de los valores promedio de concentración de amonio en los sitios 2 y 3 y de nitrato en el sitio 1, en el período de postdragado, por encima de los valores correspondientes a los muestreos previos.

En el presente estudio la densidad fitoplanctónica total disminuyó en el primer muestreo posterior al dragado en el sitio 1 y en el 2, con el aumento de sólidos en suspensión. La laguna ubicada entre estos sitios funcionó como trampa de sedimentos por lo cuál los sólidos en suspensión aumentaron en los sitios 2 y 3 sólo cuando el dragado progresó aguas abajo.

En las semanas subsiguientes los sólidos en suspensión disminuyeron gradualmente en los sitios 1 y 2. Por el contrario los nutrientes disueltos aumentaron y también la densidad fitoplanctónica total. Esta respuesta del fitoplancton al aumento en la carga de nutrientes no se registró en el sitio 3, que fue afectado por los niveles más altos de sólidos en suspensión, con un máximo de $\sim 800 \text{ mg L}^{-1}$. Un factor físico ambiental limitante de reconocida importancia en el crecimiento y distribución de las algas es la concentración de partículas en suspensión que interfieren con la penetración de la luz y en consecuencia con la disponibilidad de energía lumínica (Reynolds 1988a, 1988b, 1996). Nayar et al. (2004) atribuyeron la disminución de la densidad y la clorofila "a" fitoplanctónicas, en un bioensayo *in situ* de 5 días utilizando mesocosmos, al aumento de los niveles de metales pesados liberados de los sedimentos resuspendidos debido al dragado. En el A° Rodríguez no se puede descartar un efecto tóxico de metales pesados retenidos en los sedimentos, que no fueron analizados, pero podrían provenir de la actividad hortícola. El aumento en la densidad algal y la clorofila "a" en los sitios 1 y 2 del A° Rodríguez considerando el período de postdragado en conjunto coincide con los resultados de Lewis et al. (2001) y Prat et al. (1999).

En los macroinvertebrados bentónicos se ha observado una disminución en el número de especies y la densidad como consecuencia del dragado. De acuerdo a sus ciclos de vida, mucho más extensos que los de las microalgas, la recuperación en la abundancia se produce en los primeros meses posteriores al dragado pero requiere de varios años en cuanto a la diversidad y biomasa (Boyd et al., 2005; Cooper et al., 2007; Newell et al., 1998, 2004; Kenny & Rees, 1994, 1996; Szymelfenig et al., 2006). Por el contrario en este estudio, como fue señalado más arriba, la densidad fitoplanctónica se recuperó en un lapso de pocas semanas e igualmente el número de especies y la diversidad, debido a las rápidas tasas de dispersión y crecimiento de las microalgas fitoplanctónicas, características del fitoplancton mencionadas por Reynolds (2006).

En el presente estudio la diversidad aumentó durante el período de postdragado. Licursi & Gómez (2009) también señalaron para las diatomeas bentónicas un aumento de la diversidad como consecuencia del dragado, y lo relacionaron con las primeras etapas sucesionales que se caracterizan por la

existencia de nichos vacíos (Begon et al., 1999), esto es válido para el epipelón, cuyo sustrato es removido. En el caso del fitoplancton analizado en este capítulo, el aumento de la diversidad mencionado se puede atribuir a un aumento en la equitabilidad debido a la disminución de la densidad de las especies dominantes causada por el disturbio, sin pérdida de otras especies acompañantes. En el sitio 1 la densidad de *Phormidium breve*, relativamente elevada antes del inicio del dragado, disminuyó, en tanto que las euglenofitas loricadas se mantuvieron presentes en la asociación. En los sitios 2 y 3 la densidad de *Dictyosphaerium pulchellum* se redujo, mientras la abundancia de otras especies de diatomeas se mantuvo similar al período de predragado. Tanto la cianobacteria como la clorococal mencionadas tienen preferencias por condiciones de menor turbidez.

La abundancia relativa de las euglenofitas loricadas aumentó en el período de postdragado en relación al aumento de los sólidos en suspensión en los tres sitios, pero sus porcentajes de abundancia fueron mayores en el sitio 1. La dominancia del grupo mencionado en este sitio coincide con los resultados de un estudio realizado previamente, donde se correlacionó negativamente con el deterioro de la calidad del agua (Capítulo 2); en el presente estudio se registraron en general menores abundancias relativas de euglenofitas loricadas con el deterioro de la calidad del agua en los sitios 2 y 3. En el Capítulo 2 también se encontró una relación directa significativa entre la turbidez y la abundancia relativa de euglenofitas. Asimismo, Solari et al. (2002) documentaron una coincidencia entre las mayores densidades de este grupo fitoplanctónico y la menor penetración de la luz. En particular, algunas especies de euglenofitas loricadas se encontraron asociadas a condiciones de elevada turbidez en el Capítulo 1 de la presente tesis.

La concentración de feofitina "a" también resultó correlacionada directamente a la concentración de sólidos en suspensión. Esto puede deberse a la resuspensión de sedimento proveniente del lecho del arroyo con una carga de clorofila detrítica.

En el ACP realizado en base a los descriptores biológicos discutidos anteriormente la distancia entre los casos correspondientes al período de postdragado fue mayor que la existente entre los que correspondieron al período previo, indicando cambios estructurales pronunciados debidos al

disturbio. Los casos posteriores al dragado, especialmente los del sitio 1, se desplazaron hacia la derecha en relación al aumento en la proporción de euglenofitas loricadas, esta tendencia luego se revirtió, pero en cambio no se observó una recuperación al término del período estudiado en cuanto al contenido de feofitina “a”.

De acuerdo al análisis directo de ordenación (ARD) se pudieron distinguir tres asociaciones algales. Una, relacionada al aumento de nutrientes disueltos provocado por el disturbio, caracterizada por la presencia de especies de diatomeas muy tolerantes a la contaminación orgánica y la eutrofización. En concordancia con los resultados de Licursi & Gómez (2009), en el presente estudio se produjo un aumento de las especies de diatomeas bentónicas tolerantes y muy tolerantes como consecuencia del dragado.

Otra asociación identificada en el presente estudio, determinada por una alta concentración de sólidos en suspensión inmediata al disturbio estuvo dominada por especies de euglenofitas loricadas relacionadas principalmente al sitio 1, como *Strombomonas fluviatilis*, *S. ovalis*, *S. verrucosa*, *Trachelomonas intermedia*, *T. oblonga* y *T. planctonica*.

Las dos asociaciones descritas correspondieron a casos muy afectados por el dragado.

La tercera asociación, conformada principalmente por otras especies de euglenofitas loricadas como *Strombomonas treubii*, *S. schauinslandii*, *Trachelomonas rotunda* y *T. volvocina* y clorofitas como *Chlamydomonas* cf. *globosa*, *Coelastrum microporum* y especies del género *Scenedesmus* correspondió a casos no afectados por el impacto del disturbio. Estos casos fueron los correspondientes a las primeras tres semanas de muestreo, a los sitios 2 y 3 antes del dragado en el sitio 2 y a aquéllos en los que se advirtió una recuperación luego de que el dragado progresó aguas abajo. Esta recuperación se observó recién en la última semana del sitio 2, pero fue más rápida en el sitio 1. El aumento de nutrientes disueltos provocado por la resuspensión de sedimentos fue menor en el sitio 1, menos afectado por el impacto humano originado por el uso de la tierra en el área, que en los sitios ubicados aguas abajo (Licursi & Gómez, 2009).

Las asociaciones fitoplanctónicas reflejaron las variaciones en las concentraciones de sólidos en suspensión y nutrientes disueltos debidos al

dragado. Se registró un cambio en la composición específica del fitoplancton en respuesta al disturbio en concordancia con lo señalado por Lewis et al. (2001) y Licursi & Gómez (2009) para asociaciones algales relacionadas a sustratos y Newell et al. (2004) para los macroinvertebrados.

En síntesis, el efecto del dragado consistió en un deterioro de la calidad del agua que provocó respuestas significativas en la densidad fitoplanctónica total, la abundancia relativa de euglenofitas lorizadas, el número de especies, la feofitina "a" fitoplanctónica y en la composición específica del fitoplancton. Estas respuestas al disturbio indirectamente podrían afectar a niveles tróficos superiores. De esto se desprende la necesidad de considerar la alteración de la calidad ecológica que ocasionan los dragados, práctica frecuente en los cursos de agua pampeanos, y su impacto en el receptor final, en este caso el Río de la Plata.

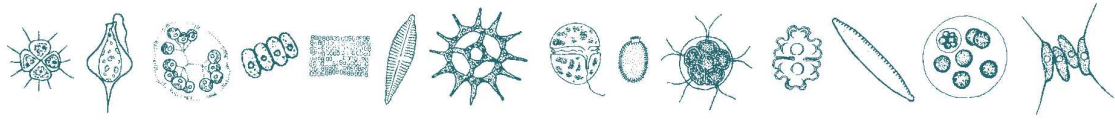
BIBLIOGRAFIA

- Armengol J. 1998. Efectos ecológicos del dragado y vaciado del embalse de Barasona. *Limnética* 14:17-33.
- Begon M., Harper J. L. & Townsend C. R. 1999. *Ecología: individuos, poblaciones y comunidades*. Omega, Barcelona, 1121 p.
- Boyd S. E., Limpenny D. S., Rees H. L. & Cooper K. M. 2005. The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES Journal of Marine Science* 62: 145-162.
- Clesceri L. S., Greenberg A. E. & Eaton A. D. (Eds.). 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA, American Public Health Association, Washington D.C.
- Cooper K., Boyd S., Eggleton J., Limpenny D., Rees H. & Vanstaen K. 2007. Recovery of the seabed following marine aggregate dredging on the Hastings Shingle Bank off the southeast coast of England. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75: 547-558.
- Díaz R. J. 1994. Response of tidal freshwater macrobenthos to sediment disturbance. *Hydrobiologia* 278: 201-212.

- Erftemeijer P. L. A. & Lewis III R. R. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Marine Pollution Bulletin* 52: 1553-1572.
- Greig R. & Pereira J. 1993. Metal concentrations in American lobster (*Homarus americanus*) and channeled whelk (*Buccinum undatum*) from two dredge spoil sites in Long Island Sound. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 50: 626-632.
- Ho K. T., Burgess R. M., Pelletier M. C., Serbst J. R., Ryba S. A., Cantwell M. G., Kuhn A. & Raczelowski P. 2002. An overview of toxicant identification in sediments and dredged materials. *Marine Pollution Bulletin* 44: 286-293.
- Kenny A. J. & Rees H. L. 1994. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: early post-dredging recolonization. *Marine Pollution Bulletin*, 28 (7): 442-447.
- Kenny A. J. & Rees H. L. 1996. The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos: results 2 years post-dredging. *Marine Pollution Bulletin* 32 (8-9): 615-622.
- Lewis M. A., Weber D. E., Stanley R. S. & Moore J. C. 2001. Dredging impact on an urbanized Florida bayou: effects on benthos and algal-periphyton. *Environmental Pollution* 115: 161-171.
- Licursi M. & Gómez N. 2009. Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environmental Management* 90 (2): 973-982.
- Lorenzen C. J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346.
- Ludwig J. A. & Reynolds J. F. 1988. *Statistical Ecology*. John Wiley, New York, 337 p.
- Nayar S., Goh B. P. L. & Chou L. M. 2004. Environmental impact of heavy metals from dredged and resuspended sediments on phytoplankton and bacteria assessed in in situ mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 349-369.
- Newell R. C., Seiderer L. J. & Hitchcock D. R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 36: 127-178.

- Newell R. C., Seiderer L. J., Simpson N. M. & Robinson J. E. 2004. Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna of the South Coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research* 20: 115-125.
- Piersma T., Koolhaas A., Dekinga A., Beukema J. J., Dekker R. & Essink K. 2001. Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology* 38: 976-990.
- Prat N., Toja J., Solà C., Burgos M. D., Plans M. & Rieradevall M. 1999. Effect of dumping and cleaning activities on the aquatic ecosystems of the Guadiana River following a toxic flood. *The Science of the Total Environment* 242: 231-248.
- Resh V. H., Brown A. V., Covich A. P., Gurtz M. E., Li H. W., Minshall G. W., Reice S. R., Sheldon A. L., Wallace J. B. & Wissmar R. C.. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 433-455.
- Reynolds C. S. 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 535 p.
- Reynolds C. S. 1996. Algae. En: Geoffrey P., P. Calow (Eds.) *River Biota: Diversity and Dynamics*. Blackwell Science, 257 p.
- Reynolds C. S. 1988a. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton, Cap. 10. En: Sandgren C. D. (Ed.) *Growth and survival strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, New York: 388-433.
- Reynolds C. S. 1988b. Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. En: Round, F. E. (Ed.) *Algae and the Aquatic Environment*. Biopress, Bristol: 285-311.
- Rice C. P. & White D. S. 1987. PCB availability assessment of river dredging using caged clams and fish. *Environmental Toxicology and Chemistry* 6: 259-274.
- Robinson J. E., Newell R. C., Seiderer L. J. & Simpson N. M. 2005. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research* 60: 51-68.

- Sánchez-Moyano J. E., Estacio F. J., García-Adiego E. M. & García-Gómez J. C. 2004. Dredging impact on the benthic community of an unaltered inlet in southern Spain. *Helgoland Marine Research* 58: 32-39.
- Smith R., Boyd S. E., Rees H. L., Dearnaley M. P. & Stevenson J. R. 2006. Effects of dredging activity on epifaunal communities – Surveys following cessation of dredging. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 207-223.
- Solari L. C., Mac Donagh M. E. & Ruiz G. 2002. Vertical distribution of phytoplankton in a pampean shallow lake. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 28: 1362-1365.
- Szymelfenig M., Kotwicki L. & Graca B. 2006. Benthic re-colonization in post-dredging pits in the Puck Bay (Southern Baltic Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 68: 489-498.
- ter Braak C. J. F. & Smilauer P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352 p.
- Ware S. J., Rees H. L., Boyd S. E. & Birchenough S. N. 2009. Performance of selected indicators in evaluating the consequences of dredged materials relocation and marine aggregate extraction. *Ecological Indicators* 9: 704-718.
- Witt J., Schroeder A., Knust R. & Arntz W. E. 2004. The impact of harbour sludge disposal on benthic macrofauna communities in the Weser estuary. *Helgoland Marine Research* 58: 117-128.



Capítulo 4



Bioensayo *in situ* utilizando una cepa silvestre aislada de un arroyo pampeano para contribuir a la evaluación de la calidad del agua

INTRODUCCION

Los cuerpos de agua dulce de áreas sujetas a la influencia humana reciben una carga variada de sustancias contaminantes. Testear directamente la toxicidad del agua de un ambiente puede proveer una visión integral de la biodisponibilidad y de los efectos ecotoxicológicos de todos los químicos que coexisten como una mezcla en el agua. Además, los resultados de los bioensayos pueden ser usados para identificar más rápida y confiablemente las áreas más tóxicas con propósitos de evaluación de riesgo ambiental (Keddy et al., 1995; Janssen & Heijerick, 2003; Okamura et al., 2002; Wei et al., 2006). Los metales pesados están naturalmente presentes en bajas concentraciones. Sin embargo las actividades humanas han incrementado la concentración de metales a niveles tóxicos en sitios contaminados (Le Faucheur et al., 2006). El A° Don Carlos, seleccionado como caso de estudio en este capítulo, está afectado por desechos de una industria metalúrgica, que produce este tipo de contaminación. Este arroyo también recibe efluentes de una industria textil, que le aportan desechos inorgánicos y orgánicos entre los cuáles se incluyen los metales pesados y ftalatos (Gómez et al., 2008; Sierra & Gómez, 2007).

Entre los organismos utilizados en los bioensayos las microalgas tienen varios atributos que las hacen convenientes para la evaluación de la calidad del agua (Olguín et al., 2000). Debido a su pequeño tamaño, tienen una gran superficie de contacto con respecto al volumen, esto tiene la ventaja de permitir una rápida captación de los contaminantes, también tienen altas tasas reproductivas y son fáciles de mantener en condiciones de cultivo (Dewez et al., 2005; Geoffroy et al., 2004). Además, las microalgas tienen relevancia ecológica por su posición en la base de las cadenas tróficas acuáticas y son afectadas por la concentración de metales y otras sustancias contaminantes. La toxicidad de los metales pesados para las algas depende en alguna medida de factores ambientales tales como el pH, el potencial redox, la dureza del agua, las combinaciones de metales, los nutrientes inorgánicos, la presencia de

compuestos orgánicos, la temperatura, estación del año y presión de pastoreo (de Filippis & Pallaghy, 1994). La capacidad de las distintas especies algales de sobrevivir y desarrollarse en ambientes contaminados con metales pesados depende de sus mecanismos de detoxificación internos y/o externos (Gorbi et al., 2007; Paulik-Skowronska, 2003; Price & Morel, 1994).

Los efectos tóxicos se pueden medir en términos de biomasa como densidad celular y tasa de crecimiento y también de actividad metabólica celular (Dewez et al., 2005; Labra et al., 2007). No obstante, también han sido señaladas las alteraciones morfológicas celulares como efecto de concentraciones tóxicas de metales pesados y elevada concentración de materia orgánica (Conforti, 1998; Gómez & Licursi, 2003; Rocchetta et al., 2003, 2006a).

Debido a su simplicidad, rapidez y bajo costo, los bioensayos con algas como organismos de prueba son usados frecuentemente en estudios ambientales para evaluar la toxicidad de variados químicos o descargas contaminantes y en particular de metales pesados (Dewez et al., 2005; Geoffroy et al., 2004; Gómez de Barreda Ferraz et al., 2004; Labra et al., 2007; Le Faucher et al., 2006; Liebig et al., 2008; Munawar & Munawar, 1987; Torricelli et al., 2004; Wei et al., 2006). Los resultados de los bioensayos se focalizan en los efectos acumulativos de los contaminantes y la respuesta biológica observada (Bengtson Nash et al., 2005a). Corrientemente se adopta la técnica de cultivo estático de laboratorio por la mayoría de los protocolos estándar de tests algales para propósitos regulatorios en otros países (Janssen & Heijerick, 2003; Lin et al., 2005; ISO, 1989; U.S. Environmental Protection Agency, 1994).

Existe una sensibilidad diferencial entre especies algales a las sustancias contaminantes (Bengtson Nash et al., 2005 b; Sáenz, 1999). En muchos estudios recientes ha sido utilizada la clorofita planctónica *Pseudokirchneriella subcapitata* Hindak (Hiriart-Baer et al., 2006; Hsieh et al., 2006; Juneau et al., 2001; Katsumata et al., 2006; Koukal et al., 2007; Labra et al., 2007; Lee et al., 2005; Oberholster et al., 2005; Radix et al., 2000; Ward et al., 2002). Sin embargo, también se han utilizado especies del género *Scenedesmus* y, en particular, *S. acutus* Meyen ha sido reportada como más sensible que otras algas a los tóxicos (Gómez de Barreda Ferraz et al., 2004; Olguin et al., 2000; Tukaj et al., 2007). Además, es dudoso que *P. subcapitata* sea muy común, en

tanto que el género *Scenedesmus* está ampliamente distribuido en el fitoplancton de agua dulce (Dewez et al., 2005; Janssen & Heijerick, 2003). Se han encontrado en la bibliografía diversos estudios de toxicidad de metales pesados y herbicidas realizados con cepas silvestres de *S. acutus* (Gómez de Barreda Ferraz et al., 2004; Gorbi et al., 2007; Morsi Abd-El-Monem et al., 1998; Torricelli et al., 2004).

En nuestro país hay antecedentes de tests estáticos de laboratorio realizados con asociaciones fitoplanctónicas naturales en medio de cultivo artificial (Loez & Topalián, 1999; Loez et al., 1995, 1998; Salibián, 2006; Salibián et al., 1991; Topalián & Loez, 1994), con cultivos uniespecíficos en agua de los ríos Luján (O'Farrell et al., 2002) y Reconquista (Olgún et al., 2000, 2004) y también en medios de cultivo artificiales para observar distintas respuestas a tratamientos con cromo hexavalente (dos Santos Ferreira et al., 2007; Rocchetta et al., 2003, 2006a, 2006b, 2007).

Como ya fuera mencionado, los tests de toxicidad crónica algal (72 hs.) de laboratorio más utilizados son estáticos, en estas condiciones la concentración de los tóxicos declina debido al crecimiento poblacional, la captación celular y los mecanismos de detoxificación extracelulares (ligandos biogénicos) y su efecto puede ser subestimado (Rocchetta, 2005; Simpson et al., 2003). Por este motivo y también para realizarlos en las complejas y cambiantes condiciones químicas de campo se han implementado algunos tests *in situ* (Twist et al., 1998; Moreira-Santos et al., 2004a, 2004b).

Janssen & Heijerick (2003) recomendaron, para evaluar el impacto ambiental de la contaminación por metales en una determinada ecoregión, que los bioensayos algales deben realizarse con especies adaptadas a las condiciones naturales específicas de esa región y testeadas bajo esas mismas condiciones. Teniendo estas recomendaciones en cuenta se diseñó el bioensayo presentado en este capítulo con el objetivo de probar la utilidad de esta metodología en la evaluación de la calidad del agua. Para ello se planteó responder las siguientes preguntas:

- ★ ¿Cuáles son las respuestas *in situ* de una cepa silvestre de *Scenedesmus acutus* Meyen expuesta a distintas intensidades de contaminación?
- ★ ¿ Estas respuestas manifiestan los cambios en la calidad del agua?

★ ¿Es recomendable el empleo de esta especie y del monitoreo *in situ* para contribuir a la evaluación de la calidad del agua en arroyos pampeanos?

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

Para realizar el bioensayo *in situ* se seleccionaron dos sitios ubicados en el A° Don Carlos expuestos a distinto grado de contaminación. Sus características morfométricas e hidráulicas se registraron al comienzo de la experiencia y se mantuvieron constantes ya que no se registraron lluvias en el lapso del bioensayo (Tabla 1). El sitio 1 está ubicado en un área suburbana donde también se practican actividades agropecuarias. El sitio 2, donde el arroyo se encuentra canalizado, está ubicado en una zona urbana aguas abajo de efluentes de una industria textil y otra metalúrgica. Así, este sitio está más afectado por la contaminación (Tabla 1, Figuras 1 y 2).

		S1	S2
Profundidad (m)		0,50	0,25
Ancho (m)		1,5	5,0
Velocidad de la corriente (m s⁻¹)		0,11	0,46
Uso de la tierra	Agropecuario	bajo	ausente
	Urbano	moderado	muy intenso
	Industrial	ausente	muy intenso

Tabla 1. Características morfométricas e hidráulicas y uso de la tierra en los sitios seleccionados del A° Don Carlos.

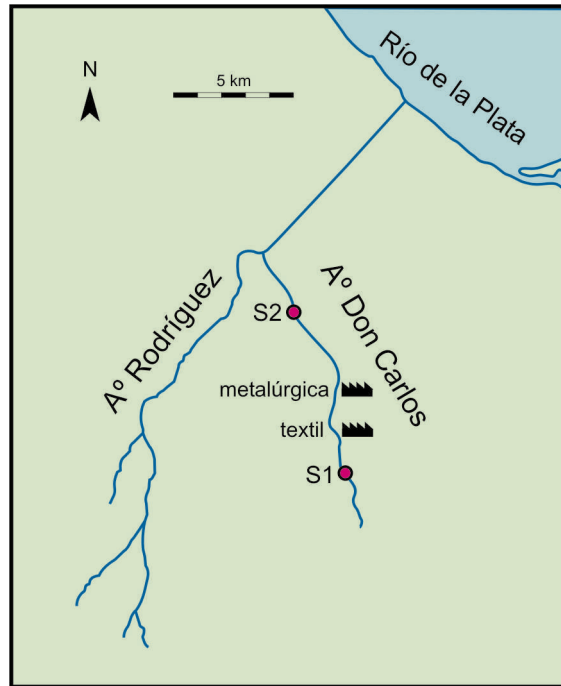


Figura 1. Mapa del A° Don Carlos mostrando los dos sitios de muestreo y la ubicación de las industrias.



Figura 2. Fotos de los sitios de muestreo.

Trabajo de campo y laboratorio

Se realizó un test *in situ* de toxicidad crónica (72 horas) empleándose un monocultivo de la clorofita planctónica *Scenedesmus acutus* Meyen.

Esta cepa fue previamente aislada de una muestra de plancton de la zona de cabecera del A° Don Carlos, con bajo impacto antropogénico, y mantenida en laboratorio.

Se utilizó medio de cultivo Detmer modificado por Acorinti (1960) (en Sáenz, 1999) (Tabla 2).

(1) Macronutrientes	Llevar a 1 L
NaNO ₃	10 g
KH ₂ PO ₄	2,5 g
MgSO ₄ ·7H ₂ O	2,5 g
KCl	2,5 g
(2) Micronutrientes	Llevar a 1 L
BO ₃ H ₃	2,86 g
MnO ₄ S·H ₂ O	1,54 g
ZnCl ₂	0,11 g
CuCl ₂ ·2H ₂ O	0,05 g
(3) Tartrato férrico	Llevar a 1 L
FeCl ₃ ·3H ₂ O	5 g
Acido tartárico	5 g
Solución nutritiva: (1) 25 mL + (2) 1 mL + (3) 1 mL. Llevar a 1 L	
Solución de cultivo: 10% de solución nutritiva en agua destilada	
Fósforo	1,4 mg L ⁻¹
Nitrógeno	4,0 mg L ⁻¹
Cobre	2 µg L ⁻¹
Zinc	5 µg L ⁻¹

Tabla 2. Composición de las soluciones utilizadas para obtener la solución de cultivo y su contenido final de nutrientes y metales pesados analizados en el agua del A° Don Carlos.

Las concentraciones de macronutrientes en la solución de cultivo fueron comparables a las determinadas en las muestras de campo. En cuanto a los metales pesados, las concentraciones de zinc y cobre existentes en el cultivo de laboratorio son requeridas por las algas para el crecimiento, por ser micronutrientes esenciales (Tabla 2).

Un cultivo nuevo se comenzó 6 días antes del inicio del bioensayo, para obtener un inóculo en la fase de crecimiento exponencial (Devars et al., 1998; Olguín et al., 2000; Roccheta et al., 2006). El cultivo para el bioensayo (parte para conservar en el laboratorio y parte para colocar en el campo) se preparó con aproximadamente 1 mL de inóculo para lograr una concentración final de 10^4 cél mL⁻¹ y con un 10% de solución nutritiva en agua destilada, ajustándose el pH a

7,5 (ISO, 1989). El bioensayo se realizó por cuadruplicado. Para conservar en el laboratorio se colocaron Erlenmeyers de 125 mL con 50 mL de cultivo en un agitador orbital a 100 rpm, bajo $100 \mu\text{M}$ de fotones m⁻² s⁻¹ de luz fluorescente fría continua, que se mantuvieron a $24 \pm 1^\circ\text{C}$ (ISO, 1989) (Figura 3).

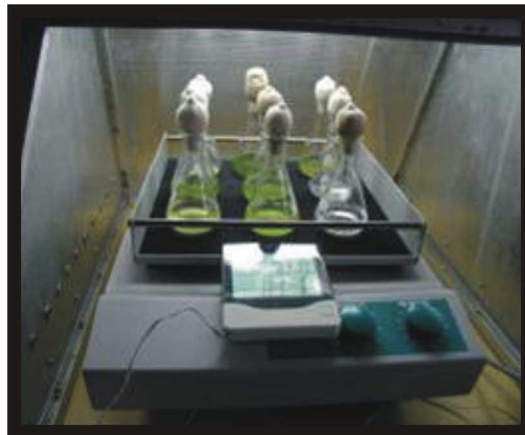


Figura 3. Cultivo en condiciones de laboratorio.

El cultivo fue expuesto a distintas intensidades de contaminación en los dos sitios seleccionados del A° Don Carlos. Para colocar el cultivo en el campo se utilizaron bolsas confeccionadas *ad hoc* con membrana de diálisis. Esta membrana permite el intercambio con el ambiente de sustancias de peso molecular <12.000 (no permite el paso de sustancias de alto peso molecular como proteínas) (Figura 4).



Figura 4. Bolsas de membrana de diálisis preparadas para ser colocadas en el arroyo.

En cada una de estas bolsas se dispusieron 50 ml de cultivo y luego fueron protegidas con un ruler y una red para evitar el ataque de los peces. Las bolsas fueron ubicadas en los dos sitios del arroyo, aproximadamente a 10 cm de profundidad, sujetadas a ladrillos para evitar el desplazamiento por la corriente (Figuras 2 y 5). El bioensayo fue iniciado el 25 de noviembre de 2003.



Figura 5. Se puede observar el detalle de una bolsa conteniendo el cultivo ubicada en el arroyo.

Luego de 72 horas de exposición las bolsas fueron retiradas y trasladadas al laboratorio donde se fijó su contenido para su posterior observación con microscopio directo y recuento con microscopio invertido.

En cada sitio de muestreo se midieron diariamente temperatura, pH, turbidez, conductividad y oxígeno disuelto y se extrajeron muestras de agua para el análisis de DQO, DBO₅, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ y P-PO₄³⁻. Para la obtención de datos ambientales se siguieron en campo y laboratorio los métodos descritos en el Capítulo 1. También se extrajeron diariamente muestras para la determinación de metales pesados, estas muestras fueron conservadas de acuerdo a Clesceri et al. (1998). La concentración de Cd, Cr, Cu, Zn y Pb solubles ionizados y no ionizados en el agua se analizó en una muestra integrada de los cuatro días. Los metales pesados se determinaron de acuerdo a U. S. Environmental Protection Agency (1986) (Cd: 3050 A M7130-EAA, Cr: SW 846 M7190, Cu: SW 846 M7210, Zn: SW 846 M7950, Pb: SW 846 M7420). Para estimar la densidad celular se utilizó un microscopio invertido Olympus CK2 con una magnificación de 400X. Las muestras se dejaron sedimentar luego del agregado de lugol acético en cubetas de 5 mL. Los recuentos se realizaron con un error estimado menor al 10% (Lund et al., 1958).

Para determinar las variables morfométricas se midieron 25 células de cada réplica (100 células en total) provenientes del cultivo de laboratorio y de cada uno de los sitios de muestreo con una magnificación de 1500X, utilizando un microscopio óptico Olympus BX50 con contraste interferencial. Se registró el largo y el ancho celular y el diámetro de los pirenoides. En base a estas medidas se calculó el volumen celular y la relación largo:ancho. También se registró el número de células normales y deformadas utilizando el microscopio invertido, contabilizando ~250 células de cada réplica (~1.000 células en total) provenientes del cultivo de laboratorio y de cada uno de los sitios de muestreo.

Análisis de los datos

Las variables morfométricas celulares del cultivo mantenido en el laboratorio se consideraron representativas de la morfología normal para la especie. Para determinar las diferencias estadísticamente significativas entre las variables

morfométricas de las células provenientes del cultivo de laboratorio y de los dos sitios del arroyo se utilizó ANOVA de una vía. No se cumplieron las asunciones de normalidad y homocedasticidad, de modo que se utilizó ANOVA en rangos de Kruskal-Wallis. Las comparaciones múltiples *a posteriori* se realizaron mediante el método de Dunn (Zar, 1996) y las diferencias se consideraron significativas a nivel de $p \leq 0,05$. Para llevar a cabo estos análisis se utilizó el programa SigmaStat, versión 2.0.

RESULTADOS

La temperatura, el pH y la concentración de N-NO_2^- fueron similares en los dos sitios de muestreo. La turbidez, los valores de concentración de oxígeno disuelto, P-PO_4^{3-} , DQO y DBO_5 fueron menores en el sitio 2, mientras la conductividad y las concentraciones de N-NH_4^+ , N-NO_3^- fueron mayores en este sitio (Tabla 3).

	S1	S2
Temperatura (°C)	23,1 ($\pm 0,6$)	23,1 ($\pm 1,2$)
pH	8,0 ($\pm 0,1$)	7,9 ($\pm 0,1$)
Turbidez (UNT)	31 (± 10)	6 (± 3)
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	632 (± 147)	1018 (± 128)
[OD] (mg L^{-1})	9,3 ($\pm 1,7$)	5,0 ($\pm 1,7$)
DQO (mg L^{-1})	28 (± 3)	17 (± 6)
DBO_5 (mg L^{-1})	21 (± 5)	12 (± 5)
[P-PO_4^{3-}] (mg L^{-1})	1,01 ($\pm 0,10$)	0,19 ($\pm 0,12$)
[N-NH_4^+] (mg L^{-1})	0,05 ($\pm 0,04$)	0,34 ($\pm 0,13$)
[N-NO_2^-] (mg L^{-1})	0,11 ($\pm 0,07$)	0,12 ($\pm 0,07$)
[N-NO_3^-] (mg L^{-1})	1,62 ($\pm 0,58$)	2,45 ($\pm 1,27$)

Tabla 3. Valores promedio (\pm desvío estándar) de variables físicas y químicas durante la realización del bioensayo en los dos sitios del A° Don Carlos.

La dureza del agua en el A° Don Carlos varió entre 80 y 110 mg L⁻¹ CaCO₃. La concentración de metales pesados solubles totales fue similar en los dos sitios para Cd y Cr pero mayor en el sitio 2 para Cu, Zn y Pb, incluyendo la fracción ionizada. Las concentraciones de Cd, Cr y Cu superaron en los dos sitios de muestreo los niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática en agua dulce establecidos por el Decreto reglamentario de la Ley Nacional 24.051 de Residuos Peligrosos (1993). Las concentraciones de Zn y Pb no superaron los niveles guía establecidos por el decreto mencionado anteriormente en el sitio 1 pero sí en el sitio 2. Sin embargo, conforme a los Criterios Nacionales de Calidad de Agua Recomendados por la U. S. Environmental Protection Agency (2006) para protección de la vida acuática en agua dulce el Cr y el Zn no serían perjudiciales para los organismos (Tabla 4).

	Ionizados		No ionizados		M. P. Totales		Niveles guía (M. P. Totales)	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2	Decreto 831/93 ⁽¹⁾	EPA (2006) ⁽²⁾
Cadmio	1	1	1	1	2	2	0,8*	0,25**
Cromo total	4	3	5	4	9	7	2	85**
Cobre	14	18	15	21	29	39	2*	9**
Zinc	21	31	5	43	26	74	30	120**
Plomo	<2	95	<2	334	<2	429	2*	2,5**

Tabla 4. Concentración de metales pesados solubles durante la realización del bioensayo en los dos sitios del A° Don Carlos y Niveles guía de calidad de agua para protección de la vida acuática en agua dulce

⁽¹⁾ Decreto Reglamentario de la Ley Nacional 24051 de Residuos peligrosos (1993).

⁽²⁾ Criterios Nacionales de Calidad de Agua Recomendados por la EPA (2006).

* calculado para una dureza de 60-120 mg L⁻¹ CaCO₃

** calculado para una dureza de 100 mg L⁻¹ CaCO₃

Todas las concentraciones se expresan en µg L⁻¹.

Luego de transcurridas las 72 horas de exposición del cultivo a las condiciones ambientales en los dos sitios del arroyo la densidad celular aumentó en el cultivo proveniente del sitio 1 y disminuyó ligeramente en el proveniente del sitio 2 con respecto a la concentración inicial (Figura 6).

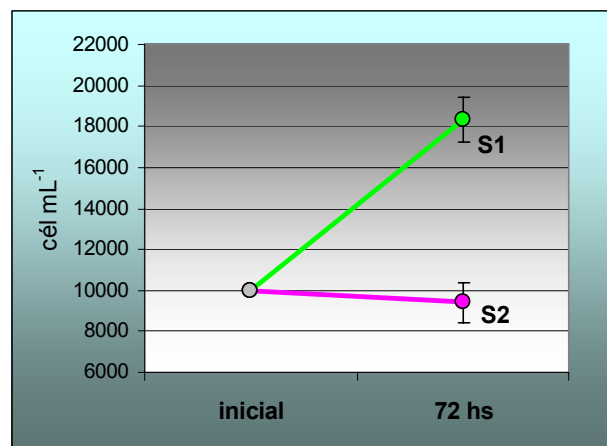


Figura 6. Crecimiento poblacional de *Scenedesmus acutus* en los dos sitios de muestreo.

Al término del bioensayo, de acuerdo a los resultados de los ANOVA realizados con los datos morfométricos celulares, el largo, el ancho, la relación largo:ancho, el diámetro de los pirenoides y el volumen tuvieron diferencias significativas en los tres cultivos (provenientes del laboratorio, de S1 y de S2). En cuanto a las comparaciones múltiples *a posteriori*, todas las variables morfométricas celulares mencionadas más arriba fueron significativamente distintas comparando los sitios con distinto grado de impacto humano, S1 vs S2.

El largo celular y la relación largo/ancho fueron mayores en los cultivos provenientes del sitio 1, por el contrario, el ancho, el diámetro de los pirenoides y el volumen celular fueron mayores en los cultivos provenientes del sitio 2. Comparando el cultivo mantenido en el laboratorio, cuyos datos morfométricos se consideraron representativas de la morfología normal para la especie, con los cultivos expuestos en los sitios S1 y S2, el largo celular, el diámetro de los pirenoides y el volumen celular fue mayor en ambos sitios. El ancho celular no se diferenció en S1 pero sí fue mayor en S2, en tanto que la relación largo:ancho fue mayor en S1 y no se diferenció en S2. (Tablas 5 y 6, Figuras 7 y 8).

	Cultivo de laboratorio	S1	S2
Largo celular (μm)	10,4 ($\pm 1,1$)	13,7 ($\pm 1,8$)	12,8 ($\pm 2,4$)
Ancho celular (μm)	3,0 ($\pm 0,8$)	3,0 ($\pm 0,5$)	4,5 ($\pm 1,9$)
Largo:ancho	3,7 ($\pm 0,7$)	4,6 ($\pm 0,8$)	3,2 ($\pm 1,2$)
Diámetro de los pirenoides (μm)	1,6 ($\pm 0,3$)	2,0 ($\pm 0,2$)	2,4 ($\pm 0,6$)
Volumen celular (μm^3)	91 (± 66)	117 (± 54)	330 (± 311)
Células deformadas (%)	0	2,8 ($\pm 0,9$)	28,5 ($\pm 4,1$)

Tabla 5. Valores promedio (\pm desvío standard) de variables morfométricas celulares y porcentaje de células deformadas de *Scenedesmus acutus* provenientes del cultivo de laboratorio y de los dos sitios del A° Don Carlos después de 72 hs de exposición.

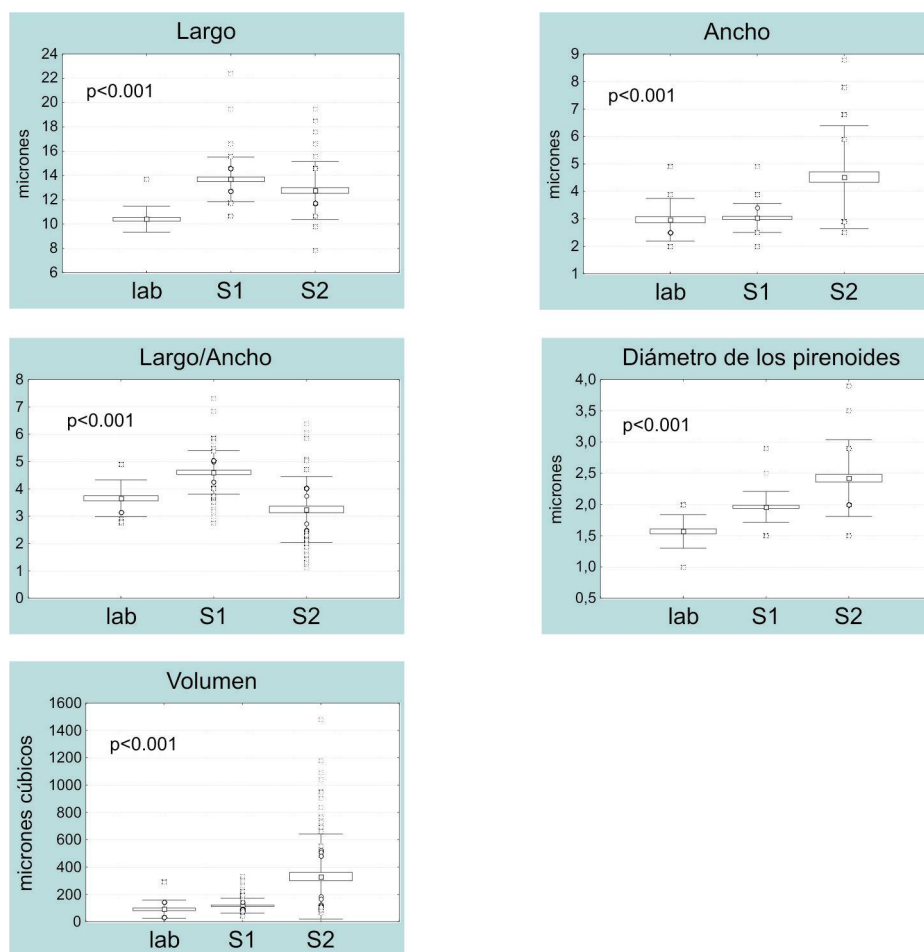


Figura 7. Graficos de variables morfométricas celulares de *Scenedesmus acutus* (□ Media, □ ES, ⊥ DS, ○ Outliers, # Extremos) correspondientes al cultivo de laboratorio (lab) y a los dos sitios del A° Don Carlos luego de 72 hs. En cada gráfico se indica el nivel de significación de las diferencias resultado del ANOVA.

	ANOVA p	Comparaciones a posteriori		
		lab vs S1	lab vs S2	S1 vs S2
Largo celular (μm)	0,001	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
Ancho celular (μm)	0,001	n. s.	p < 0,05	p < 0,05
Largo:ancho	0,001	p < 0,05	n. s.	p < 0,05
Diámetro de los pirenoides (μm)	0,001	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05
Volumen celular (μm ³)	0,001	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05

Tabla 6. Resultados de los ANOVA y de las comparaciones múltiples a posteriori de las variables morfométricas de células de *Scenedesmus acutus* provenientes del cultivo de laboratorio (lab) y de los dos sitios de muestreo luego de 72 horas; n. s.: no significativo.

Entre las células provenientes de los sitios 1 y 2 del arroyo se observaron al microscopio células deformadas. Esta alteración de la forma consistió en una disminución de la relación largo:ancho, con la formación de células globosas de morfología diferente a la normal para la especie, observada en el cultivo de laboratorio, donde no se observaron células deformadas. Estas células deformadas representaron un 2,8% en el cultivo proveniente del sitio 1 y un 28,5% en el del sitio 2 (Tabla 5, Figura 8). También se observaron células rodeadas de abundantes sustancias extracelulares en el cultivo proveniente del sitio 1 y especialmente en el del sitio 2 (Figura 8).

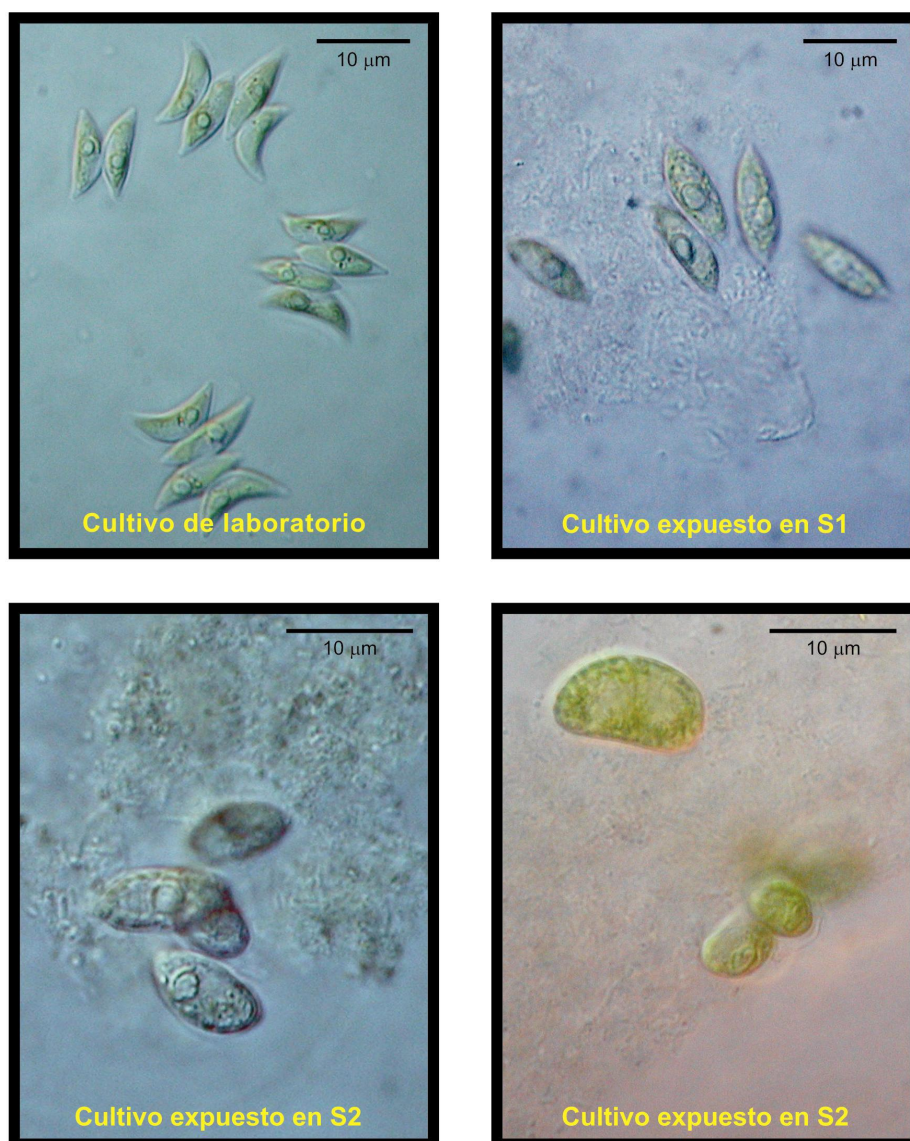


Figura 8. Fotografías de *Scenedesmus acutus* obtenidas al microscopio óptico luego del transcurso de 72 hs desde el inicio del bioensayo.

DISCUSION

Mediante el bioensayo *in situ* se identificaron las respuestas de *Scenedesmus acutus* al conjunto de condiciones ambientales del arroyo, en este estudio se pudo comprobar el efecto de los metales pesados medidos. No obstante, la calidad del agua en el A° Don Carlos se deterioró hacia el sitio 2 debido a múltiples sustancias tóxicas contenidas en los efluentes industriales.

De acuerdo al Decreto Reglamentario de la Ley Nacional 24.051 de Residuos Peligrosos (1993), en el sitio 1 los niveles de Cd, Cr y Cu, y en el sitio 2 los de todos los metales analizados serían perjudiciales para los organismos acuáticos. Aunque en el sitio 1 tres de los cinco metales analizados (Cd, Cr y Cu) superaron los Niveles Guía de este Decreto, en el sitio 2 fue claro el impacto de los desechos industriales vertidos al arroyo, que se reflejó en concentraciones de Cu, Zn y Pb mucho mayores a las encontradas en el sitio 1 y a los niveles guía mencionados. Tanto la industria textil como la metalúrgica producen efluentes que contienen metales pesados (Hernández & González, 1993). Además, los efluentes de la industria textil incluyen fenoles y ftalatos, perjudiciales para la biota acuática (Gómez et al., 2008).

La respuesta biológica usualmente es una función de la concentración de iones metálicos libres (Campbell & Stokes, 1985; Moreira-Santos et al., 2004a), en el A° Don Carlos aproximadamente el 50% de la concentración de metales solubles totales correspondió a la fracción ionizada excepto el Pb, con un 22% ionizado, de todas maneras dado el alto nivel de este metal registrado en el sitio 2 se podría esperar una alta toxicidad debida al Pb.

Al término del bioensayo se observó en los cultivos provenientes de ambos sitios del arroyo que las algas produjeron abundantes sustancias extracelulares. Las algas pueden reaccionar a factores de estrés ambientales sintetizando sustancias de protección. La producción de estas sustancias, principalmente polipéptidos intracelulares (fitoquelatinas), y polisacáridos y polipéptidos extracelulares, constituye un mecanismo de detoxificación. Los exudados tienen la capacidad, hasta cierto límite, de adsorber los iones metálicos libres, formando complejos (de Filippis & Pallaghy, 1994; Koukal et al., 2007; Le Faucher et al., 2006). Se ha comprobado un aumento significativo

de la producción de proteínas extracelulares en cultivos de *Pseudokirchneriella subcapitata* con una concentración de Cd de $3,4 \mu\text{g L}^{-1}$. (Marsálek & Rojicková, 1996).

Luego de la exposición a las condiciones ambientales se observaron respuestas de *S. acutus* que resultaron en un aumento significativo del tamaño de los pirenoides y del volumen celular en el sitio 2. En este sitio las concentraciones de Cu y Zn duplicaron las del sitio 1 y la concentración de Pb, como fue mencionado más arriba, presentó un nivel muy alto. De acuerdo a de Filippis & Pallaghy (1994) los volúmenes celulares de las algas continuamente expuestas a metales pesados se incrementan porque se detiene la exportación al medio de algunos compuestos producidos por fotoasimilación. Además, estos autores señalan que el aumento de volumen debido al crecimiento no va acompañado de división celular (por inhibición de la formación de metionina por los metales pesados), formándose células mayores que las normales. Rocchetta et al. (2003, 2006a) han señalado un aumento en el número de gránulos de paramylon de *Euglena gracilis* como respuesta a altas concentraciones de Cr VI ($> 170 \mu\text{g L}^{-1}$) en bioensayos de laboratorio.

El porcentaje de células deformadas fue notablemente mayor en los cultivos provenientes del sitio 2 que en los expuestos en el sitio 1. En el cultivo de laboratorio no se observaron células deformadas. Las deformaciones celulares consistieron en una disminución de la relación largo:ancho y una forma más globosa con respecto a las células normales. En un estudio realizado por Gómez & Licursi (2003) se observó una reducción de tamaño de *Pinnularia gibba* en el mismo arroyo y la presencia de formas anormales en el sitio 2 que incluyeron deformaciones en el contorno de las valvas. También han sido observadas serias alteraciones morfológicas en *Euglena gracilis*, implicando un cambio en la forma de elongada a redondeada en bioensayos de laboratorio mencionados más arriba (Rocchetta et al., 2003, 2006a, 2006b).

En el A° Don Carlos se registró un moderado aumento de la densidad celular en el sitio 1, por el contrario en el sitio 2, con altos niveles de metales pesados, no se registró un aumento de la densidad inicial después de transcurridas las 72 horas de experiencia. Sáenz (1999) señaló que los procesos de detoxificación consumen energía y recursos en detrimento del crecimiento poblacional de las algas, que es inhibido por el efecto de los efluentes

industriales. En bioensayos realizados con *Pseudokirchneriella subcapitata* en laboratorio con agua proveniente de distintos sitios del Río Luján el crecimiento poblacional disminuyó o cesó con concentraciones de Cr, Cu, Zn y Pb mayores que los Niveles Guía de la Ley Nacional 24.051 (O'Farrell et al., 2002). Por el contrario, en bioensayos realizados con *Pseudokirchneriella subcapitata* y *Scenedesmus acutus* en laboratorio con agua de distintos sitios del Río Reconquista prevaleció, en el agua de los sitios más contaminados, una estimulación del crecimiento por el efecto de los nutrientes sobre el efecto inhibitorio de los tóxicos (Olguín et al., 2004), que superaron los niveles guía de la Ley Nacional. La estimulación mencionada fue menor en *Scenedesmus acutus* y se registró recién después de 168 horas, de manera que podría deberse a la declinación de los tóxicos con el tiempo señalada por Simpson et al. (2003) en cultivos en condiciones estáticas de laboratorio.

Las respuestas de la cepa silvestre de *Scenedesmus acutus* reflejaron el deterioro de la calidad del agua en el sitio 2 del A° Don Carlos con respecto al sitio 1. Olguín et al. (2000, 2004) encontraron un efecto inhibitorio de la adición de Cd más pronunciado en esta especie comparándola con *Chlorella pyrenoidosa*.

El uso de la cepa de *S. acutus* aislada de un arroyo pampeano tiene la ventaja de emplear una especie común en estos cursos de agua, adaptada a sus condiciones ambientales y sensible a los tóxicos. De acuerdo a Sáenz (1999), es recomendable el uso de especies presentes en el área bonaerense en los bioensayos como organismos de prueba para contar con información de sus respuestas a la contaminación. Además, al realizar el bioensayo *in situ* se testea el efecto toxicológico integrado de todos los contaminantes presentes en las condiciones ambientales propias del cuerpo de agua, continuamente cambiantes.

Este tipo de experiencia es económica y rápida, aunque los elementos emplazados en el campo pueden ser destruidos o robados.

De acuerdo a las ventajas enumeradas se puede concluir que el tipo de estudio realizado es una herramienta adecuada para contribuir a la evaluación de la calidad ecológica en arroyos pampeanos.

BIBLIOGRAFIA

- Accorinti J. 1960. Cultivo unialgal y masivo de *Scenedesmus obliquus* Turp. KTZ. Técnicas de obtención. Museo Argentino de Ciencias Naturales, Ciencias Botánicas 1 (9): 21–29.
- Adams M. S. & Stauber J. L. 2004. Development of a whole-sediment toxicity test using a benthic marine microalga. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (8): 1957-1968.
- Bengtson Nash S. M., McMahon K., Eaglesham G. & Müller J. F. 2005 a. Application of a novel phytotoxicity assay for the detection of herbicides in Hervey Bay and the Great Sandy Straits. *Marine Pollution Bulletin* 51: 351-360.
- Bengtson Nash S. M., Quayle P. A., Schreiber U. & Müller J.F. 2005 b. The selection of a model microalgal species as biomaterial for a novel aquatic phytotoxicity assay. *Aquatic Toxicology* 72: 315-326.
- Campbell P. G. C. & Stokes P. M. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 2034-2049.
- Clesceri L. S., Greenberg A. E. & Eaton A. D. (Eds.). 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, American Public Health Association, Washington D.C.
- Conforti V. 1998. Morphological changes of Euglenophyta in response to organic enrichment. *Hydrobiologia* 369/370: 277-285.
- Decreto reglamentario de la Ley Nacional 24051 de Residuos Peligrosos. 1993. [<http://www2.medioambiente.gov.ar>].
- de Filippis L. F. & Pallaghy C. K. 1994. Heavy Metals: Sources and Biological Effects. En: Rai L. C. & Gaur J. P. (Eds.). *Algae and Water Pollution*. *Archiv für Hydrobiologie* 42: 31-77.
- Devars S., Hernández R. & Moreno-Sánchez R. 1998. Enhanced heavy metal tolerance in two strains of photosynthetic *Euglena gracilis* by preexposure to mercury or cadmium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 34: 128-135.
- Dewez D., Geoffroy L., Vernet G. & Popovic R. 2005. Determination of photosynthetic and enzymatic biomarkers sensitivity used to evaluate toxic

- effects of copper and fludioxonil in alga *Scenedesmus obliquus*. *Aquatic Toxicology* 74: 150-159.
- dos Santos Ferreira V., Rocchetta I., Conforti V., Bench S., Feldman R. & Levin M. J. 2007. Gene expression patterns in *Euglena gracilis*: Insights into the cellular response to environmental stress. *Gene* 389: 136-145.
- Geoffroy L., Frankart C. & Eullaffroy P. 2004. Comparison of different physiological parameter responses in *Lemna minor* and *Scenedesmus obliquus* exposed to herbicide flumioxazin. *Environmental Pollution* 131: 233-241.
- Gómez N. & Licursi M. 2003. Abnormal forms in *Pinnularia gibba* (Bacillariophyceae) in a polluted lowland stream of Argentina. *Nova Hedwigia* 77 (3-4): 389-398.
- Gómez N., Sierra M. V., Cortelezzi A. & Rodrigues Capítulo A. 2008. Effects of discharges from the textile industry on the biotic integrity of benthic assemblages. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69: 472-479.
- Gómez de Barreda Ferraz D., Sabater C. & Carrasco J. M.. 2004. Effects of propanil, tebufenozide and mefenacet on growth of four freshwater species of phytoplankton: a microplate bioassay. *Chemosphere* 56: 315–320.
- Gorbi G., Zanni C. & Corradi M. G. 2007. Sulfur starvation and chromium tolerance in *Scenedesmus acutus*: a possible link between metal tolerance and the regulation of sulfur uptake/assimilation processes. *Aquatic Toxicology* 84: 457-464.
- Hernández M. A. & González N. 1993. Recursos Hídricos y Ambiente. En: Goin F. & Goñi R. (Eds.) *Elementos de política ambiental*. Di Giovanni, La Plata, Argentina, 938 p.
- Hiriart-Baer V. P., Fortin C., Lee D.-Y. & Campbell P. G. C. 2006. Toxicity of silver to two freshwater algae, *Chlamydomonas reinhardtii* and *Pseudokirchneriella subcapitata*, grown under continuous culture conditions: Influence of thiosulphate. *Aquatic Toxicology* 78: 136-148.
- Hsieh S. H., Tsai K. P. & Chen Ch. Y. 2006. The combined toxic effects of nonpolar narcotic chemicals to *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Water Research* 40: 1957-1964.

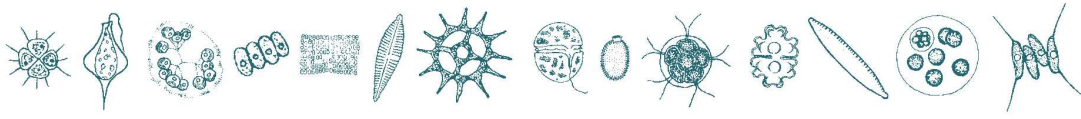
- ISO. 1989. Water quality: Freshwater algal growth inhibition test with *Scenedesmus subspicatus* and *Selenastrum capricornutum*. ISO 8692, International organization for standardization.
- Janssen C. R. & Heijerick D. G. 2003. Algal toxicity tests for environmental risk assessments of metals. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 178: 23-52
- Juneau P., Dewez D., Matsui S., Kim S.-G. & Popovic R. 2001. Evaluation of different algal species sensitivity to mercury and metolachlor by PAM-fluorometry. *Chemosphere* 45: 589-598.
- Katsumata M., Koike T., Nishikawa M., Kazumura K. & Tsuchiya H. 2006. Rapid ecotoxicological bioassay using delayed fluorescence in the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Water Research* 40: 3393-3400.
- Keddy C. J., Greene J. C. & Bonnel M. A. 1995. Review of whole organism bioassays: soil, freshwater sediment, and freshwater assessment in Canada. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30: 221-251.
- Koukal B., Rossé P., Reinhardt A., Ferrari B., Wilkinson K. J., Loizeau J.-L. & Dominio J. 2007. Effect of *Pseudokirchneriella subcapitata* (Chlorophyceae) exudates on metal toxicity and colloid aggregation. *Water Research* 41: 63-70.
- Labra M., Bernasconi M., Grassi F., De Mattia F., Sgorbati S., Airoidi R. & Citterio S. 2007. Toxic and genotoxic effects of potassium dichromate in *Pseudokirchneriella subcapitata* detected by microscopy and AFLP marker análisis. *Aquatic Botany* 86: 229-235.
- Lee D.-Y., Fortin C. & Campbell P. G. C. 2005. Contrasting effects of chloride on the toxicity of silver to two green algae, *Pseudokirchneriella subcapitata* and *Chlamydomonas reinhardtii*. *Aquatic Toxicology* 75: 127-135.
- Le Faucheur S., Schildknecht F., Behra R. & Sigg L. 2006. Thiols in *Scenedesmus vacuolatus* upon exposure to metals and metalloids. *Aquatic Toxicology* 80: 355-361.
- Liebig M., Schmidt G., Bontje D., Kooi B. W., Streck G., Traunspurger W. & Knacker T. 2008. Direct and indirect effects of pollutants on algae and algivorous ciliates in an aquatic indoor microcosm. *Aquatic Toxicology* 88: 102-110.

- Lin J. H., Kao W. Ch., Tsai K. P. & Chen Ch. Y. 2005. A novel algal toxicity testing technique for assessing the toxicity of both metallic and organic toxicants. *Water Research* 39: 1869-1877.
- Loez C. R. & Topalián M. L. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers*. Volume III: 72-83. Agence de l'Eau Artois-Picardie.
- Loez C. R., Topalián M. L. & Salibián A. 1995. Effects of Zinc on the growth and structure of a natural autumn phytoplankton sample reared in the laboratory. *Environmental pollution* 88: 275-281.
- Loez C. R., Salibián A. & Topalián M. L. 1998. Associations phytoplantoniques indicatrices de la pollution par le zinc. *Revue des Sciences de l'Eau*, 11 (3): 315-322.
- Lund J. W. G., Kipling C. & Le Cren E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.
- Marsálek B. & Rojicková R. 1996. Stress Factors Enhancing Production of Algal Exudates: a Potential Self-Protective Mechanism?. *Verlag der Zeitschrift für Naturforschung*: 646-650.
- Moreira-Santos M., Soares A. M. V. M. & Ribeiro R. 2004a. An in situ bioassay for freshwater environments with the microalga *Pseudokirchneriella subcapitata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 59: 164-173.
- Moreira-Santos M., Soares A. M. V. M. & Ribeiro R. 2004b. A phytoplankton growth assay for routine in situ environmental assessments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (6): 1549-1560.
- Morsi Abd-El-Monem H., Corradi M.G. & Gorbi G. 1998. Toxicity of copper and zinc to two strains of *Scenedesmus acutus* having different sensitivity to chromium. *Environmental and Experimental Botany* 40: 59-66.
- Munawar M. & Munawar I. F. 1987. Phytoplankton bioassays for evaluating toxicity of *in situ* sediment contaminants. *Hydrobiologia* 149: 87-105.
- O'Farrell I., Lombardo R. J. de Tezanos Pintos P. & Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120: 207-218.

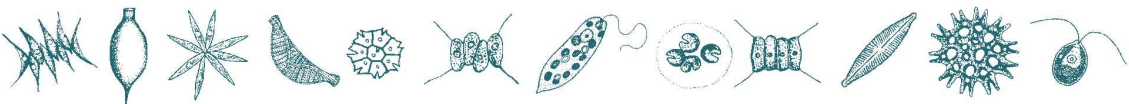
- Oberholster P. J., Botha A.-M. & Cloete T. E. 2005. Using a battery of bioassays, benthic phytoplankton and the AUSRIVAS method to monitor long-term coal tar contaminated sediment in the Cache la Poudre River, Colorado. *Water Research* 39: 4913-4924.
- Okamura H., Piao M., Aoyama I., Sudob M., Okubo T. & Nakamura M. 2002. Algal growth inhibition by river water pollutants in the agricultural area around Lake Biwa, Japan. *Environmental Pollution* 117: 411–419.
- Olgún H. F., Salibián A. & Puig A. 2000. Comparative sensitivity of *Scenedemus acutus* and *Chlorella pyrenoidosa* as sentinel organisms for aquatic ecotoxicity assessment: Studies on a highly polluted urban river. *Environmental Toxicology* 15 (1): 14-22.
- Olgún H. F., Puig A, Loez C. R., Salibián A., Topalián M. L., Castañé P. M. & Rovedatti M. G. 2004. An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton, and zooplankton for ecotoxicological assessment in a highly polluted lowland river. *Water, Air and Soil Pollution* 155 (1-4): 355-381.
- Pawlik-Skowronska B. 2003. When adapted to high Zn concentrations the periphytic green alga *Stigeoclonium tenue* produces high amounts of novel phytochelatin-related peptides. *Aquatic Toxicology* 62: 155-163.
- Price N. M. & Morel F. M. M. 1994. Trace Metal Nutrition and Toxicity in Phytoplankton. En: Rai L. C. & Gaur J. P. (Eds.). *Algae and Water Pollution*. *Archiv für Hydrobiologie* 42: 79-97.
- Radix P., Leonard M., Papantoniou Ch., Roman G., Saouter E., Gallotti-Schmitt S., Thiébaud H. & Vasseur P. 2000. Comparison of Four Chronic Toxicity Tests Using Algae, Bacteria, and Invertebrates Assessed with Sixteen Chemicals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 47: 186-194.
- Rocchetta I., Ruiz L., Magaz G. & Conforti V. 2003. Effect of hexavalent chromium in two strains of *Euglena gracilis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 1045-1051.
- Rocchetta I., Ruiz L., Ríos de Molina M. C. & Conforti V. 2006a. Chromium toxicity to *Euglena gracilis* strains depending on the physicochemical properties of the culture medium. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 76: 512-521.

- Rocchetta I., Mazzuca M., Conforti V., Ruiz L., Balzaretti V. & Ríos de Molina M. C. 2006b. Effect of chromium on the fatty acid composition of two strains of *Euglena gracilis*. *Environmental Pollution* 141: 353-358.
- Rocchetta I., Leonardi P., Amado Filho G. M., Ríos de Molina M. C. & Conforti V. 2007. Ultrastructure and X-ray microanalysis of *Euglena gracilis* (Euglenophyta) under chromium stress. *Phycologia* 46 (3): 300-306.
- Rojicková-Padrťová R. & Marsálek B. 1999. Selection and sensitivity comparisons of algal species for toxicity testing. *Chemosphere* 38 (14): 3329-3338.
- Sáenz M. E. 1999. Estudio de los efectos contaminantes sobre poblaciones de algas planctónicas de agua dulce. Tesis Doctoral UBA, 345 p.
- Salibián A. 2006. Ecotoxicological assessment of the highly polluted Reconquista River of Argentina. En: Ware G. W. (Ed.). *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 185: 35-65.
- Salibián A., Topalián M. L. & Loez C. R. 1991. Influencia del zinc sobre el crecimiento algal en condiciones ambientales simuladas. Comunicaciones de las Jornadas de Investigación Científica en materia de contaminación de las aguas, ORCYT-UNESCO: 175-178.
- Sierra M. V. & Gómez N. 2007. Structural characteristics and oxygen consumption of the epipellic biofilm in three lowland streams exposed to different land uses. *Water, Air and Soil Pollution* 186: 115-127.
- Simpson S. L., Roland M. G. E., Stauber J. L. & Batley G. E. 2003. Effect of declining toxicant concentrations on algal bioassay endpoints. *Environmental Toxicology and Chemistry* 22 (9): 2073-2079.
- Topalián M. L. & Loez C. R. 1995. Impacto del Zn sobre microalgas dulceacuícolas del Río Reconquista (Buenos Aires): bioensayo multiespecífico de invierno. *Acta Toxicológica Argentina* 2: 6-9.
- Toricelli E., Gorbi G., Pawlik-Skowronska B., Sanità di Toppi L. & Corradi. M. G. 2004. Cadmium tolerance, cysteine and thiol peptide levels in wild type and chromium-tolerant strains of *Scenedesmus acutus* (Chlorophyceae). *Aquatic Toxicology* 68: 315-323.
- Tukaj Z., Bascik-Remisiewicz A., Skowronski T. & Tukaj C. 2007. Cadmium effect on the growth, photosynthesis, ultrastructure and phytochelatin content of green microalga *Scenedesmus armatus*: a study at low and

- elevated CO₂ concentration. *Environmental and Experimental Botany* 60: 291-299.
- Twist H., Edwards A. C. & Codd G. A. 1998. Algal growth responses to waters of contrasting tributaries of the River Dee, North-East Scotland. *Water Research* 32 (8): 2471-2479.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1986. Quality Criteria for Water. EPA 440/5-86-001.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1994. Lewis, P. A., Klemm, D. J., Lazorchak, J. M., Norberg-King, T. J., Peltier, W. H. & Heber, M. A. (Eds.). Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development (MD-591), EPA 600/4-91/002. Cincinnati, Ohio.
- U. S. Environmental Protection Agency. 2006. National recommended water quality criteria. [<http://www.epa.gov>].
- Ward T. J., Rausina G. A., Stonebraker P. M. & Robinson W. E. 2002. Apparent toxicity resulting from the sequestering of nutrient trace metals during standard *Selenastrum capricornutum* toxicity tests. *Aquatic Toxicology* 60: 1-16.
- Wei D., Kisuno A., Camella T. & Urano K. 2006. A new method for evaluating biological safety of environmental water with algae, daphnia and fish toxicity ranks. *Science of the Total Environment* 371: 383-390.
- Zar J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, New Jersey, 662 p.



Capítulo 5



Preferencias ecológicas de las especies fitoplanctónicas más frecuentes en los arroyos pampeanos

INTRODUCCION

La abundancia de las especies, entre otros factores, está determinada por su tasa de crecimiento y ésta depende de las condiciones ambientales. El éxito de una especie en términos reproductivos estará en relación a valores óptimos de un conjunto de variables ambientales para esa especie y sus rangos de tolerancia.

Muchas especies de algas de agua dulce han sido caracterizadas en cuanto a sus preferencias ecológicas incluyendo el grado de contaminación orgánica y eutrofización, principalmente a partir de datos recabados en el Hemisferio Norte (Denys, 1991; Komárek & Anagnostidis, 1999, 2005; Komárek & Fott, 1983; Krammer & Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991 a y b; Sládecek, 1973; Sládecek & Sládecková, 1998; Van Dam et al., 1994).

Seeligmann et al. (2001) encontraron que algunas especies fitoplanctónicas presentes en sistemas fluviales del Noroeste de nuestro país y consideradas sensibles en bibliografía europea, presentaban aquí un gran desarrollo en aguas muy contaminadas, proponiendo en consecuencia una modificación de su índice sapróbico. También, a partir de estudios de diatomeas bentónicas realizados por Gómez (1998, 1999) en la cuenca Matanza-Riachuelo se advirtió que para algunas de las especies halladas, sus preferencias no se ajustaban a los rangos de variables ambientales propuestos para otras latitudes. Así, se estudió la sensibilidad y tolerancia de las diatomeas epipélicas a la contaminación orgánica y la eutrofización en el área pampeana con el objetivo de diseñar un índice autoecológico (Gómez & Licursi, 2001; Licursi, 2005).

Para determinar las respuestas de las especies al conjunto de variables propias de su ambiente se puede explorar su distribución por medio de análisis multivariados directos, como el análisis de redundancia y el análisis de correspondencia canónica (ter Braak & Smilauer, 1998). De esta manera se obtiene información de las respuestas de las especies a gradientes ambientales multivariados. Para individualizar las preferencias ecológicas de

las especies con respecto a una variable ambiental en particular se puede estimar su óptimo en base a su posición en este gradiente, así como su tolerancia a las variaciones. Es importante definir en forma precisa las características autoecológicas de las especies para su uso en bioindicación.

Para estimar los óptimos y la tolerancia se utilizan promedios ponderados, por ello se debe tener en cuenta el modelo de respuesta de las especies a los gradientes ambientales, que puede ser lineal o unimodal. En este último caso es adecuado el abordaje mediante promedios ponderados que, precisamente, asume relaciones unimodales entre las especies y las variables ambientales. La asunción principal es que, dado un valor determinado de una variable ambiental, la especie que tiene su óptimo cercano a ese valor va a tener allí la mayor abundancia (Battarbee et al., 1999; ter Braak y Smilauer, 1988, 1998).

Hasta el presente no existe bibliografía referente a los óptimos y tolerancia de las microalgas con respecto a variables ambientales en sistemas fluviales de la llanura pampeana.

El objetivo de este capítulo es estudiar las preferencias ecológicas de las especies mejor representadas en el fitoplancton de los arroyos pampeanos estudiados, para contribuir al conocimiento de su autoecología en esta zona y a su posible uso en biomonitorio. Se excluyen las diatomeas ticoplanctónicas de origen bentónico, que ya fueron estudiadas en trabajos específicos de esa taxocenosis (Gómez, 1998, 1999; Gómez & Licursi, 2001; Licursi, 2005; Licursi & Gómez, 2003).

MATERIALES Y METODOS

Base de datos

Para cuantificar la características autoecológicas de las especies se utilizaron 151 muestras provenientes de los arroyos Martín, Rodríguez, Don Carlos, El Gato, El Pescado, Buñirigo, Juan Blanco, Tandileofú, Napaleofú y Vivoratá (Tabla 1 y Figura 1 de Area de estudio). Se utilizaron los datos de abundancia relativa de 39 especies seleccionadas por su presencia al menos en 20 oportunidades en los recuentos de fitoplancton y con una abundancia relativa mayor al 1% en la totalidad de las muestras. Además de estos datos biológicos

se utilizaron los datos de turbidez, conductividad, oxígeno disuelto, DQO, DBO₅, P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ y N-NO₃⁻. Para el estudio del fitoplancton y la determinación de los datos ambientales se siguieron los métodos descritos en el Capítulo 1.

Análisis estadístico

Para determinar si el modelo de respuesta de las especies era lineal o unimodal se realizó un Análisis de Correspondencia (Análisis de Correspondencia Destendenciado, ACD) con los datos de las especies seleccionadas. Los datos de abundancia relativa fueron transformados logarítmicamente (ter Braak & Smilauer, 1998). La máxima longitud del gradiente en el ACD fue de 4,1 unidades de desviación standard lo cuál indica una fuerte respuesta unimodal de las especies (ter Braak & Smilauer, 1998). De acuerdo a este modelo de respuesta es adecuada la utilización de promedios ponderados en el cálculo de los óptimos y tolerancia de las especies (Battarbee et al., 1999).

El ACD se realizó mediante el programa CANOCO for Windows, versión 4.5.

Cálculo de los óptimos y tolerancia de las especies

Para calcular estimaciones de los valores óptimos de las variables ambientales para cada especie (u_k) mediante promedios ponderados se calculó un promedio de los valores de la variable ambiental para todos los sitios donde fue registrada la especie, ponderándolo con su abundancia relativa, mediante la siguiente fórmula (Potapova & Charles, 2003; Battarbee et al., 1999):

$$u_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

y_{ik} : abundancia de la especie k en el sitio i

x_i : valor de la variable ambiental en el sitio i

La tolerancia de las especies o desvío standard ponderado (t_k) fue calculado como (Potapova & Charles, 2003):

$$t_k = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - u_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}}$$

RESULTADOS

La base de datos ambientales incluyó muestras que abarcaron un amplio rango de variación en los valores de las variables consideradas, con excepción del pH (Tabla 1).

	MÍNIMO	MÁXIMO
Turbidez (UNT)	2	165
Conductividad (μScm^{-1})	105	5.300
pH	7,0	8,7
[OD] (mg L^{-1})	0,1	11,8
DQO (mg L^{-1})	3	233
DBO ₅ (mg L^{-1})	<1	95
[P-PO ₄ ³⁻] (mg L^{-1})	<0,001	5,40
[N-NH ₄ ⁺] (mg L^{-1})	<0,001	12,80
[N-NO ₂] (mg L^{-1})	<0,001	3,20
[N-NO ₃] (mg L^{-1})	0,01	15,03

Tabla 1. Valores máximos y mínimos de las variables ambientales en las 151 muestras de los arroyos pampeanos analizadas.

En la tabla 2 se listan las especies seleccionadas, correspondiendo 4 especies a cianobacterias, 15 a euglenofitas, 17 a clorofitas y 3 a diatomeas.

Acrónimo	Presencias	Especie
		Cyanobacteria
JAPS	37	<i>Jaaginema pseudogeminatum</i>
PHBR	38	<i>Phormidium breve</i>
PHCH	27	<i>Phormidium chalybeum</i>
PSCA	41	<i>Pseudoanabaena catenata</i>
		Euglenophyta
EUAC	74	<i>Euglena acus</i>
EUPR	24	<i>Euglena proxima</i>
LEFU	39	<i>Lepociclis fusiformis</i>
LESA	39	<i>Lepocinclis salina</i>
PHCU	32	<i>Phacus curvicauda</i>
STFL	33	<i>Strombomonas fluviatilis</i>
STOV	23	<i>Strombomonas ovalis</i>
STSC	32	<i>Strombomonas scabra</i>
STTR	33	<i>Strombomonas treubii</i>
STVE	32	<i>Strombomonas verrucosa</i>
TRIN	53	<i>Trachelomonas intermedia</i>
TROB	42	<i>Trachelomonas oblonga</i>
TRPL	44	<i>Trachelomonas planctonica</i>
TRRO	37	<i>Trachelomonas rotunda</i>
TRVO	21	<i>Trachelomonas volvocina</i>
		Chlorophyta
COMI	24	<i>Coelastrum microporum</i>
CRRE	31	<i>Crucigeniella rectangularis</i>
SCIN	30	<i>Desmodesmus intermedius</i>
DIPU	46	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
DISU	28	<i>Dictyosphaerium subsolitarium</i>
GORA	20	<i>Golenkinia radiata</i>
KICO	24	<i>Kirchneriella contorta</i>
MOAR	48	<i>Monoraphidium arcuatum</i>
MOCO	42	<i>Monoraphidium contortum</i>
MOGR	40	<i>Monoraphidium griffithii</i>
MOKO	33	<i>Monoraphidium komarkovae</i>
PAMO	23	<i>Pandorina morum</i>
SCAC	39	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
SCEC	71	<i>Scenedesmus ecornis</i>
SCNA	25	<i>Scenedesmus nanus</i>
SCQU	51	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
TEGL	35	<i>Tetrastrum glabrum</i>
		Chrysophyta Bacillariophyceae
CMEN	32	<i>Cyclotella meneghiniana</i>
NDRA	30	<i>Nitzschia draveillensis</i>
NIGR	30	<i>Nitzschia gracilis</i>

Tabla 2. Lista de especies registradas en al menos 20 muestras, acompañadas de los acrónimos utilizados en las figuras y del número de presencias.

En la Figura 2 se muestran los óptimos y tolerancia de las especies seleccionadas (Tabla 2). El ordenamiento de los óptimos de menor a mayor provee información de las respuestas relativas de las especies fitoplanctónicas a las distintas variables ambientales.

Todas las euglenofitas tuvieron sus óptimos en cuanto a turbidez en valores mayores a 53 UNT. Entre las 10 especies ubicadas en el extremo superior del gradiente, con valores mayores a 65 UNT, una fue la clorofita *Pandorina morum* y 9 pertenecieron a las euglenofitas loricadas. El resto de las especies de cianofitas, clorofitas y diatomeas tuvieron sus óptimos en valores menores a 45 UNT, excepto *Crucigeniella rectangularis* (Figura 2 a).

Las cianobacterias *Jaaginema pseudogeminatum* y *Phormidium chalybeum* y la euglenofita *Euglena proxima* tuvieron los óptimos más elevados para la conductividad, pero también un amplio rango de tolerancia para esta variable. Las restantes especies que tuvieron sus óptimos en valores de conductividad superiores a $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ pertenecieron mayormente a las clorofitas, mientras las euglenofitas se asociaron en general a los valores más bajos (Figura 2 b).

Las especies que quedaron ubicadas, de acuerdo a sus óptimos, hacia el extremo superior del gradiente de DQO fueron principalmente euglenofitas, que por el contrario se encontraron hacia el extremo inferior del gradiente de oxígeno disuelto (Figura 2 d y e).

Las especies *Scenedesmus intermedius*, *Nitzschia gracilis*, *Strombomonas scabra*, *Phacus curvicauda*, *Tetrastrum glabrum*, *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Golenkinia radiata*, *Dictyosphaerium pulchellum* y *Monoraphidium arcuatum* tuvieron sus óptimos para DBO_5 en valores mayores a 20 mg L^{-1} (Figura 2 f).

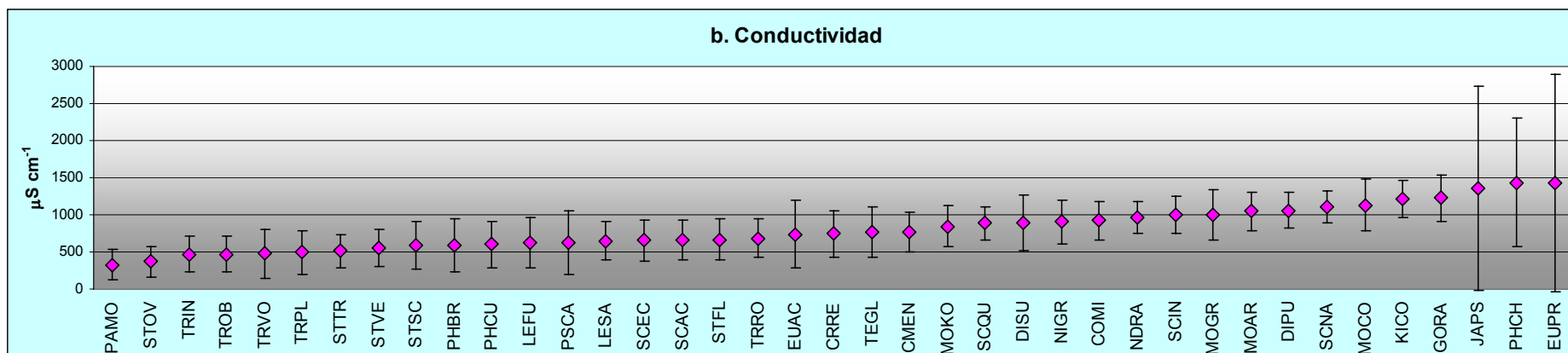
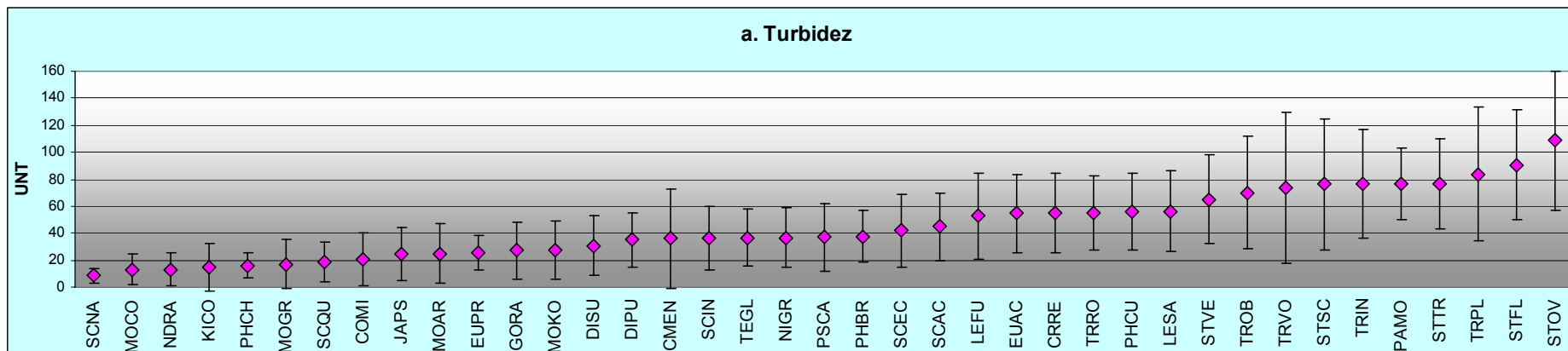


Figura 2. Optimos y tolerancias de variables ambientales para las especies seleccionadas. Los acrónimos y los correspondientes nombres de las especies figuran en la Tabla 2.

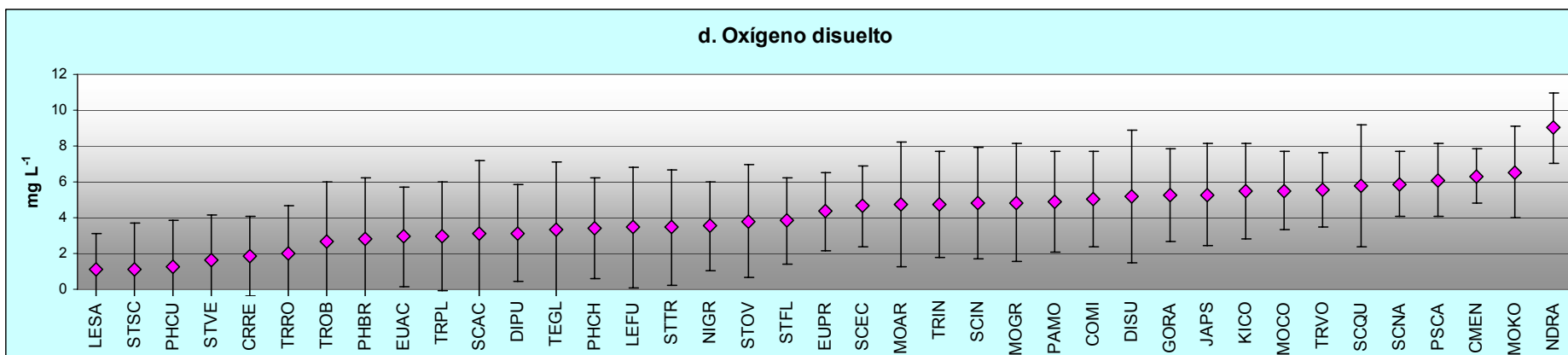
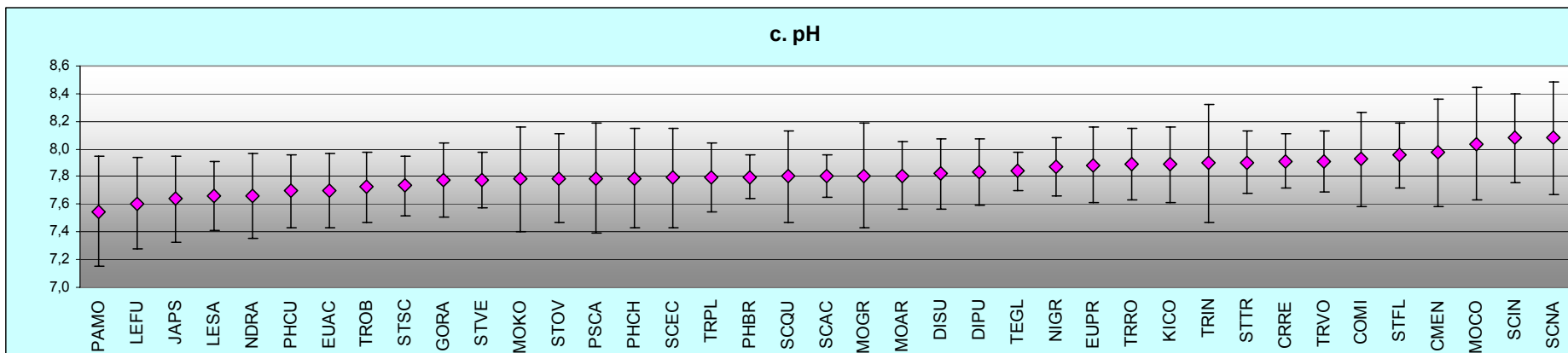


Figura 2 (continuación). Óptimos y tolerancias de variables ambientales para las especies seleccionadas. Los acrónimos y los correspondientes nombres de las especies figuran en la Tabla 2.

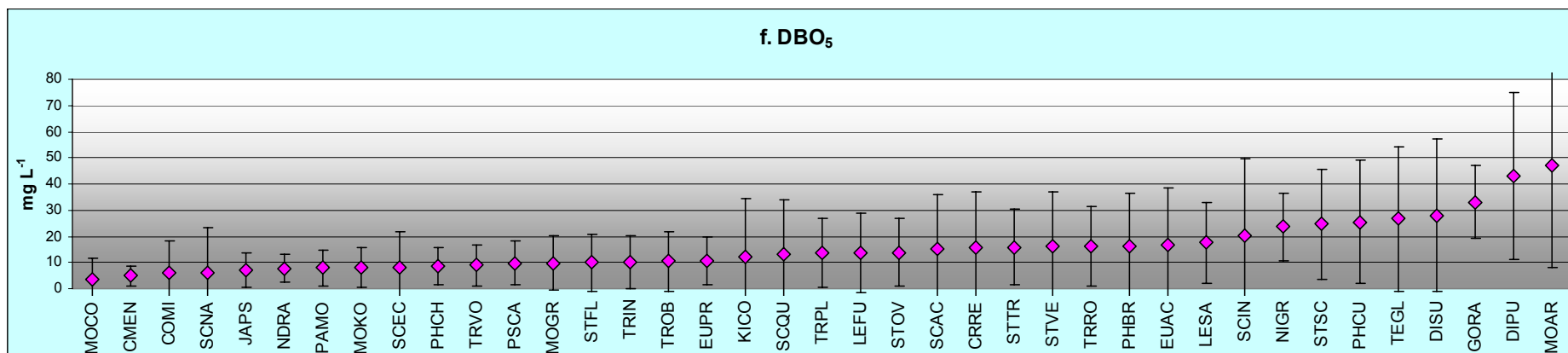
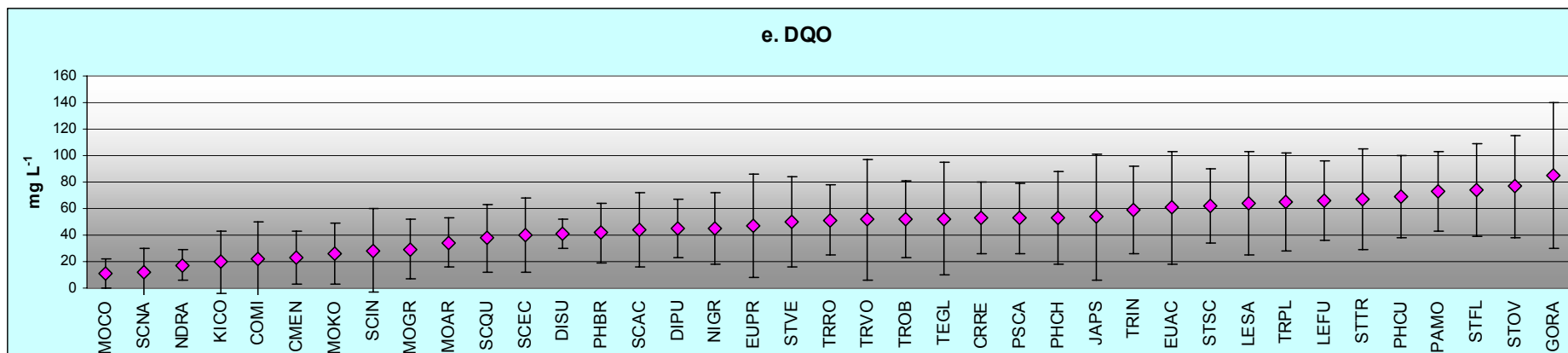


Figura 2 (continuación). Óptimos y tolerancias de variables ambientales para las especies seleccionadas. Los acrónimos y los correspondientes nombres de las especies figuran en la Tabla 2.

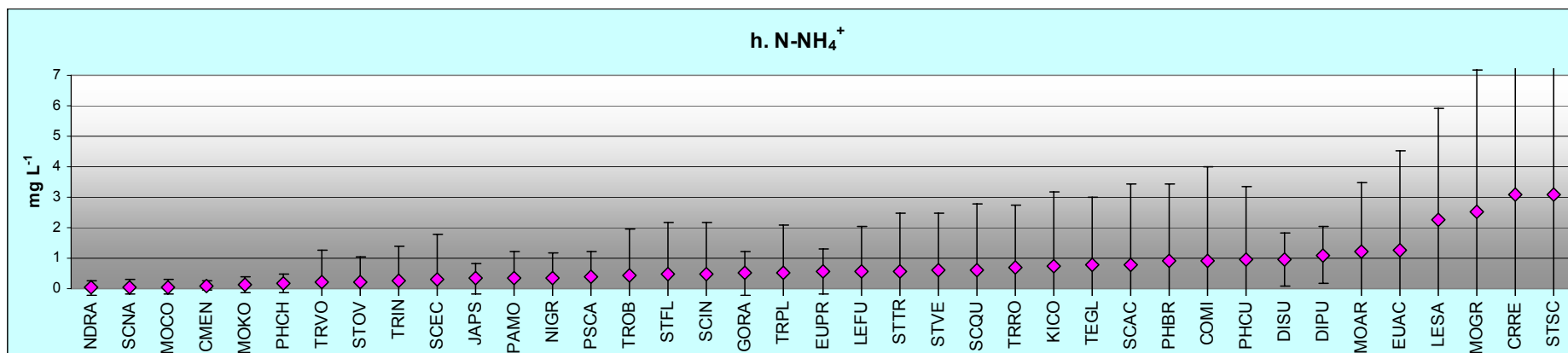
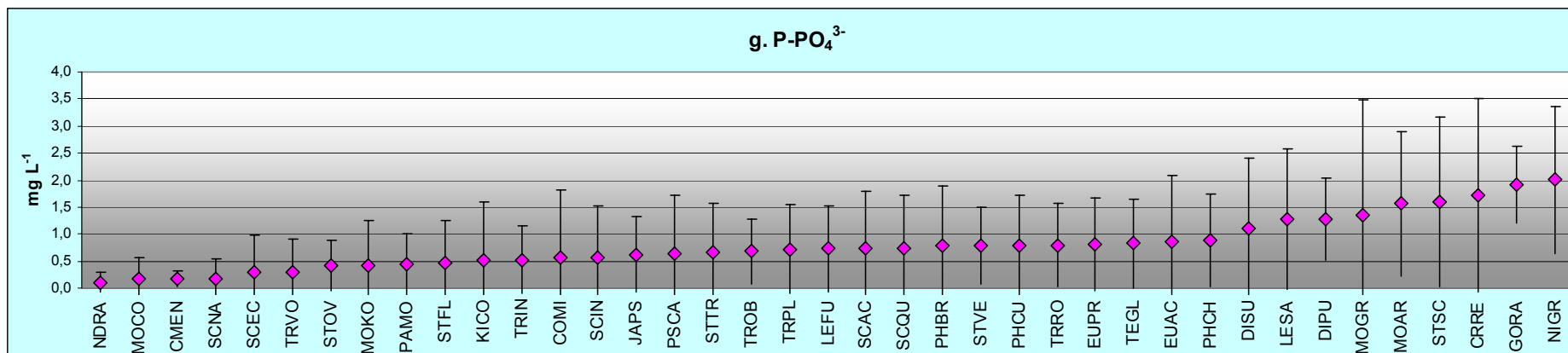


Figura 2 (continuación). Óptimos y tolerancias de variables ambientales para las especies seleccionadas. Los acrónimos y los correspondientes nombres de las especies figuran en la Tabla 2.

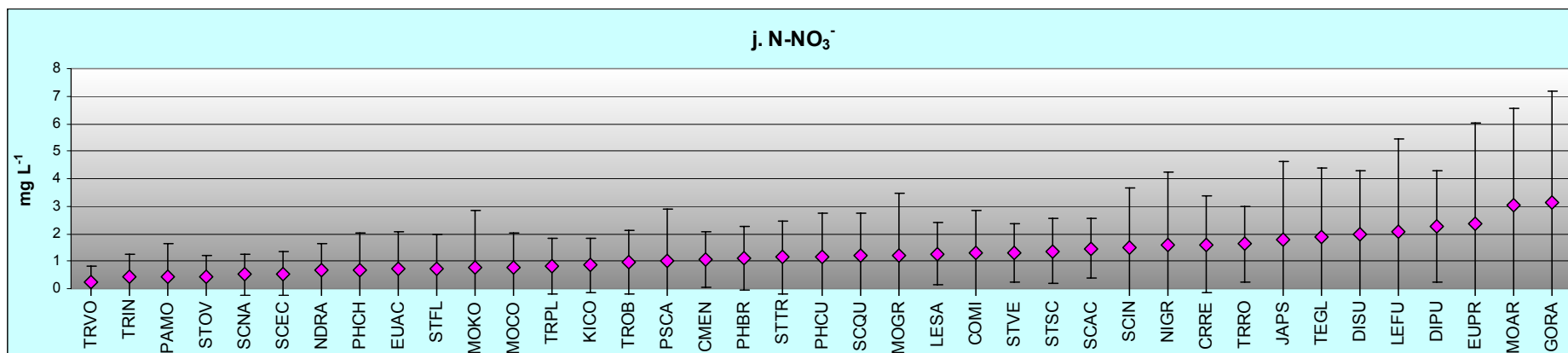
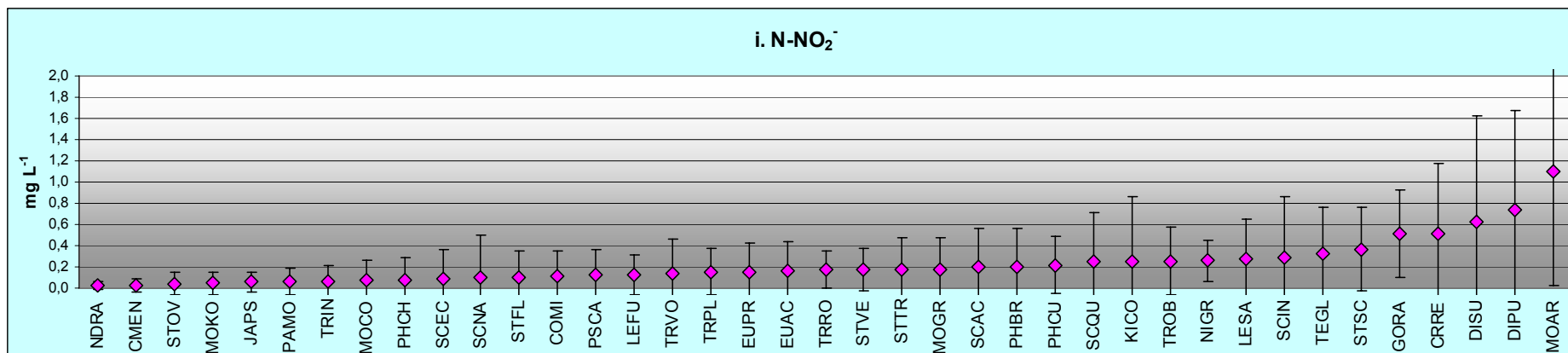


Figura 2 (continuación). Óptimos y tolerancias de variables ambientales para las especies seleccionadas. Los acrónimos y los correspondientes nombres de las especies figuran en la Tabla 2.

En cuanto a los nutrientes, *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Lepocinclis salina*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Monoraphidium griffithii*, *Monoraphidium arcuatum*, *Strombomonas scabra*, *Crucigeniella rectangularis*, *Golenkinia radiata* y *Nitzschia gracilis* tuvieron sus óptimos en valores de $P-PO_4^{3-}$ mayores a 1 mg L^{-1} (Figura 2 g). En relación al $N-NH_4^+$, las especies *Dictyosphaerium pulchellum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Euglena acus*, *Lepocinclis salina*, *Monoraphidium griffithii*, *Crucigeniella rectangularis*, y *Strombomonas scabra* tuvieron óptimos en valores superiores a 1 mg L^{-1} (Figura 2 h). Las clorococales *Golenkinia radiata*, *Crucigeniella rectangularis*, *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Dictyosphaerium pulchellum* y *Monoraphidium arcuatum* tuvieron los óptimos más altos de $N-NO_2^-$, mayores a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 2 i). Las especies *Lepocinclis fusiformis*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Euglena proxima*, *Monoraphidium arcuatum* y *Golenkinia radiata* tuvieron sus óptimos para $N-NO_3^-$ excediendo los 2 mg L^{-1} (Figura 2 j). Las especies mencionadas en cada caso quedaron ubicadas por sus óptimos en los extremos superiores de los gradientes de nutrientes.

Otras especies, como *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus nanus*, *Nitzschia draveillensis*, *Cyclotella meneghiniana*, *Pandorina morum*, y *Coelastrum microporum* se ubicaron, de acuerdo a sus óptimos, hacia el extremo inferior de los gradientes de DBO_5 y nutrientes.

DISCUSION

Utilizando los datos de los diez arroyos estudiados se consideró un amplio rango de variación en los valores de las variables ambientales, lo cuál permitió contemplar un espectro representativo de los distintos estados de calidad del agua para determinar las preferencias de las especies fitoplanctónicas en los arroyos pampeanos. Cabe señalar que las especies con preferencias por valores extremos de las variables ambientales quedaron excluidas del análisis por su escasa frecuencia, que restaría validez a los resultados. Entre estas especies podrían encontrarse algunas importantes como indicadoras, no obstante, son necesarios más registros para obtener sus características autoecológicas cuantitativas.

En cuanto a las preferencias ecológicas de las especies estudiadas, en relación a la turbidez, las euglenofitas en general y especialmente aquéllas loricadas

tuvieron los mayores óptimos dentro del gradiente. Esto confirma los resultados expuestos y discutidos en capítulos anteriores. Por el contrario las clorococales resultaron menos tolerantes a la turbidez, junto con las cianobacterias. En el fitoplancton del Río Salado O'Farrell (1993) relacionó la dominancia de clorofitas planctónicas a alta transparencia del agua.

Clorococales como *Golenkinia radiata*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Monoraphidium arcuatum*, *Scenedesmus intermedius* y *Scenedesmus nanus* tuvieron sus óptimos en los mayores valores de conductividad. Este grupo de algas y en particular estas especies (excepto *Golenkinia radiata*) han sido dominantes en los ríos Samborombón y Salado, donde las conductividades son elevadas (O'Farrell, 1993; Solari, 1995; Solari & Claps, 1996).

Las euglenofitas tuvieron óptimos elevados dentro del gradiente de DQO y bajos dentro del gradiente de oxígeno disuelto, de acuerdo a sus preferencias por aguas con contenido de materia orgánica elevado (Margalef 1983, Reynolds et al., 2002). Aunque algunos resultados han puesto en duda el uso de las euglenofitas como indicadoras de contaminación orgánica, recomendándose más estudios acerca de su ecología (Conforti et al., 2005), en el presente trabajo se ha encontrado que muchas especies pertenecientes a este grupo están relacionadas a altos niveles de contaminación orgánica y eutrofización en coincidencia con las observaciones de Alves-da-Silva et al. (2007) y Conforti et al. (1995).

Las especies *Golenkinia radiata*, *Dictyosphaerium pulchellum* y *Monoraphidium arcuatum* tuvieron sus óptimos en los mayores valores de DBO₅, superiores a 30 mg L⁻¹. El óptimo de DBO₅ para *Strombomonas scabra* fue de 25 mg L⁻¹. Por el contrario, en un estudio del fitoplancton del Río Matanza-Riachuelo realizado por Conforti et al. (1995), *Strombomonas scabra* se relacionó a bajos valores de esta variable y las especies que se encontraron en las condiciones ambientales más disturbadas, con altos valores de DBO, fueron *Euglena acus* y *Lepocinclis salina*, que en el presente estudio tuvieron sus óptimos en valores de DBO₅ ~20 mg L⁻¹. En la bibliografía mencionada no se aclara si se utilizó DBO₅ o DBO₂ pero entre los valores registrados hay un mínimo de 1 mg L⁻¹ y los valores elevados son de 50-60 mg L⁻¹, con un valor extremo de 117 mg L⁻¹. Aunque en el citado estudio no hay valores cuantitativos de las preferencias de las especies para comparar con los obtenidos aquí, existen discrepancias que indican la

necesidad de ampliar las bases de datos para obtener resultados certeros que se puedan aplicar en biomonitoreo.

Especies de clorofitas y euglenofitas como *Crucigeniella rectangulares*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Golenkinia radiata*, *Monoraphidium arcuatum*, *Lepocinclis salina* y *Strombomonas scabra* tuvieron sus óptimos en los valores de más altos de nutrientes. Las especies de clorococales *Dictyosphaerium pulchellum* y *Monoraphidium arcuatum* y la euglenofita *Lepocinclis salina* fueron encontradas por O'Farrell (1993) como integrantes de asociaciones fitoplanctónicas del Río Salado relacionadas a aguas con elevado contenido de nutrientes en general o, en el caso de *Monoraphidium arcuatum*, en particular de fósforo total. *Lepocinclis salina* también integró un grupo de especies fitoplanctónicas del Río Matanza relacionado a altas concentraciones de fósforo total, mayores a 1 mg L⁻¹ (Conforti et al., 1995). En un estudio realizado en ambientes lénticos y lóticos de Brasil la especie *Strombomonas scabra* se relacionó a las condiciones de mayor contenido de nutrientes en el agua (Alves-da-Silva et al., 2007). También ha sido reportado en otros estudios el predominio de *Dictyosphaerium pulchellum* y *Golenkinia radiata* en aguas eutróficas (Irfanullah & Moss, 2006, Krupa & Czernas, 2003; citas en Jun Tae & Boo, 2001). *Dictyosphaerium pulchellum* y *Monoraphidium arcuatum* fueron señaladas como integrantes de asociaciones fitoplanctónicas ampliamente tolerantes a la contaminación en el Río Luján (del Giorgio et al., 1991) y también, junto con *Golenkinia radiata*, se encontraron en el fitoplancton del sitio más contaminado en un estudio del Río Reconquista (Loez & Salibián, 1990).

En general, las especies con óptimos en altos valores de DBO₅ y nutrientes también tuvieron los mayores rangos de tolerancia para estas variables, de manera que son especies que pueden desarrollarse en un amplio rango de condiciones ambientales pero su abundancia aumenta en condiciones de deterioro de la calidad del agua.

Las especies *Coelastrum microporum* y *Pandorina morum*, en coincidencia con sus óptimos para DBO₅, oxígeno disuelto y nutrientes calculados en el presente estudio, se relacionaron en el Río Matanza a condiciones ambientales poco disturbadas (Conforti et al., 1995).

Con respecto a las especies de diatomeas, hay mayor disponibilidad de datos en cuanto a sus preferencias ecológicas. Aunque *Nitzschia draveillensis* fue

caracterizada como mayormente presente en el plancton eutrófico de ríos (Krammer & Lange Bertalot, 1988), en el fitoplancton del área de estudio sus óptimos y tolerancia correspondieron a los niveles más bajos de eutrofización y también de contaminación orgánica. De acuerdo a Gómez & Licursi (2001) y Licursi & Gómez (2003) esta especie corresponde a calidad del agua aceptable. En el presente estudio la especie *Nitzschia gracilis* tuvo óptimos para las demandas de oxígeno y los nutrientes bastante elevados, correspondiendo a calidad del agua desde aceptable a mala. Sin embargo, en base a su valor en el Índice de Diatomeas Pampeano se clasifica dentro de calidad del agua buena (Gómez & Licursi, 2001; Licursi y Gómez, 2003). Conforme a su óptimo y tolerancia estimados aquí esta especie se puede caracterizar como estenoica en conductividad moderada. En bibliografía de origen europeo es considerada eurihalina y correspondiente a aguas eutróficas y desde oligosapróbicas hasta β -mesosapróbicas (Denys, 1991; Gasse, 1986; Krammer & Lange Bertalot, 1988). Los óptimos y tolerancias de *Cyclotella meneghiniana* calculados en el presente estudio correspondieron a bajos niveles de contaminación orgánica y eutrofización. Por el contrario esta especie, encontrada frecuentemente en el fitoplancton de ríos de la Provincia de Buenos Aires como el Samborombón, Salado, Reconquista y Luján, es considerada como ampliamente tolerante y relacionada a altos niveles de contaminación orgánica y eutrofización (Conforti et al., 1995; del Giorgio et al., 1991; Loez & Topalián, 1999; O'Farrell, 1993, 1994; O'Farrell et al., 2002; Olguín et al., 2004; Solari, 1995; Solari & Claps, 1996). También ha sido encontrada en el epipelón, siendo clasificada dentro de calidad del agua mala (Gómez & Licursi, 2001; Licursi y Gómez, 2003). En los arroyos pampeanos estudiados aquí, las mayores abundancias relativas de esta especie se registraron aguas abajo en los arroyos de la zona de Tandil donde rondaron en ocasiones el 5% y en el sitio 3 del A° El Pescado donde alcanzó un máximo de alrededor del 20% en otoño. Estos arroyos, excepto el sitio 3 del A° Tandileofú, no están sometidos a un alto grado de disturbio antropogénico. Sin embargo, en el desarrollo de esta especie un factor importante es la profundidad de la columna de agua que, entre los sitios mencionados, alcanzó los mayores valores precisamente en el sitio 3 del A° El Pescado.

Según de Almeida & Gil (2001), para utilizar los datos de abundancia de las especies en biomonitorio es importante definir lo más exactamente posible sus

características autoecológicas. Los óptimos y tolerancias presentados en este capítulo contribuyen al conocimiento de las características autoecológicas cuantitativas de las especies estudiadas, que son integrantes comunes del fitoplancton en sistemas fluviales de llanura. En la medida en que las bases de datos locales se incrementen, la información acerca de la autoecología de las especies será más robusta para sustentar la utilización de los datos de abundancia de las especies fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas fluviales de la llanura pampeana.

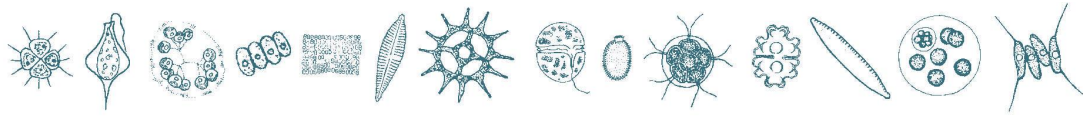
BIBLIOGRAFIA

- Alves-da-Silva S. M., Hermany G. & Oliveira M. A. 2007. Diversity and ecological considerations on pigmented Euglenophyceae in the State Park of the Jacuí Delta, Rio Grande do Sul, Southern Brazil. *Biociencias* 15 (1): 8-20.
- Battarbee R. W., Charles D. F., Dixit S. S. & Renberg I. 1999. Diatoms as indicators of surface water acidity. En: Stoermer E. F. & Smol J. P. (Eds.). *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*, Cambridge University Press, Cambridge: 85-127.
- Conforti V., Alberghina J. & González Urda E. 1995. Structural changes and dynamics of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. *Journal of Aquatic Ecosystem health* 4: 59-75.
- Conforti V., Lionard M., Segura M. & Rojo C. 2005. Las Euglenófitas en las Tablas de Daimiel como ejemplo de las limitaciones de los indicadores biológicos de la degradación ambiental. *Anales del Jardín Botánico de Madrid* 62 (2): 163-179.
- de Almeida S. F. P. & Gil M. C. P. 2001. Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. *Cryptogamie Algologie* 22: 109-126.
- del Giorgio P. A., Vinocur A. L., Lombardo R. J. & Tell H. G. 1991. Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river -a multivariate approach. *Hydrobiologia* 224: 129-154.
- Denys L. 1991. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. *Professional Paper Belgische Geologische Dienst* 246: 1-41.

- Gasse F. 1986. East African diatoms: Taxonomy, ecological distribution. Bibliotheca Diatomologica, Band 11. J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 202 p.
- Gomez N. 1998. Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research* 32: 2029-2034.
- Gómez N. 1999. Epipellic diatoms of the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 2: 301-309.
- Gómez N. & Licursi M. 2001. Pampean diatom index (IDP): a new proposal to water quality assessment of rivers and streams in pampean plain of Argentina. *Aquatic Ecology* 35 (2): 173-181.
- Irfanullah H. & Moss B. 2006. Ecology of *Dictyosphaerium pulchellum* Wood (Chlorophyta, Chlorococcales) in a shallow, acid, forest lake. *Aquatic Ecology* 40: 1-12.
- Jun Tae K. & Boo S. M. 2001. Occurrence of *Dictyosphaerium pulchellum* (Chlorophyceae) Bloom in a small pond. *Korean Journal of Limnology* 34 (4): 292-297.
- Komárek J & Anagnostidis K.. 1999. Süßwasserflora von Mitteleuropa 19 (1), Cyanoprokaryota: Chroococcales. Gustav Fischer, Jena, 548 p.
- Komárek J & Anagnostidis K.. 2005. Süßwasserflora von Mitteleuropa 19 (2), Cyanoprokaryota: Oscillatoriales. Elsevier, Spectrum Akademischer Verlag, Italy, 759 p.
- Komárek J & Fott B.. 1983. Das Phytoplankton des Süßwassers 7 (1) Chlorophyceae: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nagele u. Obermiller), Stuttgart, 1044 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1986. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 1: Naviculaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1988. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 2: Bacillariaceae, Ephemiacae, Surirellaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991a. Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 576 p.
- Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991b. Süßwasserflora von Mitteleuropa,

- Bacillariophyceae 4: Achnanthaceae, Literaturverzeichnis. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 437 p.
- Krupa D. & Czernas K. 2003. Structure and productivity of phytoplankton in the depression reservoir Nadrybie near the coal mine Bogdanka in the Leczna-Wlodawa Lake District. *Acta Agrophysica* 86: 123-129.
- Licursi M. 2005. Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos. Tesis Doctoral UNLP, 186 p.
- Licursi M. & Gómez N. 2003. Aplicación de Indices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática* 21: 31-49.
- Loez C. R. & Salibián A. 1990. Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du Río Reconquista (Buenos Aires, Argentina), une rivière urbaine polluée. *Revue d'Hydrobiologie Tropical* 23: 283-296.
- Loez C. R. & Topalián M. L. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for the Reconquista river (region of Buenos Aires). En: Prygiel J., Whitton B. A. & Bukowska J. Use of algae for monitoring rivers. Volume III: 72-83. Agence de l'Eau Artois-Picardie.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona, 1010 p.
- O'Farrell I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* 271: 169-178.
- O'Farrell I. 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiologia* 289: 109-117.
- O'Farrell I., Lombardo R. J. de Tezanos Pintos P. & Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution* 120: 207-218.
- Olguín H. F., Puig A, Loez C. R., Salibián A., Topalián M. L., Castañé P. M. & Rovedatti M. G. 2004. An integration of water physicochemistry, algal bioassays, phytoplankton, and zooplankton for ecotoxicological assessment in a highly polluted lowland river. *Water, Air and Soil Pollution* 155 (1-4): 355-381.
- Potapova M. & Charles D. F. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers

- in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311-1328.
- Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L. & Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24 (5): 417-428.
- Seeligmann C., Tracanna B. C., Martínez De Marco S. & Isasmendi S. 2001. Algas fitoplanctónicas en la evaluación de la calidad del agua de sistemas lóticos en el Noroeste argentino. *Limnetica* 20 (1): 123-133.
- Sládeček V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Archiv für Hydrobiologie*, 7: 1-218.
- Sládeček V. & Sládečková A. 1998. Revision of polysaprobic indicators. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 26: 1277-1280.
- Solari L. C. & Claps M. C. 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales de Limnologie* 32 (2), 89-95.
- Solari L. C. 1995. Structure and dynamics of phytoplankton of the River Samborombón (Buenos Aires, Argentina). *Acta Hydrobiologica* 37 (4): 231-241.
- ter Braak C. J. F. & Prentice I. C. 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271-315.
- ter Braak C. J. F. & Smilauer P. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY, USA), 352 p.
- Van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1): 117-133.



Conclusiones



En esta tesis se estudió el fitoplancton de arroyos pampeanos del área bonaerense en cuanto a su ecología y su utilidad como indicador de la calidad del agua. Dentro del marco conceptual establecido con respecto al uso del fitoplancton como indicador se puntualizan los tipos de estrés que producen las fuentes antropogénicas de contaminación y las posibles respuestas del fitoplancton, cuya interpretación podría contribuir a la evaluación de la calidad del agua y la integridad biótica en estos arroyos. Las hipótesis planteadas se relacionan a la existencia de distintas respuestas estructurales del fitoplancton a diferencias en las condiciones ambientales determinadas por factores naturales y antropogénicos, y a su posible uso como indicadores de la calidad del agua en los arroyos estudiados.

Dentro del marco conceptual de esta tesis y a partir de las hipótesis y objetivos planteados en la introducción se presentan las siguientes conclusiones, de acuerdo a los estudios desarrollados en los distintos capítulos.

⊙ Existen variaciones entre la zona de Tandil y la zona Noreste en factores indirectos a gran escala, como la geomorfología y el uso de la tierra, que condicionan la expresión de factores directos a pequeña escala, como la velocidad de corriente, la turbidez y la carga de materia orgánica y nutrientes en los arroyos. Estos últimos factores, a su vez, determinaron diferencias en las asociaciones fitoplanctónicas.

Las concentraciones de bicarbonato+carbonato, calcio y magnesio, la velocidad de corriente y la concentración de oxígeno disuelto fueron significativamente mayores en los arroyos de la zona de Tandil. La concentración de sólidos totales en suspensión, la turbidez, la concentración de nutrientes disueltos (relacionados a la eutrofización) y las demandas de oxígeno (relacionadas a la contaminación orgánica) fueron significativamente mayores en los arroyos del Noreste bonaerense. La densidad fitoplanctónica total y la abundancia relativa de las euglenofitas fue significativamente mayor en los arroyos del Noreste, en tanto que la abundancia relativa de diatomeas fue mayor en los arroyos de la zona de Tandil (dada principalmente por la dominancia en las cabeceras de pennales ticoplanctónicas). Si bien la densidad fitoplanctónica total fue menor en los arroyos de Tandil que en los del Noreste, en el caso del sitio 3 del A° Tandileofú, ubicado aguas abajo de la ciudad de

Ayacucho, se registraron densidades de clorofitas similares a las halladas en arroyos del Noreste impactados por intensa actividad humana. De manera que en este sitio de la zona de Tandil el uso de la tierra y su efecto sobre la calidad del agua determinaron las asociaciones fitoplanctónicas en mayor medida que la geomorfología y los factores asociados a ésta.

© Los principales determinantes ecológicos de la composición específica de las asociaciones fitoplanctónicas fueron factores físicos naturales. Sin embargo, en los sitios con mayor presión antropogénica, estos factores se subordinaron a la calidad del agua.

Se pudieron identificar, mediante métodos multivariados directos de ordenación, tres asociaciones fitoplanctónicas vinculadas a distintas condiciones ambientales. Una, integrada por especies como *Fragilaria acus*, *Navicula tripunctata*, *Nitzschia draveillensis*, y *Rhoicosphenia abbreviata*, se relacionó a mayor velocidad de corriente y contenido de oxígeno del agua. Esta asociación fue principalmente característica de los sitios ubicados en la cuenca alta de los arroyos de la zona de Tandil, con menor impacto humano que los arroyos de la zona Noreste, dado por actividades agropecuarias extensivas. Otra asociación, compuesta por especies de euglenofitas loricadas como *Strombomonas fluviatilis*, *S. ovalis*, *Trachelomonas intermedia*, *T. planctonica* y *T. volvocina* se relacionó con los mayores valores de turbidez. Esta asociación fue característica de las cabeceras de los arroyos del Noreste, con moderado impacto humano, debido principalmente a actividades agropecuarias y hortícolas.

Estas dos asociaciones fitoplanctónicas fueron separadas por el gradiente primario del análisis multivariado, condicionado principalmente por factores físicos naturales como la velocidad de corriente y la turbidez.

Las dos asociaciones mencionadas, correspondientes a calidad del agua aceptable a muy buena, se diferenciaron de una tercera asociación, correspondiente a calidad del agua pobre a mala, de acuerdo a un segundo gradiente, vinculado al impacto humano.

La tercera asociación, compuesta por especies como *Phormidium chalybeum*, *Dictyosphaerium pulchellum*, *Golenkinia radiata*, *Monoraphidium arcuatum*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* y *N. umbonata*, se relacionó a los

valores más altos de DBO_5 y concentración de nutrientes disueltos. Esta asociación fue típica de los sitios con mayor impacto humano, dado por el uso urbano e industrial de la tierra más intenso de los arroyos estudiados.

⊙ En la estructura de las asociaciones fitoplanctónicas analizadas predominó la variación espacial sobre la variación estacional.

Con respecto a la variación espacial, como ya fuera mencionado en relación a la composición específica de las asociaciones fitoplanctónicas, en las cabeceras de los arroyos de Tandil dominaron las diatomeas pennales, en tanto que en las cabeceras de los arroyos de la zona Noreste el grupo que dominó con mayor frecuencia fue el de las euglenofitas loricadas. En ambas zonas la abundancia relativa y la densidad celular de clorofitas y cianobacterias aumentó hacia la desembocadura. La densidad fitoplanctónica total, en las cabeceras de los arroyos, en la mayoría de los muestreos, fue del orden de 10^3 o menor, aumentando aguas abajo, donde se observó en ocasiones un abundante desarrollo fitoplanctónico que alcanzó densidades del orden de 10^5 cél mL^{-1} . Los arroyos estudiados son pequeños sistemas fluviales de bajo número de orden, pero la reducida pendiente del área determina un tiempo de residencia del agua suficiente para que se registren elevadas densidades fitoplanctónicas. Los niveles de turbidez, dada la escasa profundidad, permiten el desarrollo algal, que es estimulado por la disponibilidad de nutrientes.

En relación a las variaciones estacionales, entre las variables ambientales se encontraron diferencias significativas sólo en la temperatura. En el fitoplancton hubo diferencias significativas en la densidad de cianobacterias, mayor en primavera y verano, en la de criptofitas, mayor en invierno y en la de dinoflagelados, mayor en verano; en tanto que en la densidad total y en la abundancia de euglenofitas, clorofitas y diatomeas no hubo diferencias estacionales significativas.

⊙ Los grupos funcionales **W1**, **W2**, **C**, **P**, **D**, **X1**, **J** y **F** fueron los más frecuentes en el fitoplancton de los arroyos pampeanos estudiados. Si bien las preferencias de estos grupos corresponden a las condiciones ambientales

generales de los arroyos, su empleo no permitió establecer claramente una relación con la calidad del agua y los usos de la tierra.

⊙ Con respecto a los descriptores fitoplanctónicos analizados en relación a los usos del suelo y su impacto en la calidad del agua, la densidad total y la densidad de algas muy tolerantes a la contaminación orgánica y la eutrofización aumentaron con el deterioro de la calidad del agua y la intensidad de los usos urbano e industrial de la tierra. Estos dos descriptores fueron los más estrechamente relacionados al grado de impacto humano.

Las densidades de clorofitas y euglenofitas no loricadas también aumentaron con el deterioro de la calidad del agua y con los usos urbano e industrial. Con una menor diversificación del uso de la tierra, limitado a la actividad agrícola-ganadera, y una mejor calidad del agua, se observó el incremento de la equitabilidad, la densidad de especies sensibles y el porcentaje de algas > a 10 μm .

⊙ En un corto tramo de 12 km del A° Rodríguez se evidenciaron respuestas estructurales del fitoplancton al gradiente de calidad del agua, que fueron acentuadas por la presencia de una discontinuidad hidráulica. Así, las algas unicelulares no flageladas, principalmente pequeñas (< 10 μm) clorococales euplanctónicas, resultaron favorecidas por el aumento en la concentración de fósforo pero también por la reducción del flujo del agua debida a la presencia de la laguna. Esto sugiere un efecto sinérgico de la discontinuidad hidráulica, entre el gradiente de contaminación creciente y el aumento del tiempo de residencia del agua, sobre las respuestas del fitoplancton aguas abajo.

⊙ A partir del estudio de los efectos del disturbio ocasionado por un dragado en un arroyo pampeano se observó, como consecuencia de la remoción de los sedimentos, un aumento inmediato en la concentración de sólidos en suspensión en la columna de agua, que redujo la penetración de la luz, y también un aumento posterior de los nutrientes disueltos. Estos cambios provocaron inicialmente una disminución significativa en la densidad fitoplanctónica total y en el número de especies, un aumento en la abundancia relativa de euglenofitas loricadas y en la concentración de feofitina "a" y

modificaciones en la composición específica. Posteriormente se produjo una recuperación en los patrones estructurales del fitoplancton mencionados, que fue más rápida en el sitio de cabeceras del arroyo, menos afectado por el impacto humano.

⊙ Como resultado de la realización de un bioensayo con una cepa silvestre de *Scenedesmus acutus* expuesta aguas arriba y aguas abajo del vertido de efluentes industriales en un arroyo, se observaron respuestas en la morfología celular y el crecimiento poblacional al deterioro de la calidad del agua. El tipo de estudio realizado es una herramienta útil para contribuir a la evaluación de la calidad ecológica en arroyos pampeanos.

Se registró un aumento significativo del tamaño de los pirenoides y del volumen celular, una disminución de la relación largo/ancho, un porcentaje mayor de células deformadas y una inhibición del crecimiento poblacional en los cultivos expuestos en el sitio ubicado aguas abajo de los efluentes con respecto al ubicado aguas arriba. El uso de una cepa silvestre de *S. acutus* tiene la ventaja de emplear una especie común en los arroyos pampeanos adaptada a sus condiciones ambientales. Además, al realizar el bioensayo *in situ* se testea el efecto toxicológico integrado de los contaminantes en las condiciones ambientales del arroyo.

⊙ Considerando la carencia de información bibliográfica acerca de las preferencias ecológicas de muchas especies importantes en los arroyos pampeanos, se estimaron los óptimos y tolerancias de las 39 especies fitoplanctónicas más frecuentes en los arroyos estudiados con respecto a variables físico-químicas. Estas especies incluyeron cianobacterias, diatomeas euplanctónicas y mayoritariamente euglenofitas y clorofitas. El estudio de su autoecología contribuye a fundamentar el uso de los datos de abundancia de las especies en biomonitoreo.

Sintetizando, se concluye que en los arroyos estudiados la composición específica estuvo determinada principalmente por variables físicas naturales en condiciones de escaso y moderado impacto humano, con el aumento del impacto antropogénico fueron determinantes las variables relacionadas a la

calidad del agua. Por otro lado, la densidad fitoplanctónica total y la densidad de algas muy tolerantes a la contaminación orgánica y la eutrofización fueron descriptores estrechamente relacionados con la intensidad del impacto humano y consecuentemente con el grado de deterioro de la calidad del agua.

Así, estos descriptores pueden ser considerados como los de mayor relevancia para ser usados como parte de la evaluación y monitoreo de la calidad del agua e integridad biótica en arroyos pampeanos.

En arroyos que atraviesan áreas de reducida pendiente como los arroyos pampeanos, donde el fitoplancton puede alcanzar un importante desarrollo, la utilización de esta asociación constituye una alternativa apropiada para la evaluación de la calidad del agua y para contribuir a definir la calidad ecológica de estos ecosistemas.

Perspectivas

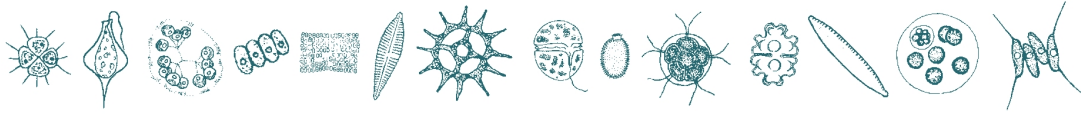
Recientemente Licursi (2005) estudió la taxocenosis de diatomeas bentónicas y Sierra (2009) el microbentos, ambos de arroyos pampeanos y en relación a disturbios antropogénicos.

Los resultados de los dos trabajos citados y los de la presente tesis indican que tanto los parámetros estructurales de la comunidad microbentónica, o de parte de ella (la taxocenosis de diatomeas), como los parámetros funcionales de esta comunidad, y también los parámetros estructurales del fitoplancton son útiles en la evaluación de los disturbios antropogénicos.

Existe una diferencia en la utilidad de las distintas asociaciones a escala espacial. Aquéllas bentónicas, por estar relacionadas a un sustrato, reflejan el disturbio a una escala local, mientras el plancton, que es transportado a lo largo del curso de agua, integra una escala espacial mayor. A esta ventaja del uso del fitoplancton para la evaluación de áreas mayores en programas de monitoreo de cuencas fluviales se suma la facilidad y rapidez con que se pueden obtener las muestras.

Con la realización de estudios que aborden aspectos funcionales y la ampliación de las bases de datos estructurales del fitoplancton, en el futuro se podrá afianzar el desarrollo de un índice para su uso en biomonitoreo de

arroyos pampeanos y también de ríos de esta región. Además, la combinación de distintas aproximaciones involucrando asociaciones bentónicas y planctónicas permitirá una evaluación de la integridad biótica cada vez más completa para estos sistemas fluviales de llanura y posibilitará la formulación de un protocolo que incluya distintos compartimientos biológicos para su monitoreo.



Anexo I



Lista de taxa identificados en el estudio del fitoplancton realizado para los distintos capítulos

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
Cyanobacteria				
<i>Anabaena aphanizomenoides</i> Forti	+	+		
<i>Anabaena sphaerica</i> var. <i>attenuata</i> Bharadwaja				
<i>Anabaena sphaerica</i> var. <i>tenuis</i> G. S. West		+		
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann		+		
<i>Chroococcus limneticus</i> Lemmermann		+		
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli		+		
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i> Nägeli		+		
<i>Jaaginema geminatum</i> (Meneghini ex Gomont) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Jaaginema metaphyticum</i> Komárek		+		
<i>Jaaginema pseudogeminatum</i> (Schmid) Anagnostidis & Komárek	+	+	+	
<i>Jaaginema quadripunctulatum</i> (Brühl et Biswas) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Jaaginema subtilissimum</i> (Kützing ex De Toni) Anagnostidis et Komárek		+	+	
<i>Komvophoron constrictum</i> (Szafer) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Leptolyngbya perelegans</i> (Lemmermann) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Leptolyngbya polysiphoniae</i> (Frémy) Anagnostidis		+		
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing		+		
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	+	+		
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing		+	+	
<i>Oscillatoria princeps</i> Vaucher ex Gomont		+		
<i>Oscillatoria proteus</i> Skuja		+		
<i>Oscillatoria simplicissima</i> Gomont		+		
<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle		+		
<i>Oscillatoria tenuis</i> Agardh ex Gomont		+	+	+
<i>Oscillatoria</i> sp. Vaucher	+	+	+	+
<i>Phormidium amoenum</i> Kützing		+	+	
<i>Phormidium articulatum</i> (Gardner) Anagnostidis et Komárek		+	+	
<i>Phormidium breve</i> (Kützing ex Gomont) Anagnostidis et Komárek	+	+		+
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mertens ex Gomont) Anagnostidis et Komárek	+	+	+	
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing ex Gomont) Anagnostidis		+		
<i>Phormidium diguetii</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Phormidium willei</i> (Gardner) Anagnostidis et Komárek				
<i>Planktolynngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg	+	+		+
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek	+	+		
<i>Planktothrix compressa</i> (Utermöhl) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Planktothrix</i> cf. <i>suspensa</i> (Pringsheim) Anagnostidis et Komárek		+		
<i>Pseudoanabaena catenata</i> Lauterborn	+	+	+	+
<i>Raphidiopsis mediterranea</i> Skuja				
<i>Spirulina laxa</i> G. M. Smith		+		
<i>Spirulina major</i> Kützing ex Gomont		+		
Euglenophyta				
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Euglena caudata</i> var. <i>minor</i> Deflandre	+	+	+	
<i>Euglena chlamydophora</i> Mainx				
<i>Euglena clavata</i> Skuja		+		

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Euglena deses</i> Ehrenberg	+	+	+	
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs				+
<i>Euglena gaumei</i> Allorge et Lefèvre		+	+	
<i>Euglena gibbosa</i> Schiller		+	+	
<i>Euglena hemichromata</i> Skuja		+		
<i>Euglena intermedia</i> (Klebs) Schmitz	+	+		
<i>Euglena intermedia</i> var. <i>brevis</i> Fritsch et Rich				
<i>Euglena klebsii</i> (Lemmermann) Mainx	+	+	+	
<i>Euglena limnophila</i> Lemmermann	+	+	+	+
<i>Euglena megalithus</i> Skuja				
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda		+	+	+
<i>Euglena pedunculata</i> (Johnson) Gojdics		+	+	
<i>Euglena</i> cf. <i>pringsheimii</i> Skvortzow	+	+		+
<i>Euglena proxima</i> Dangeard	+	+	+	
<i>Euglena pusilla</i> var. <i>longa</i> Playfair	+	+	+	
<i>Euglena retronata</i> Johnson				
<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg		+	+	+
<i>Euglena tripteris</i> (Dujardin) Klebs	+	+	+	
<i>Euglena viridis</i> Ehrenberg	+	+	+	
<i>Euglena</i> sp. 1	+	+		+
<i>Euglena</i> sp. 2	+	+		+
<i>Euglena</i> spp. Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Lepocinclis caudata</i> Da Cunha	+	+	+	
<i>Lepocinclis fusiformis</i> (Carter) Lemmermann emend. Conrad	+	+	+	+
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann		+		+
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>dimidio-minor</i> Deflandre		+	+	
<i>Lepocinclis ovum</i> var. <i>ecaudata</i> Deflandre	+	+	+	
<i>Lepocinclis salina</i> Fritsch		+	+	+
<i>Lepocinclis</i> spp. Perty		+	+	+
<i>Phacus acuminatus</i> Stokes		+		+
<i>Phacus aenigmaticus</i> Drezepolski	+	+	+	+
<i>Phacus agilis</i> Skuja		+	+	+
<i>Phacus anomalus</i> Fritsch et Rich		+	+	
<i>Phacus brachykentron</i> Pochmann	+	+	+	
<i>Phacus brevicaudatus</i> (Klebs) Lemmermann		+		
<i>Phacus caudatus</i> Hübner		+	+	
<i>Phacus</i> cf. <i>circumflexus</i> Pochmann	+	+		
<i>Phacus contortus</i> Bourrely		+	+	+
<i>Phacus curvicauda</i> Swirenko		+	+	+
<i>Phacus dangeardi</i> Lemmermann				
<i>Phacus ephippion</i> Pochmann				+
<i>Phacus granum</i> Drezepolski		+	+	+
<i>Phacus gregusii</i> Hortobágyi	+	+	+	
<i>Phacus hamatus</i> Pochmann		+	+	
<i>Phacus lefevrei</i> Bourrely	+	+	+	
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin	+	+	+	+
<i>Phacus longicauda</i> var. <i>insecta</i> Hüber-Pestalozzi		+	+	+
<i>Phacus onyx</i> Pochmann	+	+	+	+
<i>Phacus onyx</i> var. <i>symetrica</i> Tell et Zalocar		+		
<i>Phacus orbicularis</i> Hübner		+	+	+

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Phacus platalea</i> Drezepolski	+	+	+	+
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.Müller) Dujardin	+	+	+	
<i>Phacus polytrophos</i> Pochmann				+
<i>Phacus pyrum</i> (Ehrenberg) Stein	+	+		
<i>Phacus cf. stokesii</i> Lemmermann	+	+		
<i>Phacus swirenkoi</i> Skvortzow		+	+	
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzow	+	+	+	+
<i>Phacus undulatus</i> (Skvortzow) Pochmann		+	+	+
<i>Phacus unguis</i> Pochmann		+		
<i>Phacus</i> spp. Dujardin		+		+
<i>Strombomonas acuminata</i> var. <i>marssatii</i> Van Oye				
<i>Strombomonas eurystoma</i> (Stein) Popova	+	+		
<i>Strombomonas fluviatilis</i> (Lemmermann) Deflandre	+	+	+	+
<i>Strombomonas gibberosa</i> (Playfair) Deflandre		+		+
<i>Strombomonas girardiana</i> (Playfair) Deflandre				+
<i>Strombomonas girardiana</i> var. <i>triondulata</i> Tell et Zalocar		+		+
<i>Strombomonas gonitrachela</i> Balech & Dast.	+	+		
<i>Strombomonas ovalis</i> (Playfair) Deflandre	+	+	+	+
<i>Strombomonas scabra</i> (Playfair) Tell et Conforti		+	+	+
<i>Strombomonas scabra</i> var. <i>longicollis</i> (Playfair) Tell et Conforti		+		
<i>Strombomonas scabra</i> var. <i>ovata</i> (Playfair) Tell et Conforti		+		
<i>Strombomonas schauinslandii</i> (Lemmermann) Deflandre	+	+	+	
<i>Strombomonas tambowika</i> (Swirenko) Deflandre				+
<i>Strombomonas treubii</i> (Woloszynska) Deflandre	+	+	+	+
<i>Strombomonas treubii</i> var. <i>javanica</i> (Woloszynska) Deflandre		+		
<i>Strombomonas urceolata</i> (Stokes) Deflandre		+		
<i>Strombomonas verrucosa</i> (Daday) Deflandre	+	+	+	+
<i>Strombomonas verrucosa</i> var. <i>zmiewika</i> (Swirenko) Deflandre	+	+		
<i>Strombomonas</i> spp. Deflandre		+		+
<i>Trachelomonas abrupta</i> Swirenko emend. Deflandre				+
<i>Trachelomonas bernardinensis</i> Vischer emend. Deflandre		+	+	
<i>Trachelomonas euchlora</i> (Elenkin) Lemmermann		+		
<i>Trachelomonas globularis</i> (Awerinzeff) Lemmermann				
<i>Trachelomonas hirta</i> Da Cunha		+		
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) Stein		+		+
<i>Trachelomonas intermedia</i> Dangeard	+	+	+	+
<i>Trachelomonas irregularis</i> Swirenko		+	+	
<i>Trachelomonas lefevrei</i> Deflandre		+		
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann		+		+
<i>Trachelomonas oblonga</i> var. <i>australica</i> Playfair				
<i>Trachelomonas planctonica</i> Swirenko	+	+	+	+
<i>Trachelomonas planctonica</i> var. <i>flexicollis</i> Balech		+	+	
<i>Trachelomonas pseudobulla</i> Swirenko		+		
<i>Trachelomonas pulcherrima</i> Playfair				
<i>Trachelomonas robusta</i> Swirenko		+		
<i>Trachelomonas rotunda</i> Swirenko emend. Deflandre		+	+	+
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swirenko		+		+
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> var. <i>punctata</i> (Skvortzow) Bourrelly				
<i>Trachelomonas</i> spp. Ehrenberg		+	+	+

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
Cryptophyta				
<i>Chroomonas cf. nordstedtii</i> Hansgirg	+	+	+	
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	+	+	+	
<i>Cryptomonas erosa</i> var. <i>reflexa</i> Marsson	+	+	+	
<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg				
<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja	+	+	+	
Pyrrophyta				
<i>Gymnodinium</i> spp. Stein	+	+	+	+
<i>Peridinium</i> spp. Ehrenberg		+		+
Quiste		+		
Chlorophyta				
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	+	+	+	
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (Reinsch) Korchikoff				
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	+	+		
<i>Chlamydomonas cf. globosa</i> Snow	+	+		+
<i>Chlorolobion saxatile</i> (Komárková-Legnerová) Komárek				
<i>Closterium acerosum</i> (Schrank) Ehrenberg	+	+	+	
<i>Closterium aciculare</i> T. West	+	+	+	+
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i> (Lemmermann) Krieger	+	+		
<i>Closterium cornu</i> Ehrenberg		+		
<i>Closterium gracile</i> Brébisson		+		
<i>Closterium idiosporum</i> W. & G. S. West		+		
<i>Closterium lanceolatum</i> Kützing	+	+	+	
<i>Closterium libellula</i> Focke	+	+		
<i>Closterium lunula</i> (O. F. Müller) Nitzsch	+	+		
<i>Closterium moniliferum</i> (Bory) Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Closterium parvulum</i> Nägeli		+		
<i>Closterium peracerosum</i> Gay		+		
<i>Closterium pronum</i> Brébisson	+	+		
<i>Closterium strigosum</i> Brébisson				
<i>Closterium venus</i> Kützing	+	+		
<i>Closterium</i> spp. Nitzsch	+	+		
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli in A. Braun	+	+	+	+
<i>Cosmarium subtumidum</i> var. <i>minor</i> (Kützing) Rabenhorst				+
<i>Cosmarium undulatum</i> var. <i>minutum</i> Wittrock		+		
<i>Cosmarium</i> spp. Corda		+		+
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	+	+	+	+
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) W. & G. S. West	+	+	+	
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	+	+	+	+
<i>Desmodesmus armatus</i> (Chodat) E. Hegewald	+	+	+	+
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) An, Friedl et E. H. Hegewald		+		
<i>Desmodesmus intermedius</i> (Chodat) E. H. Hegewald	+	+	+	+
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G. Richter) E. H. Hegewald	+	+	+	+
<i>Desmodesmus pannonicus</i> (Hortobágyi) E. H. Hegewald				+
<i>Desmodesmus perforatus</i> (Lemmermann) E. H. Hegewald				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	+	+	+	+
<i>Dictyosphaerium subsolitarim</i> Van Goor	+	+	+	+
<i>Didimocystis bicellularis</i> (Chodat) Komárek		+	+	+
<i>Euastrum dubium</i> Nägeli		+		
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg		+		

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindak) Komárek		+		
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	+	+	+	
<i>Hyaloraphidium rectum</i> Korschikoff		+		
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin	+	+	+	+
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Moebius		+		
<i>Kirchneriella obesa</i> (W. West) Schmidle	+	+	+	
<i>Korshikoviella limnetica</i> (Lemmermann) Silva		+		
<i>Lagerheimia balatonica</i> (Scherffel in Kol) Hindák				
<i>Lagerhemia marssonii</i> Lemmermann		+		
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korsikov) Hindák	+	+	+	+
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard		+		
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	+	+	+	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	+	+	+	+
<i>Monoraphidium komarkovae</i> Nygaard	+	+	+	+
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	+	+	+	+
<i>Monoraphidium mirabile</i> (W. & G. S. West) Pankow		+		
<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Komárková-Legnerová	+	+		
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G. S. West) Komárková-Legnerová	+	+	+	+
<i>Neodesmus</i> sp. Hindák				
<i>Oocystis borgei</i> Snow		+	+	
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat		+		+
<i>Oocystis parva</i> W. & G. S. West		+		
<i>Oocystis</i> spp. A. Braun		+		
<i>Pandorina morum</i> Bory	+	+	+	+
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini		+		
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	+	+		
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs		+		
<i>Pediastrum tetras</i> var. <i>tetraodon</i> (Corda) Hansgirg		+		
<i>Pyrobotrys gracilis</i> Korschikoff		+		+
<i>Quadricoccus laevis</i> Fott		+		
<i>Quadricoccus ellipticus</i> Hortobágyi	+	+	+	
<i>Scenedesmus aculeolatus</i> Reinsch				
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	+	+	+	+
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	+	+	+	+
<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann		+		
<i>Scenedesmus arcuatus</i> var. <i>platydiscus</i> G. M. Smith		+		
<i>Scenedesmus armatus</i> var. <i>semigranulatus</i> Uherkovich		+		
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedusenko-Shchegoleva	+	+	+	+
<i>Scenedesmus brevispina</i> (G.M. Smith) Chodat				+
<i>Scenedesmus columnatus</i> Hortobágyi				
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerhiem		+	+	+
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	+	+	+	
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek	+	+		
<i>Scenedesmus disciformis</i> f. <i>obiciturus</i> (Uherkovich) Komárek	+	+	+	+
<i>Scenedesmus dispar</i> (Brébisson) Rabenhorst				
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat	+	+	+	+
<i>Scenedesmus gutwinskii</i> var. <i>heterospina</i> Bodrogk.	+	+		
<i>Scenedesmus heteracanthus</i> Guerrero				
<i>Scenedesmus insignis</i> (W. & G. S. West). Chodat				
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>acaudatus</i> Hortobágyi	+	+		+

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>balatonicus</i> Hortobágyi	+	+	+	+
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>bicaudatus</i> Hortobágyi	+	+	+	+
<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek				
<i>Scenedesmus nanus</i> Chodat	+	+	+	+
<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen	+	+	+	+
<i>Scenedesmus opoliensis</i> var. <i>aculeatus</i> Hortobágyi		+		
<i>Scenedesmus opliensis</i> var. <i>mononensis</i> Chodat				+
<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat				
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>pecsensis</i> Huherkovich		+	+	+
<i>Scenedesmus polyglobulus</i> Hortobágyi		+		
<i>Scenedesmus pseudoarmatus</i> Hortobágyi		+		
<i>Scenedesmus pseudogranulatus</i> Massjuk		+		
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson sensu Chodat	+	+	+	+
<i>Scenedesmus quadricauda</i> var. <i>longispina</i> (Chodat) G. M. Smith	+	+	+	
<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortobágyi	+	+		
<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chodat		+		
<i>Scenedesmus smithii</i> Teiling		+		
<i>Scenedesmus sooi</i> var. <i>tiszae</i> Uherkovich				
<i>Scenedesmus</i> spp. Meyen		+		
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	+	+	+	+
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat sensu auct. post.		+		+
<i>Staurastrum angulatum</i> var. <i>platicum</i> W & G. S. West	+	+		
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs		+		
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen		+		
<i>Staurastrum punctulatum</i> Brébisson	+	+		
<i>Staurastrum</i> spp. Meyen		+		
<i>Tetrachlorella incerta</i> Hindák				
<i>Tetrademus crocini</i> Fott & Komárek				
<i>Tetraedron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg sensu Skuja		+	+	
<i>Tetranephris brasiliensis</i> Leite et Bicudo				
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstron & Tiffany	+	+	+	+
<i>Tetrastrum heteracanthum</i> (Nordstedt) Chodat		+		+
<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindak		+	+	
<i>Thorakochloris nygaardii</i> Komárek				
<i>Ulothrix</i> cf. <i>subconstricta</i> G. S. West		+		+
Chrisophyta Chrisophyceae				
<i>Mallomonas</i> spp. Perty	+	+		
<i>Synura</i> spp. Ehrenberg	+	+		+
Chrisophyta Bacillariophyceae				
Centrales				
<i>Actinocyclus normanii</i> (Gregory) Hustedt		+		
<i>Actinocyclus normanii</i> f. <i>subsalsa</i> (Juhlin-Dannfelt) Hustedt	+	+		
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	+	+		
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	+	+		
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. F. Müller) Simonsen	+	+		
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt		+		
<i>Cyclotella meduanae</i> Germain		+		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	+	+	+	+
<i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow	+	+		

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Cyclotella</i> spp. (Kützing) Brébisson	+	+	+	
<i>Melosira varians</i> Agardh	+	+	+	+
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère		+		
<i>Skeletonema</i> spp. Greville	+	+		
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	+	+		
<i>Thalassiosira</i> cf. <i>faurii</i> (Gasse) Hasle		+		
<i>Thalassiosira hasleae</i> Cassie & Dempsey	+	+		
<i>Thalassiosira rudolfi</i> (Bachmann) Hasle		+		
Central no identificada		+	+	
Pennales				
<i>Achnanthes</i> spp. Bory		+		
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman et Archibald		+		
<i>Amphora veneta</i> Kützing	+	+	+	
<i>Amphora</i> spp. Ehrenberg	+	+		
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin		+		
<i>Caloneis ventricosa</i> (Ehrenberg) Meister		+		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg		+		
<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann	+	+	+	
<i>Craticula ambigua</i> (Ehrenberg) Mann	+	+	+	
<i>Craticula halophila</i> (Grunow ex Van Heurck) Mann		+	+	+
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner		+		
<i>Cymbella</i> spp. Agardh		+		
<i>Denticula kuetzingii</i> Grunow		+		
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing		+	+	
<i>Diploneis pseudovalis</i> Hustedt	+	+	+	
<i>Diploneis</i> spp. Ehrenberg	+	+	+	
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) Mann	+	+		+
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot				
<i>Eolimna subminuscula</i> (Manguin) Lange-Bertalot				
<i>Epithemia sorex</i> Kützing		+		
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills		+		
<i>Eunotia circumborealis</i> Nörpel & Lange-Bertalot		+		
<i>Eunotia</i> sp. Ehrenberg			+	
<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann		+		
<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	+	+		+
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières	+	+	+	
<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni				
<i>Gomphonema affine</i> Kützing				+
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg				
<i>Gomphonema grovei</i> var. <i>lingulatum</i> (Hustedt) Lange-Bertalot				
<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh				
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	+	+	+	
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	+	+	+	+
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot		+		
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg		+		
<i>Gomphonema</i> spp. Agardh	+	+	+	+
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	+	+	+	
<i>Gyrosigma</i> spp. Hassall		+		
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow		+		

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin et Witkowski		+	+	
<i>Navicula angusta</i> Grunow		+		
<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow		+		
<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs in Pritchard				
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	+	+	+	+
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot				
<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot	+	+		
<i>Navicula exigua</i> (Gregory) Grunow		+		
<i>Navicula gastrum</i> var. <i>signata</i> Hustedt		+		
<i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H. L. Smith		+		
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	+	+	+	+
<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg	+	+		
<i>Navicula leptostriata</i> Jorgensen	+	+		
<i>Navicula notha</i> Wallace				
<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing		+		
<i>Navicula</i> cf. <i>pseudotuscula</i> Hustedt				+
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	+	+		
<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory	+	+		
<i>Navicula veneta</i> Kützing				
<i>Navicula</i> spp. Bory	+	+		+
<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt	+	+	+	
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. M. Smith	+	+		
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	+	+		
<i>Nitzschia angustata</i> Grunow		+		
<i>Nitzschia brevissima</i> Grunow	+	+	+	
<i>Nitzschia calida</i> Grunow		+		
<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst	+	+		
<i>Nitzschia draveillensis</i> Coste & Ricard	+	+	+	+
<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck	+	+		
<i>Nitzschia filiformis</i> var. <i>conferta</i> (Ritcher) Lange-Bertalot		+		
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	+	+	+	
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	+	+	+	+
<i>Nitzschia frustulum</i> var. <i>bulnhemiana</i> (Rabenhorst) Grunow		+		
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	+	+	+	+
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	+	+	+	
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>subtilis</i> (Grunow) Hustedt		+		
<i>Nitzschia littoralis</i> Grunow		+		
<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow		+	+	+
<i>Nitzschia nana</i> Grunow		+	+	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	+	+	+	+
<i>Nitzschia paleaceae</i> Grunow	+	+	+	
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch	+	+		+
<i>Nitzschia reversa</i> W. M. Smith	+	+		
<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith	+	+	+	
<i>Nitzschia</i> spp. Hassall	+	+	+	+
<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	+	+	+	+
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst	+	+		
<i>Pinnularia apendiculata</i> (C. Agardh) Cleve				
<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg		+		
<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve		+		

Taxa	Cap.1		Cap.2	Cap.3
	CD1	CD2		
<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	+	+	+	+
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve		+	+	+
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	+	+	+	+
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg		+		
<i>Pinnularia</i> spp. Ehrenberg	+	+		+
<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot		+		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot	+	+	+	+
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) O. Müller		+		
<i>Rhopalodis gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller		+		
<i>Sellaphora pupula</i> Kützing		+	+	+
<i>Staurosira construens</i> (Ehrenberg) Williams & Round		+		
<i>Surirella angusta</i> Kützing		+		
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer & Lange-Bertalot	+	+	+	
<i>Surirella ovalis</i> Brébisson		+		
<i>Surirella tenera</i> Gregory	+	+	+	
<i>Surirella</i> spp. Turpin		+		+
<i>Tryblionella apiculata</i> Gregory	+	+		
<i>Tryblionella hungarica</i> (Grunow) Mann	+	+	+	+
<i>Tryblionella levidensis</i> W. Smith		+		
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	+	+	+	+
Pennal no identificada	+	+	+	+

Tabla anexa. Taxa identificados en el estudio del fitoplancton de arroyos pampeanos. La lista completa corresponde a los taxa identificados en la totalidad de los muestreos realizados (CD3), estos datos se utilizaron en el Capítulo 1 y en el Capítulo 5. Los taxa identificados en las muestras de invierno de 1998 (CD1) y los taxa identificados en las muestras de los 7 muestreos estacionales (CD2) se indican con un signo (+), estos datos fueron utilizados en el Capítulo 1. También se indican con un signo (+) los taxa identificados correspondientes al Capítulo 2 y al Capítulo 3.



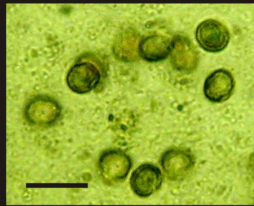
Gomphonema parvulum



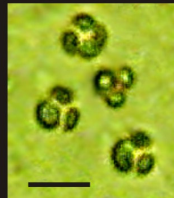
G. parvulum



Oocystis borgei



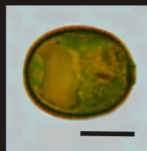
Dictyosphaerium pulchellum



D. pulchellum



Scenedesmus acuminatus
y *D. pulchellum*



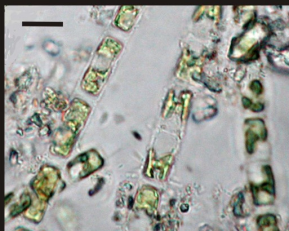
Trachelomonas intermedia



Monoraphidium arcuatum



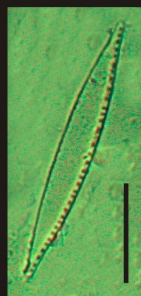
Oscillatoria princeps



Skeletonema sp.



Pandorina morum

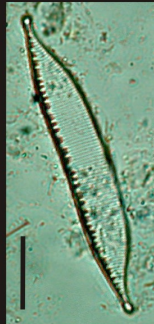


Nitzschia palea

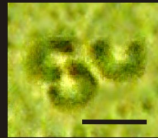


Rhopalodia gibba

Fotografías de algunas algas identificadas durante el estudio del fitoplancton.
Las escalas que acompañan a las fotografías representan 10 μm .



Hantzschia amphioxys



Kirchneriella contorta



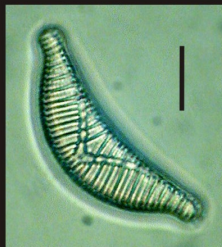
Crucigeniella rectangularis



Scenedesmus opoliensis
var. *mononensis*



Crucigenia quadrata



Epithemia sorex



Scenedesmus quadricauda



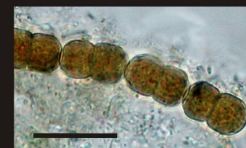
Actinastrum hantzschii



Pediastrum boryanum



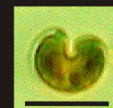
Scenedesmus intermedius
var. *acaudatus*



Komvophoron constrictum

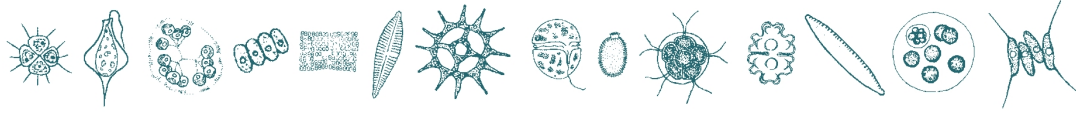


Ulnaria ulna



Kirchneriella
obesa

Fotografías de algunas algas identificadas durante el estudio del fitoplancton.
Las escalas que acompañan a las fotografías representan 10 μm .



Anexo II



Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities*

Delia E. Bauer¹, Maria E. Conde² and Nora Gómez³

With 10 figures and 5 tables

Abstract: The structure and dynamics of the phytoplankton related to water quality and hydraulic characteristics were studied in a 12 km reach of the Rodríguez Stream, a tributary of the Río de la Plata, in Argentina. This stream includes a small artificial pond. Samples were taken seasonally along a year at three sites at the stream and once at the pond. Water quality according to physical and chemical parameters was better at site 1 than at downstream sites. Changes in phytoplankton assemblages descriptors were observed with increasing nutrients and water residence time. The spatial water quality changes are coincident with the hydraulic discontinuity. This situation suggests a synergic effect among the phytoplanktonic descriptors that were analyzed. There was a high percentage of species belonging to euglenoids followed by green algae and diatoms. Loricated euglenoids were dominant at site 1, chlorococcalean greens dominated at the pond and decreased progressively downstream, at sites 2 and 3. *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* and *N. umbonata* were abundant in the latter sites, where current velocity increased. Our results also show the integrating character of the phytoplankton in this small stream where it can reach considerable development due to the low gradient ($<10^{-3}$), and specially to the presence of the pond.

Key words: Phytoplanktonic descriptors, Rodríguez Stream, Argentina.

Introduction

The running waters of the Pampean Plain are characterized by low discharge, resulting from the shallow gradient, which increases water residence times. Canalisation of the water course increases water flow in order to reduce flooding which is a common hydraulic disturbance. On the other hand, inputs of nu-

Author's address: Institute of Limnology «Dr. R. A. Ringuelet» C.C. 712 (1900) La Plata, Argentina.
e-mail: debauer@ilpla.edu.ar.

¹ CIC-UNLP

² UNLP

³ CONICET - UNLP

* Scientific Contribution N°682 of the Institute of Limnology «Dr. R. A. Ringuelet».

trients, organic matter and toxic compounds are the most frequent pollution-induced disturbances in these running waters (AGOSBA-OSN-SIHN 1994).

It has been much discussed to what extent river phytoplankton is made up by the development of benthic algae, limnoplankton inocula, or by a potamoplankton distinguishable as a discrete functional group of riverborne algae that reach a greater development in storage zones of large rivers. The existence of potamoplankton has been accepted and also, more recently, that it can occur in not particularly large rivers (REYNOLDS 1988, 1992, 1995, 1996). Although there is an extensive literature about river phytoplankton (Rojo et al. 1994, O'FARREL 1994), few studies have focused on stream phytoplankton (TANGORRA et al. 1998, GARCÍA DE EMILIANI 1993-1994, MACLUF et al. 1998, SANTOS & ROCHA 1998).

Similarly, the utility of phytoplankton as a water quality indicator has been much discussed. The monitoring of benthic algae, specially diatoms, to assess the trophic condition and the pollution levels in rivers is common in the Northern Hemisphere, also the monitoring of phytoplankton in large rivers, but not in small rivers or streams (WHITTON et al. 1991, WHITTON & ROTT 1996, PRYGIEL et al. 1999).

The aim of this study was to describe the seasonal and spatial variability of the phytoplankton. Moreover, we tried to find out if the phytoplankton is a suitable indicator of environmental conditions in Rodríguez Stream, a small lowland stream tributary of the Río de la Plata in Argentina. For this purpose we have selected some of the descriptors proposed by REYNOLDS (1984) to characterize the phytoplankton: specific species composition, abundance, major taxonomic groups, physiognomic groups and size. Planktonic or benthic habit and some biotic indices were also assessed to determine which of them were more useful as descriptor of environmental changes. These descriptors were related to water quality and hydraulic characteristics.

Study area

The Rodríguez Stream is located in the Pompano Plain, where there is a temperate-humid climate, close to La Plata City. In the sampling year (1998-99) the mean annual temperature was 16.4 °C and the mean annual precipitation 1019 mm, values close to the historical averages, but the summer was rainy and the other seasons dry in relation to the seasonal historical averages.

The total length of the stream is 22 km, in this short distance it does not exceed second order status. At sampling site 1 (Fig. 1, Table 1) the stream bed is composed of clay and silt while the sediments at sites 2 and 3 are characterized by a greater percentage of larger grain sizes. Morphometric and hydraulic characteristics of the sampling sites are listed in Table 1. A dam upstream of site 2 has created a small artificial pond in a country club. This favours water retention and modifies the stream discharge

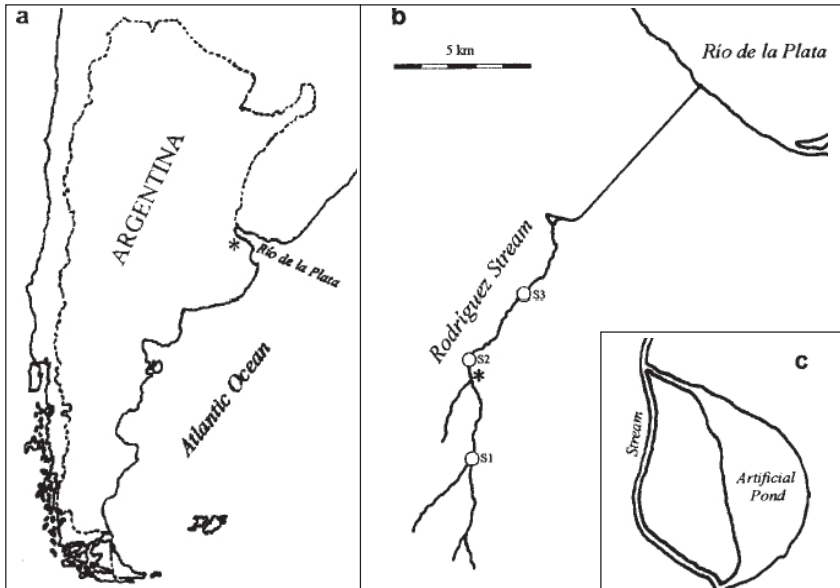


Fig. 1. a) Map of Argentina showing the location of the studied stream marked with an asterisk. b) Rodríguez Stream showing the three sampling sites and the location of the small artificial pond marked with an asterisk. c) Detail of the small artificial pond connected to the stream.

Table 1. Geographic location and average values of the morphometric and hydraulic characteristics of the sampling sites.

Sites	Site 1 (S1)	Site 2 (S2)	Site 3 (S3)
Latitude	34°56'49"S	34°54'15"S	34°52'04"S
Longitude	58°05'12"W	58°03'47"W	58°01'36"W
Depth (m)	0.38	0.20	0.20
Width (m)	3.25	3.00	4.00
Flow (m/s)	0.13	0.14	0.28
Discharge (m ³ /s)	0.16	0.08	0.22

downstream (Table 1). In the area of sampling sites 1 and 2, horticulture and extensive cattle raising are carried out and upstream site 2 is a meat packing company. The stream goes through a suburban area where site 3 is located. The last stream reach is canalised and was not included in this study.

This stream lacks of autochthonous riparian vegetation but where it goes through the suburban area several reaches are forested with foreign species. At site 1 there are few hydrophytes, but they are abundantly developed in downstream sites. Among the most abundant are *Sagittaria montevidensis* CHAM. and SCHL., *Roripa nasturtium aquaticum* (L.) HAYEK, *Hidrocleis nymphoides* (WILD.) BUCHENAU, *Alternanthera fi-*

loxeroides (MART.) GRISEB., *Hydrocotyle bonariensis* LAM. and *Polygonum punctatum* ELLIOT. At sampling sites 2 and 3 there is a great development of filamentous algae, that grow attached to the substratum, where the chlorophyte *Cladophora* sp. KÜTZ. dominated.

Material and methods

Samples were taken seasonally throughout an annual cycle (winter 1998-autumn 1999) at the end of each season. The three sampling sites located along Rodríguez Stream (Table 1, Fig. 1) were related to different land uses in the catchment. The phytoplankton of the pond was also sampled, at the same time as the other three sites, during summer 2001 in order to determine its influence over the sites downstream. A total of fifteen triplicate samples were collected.

Temperature, dissolved oxygen (Oxymeter 600-ESD), conductivity, pH (Hanna HI 8633) turbidity (Turbidity meter 800-ESD) and flow (Flow Meter Global water) were measured with portable meters. Water samples to be analysed for the dissolved inorganic nutrients were filtered immediately through glass fiber filters (Whatman GF/C) and, together with samples for biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand, were stored at 4°C until arrival at the laboratory. Soluble reactive phosphorus, nitrite and ammoniacal nitrogen were determined colorimetrically, nitrate was reduced to nitrite before colorimetric measurement. BOD was determined after 5 days incubation at 20°C and COD by oxidation with potassium dichromate in acid medium. All these determinations were made according to MACKERETH et al. (1978).

Qualitative and quantitative samples were collected and preserved with formalin (final concentration 2 %) for the phytoplankton analysis. Counts were done with an inverted microscope at 600 x, using 5, 10 or 20 ml sedimentation chambers according to the amount of algae and suspended solids, and were settled at least twelve hours. The algae cell was the counting unit. Enough algae were counted to obtain an accuracy of 20 % in the density estimates of the more abundant species (LUND et al. 1958). The entire chamber was examined to find the scarcer species.

Subsamples were used for the identification of diatoms. They were cleaned with H₂O₂ and washed thoroughly using distilled water and then mounted on microscopic slides with Naphrax(R). These slides and qualitative sample material for other algae that were difficult to identify were examined at 1500 x using a phase contrast microscope. The following references were used for taxonomic identification: BOURRELY (1968, 1970, 1972), DESIKACHARY (1950), GUARRERA et al. (1968, 1972), HUBER-PESTALOZZI (1955), HUSTEDT (1930), KOMAREK & ANAGNOSTIDIS (1999), KOMAREK & FOTT (1983), KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991 a and b), PATRICK & REIMER (1966, 1975), TELL & CONFORTI (1986), YACUBSON (1965).

Relative abundance of algae <10µm and >10µm, of major taxonomic groups and physiognomic groups (according to REYNOLDS 1984 classification), Shannon & Weaver (H' and E), Margalef species richness (R₁) (LUDWIG & REYNOLDS 1988) and saprobity (S) indices (SLÁDECEK 1973, SLÁDECEK & SLÁDECKOVÁ 1998) were used as descriptors of the phytoplankton changes

The species with cell densities greater than 1 % of total density for each sample or that were present in at least two samples of the seasonal sampling, were included in the list of species from this stream (Table 2).

Statistical analysis

The degree of relationship between samples was assessed as species presence-absence using a cluster analysis by means of the bootstrapping method, using Jaccard similarity coefficient and unweighted pair-group average linkage procedure. The former analysis was performed with the species from Table 2, which excludes excessively rare species from the multivariate analysis because they confound the total analysis (DEL GIORGIO 1991), we extend this criterion to the abundance.

Ordination of samples, based on the physical and chemical variables was performed using principal component analysis (PCA). Data which were not normally distributed were normalized, ammonium nitrogen was square root transformed and turbidity, COD, nitrate and nitrite nitrogen were \log_{10} transformed.

Another ordination of samples, this time based on relative abundance data of the major taxonomic groups was also performed using PCA. This analysis was computed using the variance-covariance matrix to maintain the importance of the dominant groups (PLA 1986).

The PCA axis axes were selected using the following criteria: (i) axis eigenvalues greater than average data variance, (ii) axis located above the inflection point in the scree plot (PLA 1986). The first axis of the first PCA was selected to evaluate the association between water quality and biological variables, because it accounts for the greatest variability (50.9 %). The r^2 was calculated with the scores in the first axis and relative abundances of smaller than 10 gm algae, major taxonomic groups and physiognomic groups. In transformed total density and raw biotic indices and number of species data. Pairwise correlations were calculated between biological variables and physical, chemical and hydrological (current velocity) variables to examine more detailed relationships with each environmental factor.

Results

Water quality and hydraulic characteristics

The Rodríguez Stream contains hard water with an alkaline pH (author's unpublished information). Dissolved oxygen, turbidity and pH decreased downstream. Conductivity, nutrients, BOD5 and COD increased strongly in site 2.

Conductivity and soluble reactive phosphorus were higher at site 2 than at site 3 while, in contrast the various forms of nitrogen increased from site 2 to site 3 (Table 3). The lowest nitrate and ammonium nitrogen values and high dissolved oxygen values were recorded in the spring samples. The lowest COD, conductivity and pH values and highest ammoniacal nitrogen values were recorded in summer.

Table 2. List of the species with cell densities greater than 1 % of total density for each sample or present in at least two samples found in the seasonal sampling at Rodríguez Stream.**Cyanophyta**

Jaaginema pseudogeminatum (SMICHD) ANAG. et KOM.
Microcystis spp. KÜTZ
Phormidium amoenum KÜTZ.
P. articulatum (GARDN.) ANAG. et KOM.
P. chalybeum var. *insulare* (GARDN.) TELL
P. tenue (AG. ex GOM.) ANAG. et KOM.
P. Sp. 1
Pseudoanabaena catenata LAUTERBORN

Euglenophyta

Euglena acus EHR.
E. gaumei ALL. et LEF.
E. proxima DANG.
E. spirogyra EHR.
E. viridis EHR
E. sp. 1
E. sp. 2
E. sp. 3
Lepocinclis fusiformis (CARTER) LEMM. emend. CONR
L. ovum var. *ecaudata* DEFL.
L. sp. 1
Phacus aenigmaticus DREZ.
P. agilis SKUJA
P. anomalus FRITSCH et RICH
P. contortus BOURR.
P. curvicauda SWIR.
P. granum DREZ.
P. gregusii HORTOB.
P. hamatus POCHM.
P. longicauda (EHR.) DUJ.
P. orbicularis HÜBN.
P. platea DREZ.
P. pleuronectes (MÜLL.) DUJ.
P. undulatus (SKV.) POCHM.
Srombomonas fluviatilis (LEMM.) DEFL.
S. scabra (PLAYFL.) TELL et CONT.
S. treubii (WOL.) DEFL.
S. verrucosa (DADAY) DEFL.
Trachelomonas intermedia DANG.
T. planctonica SWIR.
T. rotunda SWIR.

Pyrrophyta

Chroomonas spp. EHR.
Cryptomonas erosa EHR.

Chlorophyta

A. hantzschii LAGERH.

Coelastrum microporum NÄG.
Crucigenia tetrapedia (KIRCHN.) W. & G. S. WEST
Crucigeniella rectangularis (NÄG.) KOM
Dictyosphaerium pulchellum WOOD
D. subsolitarium VAN GOOR
Didymocystis bicellularis (CHOD.) KOM.
Golenkinia radiata (CHOD.)
Kircheriella obesa (W. WEST) SCHMIDLE.
Monoraphidium arcuatum (KORS.) HIND.
M. contortum (THUR.) KOM.-LEGN.
M. griffithi (BERK.) KOM.-LEGN.
M. komarkovae NYG.
M. minutum (NÄG.) KOM.-LEGN.
M. tortile (W. & G.S. WEST) KOM.-LEGN.
Pandorina morum BORY
Scenedesmus acuminatus (LAGERH.) CHOD.
S. acutus MEYEN
S. dimorphus (TURP.) KÜTZ.
S. eornis (EHR.) CHOD.
S. intermedius CHOD.
S. quadricauda (TURP.) BRÉB.
Tetrastrum glabrum (ROLL) AHLSTR. & TIFF.

Chrysophyta

Cyclotella meneghiniana KÜTZ.
Diploneis spp. EHR.
Fragilaria capucina DESMAZIÉRES
Gomphonema clavatum EHR.
G. olivaceum (HORNEMANN) BRÉB.
G. parvulum (KÜTZ.) KÜTZ.
G. spp. EHR.
Melosira varians AG.
Navicula accomoda HUST.
N. cryptocephala KOTZ.
N. cuspidata KÜTZ. (KÜTZ.)
N. gregaria DONKIN
N. halophila (GRUN.) CL.
N. leptostriata JORGENSEN
N. pupula KÜTZ.
Nitzschia acicularioides HUST.
N. frustulum (KÜTZ.) GRUN.
N. gracilis HANTZSCH
N. microcephala GRUN.
N. palea (KÜTZ.) W. SM.
N. sigma (KÜTZ.) W. SM.
N. umbonata (EHR.) LANG.-BERTAL.
Pinnularia spp. EHR.

Table 3. Average values, maxima and minima between brackets, of the water physical and chemical parameters to the three sampling sites.

	S1	S2	S3
Temperature (°C)	16.7 (22.0-11.2)	17.3 (25.5-11.0)	16.3 (24.5-11.0)
DO (mg/l)	7.3 (9.9-5.2)	5.7 (8.6-2.9)	5.4 (8.1-2.9)
Conductivity (µS/cm)	691 (867-548)	1431 (1823-882)	1218 (1450-1087)
Turbidity (NTU)	47(67-23)	24(29-17)	18(27-10)
COD (mg/l)	42(76-22)	102 (196-51)	77(147-43)
BOD ₅ (mg/l)	6(8-4)	32(44-24)	33(42-26)
SRP (mg/l)	0.71 (1.84-0.21)	4.56 (5.37-3.73)	3.37 (4.22-2.11)
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	0.20 (0.56-0.02)	0.34 (1.11-0.02)	0.37 (0.80-0.07)
NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	0.05 (0.15-0.01)	0.54 (0.96-0.05)	0.65 (1.20-0.19)
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	0.17 (0.27-0.06)	5.66 (9.06-0.02)	8.87 (15.03-0.82)
pH	8.3 (8.5-7.8)	7.8 (8.1-7.5)	7.8 (8.1-7.5)

BOD₅ (+), SRP (+), NO₃⁻-N (+), conductivity (+), pH (-) and turbidity (-), weighted heavily in the first axis (50.9 % of the variability) of the PCA based on physical and chemical variables. Dissolved oxygen (+) and NH₄⁺-N (-) weighted heavily in the second axis (24.9 % of the variability) (Fig. 2 a). As a result of averaging the scores according to sampling sites and seasons (Fig. 2b), on axis 1 predominated spatial variation; site 1, associated with better water quality, was located far to the left, and the two other sites were grouped to the right. Axis 2 was related to seasonality and the major fluctuations were observed in spring and summer.

Regarding the hydraulic characteristics, the maximum flow rates were 0.17, 0.24y 0.37m/s at sites 1, 2 and 3, respectively, giving water residence time of about eleven hours between the source and sampling site 1, eight hours between sites 1-2 and five hours between sites 2 and 3. The small artificial pond connected to the stream (Fig. 1 b) has a residence time of about one week, although this is variable because it is regulated to obtain a constant volume for recreational purposes.

Taxonomic composition and abundance of the phytoplankton

We recorded 146 taxa: 36 % Euglenophyta, 29 % Chlorophyta, 28 % Bacillariophyceae, 5 % Cyanophyta and the remainder Pyrrophyta (Chryptophyceae and Dinophyceae). The number of species recorded in each sample increased downstream. As a result of cluster analysis based on presence-absence species data (Fig. 3), two major groups were formed: one of these only included site 1 and the other sites 2 and 3. *Trachelomonas intermedia* was exclusive to the first group, while the clorococcalean *Golenkinia radiata* and the pennate diatoms

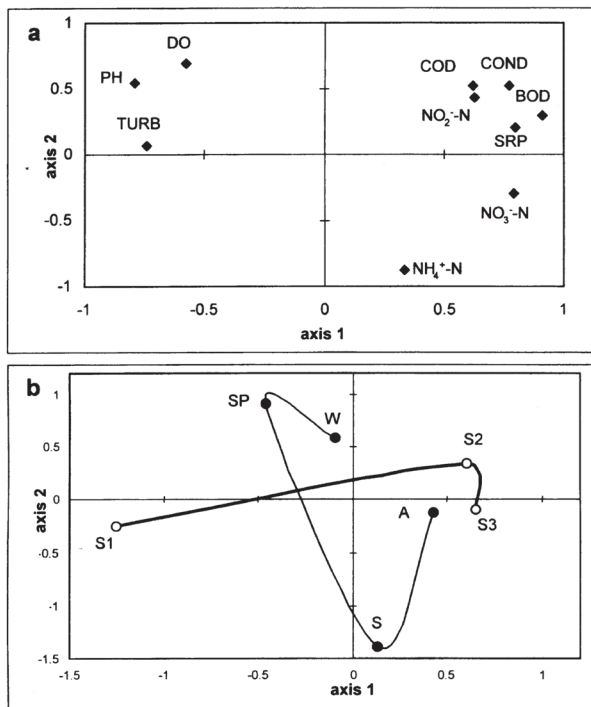


Fig. 2. PCA based in physical and chemical variables. a - eigenvectors. b - spatial average (gross line, white points) and seasonal average (thin line, black points) of the first and second axis scores (W: winter, SP: spring, S: summer, A: autumn).

Gomphonema parvulum, *Nitzschia palea* y *N. umbonata* were only in the second group.

Phytoplankton density (Fig. 4) varied between 7 cells/ml (fall, site 1) and 580,000 cells/ml (spring, site 2). The lowest values were recorded at site 1 and the highest at site 2. The correlation between density and scores of the PCA carried out as a water quality synthesis, showed a positive association (Table 4). Among the variables that participated in this analysis, SRP was strongly correlated ($p < 0.001$) with density.

Regarding the abundance of the various taxa: at sampling site 2 *Golenkinia radiata* was the dominant species, while other chlorococcalean greens, such as *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Actinastrum hantzschii*, *Monoraphidium arcuatum*, *M. komarkovae*, *Scenedesmus acutus*, *S. acuminatus* and the euglenoid *Euglena acus* were subdominant. The euglenoids dominated only at site 1; among them were

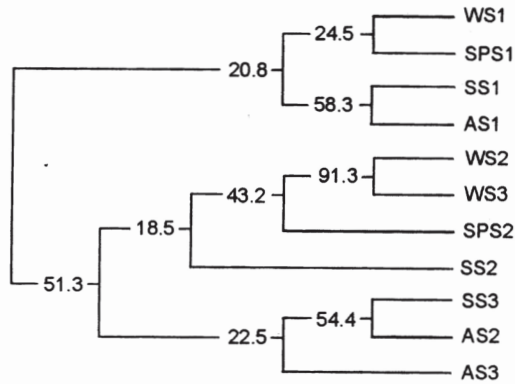


Fig. 3. Dendrogram produced by the cluster analysis of samples based in presence-absence data of the 87 species with cell densities greater than 1 % of total density for each sample or present in at least two samples. The numbers show the percentage of times the group consisting of the samples occurred. (W: winter, SP: spring, S: summer, A: autumn, S1: site 1, S2: site 2, S3: site3).

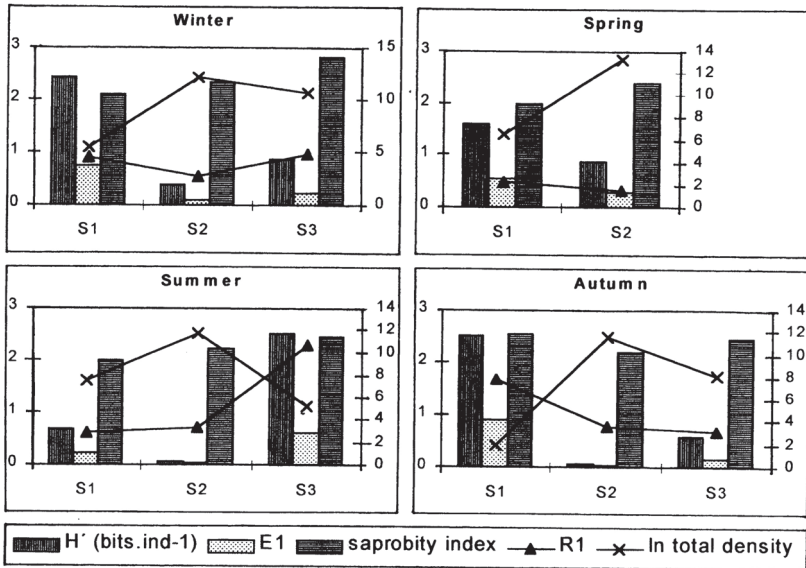


Fig.4. Shannon diversity (H' , bits/ind.), evenness (E_1), Saprobity index, species richness (R_1) and total phytoplanktonic density (in cells/ml) at the three sampling sites.

Table 4. r^2 among the scores of the first axis of the PCA based in environmental variables and biological variables. One sign (+ o -) indicate $0.10 > p \geq 0.05$. Two signs (++ o --) indicate $0.05 > p \geq 0.01$. Three signs (+++ o ---) indicate $p < 0.01$. H': Diversity, E₁: Evennes, EUG: Euglenophytes, CHLO: Chlorophytes, UP unicellular flagellates, COL: colonials, COEN: coenobials, UNM: unicellular non-motile)

	Total < 10 μ m density	N° of species	H'	E ₁	EUG	CHLO	UF	COL	COEN	UNM	
r^2	0.35	0.77	0.47	0.36	0.51	0.54	0.41	0.70	0.28	0.38	0.64
p	+	+++	++	-	--	--	++	---	-	--	+++

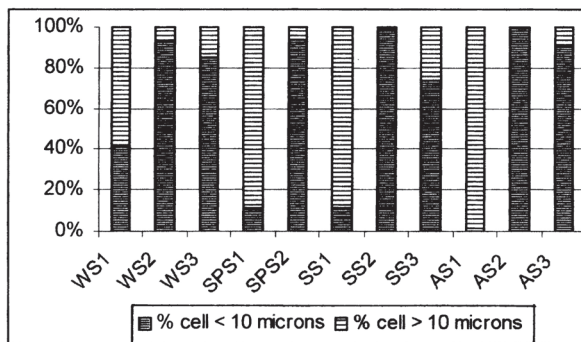


Fig. 5. Relative abundance of phytoplanktonic cell size.

Trachelomonas intermedia, *Strombomonas treubi*, *Strombomonas scabra* and *Phacus pleuronectes*.

Seasonal fluctuations were principally observed at sampling site 1, in winter, when there was a development of Chrysophyceae, and at site 3 during summer when populations of the filamentous blue-greens of the genus *Oscillatoria* developed. At site 2 the percentages of green algae were always above 94 % with little seasonal change (Fig. 5). The highest abundances of diatoms were recorded in winter and the lowest in summer.

In the PCA based on the major taxonomic groups green algae (+) and euglenoids (-) weighted heavily on axis 1 (76.7 % of the variability), and bluegreen algae (-) weighted heavily on axis 2 (19.8 % of the variability) (Fig. 6 a). The scores were averaged according to sampling sites and seasons (Fig. 6b). Spatial variation was greater than seasonal variation of the phytoplankton especially on axis 1, taking site 1 far to the left, away from the other two, which were grouped to the right (Fig. 8 b). The phytoplankton at site 3 differed from site 2 by the presence of a greater proportion of cyanophytes and diatoms.

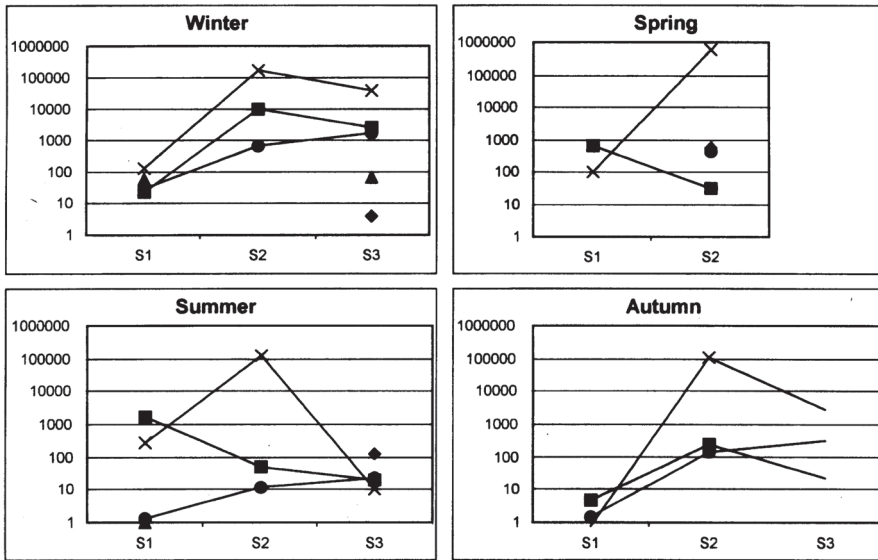


Fig. 6. Abundance (cells/ml) of the major taxonomic groups at the three sampling sites.

The correlation among the major taxonomic groups and the scores of the PCA based on physical and chemical variables showed a negative association with euglenoids and a positive association with green algae (Table 4). Among the variables that participated in the former analysis conductivity and BOD5 showed a negative correlation and turbidity positive with euglenoids ($p < 0.01$), while SRP ($p = 0.001$) and conductivity ($p < 0.01$) show a positive association with green algae.

Regarding the abundances of planktonic and benthic species, in the spatial distribution an increase in planktonic species was observed at sampling site 2 (Fig. 7) while the benthic species were strongly correlated with stream flow ($r = 0.83$, $p < 0.01$).

Physiognomic groups of the phytoplankton

The physiognomic groups found in Rodríguez Stream were: (1) unicellular flagellates (Chrytophyceae, Dinophyceae and euglenoids), (2) filamentous forms (mainly blue-green algae, diatoms), (3) colonials (volvocalean and clorococcalean greens and blue-green algae), (4) coenobials (clorococcalean greens) and (5) unicellular non-motile (clorococcalean greens). The greatest number of physiognomic groups were represented at site 1 where unicellular

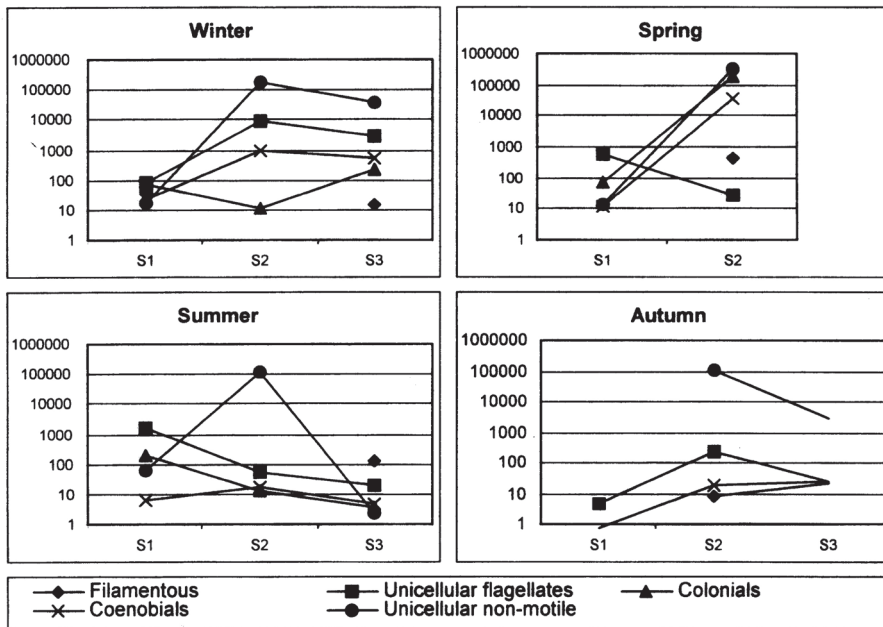


Fig. 7. Abundance (cells/ml) of the physiognomic groups.

flagellates dominated while, at site 2 and 3, unicellular non-motile forms were the dominant group (Fig. 8).

The correlation among physiognomic groups and scores of the PCA based in physical and chemical variables (Table 4) showed a negative association with unicellular flagellates, colonials and coenobials and positive association with unicellular non-motile forms. Among the variables that participated in the former analysis conductivity, BOD5 and SRP were negatively, and turbidity positively correlated with unicellular flagellates ($p < 0.01$). Conductivity and BOD5 ($p < 0.01$) and SRP ($p < 0.001$) were positively correlated with unicellular non-motile forms.

Phytoplanktonic size

Algae smaller than 10 μm dominated at sampling sites 2 and 3, although in the latter they were relatively less abundant (Fig. 9). Among these algae *Golenkinia radiata*, with smaller cell size (5 μm in average) than that established for the species by GUARRERA et al (1968) and KOMAREK & FOTT (1983), and *Dictyosphaerium subsolitarium* were very abundant. At site 1 the algae larger than 10 μm were more abundant, represented principally by euglenoids.

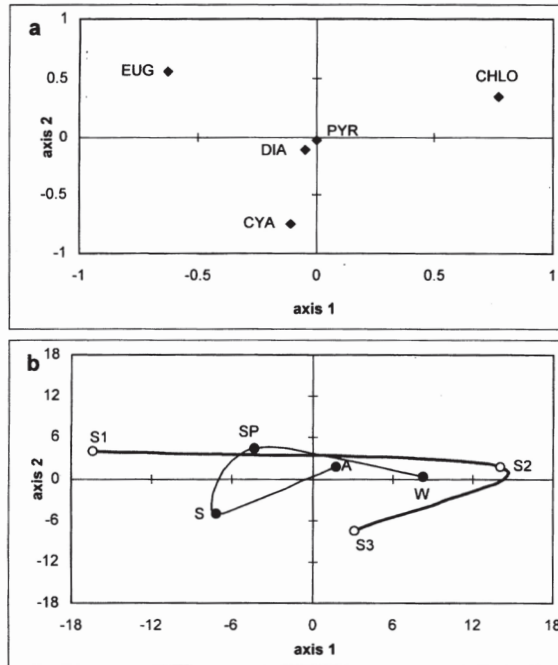


Fig. 8. PCA based in major taxonomic groups of the phytoplankton. a) eigenvectors (CYA: Cyanophytes, EUG: Euglenophytes, CHLO: Chlorophytes, DIA: diatoms). b) spatial average (gross line, white points) and seasonal average (thin line, black points) of the first and second axis scores (W: winter, SP: spring, S: summer, A: autumn).

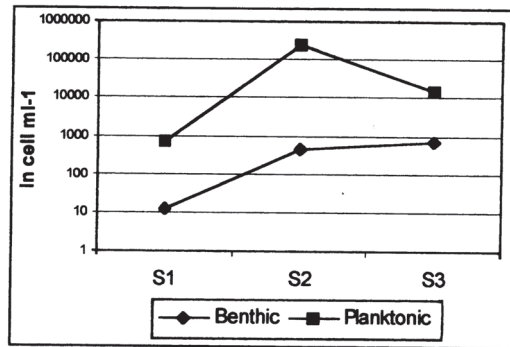


Fig. 9. Average abundance (cells/ml) of the benthic and planktonic species in the phytoplankton for the three sampling sites.

The correlation among algae smaller than 10 µm and scores of the PCA carried out as a water quality synthesis, showed a positive association (Table 4), particularly with conductivity ($p < 0.001$), BOD_5 and SRP ($p = 0.001$).

Biotic indices

The highest values of diversity, species richness and evenness were observed at sampling site 1 in winter, spring and autumn and at site 3 in summer, while the lowest values were observed at site 2 (Fig. 4).

The highest values of the saprobity index were always recorded at sites 2 and 3, with the exception of site 1 in autumn (Fig. 4). According to this index a b-mesosaprobity level was accorded to sites 1 and 2 and a a-mesosaprobity level to site 3.

The correlation among biotic indices and scores of the PCA based on physical and chemical variables (Table 4) showed a positive association with number of species and negative with diversity and evenness. Among the variables taken into account in the former analysis, nitrate nitrogen was positively correlated ($p = 0.001$) with the number of species, while SRP was negatively correlated with diversity ($p < 0.01$) and evenness ($p = 0.001$).

Phytoplankton of the pond and its influence over downstream waters

During the sampling carried out in summer 2001 water quality showed the same trends as those recorded in the stream during the previous samplings. The water quality at the pond was similar to that at sites 2 and 3 (Table 5).

The stream phytoplankton composition in this sampling was also very similar to that found in the 1998-99 samplings. Upstream of the pond (site 1) euglenoids

Table 5. Physical and chemical parameters in the sampling of summer 2001 at the pond besides the three sites at the stream.

	S1	POND	S2	S3
Temperature (°C)	26	29	28	25
Conductivity (mS/cm)	705	1558	1537	1288
Turbidity (NTU)	51	17	19	16
COD (mg/l)	25	25	36	23
BOD_5 (mg/l)	16	8	25	17
SRP (mg/l)	1.55	3.23	3.64	3.42
$NH_4^{+}-N$ (mg/l)	0.41	2.67	2.78	4.42
$NO_2^{-}-N$ (mg/l)	0.11	0.12	0.60	0.70
$NO_3^{-}-N$ (mg/l)	0.21	0.23	0.65	0.36
pH	7.5	7.6	7.6	7.5

dominated, principally represented by *Lepocinclis salina*, *Euglena acus*, *Phacus contortus*, *P. granum*, *Strombomonas treubii*, *S. fluviatilis* and *Trachelomonas intermedia*; while downstream of the pond (site 2) a small un identified chlorococcal alga (Chlorococcal sp. 1) dominated with a density of 43,900 cells/ml which was much less evident at site 3, with 3300 cells/ml. At site 2 other abundant taxa, but with 1 to 3 orders of magnitude less lower densities, were the phytoflagellates *Chlorogonium sp.*, *Phacus granum*, *P. agilis* and *Euglena acus*; pennate diatoms (e.g. *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* and *N. umbonata*) and filamentous blue-green algae belonging to the genus *Phonnidium* were incorporated into the phytoplankton. At site 3 the phytoplankton composition was similar to that at site 2, with a diversification of pennate diatoms and lower densities.

In the pond the Chlorococcal sp. 1 dominated. Its diameter was less than 8 μm , and it reached a density of 81,700 cells/ml, followed by *Chlorogonium sp.* with 1300 cells/ml; the density of the rest of the species was below 60 cells/ml. The most abundant were *Schroederia setigera*, *Lepocinclis caudata*, *Euglena acus* and *Oocystis borgei*.

With the greater water residence time in the pond (Fig. 10 a), which was about three days at the time of this sampling, planktonic green algae and the unicellular non-motile physiognomic group dominated, with cell sizes < 10 μm . A decrease in evenness, diversity and number of species was recorded (Fig. 10b, c, d, e). Downstream of the pond (site 2 and 3) the descriptors tended to attenuate progressively in relation to the pond (Fig. 10). In this sampling also the increase of benthic species in sites 2 and 3 was observed and was related to an increase in stream flow, 0.32 and 0.72m/s, respectively (Fig. 10f).

Discussion

According to multivariate analysis spatial changes in the major taxonomic groups of the phytoplankton and water quality were more important than seasonal changes in the Rodríguez Stream. Furthermore, the spatial water quality changes were coincident with the hydraulic discontinuity. This situation suggests a synergic effect among the phytoplanktonic descriptors that were analysed. Increasing nutrients and water residence time (influenced by the small artificial pond) from sampling site 1 to sites 2 and 3 were reflected in the structure and physiognomy of the phytoplankton in the short reach analysed. According to DOKULIL (1996) the eutrophication effects of elevated nutrient concentrations will be more pronounced when stream regulation by such structures as river dams and impoundments significantly reduce river flow. Our results agree with this conclusion.

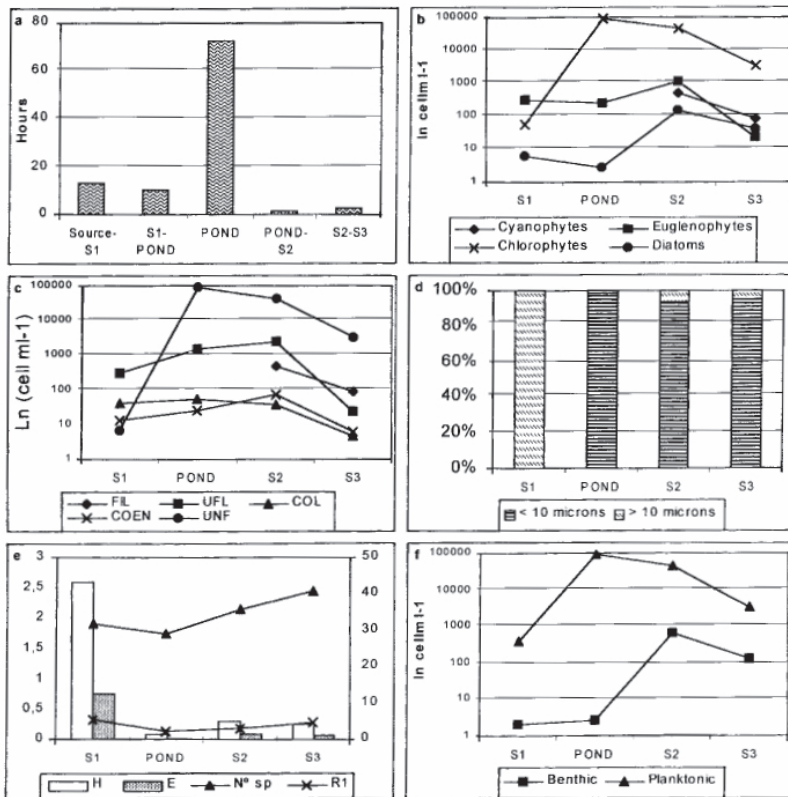


Fig. 10. Sampling including the pond besides the three sites at the stream (summer 2001). **a)** Residence time of the different stretches of the stream and the pond. **b)** Abundance (cells/ml) of the major taxonomic groups. **c)** Abundance (cells/ml) of the physiognomic groups. FIL: filamentous, UFL: unicellular flagellates, COL: colonials, COEN: coenobials, UNF: unicellular non-motile. **d)** Relative abundance of phytoplankton cell size. **e)** Shannon diversity (H' , bits/ind.), evenness (E), number of species and species richness (R_1). **f)** Abundance (cells/ml) of benthic and planktonic species.

In Rodríguez Stream phosphorus greatly exceeded the values expected in surface waters especially at sites 2 and 3 (UNESCO-WHO-UNEP 1996). Nitrate also exceeded the values common in natural little disturbed ecosystems, while ammonium and nitrite occasionally surpassed them. COD values were high at the three sites but specially at sites 2 and 3, and BOD_5 values were also high at these latter sites, reflecting the input of organic matter.

The high values of the variables mentioned above are related to the human activities developed in the stream catchment. In the study zone there are horti-

cultural activities for which urea, ammonium sulphate, diammonium phosphate, ammonium nitrate and potassium nitrate are the most used fertilisers (HERNÁNDEZ & GONZÁLEZ 1993). Furthermore, the presence of animal, domestic and industrial wastes determined the damage to the water quality at sampling sites 2 and 3, while site 1 is less disturbed.

The majority of the phytoplankton species found are cosmopolitan, mesosaprobic and typical of eutrophic running waters. There was a high percentage of euglenoids followed by green algae and diatoms, not a common situation in temperate running waters (ROJO et al. 1994, CONFORTI 1995, LOEZ & SALIBIÁN 1990). In agreement with the cluster analysis that allowed us to define two groups of sampling sites, it was noticed that *Trachelomonas intermedia* was only found at site 1, with a better water quality, greater turbidity due to suspended clay and silt, and it was accompanied by several other loricated euglenoids. These results are in agreement with those of CONFORTI (1995) who points out, for the Matanza-Riachuelo catchment that loricated euglenoids decrease with deterioration of the water quality. Meanwhile *Golenkinia radiata*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea* and *N. umbonata* were only found at the sites 2 and 3. In a paper about the Luján river (Argentina) DEL GIORGIO et al. (1991) concluded that only a few taxa were either restricted to unpolluted sites or to the more polluted sites, whereas the majority of the species were common to all the sites, yet differing in their mode of distribution and density maxima. This author also proposed that when the deterioration of water quality is progressive, complex structural alterations precede substantial compositional changes, rendering the system of indicator species insufficient to assess the degree of alteration. This consideration is applicable to the phytoplankton of the Rodríguez stream where sites 2 and 3 were not differentiated clearly by the species composition.

According to REYNOLDS (1988) and STEVENSON & WHITE (1995) the general seasonal pattern for temperate rivers is very similar to that of shallow temperate lakes, consisting of diatom maxima in late winter and early spring followed, in summer, by the dominance of green algae and, in late summer, by a greater development of blue-green algae. Furthermore STEVENSON & WHITE (1995) point out the development of Chrysophyceae in winter. Our results are similar to this pattern, at sampling sites 1 and 3 but not in site 2, where no seasonal changes were observed in the composition of the phytoplankton.

A well defined pattern was found in spatial distribution of phytoplankton densities, that consisted of a low density at site 1, a great increase in the pond and a minor decrease at sites 2 and 3. REYNOLDS (1996) points out from previous literature that the presence of non-flowing water (slow flowing reaches, impounded stretches, side arms, cuts or retentive in-channel 'dead-zones') is crucial to the maintenance and dynamics of plankton in rivers. The doubling time of the small ($< 66 \mu\text{m}^3$) clorococcalean greens found in this study is of

15-18 hours according to HARRIS (1986). This short doubling time, together with the increase in residence time, favours the high densities found at site 2, as a result of the presence of the pond, despite having an inoculum not detectable at site 1 (<0.2 cells/ml). Fast doubling times of small algae are an advantage in short residence systems for many species of phytoplankton (e.g. small Chloropyta) (BASU & PICK 1996, STEVENSON & WHITE 1995, REYNOLDS 1988).

The major taxonomic algal groups had different responses to the water quality. Green algae and euglenoids were the groups that best described the changes in water quality according to the coefficients of correlation (r^2) obtained. In particular, green algae were positively correlated with phosphorus and conductivity, while euglenoids (especially the loricated ones) were positively correlated with turbidity and were negatively affected by organic load and conductivity. The development of chlorococcalean greens was favoured by the increase of residence time in the pond.

The physiognomic group of unicellular non-motile forms dominated in the poorest water quality conditions and maximum residence time while unicellular flagellates dominated in conditions of better water quality and minor residence time.

A close relationship was observed between phytoplankton size and changes in phosphorus concentration. According to YANG et al. (1997) nutrient increases tend to favour the dominance of larger algae. Nevertheless, our results suggest that a nutrient increase, specially of phosphorus, have has the effect of stimulating a change from larger towards smaller phytoplankton species, such as the two small chlorococcalean greens, *Golenkinia radiata* and *Dyctiosphaerium subsolitarium*, which agrees with RIJSTENBIL et al. (1993) and MARGALEF (1978). According to HARRIS (1986) cells larger of than 35 μm have slower uptake rates and lower affinity for phosphorus.

The presence of benthic species in the phytoplankton assemblage was related to the increase in stream flow. However, it is important to emphasise the almost absolute dominance of planktonic elements at site 2 (99.8 %), below the pond, in comparison with a site similarly placed on El Pescado Stream, close to Rodríguez Stream, of similar order and less disturbed. In this case the percentage of planktonic species reached only 85 %.

Although zooplankton grazing pressure has not been analyzed in this study, in this shallow system, with short residence times, the impact of zooplankton is probably very minimal (BASU & PICK 1996).

While it is generally recognized that in polluted environments diversity and species richness decrease (MARGALEF 1983), in Rodríguez Stream diversity and evenness indices decreased but species richness increased with environmental deterioration. Two factors may explain this situation. On the other hand some resistant species are favoured, coexisting with others less tolerant that persisted in lower numbers. On the other hand, the flow increase favoured the recruitment of benthic

and epiphytic species thus augmenting the number of species.

It was only possible to use the Saprobic index to give information on species saprobity values for the 41 % of the identified taxa which appear in the lists given by SLÁDECEK (1973) and SLÁDECEK & SLÁDECEKOVÁ (1998). The scarcity of information about the saprobity of the species found in this stream was accentuated by the lack of saprobity values for the most abundant species, e.g. *Golenkinia radiata*, *Dictyosphaerium subsolitarium*, *Monoraphidium arcuatum*, *Scenedesmus acutus*, etc., which would explain the low sensitivity of this index which did not show the organic matter discontinuity among the sampling sites.

According to STEVENSON & WHITE (1995) the use of phytoplankton would be particularly valuable for surveying large areas of rivers systems because their community characteristics enable us to infer the environmental characteristics of the habitats through which they move. Our results also show the integrating character of the phytoplankton in this small stream where it can reach considerable development due to the low gradient ($<10^{-3}$), and especially to the presence of the pond. In the Rodríguez Stream the phytoplankton reflected the different physical, chemical and hydraulic characteristics to which it was exposed in a 12 km reach caused by different land use in the catchment.

Acknowledgements

The authors are indebted to CARLOS ROLDÁN, who assisted in the field and JORGE DONADELLI for his work in chemical analysis. Special thanks to Dr. VISITACIÓN CONFORTI for her aid in the identification of euglenoids. We are very grateful for the comments and suggestions of two anonymous referees that have improved the manuscript. This research was supported by a grant from the Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica (PICT 1812).

References

- AGOSBA-OSN-SIHN (1994): Río de la Plata. Calidad de las aguas. Franja Costera Sur (San Isidro-Magdalena), Buenos Aires, 53 p.
- BASU, B. K. & PICK, F. R. (1996): Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. - *Limnol. Oceanogr.* **41**: 1572-1577.
- BOURRELY, P. (1968): Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues Jaunes et Brunes. - Editions N. Boubée & Cie, Paris, 438 p.
- (1970): Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues Bleues et Rouges. - Editions N. Boubée & Cie, Paris, 512 p.
- (1972): Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues Vertes. - Editions N. Boubée & Cie, Paris, 569 p.
- CONFORTI, V., ALBERGHINA, J. & GONZÁLEZ URDA, E. (1995): Structural changes of the phytoplankton along a highly polluted lowland river of Argentina. - *J. Aquat. Ecosyst. Health* **4**: 59-75.
- DEL GIORGIO, P. A., VINOCUR, A. L., LOMBARDO, R. J. & TELL, H. G. (1991): Progressive changes in the structure and dynamics of the phytoplankton community along a pollution gradient in a lowland river - a multivariate approach. - *Hydrobiologia* **224**: 129-154.
- DESIKACHARY, T. V. (1950): Cyanophyta. - Indian Council of Agricultural Research, New Delhi, 686 p.

- DOKULIL, M. T. (1996): Evaluation of eutrophication potential in rivers: The Danube example, a review. - In: WHITTON, B. A. & ROTT, E. (eds.): Use of algae for monitoring rivers II. - Proc. II International Symposium, September 17-19 1995, Austria, 196 p.
- GARCIA DE EMILIANI, M. O. (1993-1994): Fitoplancton y características ambientales de un arroyo contaminado (Arroyo San Lorenzo, Santa Fe, Argentina). - Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit. 24-25: 57-64.
- GUARRERA, S. A., CABRERA, S. M., LÓPEZ, F. & TELL, G. (1968): Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires I. Area de la pampa deprimida. - Rev. Mus. La Plata, Sec. Bot. X **49**: 223-331.
- GUARRERA, S. A., MALACALZA, L. & LÓPEZ, F. (1972): Fitoplancton de las aguas superficiales de la Provincia de Buenos Aires II. Complejo lagunar Salada Grande; Encadenadas del Oeste y Encadenadas del Sur. - Rev. Mus. La Plata, Sec. Bot. XII **67**: 161-219.
- HARRIS, G. P. (1986): Phytoplankton Ecology. - Chapman & Hall, London, 384 p.
- HERNANDEZ, M. A. & GONZALEZ, N. (1993): Recursos Hídricos y Ambiente. - In: GOIN, F. & GOÑI, R. (eds.): Elementos de política ambiental. Di Giovanni, La Plata, Argentina, 938 p.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Die Binnengewässer. Das Phytoplankton des Süßwassers, 16 (4). - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1135 p. HUSTEDT, F. (1930): Bacillariophyta (Diatomeae). - In: Die Süßwasserflora Mitteleuropas, vol. 10. Ed. -A. Pascher, Jena, 465 p.
- KOMAREK, J. & ANAGNOSTIDIS, K. (1999): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Cyanoprokaryota 2: Oscillatoriales. - Gustav Fischer, Stuttgart.
- KOMAREK, J. & FOTT, B. (1983): Das Phytoplankton des Süßwassers 7 (1). - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1044 p.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): SUBwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 1: Naviculaceae. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 876 p. - (1988): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 2: Bacillariaceae, Ephemiacae, Surirellaceae. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 596 p. - (1991 a): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 576 p. - (1991 b): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bacillariophyceae 4: Achnanthaceae, Literaturverzeichnis. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 437 p.
- LOEZ, C. & SALIBIÁN, A. (1990): Premières données sur le phytoplancton et les caractéristiques physico-chimiques du río Reconquista (Buenos Aires, Argentine). - Rev. Hydrobiol. trop., 23 4: 283-296.
- LUDWIG, J. A. & REYNOLDS, J. F. (1988): Statistical Ecology. - John Wiley, New York, 337 p.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. - Hydrobiologia **11**: 143-170.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. (1978): Water Analysis: Some revised methods for limnologists. - Freshwat. Biol. Assoc., Sci. Publ. **36**: 120 p.
- MACLUF, C. C., CLAPS, M. C. & SOLARI, L. C. (1998): Plankton of an undisturbed plain's stream (Buenos Aires, Argentina). - Verh. Int. Verein. Limnol. 26: 1057-1061.
- MARGALEF, R. (1978): Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. - Oceanológica Acta 14: 493-509.
- (1983): Limnología. - Omega, Barcelona, 1010 p.
- O'FARRELL, I. (1994): Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). - Hydrobiologia 289: 109-117.
- PATRICK, R. & REIMER, C. W. (1966): The Diatom of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. - Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Vol. I N° 13: 668 p.
- (1975): The Diatom of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. - Academy of Natural Sciences of Philadelphia Vol. II., N° 13: 213 p.
- PLA, L. E. (1986): Analisis Multivariado: Método de Componentes Principales. - The General Secretariat of the Organization of American States, Washington D. C., 94 p.
- PRYGIEL, J., WHITTON, B. A. & BUKOWSKA, J. (eds.) (1999): Use of algae for monitoring rivers III. - Proc. III International Symposium, France, September 29-October 1, 1997, 271 p.
- REYNOLDS, C. S. (1984): The Ecology of Freshwater Phytoplankton. - Cambridge University Press, Cambridge,

- 384 p.
- (1988): Potamoplankton: paradigms, paradoxes and prognoses. - In: ROUND, F. E. (ed.): *Algae and the Aquatic Environment*. - Biopress, Bristol, p. 285-311.
- (1992): *Algae*. - In: CALOW, P. & PETTS, G. E. (eds.): *The Rivers Handbook, Volume 1*. - Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 195-215.
- (1995): *River Plankton: The Paradigm Regained*. - In: HARPER, D. M. & FERGUSON, A. J. D. (eds.): *The Ecological Basis for River Management*. - John Wiley & Sons, Chichester, p. 161-174.
- (1996): *Algae*. - In: PETTS, G. & CALOW, P. (eds.) *River Biota, Diversity and Dynamics*. - Blackwell Science Ltd., Great Britain, 257 p.
- RIJSTENBIL, J. W., BAKKER, C., JACKSON, R. H., MERKS, A. G. A. & DE VISSCHER, P. R. M. (1993): Spatial and temporal variation in community composition and photosynthetic characteristics of phytoplankton in the upper Westerschelde estuary (Belgium, SW Netherlands). - *Hydrobiologia* 269/270: 263-273.
- ROJO, C., ALVAREZ COBELAS, M. & ARAUZO, M. (1994): An elementary, structural analysis of river phytoplankton. - *Hydrobiologia* 289: 43-55.
- SANTOS, M. J. & ROCHA, O. (1998): Plankton community structure and its relation to the water quality in streams under urban impacts. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26: 1266-1270.
- SLÁDECEK, V. (1973): System of Water Quality from the Biological Point of View. - *Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol.* 7: 1-218.
- SLÁDECEK, V. & SLÁDECKOVÁ, A. (1998): Revision of polysaprobic indicators. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26: 1277-1280.
- STEVENSON, R. J. & WHITE, K. D. (1995): A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. - *Hydrobiologia* 297: 201-216.
- TANGORRA, M., MERCADO, L., RODRIGUES CAPÍTULO, A. & GÓMEZ, N. (1998): Evaluación de la calidad ecológica del A° El Gato a partir del estudio del bentos, fitoplancton y variables físico-químicas. - *Anales del XVII Congreso Nacional del Agua, H Simposio de Recursos Hídricos del Conosur*: 212-220.
- TELL, G. & CONFORTI, V. (1986): *Euglenophyta Pigmentadas de la Argentina*. - *Bibliotheca Phycologica*, Band 75. Ed. J. Cramer, Berlin-Stuttgart, 301 p.
- UNESCO-WHO-UNEP (1996): *Water Quality Assessments*. - Chapman & Hall, Cambridge, 613 p.
- WHITTON, B. A. & ROTT, E. (eds.) (1996): *Use of algae for monitoring rivers II*. - *Proc. 11 International Symposium, September 17-19, 1995, Austria*, 196 p.
- WHITTON, B. A., ROTT, E. & FRIEDRICH, G. (eds.) (1991): *Use of algae for monitoring rivers*. - *Proc. International Symposium, May 26-28, 1991, Germany*, 183 p.
- YACUBSON, S. (1965): El fitoplancton de la laguna de Chascomus (Prov. de Buenos Aires) con algunas consideraciones ecológicas. - *Rev. Inst. Nac. Invest. Cs. Nat. y Mus. Arg. Cs. Nat., Hidrobiol.*, 17: 197-267.
- YANG, J.-R., BASU, B. K., HAMILTON, P. B. & PICK, F. R. (1997): The development of a true riverine phytoplankton assemblage along a lake-fed lowland river. - *Arch. Hydrobiol.* 140: 243-260.

Ecological status of the Pampean plain streams and rivers (Argentina)

D. E. Bauer, J. Donadelli, N. Gómez, M. Licursi, C. Ocón, A. C. Paggi, A. Rodrigues Capítulo and M. Tangorra

Introduction

The Pampean biogeographic area extends along a vast territory of South America. The present study forms part of a regional research program to investigate the physical–chemical and biological features of Pampean plain streams and rivers located between 34° 51'–37° 59' S and 57° 21'–59° 08' W, with a humid–temperate climate. Brooks, streams and rivers can originate in shallow depressions of the plain and few streams have their sources on the hills that occupy only a small area. The loess mud or clay sediments are rich in organic detritus. Running waters have a slow current due to the low slope (10^{-3}) and variable turbidity. The headwaters lack riparian vegetation and the Pampean grasslands represent the characteristic bioma of the region, being composed of a gramineous grasses steppe. Agriculture and cattle farming are the main activities in most parts of the area but urbanization has promoted industrial activity especially in the low basins.

The aim of this paper was to relate physical, chemical and biological features to establish a preliminary ecological status in streams and rivers of the Pampean plain.

Materials and methods

A total of 220 samples were taken seasonally between 1997 and 2000 (three annual cycles) at 27 sampling sites distributed in nine Pampean lotic systems. They were Buñirigo, Juan Blanco, Rodríguez, El Gato and El Pescado Streams, Samborombón River, and Tandileofú, Napaleofú and Vivotará Streams. Only the last three streams have their sources at the Tandil Hills (Fig. 1).

Surface stream water was collected midstream and different subsamples were taken for physical, chemical and phytoplankton analysis.

Temperature, dissolved oxygen, conductivity, pH, turbidity and flow were measured with portable meters. Water samples for the dissolved inorganic nutrients analysis were filtered immediately through glass fiber filters (Whatman GF/C) and together

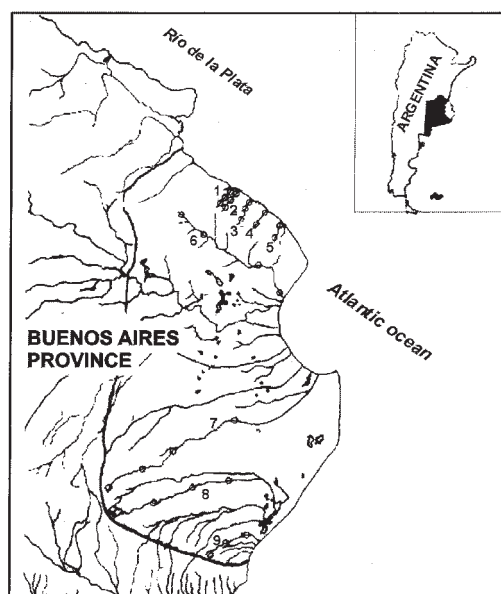


Fig. 1. Study area and sampling stations (streams: 1, Rodríguez; 2, El Gato; 3, El Pescado; 4, Buñirigo; 5, Juan Blanco; 7, Tandileofú; 8, Napaleofú; 9, Vivotará; river: 6, Samborombón).

with samples for BOD₅ and COD were stored at 4 °C until arrival at the laboratory. Soluble reactive phosphorus, nitrite and ammoniacal nitrogen, total suspended solids, sulfate, carbonate, bicarbonate, chloride, calcium, magnesium, sodium, potassium, BOD₅ and COD were determined (TABATABAI 1974, MACKERETH et al. 1978, APHA 1998).

The ordination of the samples based on the physical–chemical variables was carried out using Principal Component Analysis (PCA). The mean values for each sampling station were used.

For the phytoplankton analysis, qualitative and quantitative samples were collected and preserved

with formalin (final concentration 2%). Counts were done with an inverted microscope at 600× (LUND et al. 1958).

Epipellic diatom samples were collected by pipetting, integrating a 5 to 10 mm superficial layer of the sediment on different sites of each sampling station, following the recommendations of DESCY & COSTE (1990).

Benthic samples were taken with Ekman (100 cm²) and Van Veen (470 cm²) dredges in sandy and muddy bottoms and with a Surber sampler in stony bottoms. The samples were fixed with formalin (final concentration 5%).

The Diatom Pampean Index (IDP) was calculated to evaluate eutrophication and organic pollution (GÓMEZ & LICURSI 2001), and a macroinvertebrate index (Biotic Index of Pampean Rivers, IBPAMP) was calculated to evaluate the pollution (RODRIGUES CAPÍTULO et al. 2001). These indices values range from 0 to 4 for the former, and from 13 to 1 for the latter, from unpolluted to very strongly polluted stations.

Results and discussion

The first three axes of the PCA, selected by the scree plot method, accumulated 68.3% of the variance. The variables that weighted heavily were: in the first axis – CO₃²⁻, BOD₅, PRS, NH₄⁺-N and NO₂⁻-N; in the second axis – CO₃H⁻, Ca²⁺, Mg²⁺ and turbidity; and in the third axis – conductivity, SO₄²⁻, Cl⁻ and Na⁺ (Table 1). In the biplot of the PCA scores, three groups (Fig. 2) could be distinguished, with different physical-chemical characteristics (Table 2). Group A represented the sampling stations belonging to the streams with their headwaters in the Tandil Hills and was characterized by a high content of calcium, magnesium and bicarbonates. This hydrochemical composition is determined by the groundwater flow that moves across the quartzitic rocks, and calcium carbonate settled in the Pampean sediments (KRUSE 1986). Group B comprised sampling stations with high conductivity that were rich in chlorides, sulfates, sodium, magnesium and calcium, including the Samborombón River and the low basin of the Buñirigo Stream. These features could be explained by the nature of the substrate (S2 and S3), and in station S4 (not included in the PCA due to its atypical values of chloride, sodium and sulfate) they were

Table 1. PCA eigenvectors.

Variable	Axis 1	Axis 2	Axis 3
Q	-0.22	-0.29	-0.28
DO	-0.52	0.04	0.12
Conductivity	0.00	0.45	0.83
Turbidity	0.16	0.88	0.13
TSS	0.36	0.30	0.25
COD	0.61	0.41	0.47
BOD ₅	0.95	0.04	0.07
SRP	0.93	0.26	0.10
NH ₄ ⁺ -N	0.84	0.30	0.07
NO ₂ ⁻ -N	0.88	0.34	0.16
NO ₃ ⁻ -N	0.52	0.25	0.28
pH	-0.25	-0.55	-0.37
CO ₃ ²⁻	0.71	0.04	-0.11
HCO ₃ ⁻	-0.21	0.71	0.37
SO ₄ ²⁻	-0.23	0.20	-0.82
Cl ⁻	-0.07	0.28	-0.84
Ca ²⁺	-0.51	0.71	0.21
Mg ²⁺	-0.50	0.79	-0.02
Na ⁺	-0.05	0.50	-0.72
K ⁺	0.61	0.54	-0.19
% of explained variance	29.6	21.3	17.4

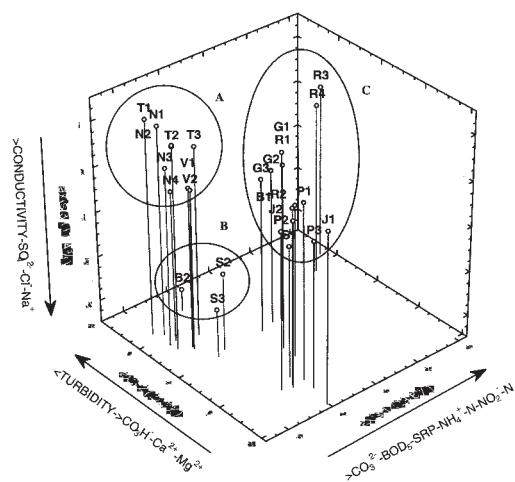


Fig. 2. Biplot of the PCA scores. Buñirigo: B, Juan Blanco: J, Rodríguez: R, El Gato: G, El Pescado: P, Samborombón: S, Tandileofú: T, Napaleofú: N, Vivoratá: V. The number of the sampling station is beside the capital letter.

Table 2. Means, maxima and minima (in parentheses) of the physical and chemical variables for the three groups of sampling stations resulting from the PCA.

Variable	Group A	Group B	Group C
Q (m ³ s ⁻¹)	1.53 (7.85–0.01)	8.08 (23.41–0.38)	2.06 (26.88–0.01)
DO (mg L ⁻¹)	7.6 (11.2–4.4)	6.6 (12.2–0.2)	5.4 (11.0–0.1)
Conductivity (µS cm ⁻¹)	877 (1259–496)	3643 (19150–252)	738 (1823–105)
Turbidity (NTU)	13 (57–2)	39 (84–6)	46 (165–3)
TSS (mg L ⁻¹)	14.6 (188.0–1.0)	110.6 (828.4–7.3)	66.0 (1119.0–0.3)
COD (mg L ⁻¹)	17 (67–3)	59 (174–8)	59 (233–4)
BOD ₅ (mg L ⁻¹)	4 (19–<1)	8 (36–<1)	13 (44–<1)
SRP (mg P L ⁻¹)	0.12 (0.77–0.01)	0.13 (0.56–0.01)	1.14 (6.92–<0.01)
NH ₄ ⁺ -N (mg N L ⁻¹)	0.08 (2.05–<0.01)	0.37 (3.89–<0.01)	1.30 (45.90–<0.01)
NO ₂ ⁻ -N (mg N L ⁻¹)	0.04 (0.17–<0.01)	0.01 (0.04–<0.01)	0.13 (1.20–<0.01)
NO ₃ ⁻ -N (mg N L ⁻¹)	1.21 (3.23–0.06)	0.10 (0.68–0.01)	2.04 (15.63–<0.01)
pH	7.9 (8.3–7.4)	7.9 (9.4–6.6)	7.9 (9.4–6.9)
CO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	0 (0–0)	4.0 (26.7–0)	4.1 (73.0–0)
HCO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	461.7 (556.0–403.0)	147.4 (465.6–24.5)	230.0 (711.6–21.9)
SO ₄ ²⁻ (mg L ⁻¹)	11.6 (37.6–3.9)	75.4 (295.8–4.1)	7.3 (27.0–<0.1)
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	50.8 (99.0–14.0)	1021.4 (5906.5–60.6)	53.0 (200.0–16.0)
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	55.1 (86.5–21.2)	43.6 (154.7–6.4)	19.2 (40.3–7.6)
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	25.0 (33.9–12.5)	41.7 (236.0–6.0)	7.4 (20.6–1.9)
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	153.2 (280.0–32.0)	465.6 (2528.4–37.4)	108.1 (246.2–18.5)
K ⁺ (mg L ⁻¹)	13.2 (16.1–9.6)	23.7 (118.0–1.3)	14.3 (55.5–2.7)

accentuated as a result of its proximity to the estuary of Río de la Plata. Site B2 shares these features as a result of the presence of a tanning industry. Group C included the sampling stations belonging to the streams located near La Plata City, that are characterized by their highest level of eutrophication and organic pollution, and high content of carbonates in some cases.

From the phytoplankton and benthos analysis, five biological status groups could be estab-

lished (GÓMEZ & LICURSI 2001, RODRIGUES CAPÍTULO et al. 2001) (Table 3). The combination of the physical–chemical groups and biological status allowed four ecological status groups to be defined; each status was related to the principal human activities in the corresponding sampling stations (Table 4). Ecological status 4 arises from the grouping of sampling stations from different physical–chemical groups that share biological status groups IV and V, indicating strong human impact.

Table 3. Biological status in Pampean plain running waters.

Biological status	Phytoplankton (cell mL ⁻¹)	IDP	IBPAMP	Water quality classes
I	<50	<0.5	10–13	Without pollution
II	>50–100	>0.5–1.5	8–9	Slight pollution and eutrophication
III	>100–1000	>1.5–2	6–7	Moderate pollution and eutrophication
IV	>1000–100000	>2–3	4–5	Heavy pollution and eutrophication
V	>100000	>3–4	1–3	Very heavy pollution

Table 4. Ecological status in Pampean plain running waters.

Ecological status	Physical-chemical groups	Biological status	Human activities	Sampling stations
1	A	I-II-III	Slight to moderate cattle raising and agriculture	T1, T2, N1, N2, N3, N4, V1, V2
2	B	III	Moderate agricultural activities and/or intensive ranching	S2, S3, S4
3	C	III-IV	Moderate agriculture, cattle raising, industrial activities and human population	P1, P2, P3, J1, J2, B1, G1, R1, R2, S1
4	A-B-C	IV-V	Intensive industrial activities and/or important human population	T3, B2, G2, G3, R3, R4

More than 50% of the sampling stations obtained ecological status 3 or 4, indicating strong to very strong human impact.

The approach of this study could be considered a good tool for the assessment of other running waters, and it provides a baseline for defining ecoregions in the Pampean area.

Acknowledgements

This research was supported by the National Agency for Scientific and Technology Promotion (ANPCyT: PICT 1812) Cient. Cont. No. 707.

References

- APHA, 1998: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. – American Public Health Association, Washington DC.
- DESCY, J.-P. & COSTE, M., 1990: *Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes*. – Rapport final, EC contract B-71-23, 64 pp.
- GÓMEZ, N. & LICURSI, M., 2001: Pampean diatom index (IDP): a new proposal to water quality assessment of rivers and streams in pampean plain of Argentina. – *Aquat. Ecol.* 35(2): 173–181.
- KRUSE, E. E., 1986: Aspectos geohidrológicos de la región sudoriental de Tandilia – Cuencas de los arroyos Vivotará, Las Brusquitas y El Durazno. – *Asoc. Geol. Arg.* XLI (3–4): 307–374.
- LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LE CREN, E. D., 1958: The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. – *Hydrobiologia* 11: 143–170.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F., 1978: *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists*. – Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 36, 120 pp.
- RODRIGUES CAPÍTULO, A., TANGORRA, M. & OCÓN, C., 2001: Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of pampean streams (Argentina). – *Aquat. Ecol.* 35(2): 109–119.
- TABATABAI, M. A., 1974: Determination of sulphate in water samples. – *Sulphur Inst. J.* 10: 2.

Author's address:

D. E. BAUER, J. DONADELLI, N. GÓMEZ, M. LICURSI, C. OCÓN, A. C. PAGGI, A. RODRIGUES CAPÍTULO, M. TANGORRA, Instituto de Limnología 'Dr. R. A. Ringuelet' C. C. 712, 1900 La Plata, Argentina.