



VARIABLES ESTRUCTURANTES DEL PLANCTON DE UN EMBALSE REGULADO POR EL FUNCIONAMIENTO DE UNA CENTRAL NUCLEAR

Lic. María Elicia Mac Donagh

Dirección: Cristina Claps

Codirección: María Adela Casco

FCNyM, UNLP.

2006

AGRADECIMIENTOS

A LA CENTRAL NUCLEAR EMBALSE, NUCLEOELÉCTRICA ARGENTINA Y A LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA FITZS SIMONS, por facilitar el acceso a toda la información ambiental, meteorológica, hidrológica y los estudios de factibilidad del emplazamiento de la central nuclear embalse.

A ALEJANDRO MARIÑELARENA, por coordinar el acceso a esta información, por haber puesto a mi disposición todos los datos sobre el Embalse Río Tercero, por permitirme participar de este proyecto y por haberme brindado la posibilidad de conocer este lugar. A MIGUEL HECHEM Y JORGE DONADELLI, que obtuvieron durante años los datos de campo, los datos meteorológicos y las muestras biológicas de plancton. A JORGE, por realizar los análisis fisicoquímicos y de productividad primaria y por su paciencia ante mis preguntas. A LOS TRES, porque compartir el trabajo con ellos fue siempre una tarea agradable. A todos aquellos que trabajaron previamente en el embalse.

A CRISTINA CLAPS, por estar siempre dispuesta a ayudar, por guiarme, aconsejarme y por alentarme siempre a seguir adelante. Gracias por transmitirme toda tu experiencia. Gracias por tu plena dedicación al trabajo y a tus tesis y por atendernos aún estando de vacaciones en tu casa.

A MARÍA ADELA CASCO, por acompañarme durante todo el proceso, por respetar mis ideas, por ayudarme a ver los errores, por guiarme para corregirlos y por resaltar las cosas buenas. Gracias por enseñarme a ser metódica y objetiva, por alentarme siempre a seguir avanzando viendo el camino recorrido.

A NÉSTOR GABELLONE, por estar siempre dispuesto a escuchar, por tu amplitud de criterio ante mis inquietudes y por aportar otro punto de vista sobre las cosas.

A LUIS CASTRO, por haberme introducido en el mundo del análisis multivariado y por estar siempre disponible para escucharme y encontrar soluciones en el tratamiento y análisis de los datos.

A mis compañeros de laboratorio, por entender mi silencio y mi autismo y por alegrar un poco cada día. Especialmente a Tatty, con quien compartí de cerca los buenos y los malos momentos de la vida del becario y que hizo que mi "resumen en inglés" se transforme en un summary. A todos mis compañeros, del ILPLA y del Museo, que de una manera u otra me acompañaron durante todos estos años.

A mi familia, por aguantarme y por hacerme feliz.

RESUMEN

Considerando que las variables estructurantes del plancton son tanto externas como internas, y que en los embalses existe una mayor preponderancia de las variables físicas respecto a los lagos, se propone que bajo una mayor estabilidad del sistema desde el punto de vista físico, podría maximizarse la importancia de las variables bióticas como estructurantes de la comunidad.

Las principales funciones forzantes en los embalses son la entrada de materiales y de energía desde los tributarios y la operación de los diques, con consecuencias sobre el tiempo de residencia del agua, la manifestación de gradientes horizontales y la alteración de los gradientes verticales. Los cambios en la tasa de renovación y las fluctuaciones del nivel del agua son considerados usualmente como perturbaciones por lo tanto en la medida en que éstas sean menos frecuentes y de menor amplitud, las condiciones fisicoquímicas serán más estables, permitiendo una mayor regulación de la comunidad por las relaciones bióticas.

Las investigaciones precedentes sobre los efectos de la fluctuación del nivel del agua son pocas y se refieren a embalses con alta carga de sólidos en suspensión como variable reguladora, permaneciendo aún sin resolver la interacción del resto de los factores. Por lo tanto, hasta la fecha no se conoce empíricamente si a partir de un cambio en el manejo, puede modificarse la importancia relativa de las variables estructurantes.

Como caso de estudio se eligió al Embalse Río Tercero por ser un cuerpo de agua monitoreado desde 1977 y en el que se implementó en 1983 un cambio en las políticas de manejo a partir de la puesta en marcha de la Central Nuclear Embalse (CNE). El objetivo de estas normas fue operar en todo momento por encima de una cota mínima de seguridad del nivel del agua para asegurar el abastecimiento del sistema de enfriamiento. El agua se toma de la zona central del embalse y se devuelve en la zona de la cola por medio de un canal a cielo abierto de 5 Km de longitud.

Las metas a cumplir fueron: comprobar los efectos del cambio en la política de manejo sobre las variables fisicoquímicas y la comunidad del plancton durante los períodos pre y posoperacional de la Central Nuclear; establecer cuáles fueron las variables estructurantes del plancton durante un período de mínimo nivel de disturbio (posoperacional), considerando su variación espacio-temporal dentro del cuerpo del embalse; y por último, discriminar la manifestación de las variables bióticas, identificando las posibles relaciones entre fito y zooplancton de acuerdo con sus roles ecológicos.

En primera instancia se recopiló toda la información preexistente publicada en revistas periódicas e informes técnicos, y luego se sistematizó e interpretó estadísticamente en relación con los objetivos planteados. Posteriormente, y en particular, para interpretar el funcionamiento del plancton en un sistema más estable, se realizó un muestreo cada dos meses a lo largo de dos años bajo condiciones de mínimas fluctuaciones de nivel del agua (febrero 1999 - febrero 2001). Se mantuvo el diseño de muestreo del monitoreo del embalse que

comprende cuatro sitios de muestreo: tres a lo largo del eje del embalse (Confluencia, Garganta y Dique) donde se obtuvieron muestras en la zona fótica y afótica y uno en la zona de influencia del canal de enfriamiento de la CNE, donde se tomaron cuatro muestras subsuperficiales (una aguas arriba de la salida del canal de enfriamiento y tres aguas abajo). Para evaluar con mayor precisión la distribución vertical del plancton, en la zona fótica del sitio central (Garganta) se realizó un perfil vertical tomando cinco muestras de acuerdo con los porcentajes de penetración de la luz.

Los cambios en el manejo del embalse consistieron en la implementación de una cota mínima de seguridad y la construcción en 1986 de un sistema de embalses aguas arriba (Complejo Hidroeléctrico Cerro Pelado - Arroyo Corto) para subsidiar agua hacia el Embalse Río Tercero. Como consecuencia de la descarga del circuito de enfriamiento de la CNE se observó un efecto térmico restringido, notable sólo en invierno y primavera, cuando la temperatura de los tributarios es menor.

La máxima amplitud de nivel del agua fue de 14 m durante el preoperacional y de 6,5 m en el posoperacional. El principal efecto del mantenimiento del nivel más estable fue la anticipación del inicio del período de rebalse, mientras que la magnitud de la precipitación anual influyó en la duración del rebalse por vertedero. El tiempo de residencia del agua se incrementó de 156 a 172 días. El estado trófico del embalse cambió de meso-eutrófico a mesotrófico.

Se encontraron diferencias altamente significativas entre los períodos pre y posoperacional en cuanto a la cota media, la amplitud de nivel y la tasa de renovación mensual y estado trófico. Mediante análisis multivariados se estableció que las diferencias se debieron principalmente a las variables clorofila *a*, nutrientes, y composición y abundancia del plancton. Se hallaron diferencias altamente significativas en la estructura del fito y del zooplancton, relacionadas principalmente con la abundancia de criptofitas en el primer caso y de ciliados y de cladóceros en el segundo. Con respecto a la composición específica los cambios más notorios fueron la aparición de *Ceratium hirundinella*, *Asplanchna girodi* y numerosas especies de criptofitas. Todos estos taxa llegaron a ser dominantes o codominante junto con otras especies en algún momento durante el período de estudio.

La magnitud de las precipitaciones durante los dos años de muestreo (1.119 y 1.100 mm/año) fue mayor a la media histórica (758 mm) y generó un prolongado período de rebalse por vertedero que actuó como una perturbación en el sistema. Es así que al analizar en detalle los datos, se observó que las condiciones de estabilidad se alcanzaron recién durante el segundo año, una vez que cesó el rebalse por vertedero. Por lo tanto, se produjeron dos situaciones diferentes: una con altas tasas de renovación mensual (hasta 0,5) y otra etapa sin precipitación y consecuentemente con las menores tasas de renovación mensuales.

La extensión de la zona fótica fue de (3,5)5 a 10(13) metros de profundidad y la razón zona fótica/zona de mezcla fue en general menor a uno. El seston se relacionó positivamente con la clorofila *a*, indicando un origen biológico del

mismo. Se encontraron gradientes térmicos en la columna de agua en algunos meses de primavera o verano.

El fósforo (SRP) fue limitante en la zona fótica durante todo el período y el nitrógeno inorgánico disuelto fue limitante sólo en algunos meses. Por el contrario, la sílice estuvo siempre por encima de las concentraciones consideradas como limitantes para el crecimiento de las diatomeas. Las mayores concentraciones de fósforo total se registraron durante el segundo semestre del año 2000, en la zona afótica.

De acuerdo con los análisis estadísticos de correlación y los Análisis de los Componentes Principales realizados se pueden explicar dos situaciones diferentes en cuanto a la regulación por la tasa de renovación en un caso y a las relaciones dentro del plancton en el otro:

1) Durante los períodos con mayor tasa de renovación la concentración de fito y zooplancton se correlacionaron positivamente entre sí, siendo ambas reguladas por las condiciones hidráulicas. En el zooplancton predominaron los rotíferos y los copépodos y no se evidenció que controlaran la concentración de fitoplancton.

2) En los momentos de estabilidad de las condiciones hidráulicas, en que además se subsidió con agua proveniente de los embalses aguas arriba, se incrementó la biomasa de fitoplancton dominado por *Actinocyclus normanii*. Coincidentemente se desarrollaron poblaciones de cladóceros de distintas especies y siendo finalmente reemplazados por cladóceros de mayor tamaño que consumieron efectivamente la biomasa de fitoplancton.

En cuanto a la variabilidad espacial se encontró una disminución en la concentración del fitoplancton desde la zona de la cola hacia el dique del embalse, en tanto que el zooplancton alcanzó mayores densidades en la zona central del embalse.

En cuanto a la distribución vertical de los organismos se observó en algunas algas (*Ceratium hirundinella* y *Anabaena spiroides*) un ajuste a condiciones óptimas de irradiancia cuando pudieron aprovechar la existencia de gradientes térmicos en la columna de agua. La distribución vertical de los pastoreadores generalistas como rotíferos y ciliados, estuvo asociada positivamente a la mayor densidad de algas de pequeña talla. En cambio, los copépodos calanoideos, provocaron descensos locales en la densidad de las mismas, excepto cuando éstas fueron criptofitas quienes soportaron mejor los efectos del pastoreo.

Del análisis de los grupos morfológico-funcionales surge que las características ecológicas que compartieron las algas más frecuentes fueron: la movilidad y la mixotrofia, ambos caracteres ventajosos en un medio con escasos nutrientes disponibles.

En conclusión, en el embalse hubo un cambio en las condiciones fisicoquímicas y biológicas entre los períodos pre y posoperacional y en el nuevo escenario caracterizado por condiciones de mayor estabilidad del nivel del agua se

encontraron desde un punto de vista ecológico tanto condiciones de estabilidad como de perturbación. En este estudio se demuestra que menores fluctuaciones del nivel del agua no siempre significan una mayor estabilidad del sistema. Dado que el rebalse por vertedero ejerce un disturbio sobre el plancton y la duración y la intensidad de éstas salidas está más controlada por las precipitaciones que por las políticas de manejo de la CNE, las perturbaciones en el plancton aún van a existir en los años excepcionalmente lluviosos. Cuando las perturbaciones fueron mínimas, sí se manifestaron variables estructurantes internas y se desarrollaron organismos de ciclo de vida largo y con gran capacidad de clareado del agua.

La disminución del estado trófico se relacionó con la creación de embalses aguas arriba, que retendrían parte del fósforo naturalmente presente en los suelos de la región. Por lo tanto, cuando se toma la decisión de ingresar agua desde éstos embalses, se debe tener en cuenta que se aporta agua rica en nutrientes y con una flora y fauna propia que afectará la composición del plancton del Embalse Río Tercero. Si predominan las algas palatables, se favorecerá su incorporación en niveles tróficos superiores. Si en cambio prevalecen los dinoflagelados, pueden existir dos caminos principales para la biomasa: su único depredador (*A. girodi*) no sería seleccionado por peces con selección visual y por otro lado cuando el dinoflagelado se enquistó el fósforo quedará retenido en el fondo a medida que los quistes sedimentan, por lo tanto, en ambos casos el aporte energético del fitoplancton a las cadenas superiores será menor. De una manera general, si prevalecen algas no consumibles por el zooplancton, se vería favorecida una red trófica menos eficiente, basada en la producción bacteriana y con ciliados y turbelarios como depredadores.

A partir de lo anteriormente expuesto, se puede establecer que la regulación de los embalses implica cambios en la importancia relativa de las variables estructurantes del plancton. Por lo tanto, el conocimiento de su comportamiento es aplicable a las decisiones de manejo y deben formar parte de la política de uso en los embalses.

SUMMARY

Considering that the structuring variables of plankton are both external and internal, and given that a larger preponderance of physical variables exists in reservoirs than in lakes, it is proposed that under greater stability of physical conditions, the importance of the biotic variables could be maximized becoming the principal factors structuring the community.

The main forcing functions in reservoirs are the input of materials and energy from tributaries and the operational mechanisms of the dams, which change water residence time and influence horizontal and vertical gradients. Water level fluctuations and changes in water renovation rate are usually considered as perturbations, then, it follows that if they are less frequent and of minor amplitude, the physicochemical conditions will be more stable, giving the chance for a larger community regulation by the biotic relationships.

Precedent investigations about the effects of water level fluctuations are few and they refer to reservoirs with high suspended solids loads as a regulating variable, interaction between the rest of the factors still remaining unclear. Therefore, so far it is not empirically known yet if a change in the reservoir's management would modify the relative importance of the structuring variables.

"Embalse Río Tercero" was chosen as case of study mainly because of its long-term monitoring record dating from 1977, and because in 1983, a change in its management politics was implemented with the starting of the nuclear power plant "Central Nuclear Embalse" (CNE) operation. The aim of these measures was to operate above a water security level in order to assure the supply of water for cooling system. Water is taken from the central part of reservoir and is returned to the tail area by means of a 5 Km sky opened channel.

The goals to achieve were: to confirm the effects of the change in political decisions implemented before and after CNE operation, (pre and postoperational periods, respectively) on the physicochemical variables and on the plankton community; to state which were the structuring variables of reservoir's plankton during a period of minimum disturbance level (postoperational period), and taking into account their spatial and temporal variation; finally to show up the importance of biotic variables, identifying the possible relationships between phyto and zooplankton according to their ecological roles.

In the first instance, all preexisting information published in periodic revues and in technical reports was gathered and latterly systematized and interpreted statistically in relation to the outlined objectives. In a second

instance, particularly in order to interpret the plankton functioning in a more stable system, a sampling was carried out every two months along two years under conditions of minimum water level fluctuations (February 1999 - February 2001). Sampling monitoring design of the reservoir was maintained, comprising four sampling places: three along the main axis ("Confluencia", "Garganta" and "Dique" stations), where samples were obtained in the photic and aphotic zones; and one in the area influenced by the cooling channel of the CNE, where four subsuperficial samples were taken (one upstream and three downstream the cooling channel discharge). To evaluate with more precision the vertical distribution of the plankton, five samples were collected making a vertical profile according to the light penetration percentage in the photic zone of "Garganta" station.

The changes in the management of the reservoir consisted in the implementation of a minimum security water level and the construction of an upstream system of reservoirs, called "Complejo Hidroeléctrico Cerro Pelado - Arroyo Corto", to supply water to the "Embalse Río Tercero". As consequence of cooling channel's discharge a spatially restricted thermal effect was observed, being more evident in winter and spring, when tributaries temperature was lower.

Maximum amplitude of annual water level change was of 14 m and of 6,5 m in the preoperational and postoperational period, respectively. The main effect of a more stable level maintenance was the anticipation of the spill period beginning, while the magnitude of the annual precipitation influenced the duration of the spillway outflow period. Water residence time increased from 156 to 172 days. The trophic state of the reservoir changed from meso-eutrophic to mesotrophic.

There were highly significant differences between pre and postoperational periods regarding the mean water level, the amplitude of water level fluctuations, the monthly water renovation rate and the trophic state. By means of multivariate analysis it was stated that the differences were owed mainly to chlorophyll *a*, nutrients, and plankton's composition and abundance. There were highly significant differences in the structure of the phyto and zooplankton, related principally to cryptophyte abundance in the former and of ciliates and cladocerans in the latter. As regards the specific composition the most notorious changes were the appearance of *Ceratium hirundinella*, *Asplanchna girodi* and numerous cryptophyte species; being dominant or codominant with other species at different times along the study period.

Annual precipitation values during sampling period (1.119 and 1.100 mm/year) were larger than the historical record (758 mm) and they generated an extended period of spillway outflow that disturbed the system. When analyzing in detail the data, it was observed that stable conditions were reached just during the second year, once spillway outflow ceased. Therefore, two different situations took place: one with high monthly renovation rates (up to 0,5) and another with the lowest monthly water renovation rates related to scarce precipitation.

The photic zone was (3,5)5 to 10(13) meters deep and the ratio z_{mix}/z_{photic} was generally minor than 1. Seston was positively related to chlorophyll *a*,

indicating its biological origin. Thermal gradients were recorded along the water column in some months of spring and summer.

Phosphorus (SRP) was limiting in the photic zone during the whole period and the dissolved inorganic nitrogen was limiting only in some months. In contrast, silica concentrations were always above the amounts considered as limiting for diatoms growth. The higher total phosphorus concentrations were recorded in the aphotic zone during the second semester of the year 2000.

According to the correlation and Principal Components Analyses performed, two different situations can be explained as regards the regulation exerted by the water renovation rate in one case and by interrelationships among plankton in the other:

1) during the period with higher water renovation rates, the phyto and zooplankton concentrations were positively correlated, being both regulated by the hydraulic conditions. In the zooplankton, rotifers and copepods prevailed and control over phytoplankton concentrations was not evident.

2) in moments of stable hydraulic conditions, when the reservoir was also supplied with water coming from the upstream reservoirs, phytoplankton biomass increased, dominated by *Actinocyclus normanii*. Coincidentally populations of different species of cladocerans developed, being latterly replaced by bigger sized cladocerans which effectively consumed the phytoplankton biomass.

In respect to space variability a decrease in the concentration of phytoplankton from the tail area towards the dam was observed, whereas zooplankton reached higher densities in the central area of the reservoir.

Regarding the vertical distribution of the organisms it was observed for some algae (*Ceratium hirundinella* and *Anabaena spiroides*) an adjustment to optimal conditions of irradiance only when they could take advantage of thermal gradients in the water column. The vertical distribution of generalist grazers, like rotifers and ciliates, was positively associated with the highest density of smaller sized algae. On the other hand, calanoids caused local diminutions in the density of these small algae, excepting when there were cryptophytes which can tolerate better the effects of grazing.

From the analysis of the morphological-functional groups it turned out that mobility and mixotrophy were the ecological characters that shared the most frequent algae, both features being advantageous in environments with scarce nutrient availability.

In conclusion, in this reservoir an evident change in the physicochemical and biological conditions was detected comparing pre and postoperational periods. From an ecological point of view, in the latter scenario characterized by larger water level stability, both conditions of stability and disturbance were found. It is demonstrated in this study that lower water level fluctuations don't always mean a greater stability of the system. Since the spillway outflow exerted a disturbance on plankton and the duration and intensity of the former was more controlled by precipitations than by CNE's management

politics, perturbations on the plankton community would possibly still occurred in exceptionally rainy years.

When disturbance was minimum, internal variables showed to be the structuring factors, since organisms of longer life cycle and with greater capacity of generating clear water conditions developed.

The decrease of the trophic state was related to the construction of upstream reservoirs that could have retained part of the phosphorus naturally present in soils of the region. Therefore, when the decision of supplying with water from these reservoirs is taken, it must be beared in mind that an important contribution of nutrients, flora and fauna that could affect the composition of the plankton of the Embalse Rio Tercero, will be made. If palatable algae prevail, the pathways towards superior trophic levels are favored. If in change, the dinoflagellates prevail two major biomass pathways may exist: a) its only predator, *A. girodi*, is not selected by fish with visual food selection and b) when the dinoflagellates encyst, phosphorus is sequestered in the bottom as cysts settle down. Thus, in both cases, the energy contribution of the phytoplankton to the superior links will be smaller. Generalizing, if not consumable algae prevail, less efficient trophic nets would be favored, as those based on the bacterial production and with ciliates and turbellarian as predators.

Based on the obtained results, we can state that the regulation of the reservoir involve changes in the relative importance of the structuring variables. Therefore, the understanding of their behavior is applicable to the management decisions and they should be an important issue in the use politics of reservoirs.

ÍNDICE

I INTRODUCCIÓN	1
II ANTECEDENTES	6
III ÁREA DE ESTUDIO	10
III.1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA	10
III.2 GENERALIDADES DE LA CUENCA	10
III.3 USOS DE LA CUENCA	11
III.4 CLIMA	11
III.5 VEGETACIÓN	13
III.6 USOS DEL EMBALSE	14
III.7 MORFOMETRÍA DEL EMBALSE RÍO TERCERO	15
III.8 CÁLCULO DEL VOLUMEN	16
III.9 AFLUENTES Y EFLUENTES DEL EMBALSE RÍO TERCERO	18
III.10 EMBALSES AGUAS ARRIBA DEL EMBALSE RÍO TERCERO	19
III.11 CENTRAL NUCLEAR EMBALSE	20
IV MATERIAL Y MÉTODOS	21
IV.1 COMPARACIÓN ENTRE PERÍODOS PRE Y POSOPERACIONAL	21
IV.2 PERÍODO FEBRERO 1999 - FEBRERO 2001	21
IV.2.1 ESTACIONES DE MUESTREO	22
IV.2.2 MEDICIÓN DE PARÁMETROS IN SITU	23
IV.2.3 TOMA DE MUESTRAS PARA ANÁLISIS QUÍMICOS, FITO Y ZOOPLANCTON	23
IV.2.4 TRABAJO DE LABORATORIO	24
IV.2.5 ANÁLISIS DE DATOS	25
IV.2.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	28
V RESULTADOS	
V. A COMPARACIÓN ENTRE LOS PERÍODOS PRE Y POSOPERACIONAL	
V.A.1 EL MEDIO FÍSICO	29
VARIACIÓN DEL NIVEL DEL EMBALSE	29
SALIDAS POR VERTEDERO	30
TASA DE RENOVACIÓN	32
NUTRIENTES	34
ESTADO TRÓFICO	37
V.A.2 EL PLANCTON	40
V.A.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS MULTIVARIADOS	43

V.B ANÁLISIS DE VARIABLES ESTRUCTURANTES BAJO NORMAS DE MANEJO DE LA CNE: período febrero 1999- febrero 2001

V.B.1 EL MEDIO FÍSICO	46
VARIACIÓN DEL NIVEL DEL EMBALSE	46
TASA DE RENOVACIÓN MENSUAL	47
VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS NUTRIENTES	49
ESTADO TRÓFICO	52
VARIACIONES FÍSICOQUÍMICAS EN EL PERFIL VERTICAL	52
SALTO TÉRMICO POR INFLUENCIA DE LA CNE	63
V.B.2 EL PLANCTON	65
FITOPLANCTON	65
CLOROFILA <i>a</i>	66
COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL FITOPLANCTON	68
VARIACIÓN HORIZONTAL DEL FITOPLANCTON	68
PRODUCCIÓN PRIMARIA Y BIOMASA DEL FITOPLANCTON	70
DIVERSIDAD DEL FITOPLANCTON	75
ZOOPLANCTON	77
COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ZOOPLANCTON	79
VARIACIÓN HORIZONTAL DEL ZOOPLANCTON	82
DIVERSIDAD DEL ZOOPLANCTON	83
COMPARACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE FITO Y ZOOPLANCTON	85
RELACIONES DENTRO DEL PERFIL VERTICAL EN LA ESTACIÓN GARGANTA	86
V.B.3 GRUPOS FUNCIONALES DEL FITOPLANCTON	94
GRUPOS FUNCIONALES RESULTANTES	95
VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES	99
VARIACIÓN ESPACIAL DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES	102
BIOMASA DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES	103
VARIACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LA BIOMASA	103
V.B.4 GRUPOS FUNCIONALES DEL ZOOPLANCTON	106
GRUPOS FUNCIONALES RESULTANTES	113
VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA DE LOS GRUPOS FUNCIONALES	115
VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA BIOMASA DE LOS GRUPOS FUNCIONALES	117
V.B.5 RELACIONES ENTRE VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS, FITO Y ZOOPLANCTON BAJO DISTINTAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS	123
CONDICIONES HIDRÁULICAS como condicionantes de la estructura del plancton	126
RELACIONES ENTRE LOS GRUPOS FUNCIONALES DE FITO Y ZOOPLANCTON	127
RELACIONES ENTRE LOS GRUPOS FUNCIONALES Y VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS	133

VI DISCUSIÓN

VI A POSIBLES EFECTOS RELACIONADOS CON EL CAMBIO EN LAS NORMAS DE MANEJO DE LA CUENCA DEL EMBALSE RÍO TERCERO

VI.A.1 CAMBIOS EN LA CUENCA	135
EFECTOS DE LA CREACIÓN DE EMBALSES AGUAS	
ARRIBA	135
ADVECCIÓN	137
OTROS CAMBIOS EN EL USO DE LA CUENCA	137
VI.A.2 CAMBIOS DENTRO DEL EMBALSE	138
AMPLITUD DE LA VARIACIÓN DEL NIVEL DEL AGUA	138
HETEROGENEIDAD ESPACIAL	139
VARIACIÓN EN EL TIEMPO DE RESIDENCIA DEL AGUA	140
PATRONES DE ESTRATIFICACIÓN	140
ESTRATIFICACIÓN EN LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO	142
CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DEL PLANCTON	142

VI.B VARIABLES ESTRUCTURANTES BAJO EL RÉGIMEN DE OPERACIÓN DE LA CENTRAL NUCLEAR, EN COINCIDENCIA CON UN PERÍODO HÚMEDO (febrero 1999 - febrero 2001)

VI.B.1 EFECTOS DE LA RECIRCULACIÓN DEL AGUA POR MEDIO DEL CIRCUITO DE ENFRIAMIENTO	144
VI.B.2 EFECTOS DEL SALTO TÉRMICO PRODUCIDO POR LA DESCARGA DE AGUA DE LA CENTRAL NUCLEAR	144
VI.B.3. CAMBIOS EN LA DURACIÓN DE LOS PERÍODOS DE REBALSE	146
EL REBALSE POR VERTEDERO COMO UNA PERTURBACIÓN	146
DOS CONDICIONES DE ESTABILIDAD: salida constante y en profundidad con y sin subsidio de agua desde los embalses aguas arriba	148
VI.B.4 ORGANIZACIÓN ESPACIAL EN EL EMBALSE: ¿Cómo se organiza espacialmente la comunidad, difiere de otros embalses con características similares de latitud y estado trófico?	149
VI.B.5 ORGANIZACIÓN VERTICAL	154
RAZÓN ZONA FÓTICA/ZONA DE MEZCLA: su relación con los patrones de productividad	154
PREFERENCIAS POR CIERTAS INTENSIDADES LUMÍNICAS	154
EFECTOS LOCALES DEL PASTOREO Y DEPREDACIÓN	156
VI.B.6 ANÁLISIS DE LAS ESTRATEGIAS DE VIDA Y DE LOS RASGOS DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES DEL FITOPLANCTON	157
RASGOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES	157
ESTRATEGIAS DE VIDA	160
VI.B.7 IMPORTANCIA DE LAS RELACIONES TRÓFICAS	163
VI.B.8 REGULACIÓN POR DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO	167

VII CONCLUSIONES

171

BIBLIOGRAFÍA CITADA

ANEXOS



I INTRODUCCIÓN



Desde el punto de vista limnológico los embalses son cuerpos de agua particulares, en los que sus características de híbrido entre río y lago (Margalef, 1983; Wetzel, 1990) se manifiestan diferencialmente según las políticas de uso. Las variables estructurantes del plancton de embalses son los factores externos (variables físico-químicas e hidrológicas) y las características intrínsecas de la comunidad (densidad, diversidad, relaciones interespecíficas, etc.). Desde el punto de vista funcional, unas u otras de estas variables podrán manifestarse con mayor fuerza (Kimmel et al., 1990; Marzolf, 1990). Los embalses son sistemas acuáticos sujetos a impactos que crean una variedad de situaciones transitorias que involucran las condiciones hidrológicas, limnológicas y biológicas. El estado estable de los embalses es frecuentemente alterado y requiere un tiempo para reestablecerse. Las principales funciones forzantes en los embalses son la entrada de materiales y de energía desde los tributarios y la operación de los diques que cambia el tiempo de residencia (Matsumura-Tundisi y Tundisi, 2003). El cambio en la política de manejo del Embalse Río Tercero, a raíz de la puesta en marcha de la Central Nuclear Embalse, implicaría una modificación en la importancia relativa de estas variables.

Además y en virtud también de sus características intermedias entre río y lago, los embalses poseen gradientes tanto horizontales como verticales en los factores físicos y químicos. En consecuencia, los procesos biológicos ocurren en un medio muy influenciado por el régimen de flujo en contraste con lo que ocurre en los lagos naturales donde predominan los gradientes verticales resultantes de la estratificación (Kimmel et al., 1990; Kennedy y Walter, 1990). Dadas estas características, un estudio ecológico debe considerar tanto la influencia de los fenómenos físicoquímicos como la de los biológicos y debe abarcar la extensión espacial del embalse en sus dos dimensiones (horizontal y vertical) ya que en distintos momentos la comunidad presentará distintos patrones de organización según los gradientes espaciales.

Tradicionalmente se ha estudiado la variación estacional del plancton en los lagos templados del hemisferio norte, donde la temperatura es el principal factor regulador de los cambios sucesionales. Sin embargo en climas tropicales con marcada estacionalidad en las precipitaciones, las variaciones en el ciclo hidrológico pueden ser el factor regulador de los cambios estacionales en el plancton. Los lagos situados en climas templado - cálidos (con temperaturas del agua de entre 10 y >25 °C) comparten patrones de variación estacional con ambos tipos de lagos, y en el caso particular de

los embalses, las variaciones del ciclo hidrológico suelen ser más importantes (Grover y Chrzanowski, 2006).

Los cambios en la tasa de renovación y las fluctuaciones del nivel del agua en los embalses son considerados como una perturbación para la comunidad del plancton ya que alteran frecuentemente las condiciones del medio. En sistemas muy perturbados, estas variaciones pueden ser las determinantes de que las condiciones fisicoquímicas prevalezcan sobre las relaciones bióticas en cuanto a su importancia como fuerzas estructurantes de la comunidad. En la medida en que las perturbaciones sean menos frecuentes y de menor amplitud las condiciones fisicoquímicas serán más estables, permitiendo una mayor regulación de la comunidad por las relaciones bióticas.

Los cambios en la densidad y composición del fito y del zooplancton que se han relacionado con las fluctuaciones de nivel del agua en los embalses (Godlewska et al., 2003; Rocha et al., 1999) pueden ser desencadenados por efectos físicos o por efectos bottom-up o top-down (Naselli-Flores y Barone, 1997). Entre los efectos físicos, algunos actúan en forma directa, como la sobreexplotación del epilimnion (Kimmel et al. 1990) o la advección (Wolfenbarger, 1999) y otros en forma indirecta como las repentinas entradas de material en suspensión y la consecuente alteración del “clima lumínico” (Naselli-Flores y Barone, 1997), los cambios en la dinámica de nutrientes (Kimmel et al., 1990), o como los cambios en el grado de heterogeneidad espacial del sistema, especialmente en embalses dendríticos (Naselli-Flores y Barone, 1997, Rocha et al., 1999).

Las relaciones tróficas han sido particularmente más estudiadas en lagos (Armengol et al. 2001; Auer et al. 2004; Becker, 2004; Chow-Fraser y Knoechel, 1985; Carpenter et al. 1985; Edmondson, 1965; Ferrao-Filho et al., 2003; Havens, 1998; Kasprak et al., 2000; Ooms-Wilms et al. 1999; Sommer et al. 2003) o en laboratorio (Gliwicz, 1990; Gliwicz y Umara, 1994; Nandini y Sarma, 2003; Santer, 1994; Zurek y Bucka, 1994) que en embalses (Bucka y Zurek, 1992; Eskinazi-Sant’Anna et al. 2002; Macedo y Pinto-Cohelo, 2001).

EL EMBALSE RÍO TERCERO: es el único embalse de nuestro país que se utiliza para la refrigeración de una central nuclear. La puesta en funcionamiento de la Central Nuclear Embalse (año 1983) tuvo como consecuencia un cambio en la política de manejo del embalse y de la cuenca. Desde entonces las normas de seguridad

requieren que la cota del embalse se mantenga siempre por encima de los 650 m.s.n.m. Para asegurar el abastecimiento de agua en el Embalse Río Tercero se construyó un sistema de embalses aguas arriba (Cerro Pelado en 1986 y Arroyo Corto en 1989) que evita las bajantes extremas. En consecuencia, y dado que la cota del vertedero es de 657,5 m.s.n.m. la máxima amplitud de nivel esperable es de aproximadamente ocho metros.

Teniendo en cuenta el conocimiento general de embalses se plantea que el cambio en la política de manejo del Embalse Río Tercero pudo tener influencias en las variables limnológicas que regulan el funcionamiento de la comunidad del plancton. En el nuevo escenario aparecen otras variables estructurantes nuevas como la circulación del agua a través del circuito de enfriamiento, la regulación de las salidas por la central hidroeléctrica y el subsidio de agua desde los embalses aguas arriba. Estos cambios conducen a una mayor estabilidad desde el punto de vista físico y bajo estas condiciones se plantea como hipótesis que las relaciones bióticas podrían ser las principales variables reguladoras del plancton.

OBJETIVOS:

1 - Comparar los resultados obtenidos durante los estudios limnológicos realizados en los períodos pre y posoperacional y establecer si los cambios en la política de manejo tuvieron algún efecto sobre las condiciones fisicoquímicas del embalse o sobre la comunidad del plancton.

2 - Establecer cuáles fueron las variables estructurantes del plancton durante un período bianual caracterizado por mínimas fluctuaciones del nivel del agua (mínimo nivel de perturbación).

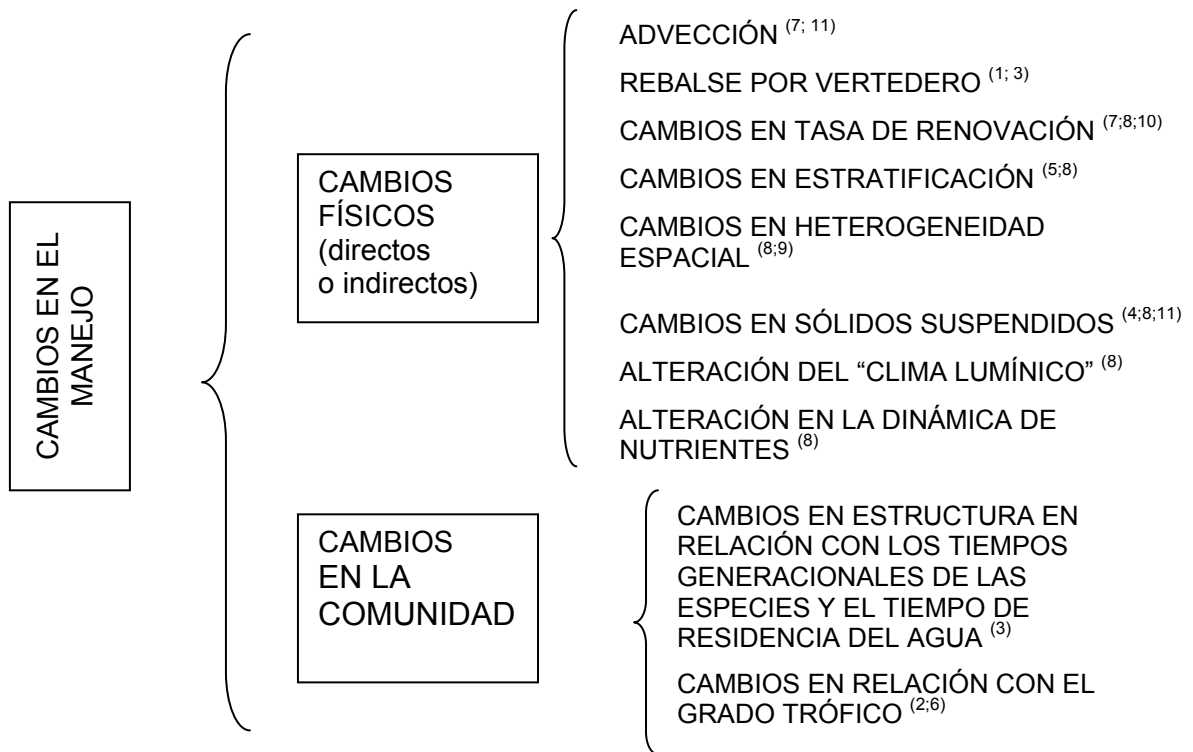
3 - Conocer la composición y variación espacio - temporal del fito y zooplancton durante un período de mínimas fluctuaciones de nivel.

4 - Identificar las posibles relaciones entre las especies de fito y zooplancton de acuerdo con sus roles ecológicos (grupos morfológico-funcionales) en función de su manifestación durante condiciones de estabilidad desde el punto de vista físico.

A nivel mundial hay muy pocos estudios de embalses que hagan mención a la importancia de los cambios de nivel del agua como variables estructurantes en el plancton. Godlewska et al. (2003) estudiaron los efectos que se producen por la fluctuación del nivel del agua en un embalse de Polonia y registraron cambios fisicoquímicos y alteraciones en la estructura del fito y zooplancton, así como cambios en el comportamiento de los peces. En otros trabajos se hace referencia a los efectos de las fluctuaciones de nivel sobre los cladóceros: Nasselli-Flores y Barone (1997) en un embalse de clima mediterráneo; Wolfinbarger (1999) en un embalse de Oklahoma (USA) y Hart (2004) en dos embalses en cascada de Sudáfrica. Las consecuencias más importantes de las fluctuaciones de nivel señalados por estos autores fueron las relacionadas con el aporte de sedimentos por las avenidas de agua. Por lo tanto, hasta la fecha no se conoce empíricamente que sucedería en un embalse con otras características. Además, no existen referencias publicadas acerca de otro embalse que haya sufrido el mismo cambio en la política de manejo que el Embalse Río Tercero.

Por otra parte, con respecto a los embalses en cadena, se han postulado distintos resultados según las características de la cuenca. De acuerdo con Ward y Stanford, (1983) los efectos de los embalses dependen de su ubicación a lo largo del río, del número de embalses en la serie, de la operación (salida superficial o profunda) y de las características propias del río. En una cadena de embalses, según Hart (2004), la acumulación de desechos de una cuenca de drenaje cada vez mayor provocaría un progresivo incremento en el contenido de nutrientes aguas abajo. Sin embargo muchas veces los embalses superiores funcionan como “agentes de almacenamiento”, de nutrientes contribuyendo a una mejor calidad del agua aguas abajo (Barbosa et al. 1999; Ward y Stanford, 1983).

Por todo esto, y en base al conocimiento teórico general de embalses planteado se propone que los cambios producidos en el Embalse Río Tercero por las nuevas normas de regulación del nivel se relacionan con diversos aspectos y pueden ser sistematizados tal como se esquematiza en el siguiente cuadro:



1) Barbiero et al. 1999; 2) Barbosa et al. 1999; 3) Godllewska et al. 2003; 4) Hart 2004; 5) Henry 1999; 6) Jorcín y Nogueira 2005; 7) Kimmel et al., 1990; 8) Naselli-Flores y Barone 1997; 9) Rocha et al. 1999; 10) Toja 1982; 11) Wolfenbarger 1999.



II ANTECEDENTES



ANTECEDENTES DE ESTUDIOS LIMNOLÓGICOS EN EL EMBALSE RÍO TERCERO

La primera publicación relacionada con el Embalse Río Tercero fue efectuada pocos años después de la construcción del embalse y se refería a la piscicultura (Marini, 1939). En 1950, Cordini realizó una obra de carácter más general, “Contribución al conocimiento limnológico del Embalse del Río Tercero (Córdoba)”. En la misma se presentan las medidas morfométricas del embalse, los primeros perfiles térmicos y algunos datos cuantitativos del plancton correspondientes a marzo de 1947. Incluye también un balance hídrico anual, análisis de los sedimentos y de la composición química del agua. Posteriormente Boschi y Fuster de Plaza (1959) publicaron un estudio acerca del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*).

Varios años después Drago y Depetris (1974), presentaron datos geológicos de la cuenca y analizaron la sedimentación en el embalse. En la misma época se publicó un estudio comparativo de tres embalses de Córdoba (Bonetto et al., 1976) con detallada información acerca de la composición química del agua y del plancton de los embalses San Roque, Los Molinos y Río Tercero y de sus respectivos afluentes.

En el marco del estudio de factibilidad para la instalación de la Central Nuclear Embalse y como resultado del posterior monitoreo del Embalse Río Tercero se generaron numerosos informes técnicos, realizados por investigadores y técnicos del Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuet (ILPLA) (Boltovskoy et al. 1979, 1981, Mariazzi et al. 1994, Mariñelarena et al. 1988, 1996, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002), gracias a los convenios entre la Comisión Nacional de Energía Atómica, Nucleoeléctrica Argentina S.A. y la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP).

A partir de los estudios efectuados en el marco de ese convenio, en los años 80 surgieron varias publicaciones dedicadas a temas específicos en correspondencia con algunas de las líneas de investigación desarrolladas en el ILPLA. Los estudios bacteriológicos realizados por el grupo de investigadores dirigido por Mariazzi dieron como resultado una serie de publicaciones acerca de las bacterias heterotróficas (Di Siervi et al., 1990; Mariazzi et al., 1981a, 1991; Romero y Mariazzi, 1984; Romero et al., 1987). Estos trabajos se centran en la posible influencia de un aumento de la temperatura del embalse sobre la actividad bacteriana y sus relaciones con la fracción autotrófica del plancton. Además en los trabajos de Mariazzi et al. (1981b, 1988) se

describe la variación espacial de algunos parámetros como clorofila *a*, actividad bacteriana y nutrientes relacionada con el gradiente longitudinal a lo largo del embalse y la variación temporal condicionada principalmente por la temperatura. El mismo grupo de investigación publicó también numerosos trabajos acerca de la variación espacio temporal de la clorofila y la productividad primaria en el embalse (Mariazzi y Conzonno, 1980; Mariazzi et al., 1983a, 1984; Nakanishi et al., 1985), de la influencia de la luz y la temperatura sobre la misma (Mariazzi et al., 1981c, 1983b; Romero et al., 1983, 1988) y de su variación diaria (Mariazzi et al., 1985).

Por otra parte, en cuanto a la composición específica del plancton se publicaron algunas referencias en un resumen presentado en la VIII Reunión Argentina de Ecología (Boltovskoy, et al., 1980). Existen además varias publicaciones sobre algunos de los grupos de algas. Gómez, (1984a) describió la distribución espacio temporal de *Closterium aciculare*, y observó que presentó en general concentraciones crecientes a lo largo del eje del embalse. Gómez también realizó numerosos trabajos sistemáticos sobre Diatomeas (Gómez, 1984b, 1989, 1990a, 1990b) y sobre la distribución espacio temporal de las especies más abundantes (*Aulacoseira granulata* -con distintas subespecies- *A. lirata* var. *alpigena*, *Actinocyclus normanii* f. *subsalsa*, y *Cymbella affinis*) (Gómez, 1991a, 1991b). En estos últimos se destacó el mayor desarrollo de diatomeas por encima de la zona de salto térmico durante los períodos de estratificación y una distribución homogénea de las mismas durante los períodos de circulación isotermal, en tanto que no se encontraron diferencias notorias en la distribución horizontal. Finalmente, Gómez (1988) ha publicado una tesis doctoral sobre las Diatomeas del Embalse Río Tercero. Con respecto al zooplancton la cantidad de trabajos científicos fue menor. Foggetta, (1987) describió la distribución espacio temporal y hábitos de alimentación de una especie de ciliado (*Prorodon taeniatus*). En el mismo reportó su presencia sólo en verano, con una mayor densidad en el centro del embalse. Escalante (1988) describió la distribución espacio - temporal de Cladóceros y encontró que las especies más abundantes fueron *Bosmina huaronensis* y *Ceriodaphnia dubia*. Según esta autora la mayor parte de las especies se encontraron en menor densidad en la zona del dique, mostraron frecuentemente preferencias en su ubicación dentro de la columna de agua y desarrollaron poblaciones más numerosas en primavera.

Todos los trabajos hasta aquí citados se basan en información obtenida antes de 1983, es decir anteriores al funcionamiento de la Central Nuclear Embalse. Los trabajos de síntesis referidos a este período que abarquen un amplio conjunto de datos

ya sea por su extensión espacial o temporal son pocos. Además de el ya citado trabajo de Bonetto (1976), se encuentran un trabajo de Boltovskoy y Foggeta (1985) que trata acerca de la hidrología y características biológicas y térmicas durante el período 1977-1980 y uno de Mariazzi et al. (1989) que reúne datos de los parámetros fisicoquímicos, clorofila y producción primaria del período 1977 -1981. En estos dos últimos trabajos se postulan algunos efectos que podría tener el cambio en la política de uso del embalse. Boltovskoy y Foggeta (1985) pronostican un posible aumento de la temperatura del agua y del estado trófico del embalse. Mariazzi et al. (1989) prevén por un lado un aumento en el contenido de nutrientes causado por la destrucción de los organismos en el circuito de enfriamiento y por una mayor probabilidad de anoxia debido a la degradación de la materia orgánica en el fondo. En el mismo sentido, proponen que la restricción de la salida profunda del agua en la central hidroeléctrica implicaría una menor liberación de nutrientes y el consecuente aumento del estado trófico del sistema. Por otra parte suponen que el incremento del nivel del agua en la estación seca favorecería el desarrollo de macrófitas arraigadas.

En comparación con la cantidad y diversidad temática de los trabajos del período preoperacional son muy pocas las publicaciones referentes al período posoperacional. En 1991, Conzonno y Mariazzi publicaron un resumen en el cual se planteó un posible mejoramiento de las condiciones tróficas del embalse a partir del funcionamiento de la central nuclear. Posteriormente, Mariazzi et al. (1992, 1993) compararon datos preoperacionales con respecto a los correspondientes a los años 1987-1988 y plantearon que contrariamente a lo predicho, luego de la puesta en marcha de la Central Nuclear Embalse, disminuyó la concentración de nitrógeno inorgánico, fósforo total y clorofila *a*. Las posibles explicaciones sugeridas por los autores fueron: la construcción de embalses aguas arriba del Río Grande, la menor proporción zona fótica/profundidad media como consecuencia del aumento del nivel del agua y el aumento en la densidad de copépodos (registrado en el año 1986) que los autores relacionaron con una menor proporción de pejerreyes (*O. bonariensis*) respecto de las carpas (*Ciprinus carpio*) y el sabalito (*Pseudocurimata gilberti*). Por otro lado, Gómez (1995) comparó la composición del fitoplancton durante varios ciclos anuales del período preoperacional y del año 1986 y propuso tres modelos sucesionales en función de los períodos de estratificación y mezcla. Posteriormente Mariñelarena et al. (1997) agregaron como otra posible causa de la disminución del nivel trófico a la disminución del área alrededor del embalse utilizada para la ganadería.

Finalmente, Casco et al. (2002), en una revisión de la composición específica del plancton que abarca los períodos pre y posoperacional destacaron el aumento de la riqueza específica durante el posoperacional. El aumento del número de especies de clorofitas, cianofitas y rotíferos, y la mayor proporción de formas cocales en el fitoplancton, estuvieron probablemente relacionados con la mayor estabilidad del sistema. Por otro lado se destacó la influencia que pudieron tener en la composición de la comunidad nuevas especies como *Asplanchna girodi* y *Ceratium hirundinella* (Casco et al. 2002). En este trabajo, quedó demostrado además que el aumento de la densidad de copépodos señalado por Mariazzi et al. (1993) fue transitorio y que la proporción de rotíferos, cladóceros y copépodos se mantuvo relativamente constante (Casco et al. 2002).

Por último, la colonización del embalse por *C. hirundinella*, en el contexto de una invasión regional que comenzó en 1990 en lagos del sur de Chile y que continuó a través de los lagos andino patagónicos, alcanzando varios embalses de Córdoba entre los años 1998 y 2000 se publicó recientemente (Mac Donagh et al., 2005). En el mismo trabajo se destacan las condiciones favorables para el éxito de esta especie encontradas en el Embalse Río Tercero, el desplazamiento de otra especie de dinoflagelado (*Peridinium gatunense*) y el aumento en la densidad de un depredador (*A. girodi*) como consecuencia de la proliferación masiva de *C. hirundinella* (Mac Donagh et al., 2005).



III ÁREA DE ESTUDIO



III.1 UBICACIÓN GEOGRÁFICA

El Embalse del Río III se encuentra ubicado a los 32° 11' S y 64° 23' O. En sus alrededores se encuentran las localidades de Embalse, Villa Rumipal y Villa del Dique (Departamento de Calamuchita, Córdoba, Argentina). La altura sobre el nivel del mar a cota máxima es de 529,4 m según IGM y 657,5 m según Agua y Energía (Boltovskoy y Foggeta, 1985). El valor utilizado en la bibliografía es el de Agua y Energía, por lo tanto, se mantendrá ese valor de referencia.

III.2 GENERALIDADES DE LA CUENCA

La cuenca del Embalse Río Tercero tiene una extensión de 3.250 km². Se encuentra en el sistema orográfico de las Sierras Pampeanas, en el grupo austral de las Sierras de Córdoba. Este sistema está formado por dos cordones montañosos (Sierras Grandes y Sierras Chicas) en los cuales se originan los afluentes (fig. 1 a y b). El Embalse Río Tercero se encuentra en una quebrada entre la Cumbre Chica y la Sierra de los Cóndores (Bonorino, 1958).

Las rocas del basamento son principalmente metamórficas (esquistos cristalinos): gneis en profundidad y filitas, micacitas, anfibolitas y pizarras más superficiales. Entre las rocas metamórficas precámbricas son comunes extensas intrusiones de rocas ígneas graníticas (Bonorino, 1958). Las áreas de relieve escarpado ocupan el 70 % de todo el ambiente serrano, predominan las fuertes pendientes, los cursos angostos, encajonados, valles sin relleno sedimentario, con ollas y rápidos a nivel del cauce, dominan los procesos de remoción en masa y erosión fluvial. En los interfluvios se desarrollan suelos someros y pedregosos. Los suelos son en su mayoría Entisoles, de escaso desarrollo aunque en sitios con menos pendiente dentro de las Sierras Grandes se dan condiciones de humedad y de penetración para el desarrollo de suelos más profundos. En el borde occidental y sur de las sierras el relieve es más suave y se presentan valles con relleno sedimentario, con pocas pendientes, suelos profundos y bien desarrollados con alto contenido de materia orgánica (Agencia Córdoba D.A.C. y T., 2003).

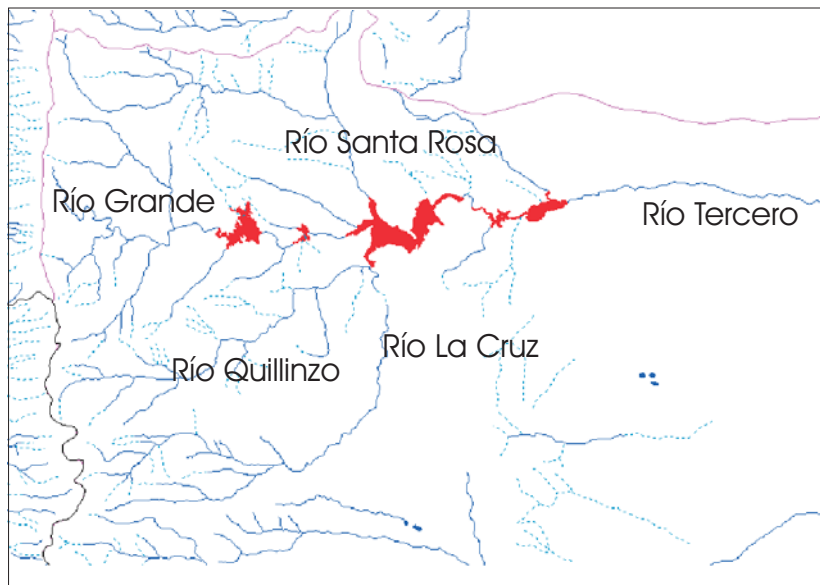


Fig. 1: Cuenca del Embalse Río Tercero. a) imagen extraída del programa Google Earth, mostrando la topografía y embalses de la cuenca. b) imagen extraída del Atlas Hidrográfico de la Rep. Argentina mostrando la red hidrográfica de la cuenca del Río Tercero

III.3 USOS DE LA CUENCA

Las principales actividades en la cuenca son la generación de energía, la agricultura y ganadería y el turismo estival y en algunos puntos de la cuenca la minería. La población se incrementa aproximadamente en un 30 % en verano y en el embalse se desarrollan deportes náuticos. En total, la cuenca presenta seis centrales hidroeléctricas y una central nuclear (Tabla 1).

Tabla 1: Centrales Eléctricas y embalses asociados.

RÍO	EMBALSE	CENTRALES
Río Grande	Cerro Pelado	Presa Cerro Pelado (750 Mwa)
	Ao. Corto	Presa Ao. Corto (10 Mwa)
Río Tercero	Embalse Río Tercero	Central Nuclear Embalse (CNE) (600 MWa)
		Fitz Simons (10 MWa)
	Embalse Cassaffousth	Cassaffousth o 2ª Usina (16 Mwa)
		Igr. B. Reolín o 3ª Usina (36 Mwa)
Embalse Piedras Moras	Piedras Moras	

El 78 % de la superficie del departamento de Calamuchita (que coincide espacialmente con la cuenca del Río Tercero) está ocupado por establecimientos rurales. Según datos promedio de los años 1997 - 2000 de la Secretaría de Agricultura y Ganadería de la provincia de Córdoba (www.cba.gov.ar) el 67 % de esta superficie se destina a la ganadería y el 26 % a la agricultura y silvicultura. Los principales cultivos en la zona son: soja (32.000 ha), maíz (4.667 ha), sorgo (3.000 ha) trigo (3.500 ha), avena (2.000 ha). Las especies forestales introducidas -principalmente pino- ocupan 21.000 ha. El ganado se compone principalmente de bovinos (122.000 cabezas) en tanto que entre porcinos, ovinos, caprinos y equinos suman unas 18.000 cabezas.

III.4 CLIMA

El clima es templado subtropical, con estación seca en invierno y veranos calurosos y lluviosos (fig. 2). La radiación solar diaria promedio en los años 1999 y 2000 fue de 14,3 y 16,1 Mj/m².día respectivamente. El rango de variación de la

temperatura, la temperatura media y la precipitación media fueron similares en los períodos pre y posoperacional de la Central Nuclear (Tabla 2).

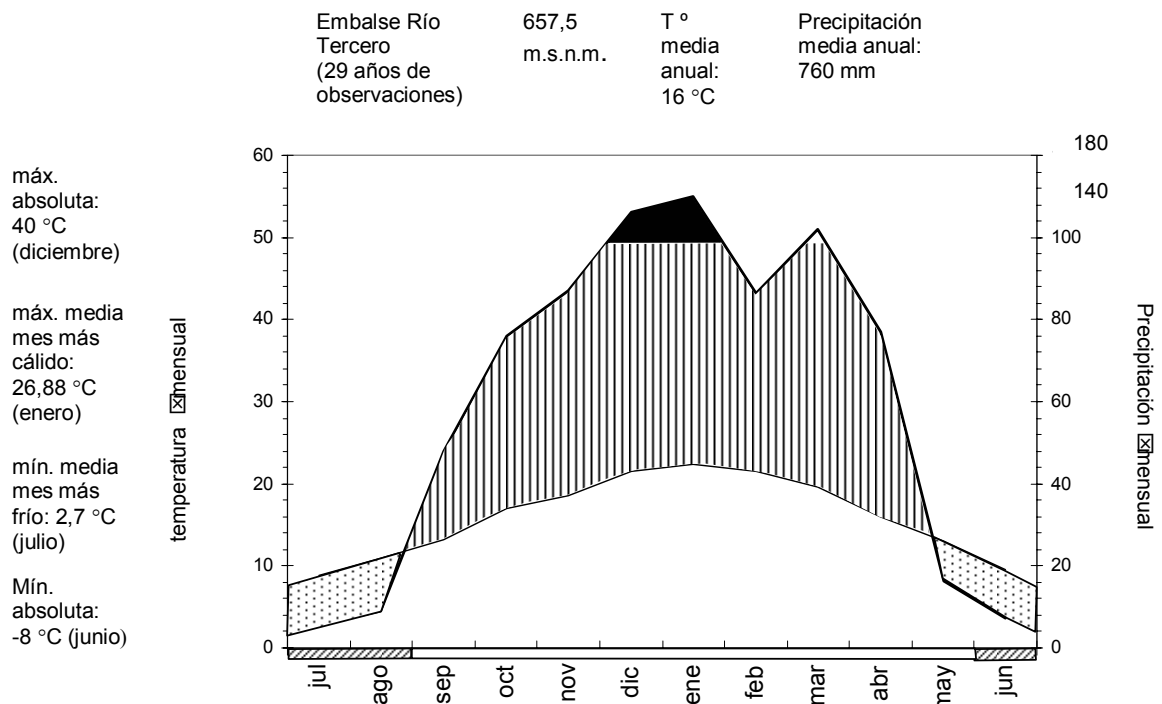


Fig. 2: Climatograma. Por encima de los 100 mm de precipitación se cambia la escala de representación. sector punteado: déficit hídrico. sector rayado: exceso de precipitación. sector negro: más de 100 mm precipitación mensuales. Barra inferior: sector rayado: meses con probabilidad de heladas; sector blanco: meses libres de heladas.

El patrón anual de lluvias abarca dos períodos, uno lluvioso de septiembre a marzo, y otro con precipitaciones muy escasas desde abril hasta agosto. Las lluvias más intensas ocurren frecuentemente entre noviembre y febrero y generalmente se concentran en un solo mes con precipitaciones superiores a 200 mm/mes. Es menos común que haya más de un mes con precipitaciones superiores a 200 mm, como ocurrió en los años 1995, 1999 y 2001. En estos dos últimos años la precipitación anual fue de 1.157 y 1.075 mm respectivamente, superando ampliamente la media anual.

Tabla 2: Datos del período 1972-1981 extraídos de Berri y Robbio, 1983. Datos del período 1983-2001 facilitados por la CNE.

	T mínima (°C)	T máxima (°C)	T media (°C)	Precipitación media
1972-1981	-8	37	16,1	739
1983-2001	-6,8	40	16	777
1999-2001	-5,5	36,5	15,5	1.021

Los vientos predominantes en el embalse provienen del sector NE. Durante el período 1972-1981 tuvieron intensidades promedio de 4 a 5 m/s (Berri y Robbio, 1983). En ese informe se aclara que este es un fenómeno típico de la región por influencia del anticiclón semipermanente del Océano Atlántico. Asimismo se describe un cambio de 180° en la dirección de los vientos durante las horas de la madrugada (SO) y de la tarde (NE). Los vientos del SO se atribuyen a un fenómeno local provocado por el mismo espejo de agua. Igualmente, Oggero (1999), destaca la dominancia de vientos del NE de intensidades similares, durante el período 1983-1998.

Durante el período 1999-2001 los vientos predominantes fueron del NE y menos frecuentemente del OSO. Su intensidad media, de entre 6 y 17 km/h fue equivalente a la citada por Berri y Robbio (1983) siendo en general más suaves en el otoño y más intensos en la primavera. En la **sección V.B.1** se analizan con más detalle los datos de viento y precipitación en relación con las variables limnológicas del período febrero 1999 a febrero 2001.

III.5 VEGETACIÓN

El área de estudio se encuentra en la Provincia del Espinal del Dominio Chaqueño (Cabrera, 1971). La vegetación natural es meso a xerofítica, formada principalmente por un monte bajo de *Prosopis sp*, *Acacia sp*, *Geoffroea sp*, *Celtis sp* y *Jodinia sp*, y un estrato inferior de gramíneas. En zonas más elevadas se encuentran “jarillales” (asociaciones de *Larrea spp*) y “romerillales” (*Heterothalamus alienus*) (Bonetto et al., 1976). Las actividades agrícolas que se realizan desde hace muchos años y la extracción de leña para fines domésticos han causado el empobrecimiento en especies arbóreas autóctonas.

La conjunción de la pendiente de las laderas y los cambios de nivel del agua son condiciones negativas para el desarrollo de las macrófitas acuáticas. Sin embargo, durante los años 1999-2001 hubo un crecimiento de macrófitas (*Elodea callitrichoides* y *E. sp.*) en zonas ribereñas favorecido por la estabilidad del nivel del agua (Mariñelarena, 2001). Anteriormente, habían sido citadas formaciones localizadas de Characeas, (Bonetto et al., 1976) y desarrollo temporario de *Egeria sp.* (Mariazzi, 1992; Mariazzi, 1993).

III.6 USOS DEL EMBALSE

El embalse fue construido con fines múltiples: protección contra inundaciones, abastecimiento de agua potable, producción de energía hidroeléctrica y riego, aunque nunca se realizaron las canalizaciones para el uso agropecuario. Las obras del endicamiento del Río Tercero se realizaron entre 1930 y 1934 y el llenado del embalse, efectuado sin desmonte previo, finalizó en el año 1936. Desde entonces funciona en el embalse la central hidroeléctrica Fitz Simons y en 1983 se instaló a orillas del mismo la Central Nuclear Embalse; ambas operando actualmente.

Existen tomas de agua para consumo que abastecen a las localidades de Villa del Dique (2.300 habitantes) y Embalse (6.500 habitantes) y tomas secundarias para hoteles y clubes de pesca. La población de Rumipal (1.300 habitantes) se abastece de agua de pozo (Zunino y Migliori, 1983, Censo Nacional, 1991). Las poblaciones pueden incrementarse hasta en un 30% en la temporada de verano.

Los efluentes cloacales no se arrojan al embalse: aquellos provenientes de la Unidad Turística Embalse y del barrio de la CNE son tratados mediante un filtro verde con plantación de *Eucalyptus sp* y el resto de la población utiliza cámaras sépticas que pueden combinarse con “sangrías” (versión local de lechos de piedra a cielo abierto).

Desde 1983, el agua del embalse se aprovecha para el enfriamiento de la Central Nuclear Embalse (CNE). El uso del agua por parte de la central hidroeléctrica Fitz Simons, y por tanto la erogación aguas abajo, está supeditado a la regulación por parte de la CNE, de modo que esta central hidroeléctrica sólo puede turbinar agua mientras la cota del embalse sea superior a la cota mínima de seguridad de la CNE.

El lago se utiliza también con fines recreativos y deportivos, especialmente para la pesca deportiva del pejerrey (*Odontheistes bonariensis*) y para la práctica de deportes náuticos. Existen varios clubes de pesca en la costa, principalmente en las localidades de Embalse y Villa del Dique.

III.7 MORFOMETRÍA DEL EMBALSE RÍO TERCERO

Dada la topografía de la zona el embalse quedó conformado por dos sectores principales separados por un estrechamiento denominado en la bibliografía como “garganta” (Cordini, 1950). El sector oeste recibe los afluentes y las aguas utilizadas por la Central Nuclear Embalse (CNE); en cambio el del este no recibe afluentes y descarga sus aguas hacia el Río Tercero por intermedio de la Central hidroeléctrica Fitzs Simons (CHFS) y en época de exceso también por el vertedero (fig. 3). Con respecto a los parámetros morfométricos se encuentran publicados solamente los valores para la cota máxima (tabla 3).

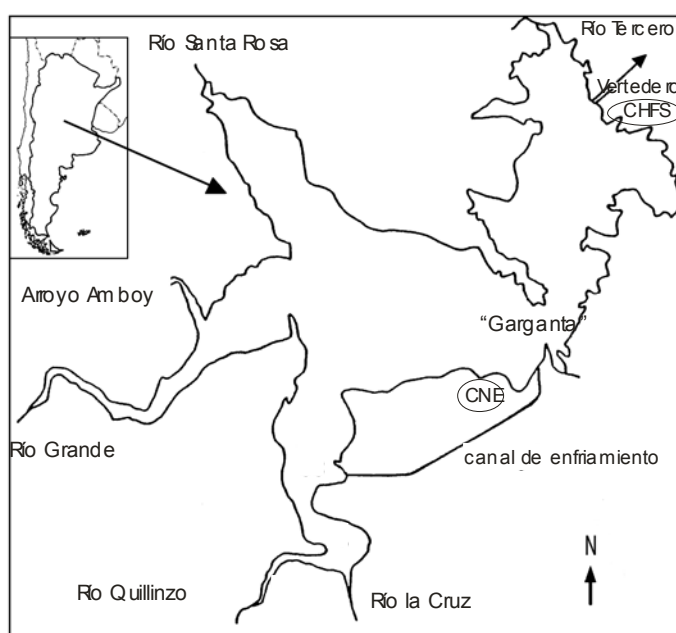


Fig. 3: Morfometría del Embalse Río Tercero. Ubicación de los afluentes y efluentes y de las centrales eléctricas (CHFS: Central hidroeléctrica Fitzs Simons) y CNE (Central Nuclear Embalse).

Tabla 3: medidas morfométricas del embalse a nivel del vertedero y diferencias entre el sector este y oeste según datos tomados de Cordini (1950) y Boltovskoy y Foggeta (1985).

	Total	Sector Oeste	Sector Este
Superficie (ha)	4.600	3.243,5	1.356,5
Profundidad máxima (m)	46,5	32,5	46,5
Profundidad media (m)	12,2	10,8	15,5
Volumen embalsado a nivel del vertedero (Hm ³)	562	350	210
Desarrollo línea de costa	3,97		
Perímetro (km)	95,4	63,8	31,6

III.8 CÁLCULO DEL VOLUMEN

Para la estimación de la tasa de renovación que se realiza en la **sección V.B.1** se debieron efectuar cálculos propios del volumen para las diferentes cotas. Los resultados obtenidos se presentan a continuación. Se consideró necesario calcular el volumen discriminado por estratos horizontales. El relieve determina distintas pendientes en diferentes zonas del embalse, de modo que se dividió la superficie del cuerpo de agua en cinco sectores según características de profundidad máxima y pendiente (Fig. 4). Luego en un mapa en escala 1:20.000 se trazaron transectas en cada sector, con una equidistancia de 1.000 m y se levantaron los perfiles perpendiculares al cauce del río (cinco a nueve transectas en cada sector). Con esta información se obtuvieron los valores de área y volumen correspondientes a cada estrato. Las áreas se calcularon mediante el método de las ordenadas según la regla de Simpson (Dangavs, 1976):

$$A = h/3 (E + 4I + 2P)$$

donde: h= equidistancia entre las ordenadas

E= sumatoria de la longitud de las ordenadas de los extremos

I= sumatoria de la longitud de las ordenadas impares

P= sumatoria de la longitud de las ordenadas pares

y el cálculo del volumen de cada estrato según la fórmula de Penck (Dangavs, 1976):

$$V = h/3 * (A_1 + A_2 + \sqrt{A_1 * A_2})$$

donde:

h: espesor de cada estrato

A1: área superior del estrato

A2: área inferior del estrato

A partir de estos cálculos, el área a cota cero (4.573 Ha.) resulta muy similar a la citada en bibliografía. El volumen total (700.786.912 m³) resulta mayor al citado por Cordini (1950) pero muy similar al utilizado por la subsecretaría de Energía Eléctrica de la Nación (<http://energia.mecon.ar>). Se construyó la curva hipsográfica relativa (fig.5) y se comparó con los estándares para la forma de los lagos dados por Hakanson (1981). En ella se observa que la forma de la curva es más cóncava que un cono en los primeros cinco metros (12,5% de la profundidad) y ligeramente más convexa por debajo de los diez metros de profundidad (25% de la profundidad). Por lo tanto el 75% del volumen del embalse, que se encuentra por debajo de los 10 m de profundidad, es menor al que podría contener si tuviera una forma cónica. En coincidencia con esta observación, el índice del desarrollo del volumen dio igual a 0,87. Este índice indica si



Fig. 4: Mapa del Embalse Río Tercero con isobatas de 5 metros de equidistancia y las transectas trazadas en cada sector.

el volumen del lago es relativamente menor o mayor al de un cono de base igual al área del lago y de profundidad igual a la profundidad máxima (Cole, 1988).

$$Dv = 3(z_m/z_{m\acute{a}x})$$

donde:

z_m = profundidad media
 $z_{m\acute{a}x}$ = profundidad máxima

Podría destacarse como la información más relevante obtenida a partir de la curva hipsográfica relativa (fig 5), en relación con los cambios de nivel del agua, que un incremento de la cota en los primeros cinco metros de profundidad implica un mínimo aumento del área. En cambio, entre los cinco y diez metros de profundidad, el área varía en mayor medida con el cambio de la cota.

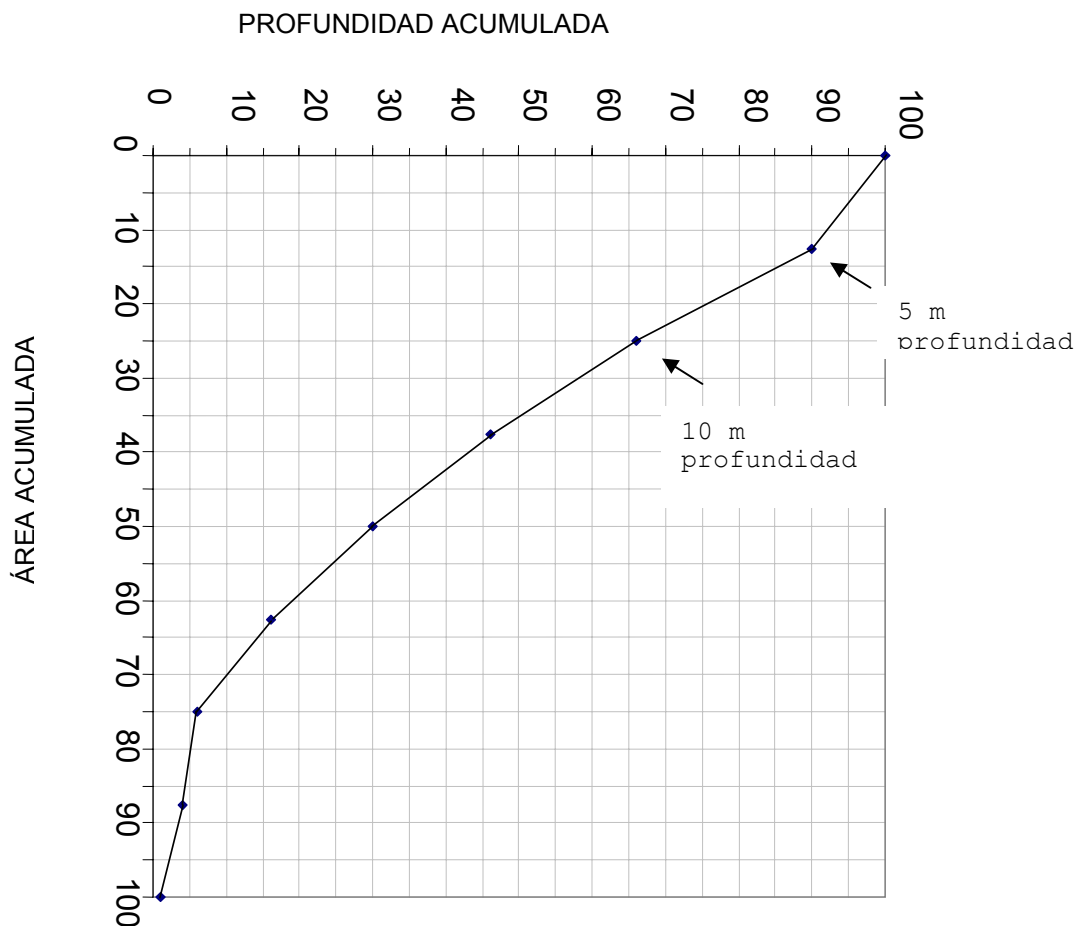


Fig. 5: curva hipsográfica relativa

III.9 AFLUENTES Y EFLUENTES DEL EMBALSE RÍO TERCERO

Los afluentes se originan en las Sierras Grandes, al oeste y en la de los Cóndores, al este. Cuatro de ellos son permanentes y varios temporarios. De estos últimos, el más importante es el Arroyo Amboy. El río Santa Rosa, que nace en el Cerro Champaquí, y el Arroyo Amboy, descargan sus aguas en el lado norte del embalse. Desde las Sierras Comechingones llega el Río Grande, que desde 1986 presenta dos embalses situados aguas arriba: Cerro Pelado y Arroyo Corto (Complejo Hidroeléctrico Río Grande). El río Quillinzo y el Río de la Cruz provenientes de la Sierra de los Cóndores, desembocan en una bahía en el margen sur del embalse, donde también se realiza la descarga de las aguas del canal de enfriamiento de la CNE (Fig. 3).

Las características químicas de los afluentes fueron descritas por Bonetto et al. (1976) y se resumen en la tabla 4. En ese momento presentaban como características comunes el bajo tenor de sólidos suspendidos (turbidez menor a 3 unidades APHA), escaso color y similar composición en el contenido de nutrientes. Los ríos fueron clasificados en general como bicarbonatado - cálcicos o bicarbonatado - cálcico - sódicos excepto el río de la Cruz que por su alto contenido de sulfatos fue clasificado como bicarbonatado - sulfatado - cálcico - sódico o sulfatado - bicarbonatado - sódico - cálcico. Estudios más recientes realizados en la UNC mostraron resultados similares y se pueden consultar en la página de la Secretaría de Minería de la Nación, aunque allí no se incluyen datos de nutrientes (<http://www.mineria.gov.ar/ambiente/estudios/irn/cordoba/>).

Tabla 4: Rango registrado de algunas características fisicoquímicas de los afluentes del Embalse Río Tercero (extraído de Bonetto et al., 1976)

	Río Grande	Santa Rosa	Quillinzo	Río de la Cruz
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	43 -90	83-164	80-138	283 - 697
Dureza (mg CaCO_3/l)	12-38	36-77	33 - 60	112 - 191
pH	7,4-7,8	7,8-8,4	7,6 - 8	7,7 - 8,1
DQO (mg O_2/l)	1,1 - 5,3	1 - 3,5	1 - 4,5	1,1 - 2,6
NO^{-3} (mg/l)	0,32 - 1,96	0,07 - 0,84	0,21 - 1,8	0,08 - 0,68
NO^{-2} (mg/l)	0,005 - 0,1	0,003 - 0,18	0,021 - 0,180	0,004 - 0,026
PO^{-4} (mg/l)	0,02 - 0,1	0,03 - 0,1	0,01 - 0,09	0,02 - 0,08
Si (mg/l)	7 - 15	10 - 27	7 - 16	8 - 18

El único efluente es el Río Tercero (módulo 27 m³/s) que presenta dos embalses aguas abajo: Ing. Cassaffousth y Piedras Moras, y confluye luego con el Río Cuarto, formando el río Carcarañá, el cual desemboca en el Paraná. De modo que, en definitiva, la subcuenca del Río Tercero forma parte de la cuenca paranoplatense.

III.10 EMBALSES AGUAS ARRIBA DEL EMBALSE RÍO TERCERO

Entre 1984 y 1986 se construyeron sobre el Río Grande (módulo 11,5 m³/s), los embalses del complejo Hidroeléctrico Río Grande: Cerro Pelado y Arroyo Corto. Entre estos dos embalses media una distancia de 6 Km y entre el Embalse Arroyo Corto y el Embalse Río Tercero 3,6 Km. El Embalse Cerro Pelado tiene un área de 1.240 Ha y un volumen de 371 Hm³ con una profundidad máxima de 46 m y una profundidad media de 29,8. El área de la cuenca correspondiente al Embalse Cerro Pelado es de 762 km y la tasa de renovación es de 1,02 años. Entre los dos embalses del complejo hay una central hidroeléctrica en caverna única en su tipo en el país ya que está construida por debajo del lecho original del río, a 113 m de profundidad dentro del Cerro Pelado. La salida del agua desde el Embalse Cerro Pelado es en profundidad y luego de pasar por la central hidroeléctrica en caverna llega al contraembalse Arroyo Corto por medio de un túnel de 6.000 m de longitud. El contraembalse Arroyo Corto tiene un área de 357 Ha y un volumen de 35 Hm³. El objetivo del contraembalse es restituir el agua utilizada hacia el Embalse Cerro Pelado durante las horas de menor demanda. De esta forma se asegura la producción de energía en la central hidroeléctrica sin que esto dependa de las condiciones hidrológicas ni del subsidio hacia el Embalse Río Tercero. Además de la salida en profundidad el Embalse Cerro Pelado tiene dos vertederos con un caudal máximo extraordinario de 3.285 m³/s cada uno y el embalse Arroyo Corto tiene uno con un caudal máximo de 3.170 m³/s para liberar agua en épocas de exceso (Tromboto, 2004). La central hidroeléctrica fue reinaugurada en julio de 2005, luego de 10 años de inactividad, gracias a que se repararon los transformadores de energía (Honorable Cámara de Diputados de la Nación, Julio 2005. Expdte: 4059-D-05) su producción energética (700 Mwe) representa un tercio de la energía de la provincia de Córdoba.

III.11 CENTRAL NUCLEAR EMBALSE

La Central Nuclear Embalse (CNE) fue la segunda central nuclear construida en el país y comenzó a funcionar en el año 1983. Desde el punto de vista energético es hasta el momento la central nuclear más importante de la Argentina ya que genera una potencia bruta de 648 MWe, casi el doble de lo producido en Atucha I (375 MWe), en tanto que Atucha II tendrá una vez puesta en marcha una potencia de 745 MWe. Junto con el Complejo Hidroeléctrico Río Grande producen actualmente dos tercios de la energía generada en la provincia de Córdoba.

Se emplean los términos “preoperacional” y “posoperacional” tal como se denomina en la bibliografía al período previo y posterior a la puesta en marcha de la CNE, respectivamente.

La toma de agua del lago para enfriamiento se realiza a 15 m de profundidad en la zona de Garganta y el caudal que pasa por el circuito de enfriamiento es de 33 m³/s. El sistema de refrigeración está diseñado de modo que el agua del lago permanece aislada del reactor y del agua pesada. Este sistema está compuesto por tres circuitos distintos: En el mismo edificio del reactor se encuentra el sistema primario que bombea agua pesada a través de los tubos de combustible que generan calor. El sistema secundario se utiliza para enfriar al agua pesada y funciona con agua liviana que se evapora y pasa hacia otro edificio donde se condensa para reciclarla. El sistema terciario es utilizado para enfriar y condensar el agua liviana y es por donde circula el agua del lago. El condensador del agua liviana y el sistema terciario se encuentran en un edificio distinto del que contiene al reactor y al sistema primario de enfriamiento (www.cnea.gov.ar/xxi/divulgación/reactores/c_reactores_fii.html).

Antes de retornar al embalse el agua del lago circula por un canal de enfriamiento a cielo abierto de 5 km de longitud, que desemboca en el brazo sur del embalse en las cercanías de la desembocadura del río Quillinzo y el Río de la Cruz (Fig. 3). El volumen total del lago circula casi dos veces por año por este circuito de enfriamiento y si se considera el cálculo a cota mínima, circula una vez cada 80 días (Mariñelarena, 1997).



IV MATERIAL Y MÉTODOS



IV.1 COMPARACIÓN ENTRE PERÍODOS PRE Y POSOPERACIONAL

A fin de realizar la comparación entre los períodos pre y posoperacional se recopiló toda la información publicada en informes técnicos y publicaciones científicas. El registro de cotas facilitado por la central hidroeléctrica Fitzs Simons (CHFS) comienza en 1968. Los datos pluviométricos correspondientes a los años 1972 a 1982 (media mensual) se extrajeron del estudio de emplazamiento de la Central Nuclear Embalse (Berri y Robbio, 1983). De años posteriores se utilizaron datos de precipitación mensual (1983 a 1998: Oggero, 1998, informe interno CNE) y datos de precipitación diaria (1999 a 2001) facilitados por la Central Nuclear Embalse. Para las variables limnológicas se eligió la estación central del embalse (Garganta) como punto de referencia ya que fue la estación muestreada con mayor continuidad. En las comparaciones se utilizaron los datos de la zona fótica o en su defecto cuando se disponía de muestras discretas tomadas metro a metro, se promediaron los datos correspondientes a los primeros cinco metros de profundidad. De los años muestreados con frecuencia mensual (1980 - 1981) se consideraron los datos correspondientes a los meses impares, para no sobreestimar la importancia de dicho año de muestreo. Para cada variable considerada se realizó un test de t o de Mann Whitney según si los datos eran normales o no. La comparación multivariada entre los períodos pre y posoperacional se realizó mediante análisis discriminantes simples que son lo suficientemente robusto como para trabajar con datos no normales (Legendre y Legendre, 1983). Los datos no necesitan ser estandarizados ya que el resultado del análisis discriminante no es afectado de ninguna manera por la escala individual de las variables (Manly, 1986). Los test se realizaron con el programa Statistica 6.

IV.2 PERÍODO FEBRERO 1999 - FEBRERO 2001

A fin de analizar cuáles fueron las variables estructurantes del plancton bajo las nuevas normas de manejo se estudiaron las variables fisicoquímicas y biológicas durante un período de dos años (febrero 1999 - febrero 2001) cubriendo una escala espacial horizontal y vertical. Se recopilaron datos de cota, salidas por central hidroeléctrica y datos meteorológicos medidos in situ (temperatura, precipitación, viento), todos con frecuencia diaria, facilitados por la Central Hidroeléctrica Fitzs Simons y la Central Nuclear Embalse.

IV.2.1 ESTACIONES DE MUESTREO

Se mantuvo el esquema de muestreo realizado en años previos, muestreando en cuatro sitios representativos de las distintas zonas del embalse cada dos meses: Confluencia, Garganta, Dique y Pluma Térmica (Figs. 1 y 2). Los tres primeros sitios corresponden a las estaciones ubicadas a lo largo del eje del embalse. La zona denominada Pluma Térmica corresponde con el área de influencia de la descarga de la Central Nuclear. En esta zona se establecieron cuatro puntos de muestreo (uno aguas arriba de la descarga, otro en la descarga y dos aguas abajo) a fin de determinar la influencia del vuelco de agua usada para refrigeración por la CNE. Toda la zona de la Pluma Térmica se encuentra muy reparada de los vientos dominantes. El muestreo se realizó siempre siguiendo el mismo orden y aproximadamente en los horarios indicados entre paréntesis: Garganta (10:00 a 11:00); Dique (12:00 a 13:00); Confluencia (14:30 a 15:30) y Pluma (15:30 a 16:30).

1-CONFLUENCIA (C): Representa la cola del embalse y recibe todos los afluentes permanentes (Río Grande, Santa Rosa, Quillinzo, La Cruz y Ao. Amboy). En este sitio la profundidad máxima durante el período febrero 1999-febrero 2001 fue de 19 m.

2-GARGANTA (G): Se encuentra en la zona central del embalse. En esta zona se encuentra la toma de agua para el enfriamiento de la Central Nuclear Embalse (CNE). La profundidad máxima durante el período de estudio fue de 23 m.

3-DIQUE (D): Representa la zona lacustre del embalse. Está muy expuesta a los vientos dominantes (NE). Próximo a esta estación se encuentra la toma de agua de la central Hidroeléctrica Fitzs Simons. La profundidad máxima durante el período de estudio fue de 23 m.

4.1-AGUAS ARRIBA (PAA): Esta estación se encuentra aguas arriba de la desembocadura del canal de enfriamiento, en la bahía donde desembocan el río Quillinzo y el de la Cruz. En ocasiones de vientos fuertes y poco caudal en estos ríos, puede estar influenciada por el refluo provocado por el canal de enfriamiento, que tiene un caudal constante de 33 m/seg. Esta situación puede darse a principios de la primavera, antes del comienzo de la temporada de lluvias.

4.2-PLUMA CANAL (PC): Es la desembocadura del canal de enfriamiento en la zona de la pluma. Cuando el nivel del embalse es bajo se forma una cascada importante, generando turbulencia y sobresaturación de oxígeno.

4.3-PLUMA MEZCLA 1 (PM1): Es la zona de mezcla del agua aportada por el canal de enfriamiento y por los ríos Quillinzo y de la Cruz. La cantidad de agua

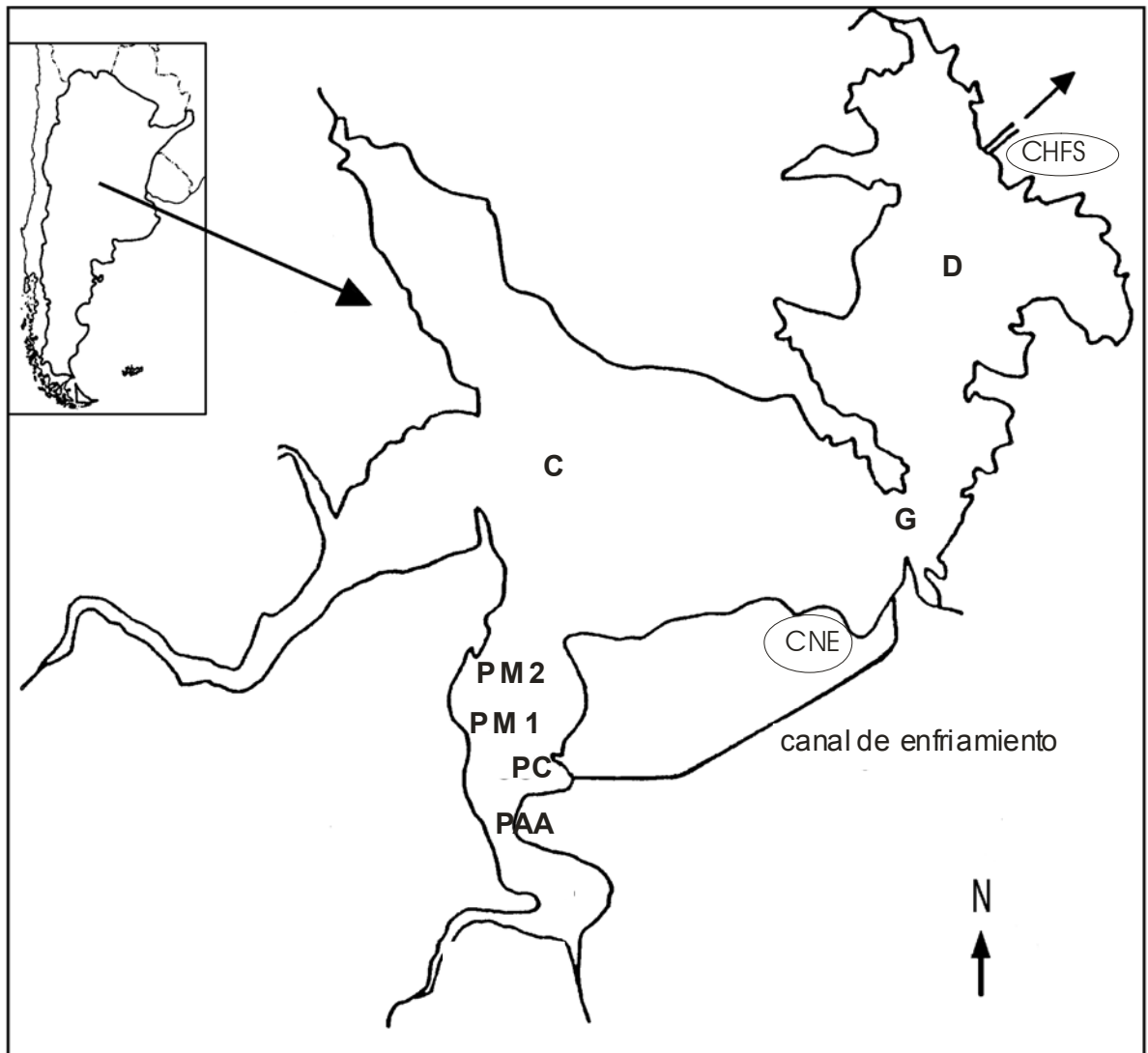


Fig 1. Ubicación de las estaciones de muestreo. C: confluencia; G: garganta; D: dique; PAA: Pluma aguas arriba; PC: desembocadura del canal de enfriamiento; PM1: Zona de mezcla 1; PM2: zona de mezcla 2

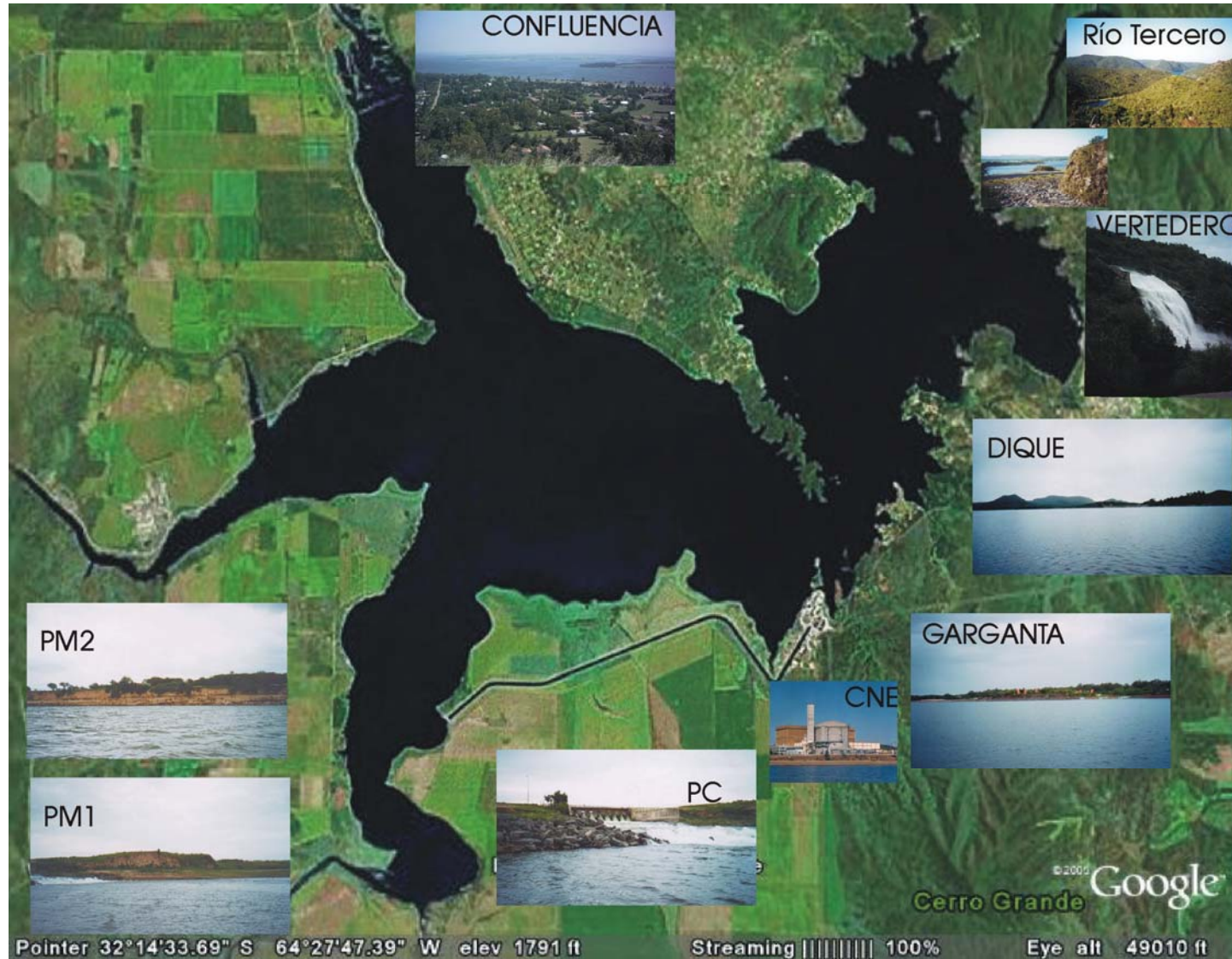


Fig 2: Fotos representativas de las distintas estaciones de muestreo ubicadas sobre la imagen satelital del Embalse Río Tercero, extraída del programa Google Ehart. Se muestra además la Central Nuclear Embalse, el Vertedero con y sin agua y el Río Tercero aguas abajo del embalse.

aportada por cada uno depende del nivel del lago y del caudal del río. Este último varía directamente en relación con las lluvias de los días previos. Es una zona de resuspensión de sedimentos por la fuerza de la caída de agua del canal. En épocas en que el embalse está bajo, puede observarse que la pendiente de la bahía es muy poco pronunciada.

4.4-PLUMA MEZCLA 2 (PM2): Es un punto fijo, donde se testea si los procesos de mezcla han logrado la disipación de la temperatura. Es el punto más profundo de este conjunto llegando a una profundidad máxima de siete metros durante el período de estudio. Normalmente se encuentra en el agua gran cantidad de sedimento que fue resuspendido en PM1.

IV.2.2 MEDICIÓN DE PARÁMETROS IN SITU

La temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad eléctrica fueron medidos mediante un sensor Khalsico Surveyor 6 Hydrolab. Las mediciones se efectuaron metro a metro en la columna de agua en las estaciones C, G y D y cada 0,5 m en PAA, PM1, PM2 y PC.

La transparencia del agua fue medida con disco de Secchi y la extinción de la luz en la columna de agua con un fotómetro subacuático Li-Cor LI-185 B. Con estos datos se estableció, a campo, la profundidad de la zona fótica, considerando como límite inferior el 1 % de luz incidente, en las estaciones C, G y D, así como las profundidades de muestreo de la zona fótica de la estación Garganta.

IV.2.3 TOMA DE MUESTRAS PARA ANÁLISIS QUÍMICOS, PRODUCTIVIDAD, FITO Y ZOOPLANCTON

CONFLUENCIA, GARGANTA Y DIQUE: En la zona fótica de las estaciones C y D se tomaron muestras integradas, mientras que en el estrato fótico de la estación G se tomaron muestras en cinco profundidades diferentes, correspondientes al 100, 60, 25, 10 y 1% de la luz incidente en superficie. En la zona afótica se tomaron siempre muestras integradas. Para las comparaciones entre las estaciones Confluencia Fótico, garganta Fótico y Dique Fótico se utiliza el promedio de las cinco profundidades de Garganta Fótico.

PLUMA TÉRMICA: En las estaciones PAA, PC, PM1 Y PM2 se tomaron muestras subsuperficiales para fito, zooplancton y análisis químicos.

Las muestras de fitoplancton (250 ml) se fijaron con solución de Lugol. En el caso del zooplancton se extrajeron con bomba 50 litros de agua como mínimo, se filtraron utilizando una red de plancton de 33 μ de abertura de poro y se fijaron con formol 4 %. Además se obtuvieron muestras cualitativas de fitoplancton en la estación Garganta, por arrastre con red de 33 μ de abertura de poro y se fijaron con formol al 4%. Las muestras para análisis químicos y de clorofila *a* se mantuvieron refrigeradas y en oscuridad hasta su análisis en laboratorio.

Para las mediciones de productividad primaria las muestras colectadas con una botella tipo Van Dorn fueron incubadas en botellas de vidrio de 250 ml a las profundidades correspondientes a los 100, 60, 25, 10 y 1 % de penetración de la luz en la estación Garganta. Luego se fijaron y se trasladaron al laboratorio. Se determinó la concentración de oxígeno mediante el método de Winkler.

IV.2.4 TRABAJO DE LABORATORIO

Las concentraciones de fósforo total, fósforo reactivo soluble, nitritos, nitratos, amonio, sílice y sulfatos en las muestras fueron medidas por métodos estándar (APHA, 1998, Tabatai, 1974)

La clorofila se analizó luego de filtrar un litro de agua por filtros Whatman GF/C. Los filtros se trituraron con mortero en acetona al 90% y fueron mantenidos 24 hs a 4°C. La absorbancia se midió a 665 nm y para la determinación de feopigmentos se acidificó con HCL 0,1 4N. Las concentraciones se calcularon según Lorenzen (1967).

Para la determinación del seston se utilizaron filtros Wathman GF/C, que previamente fueron muflados a 500°C durante 3 horas para eliminar la posible contaminación por elementos orgánicos y pesados (para obtener el peso de tara de cada uno). El volumen filtrado fue de 1 litro y los filtros se secaron en estufa (105°C) hasta peso constante (APHA 1998).

El carbono orgánico particulado se determinó por oxidación húmeda con dicromato de potasio a 100°C, en el mismo filtro utilizado para seston, de acuerdo con Strickland y Parsons (1968).

Las muestras de fitoplancton, fijadas con solución de Lugol, fueron homogeneizadas y una alícuota se decantó en cámaras de sedimentación de 25 ml. El recuento de fitoplancton se realizó en microscopio invertido Zeiss, con una magnificación de 400 X, contando campos al azar (Wetzel y Likens, 1979) y asumiendo un error del 20% según Lund et al. (1958). La densidad se expresó como número de organismos por litro. En los recuentos se contabilizaron individuos, colonias o cenobios como unidad, dado que se pretende representar la cantidad de ítems de alimento disponibles para el zooplancton que serían sobreestimados si se contabilizara la densidad de células como medida de la densidad.

Las muestras de zooplancton, fijadas con formol al 4%, fueron homogeneizadas y contadas en cámaras de Bogorov y de Sedgwick-Rafter asumiendo un error del 20%. Los resultados se expresan en número de individuos por litro.

IV.2.5 ANÁLISIS DE LOS DATOS

Se consideró la concentración de nutrientes limitantes según Ryding y Rast (1992). Se calcularon los valores absolutos de PRS y $\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$ en la zona fótica, independientemente de la relación N:P. Se consideró que valores de fósforo menores a 5 $\mu\text{g P/l}$ y valores menores a 20 $\mu\text{g N/l}$ indicaban posible limitación por estos nutrientes según Ryding y Rast (1992) y Reynolds (1984). Se consideró la concentración limitante de sílice (0,2 mg Si/l) según Lindenschmidt y Chorus (1998).

Para distinguir los eventos de estratificación y mezcla se siguió a Reynolds (1984) quien define la capa de mezcla como “la profundidad de la capa superficial caracterizada por un gradiente de temperatura vertical menor a 1 $^{\circ}\text{C m}^{-1}$ y de este modo, susceptible de integración convectiva o turbulenta, durante el curso de cada día”. También según este autor, la zona de mezcla se define como “la capa de agua que se extiende desde la superficie hasta la zona en que la diferencia de densidad del agua pasa a ser menor o igual a 0,02 Kg/m^3 ” (Reynolds, 1982). A partir de estos conceptos se intentó verificar mediante los perfiles térmicos en las estaciones Confluencia, Garganta y Dique si en el embalse ocurrieron eventos de estratificación.

Se calcularon los índices de diversidad de Shannon para las comunidades de fito y de zooplancton (Legendre y Legendre, 1982). Para calcular los índices de diversidad del zooplancton se agruparon los estadios juveniles de los copepodos de acuerdo con el tipo de alimentación según los siguientes criterios: los copepoditos ciclopoideos y calanoideos se agruparon con los adultos correspondientes; cuando se registraron adultos de más de una especie de ciclopoideos, los copepoditos se repartieron en forma proporcional a la abundancia de adultos. Los nauplii se dejaron como un ítem aparte ya que se considera que cumplen dentro de la red trófica una función completamente distinta a los adultos.

El estado trófico del embalse se evaluó calculando los índices de estado trófico de Carlson (Carlson, 1977) y de acuerdo con los estándares establecidos por la OCDE y la EPA (Rayding y Rast, 1992; Ortiz Casas, 1991).

Se utilizan los términos dominante y codominante según la definición dada por Reynolds (1997) aunque referidos al porcentaje del fitoplancton total y no al porcentaje de la biomasa como propone originalmente este autor. Para el zooplancton se adoptó el mismo criterio. Esta modificación se realiza porque se considera que el número de descendientes, y no la biomasa, es la mejor medida del éxito adaptativo frente a un factor de selección.

Dominante: aquel taxón con más del 50% del fito o del zooplancton total, según corresponda.

Codominante: aquellos taxa que juntos suman más del 50% del fito o del zooplancton total, según corresponda.

Para establecer los grupos morfológico-funcionales del fitoplancton se consideraron todas las especies que superaron el 5% del total en alguna muestra según Kruk et al., 2002 y los grupos de estrategias se obtuvieron mediante análisis multivariados siguiendo la metodología propuesta por Weithoff (2003). Se utilizó el coeficiente de similitud de Gower, según recomiendan Weithoff (2003) y Legendre y Legendre (1983) ya que este permite la combinación de variables tipo presencia-ausencia, cualitativas y semi-cuantitativas.

Weithoff (2003) propone utilizar rasgos funcionales y codificar los estados posibles de estos rasgos con diferentes escalas, definiendo un rasgo funcional como “una propiedad de un organismo que es mensurable e influye en uno o más procesos

funcionales tales como el crecimiento, reproducción, adquisición de nutrientes, etc.” y considerando que “para el fitoplancton el crecimiento poblacional neto es la suma del crecimiento intrínseco, la sedimentación, las pérdidas por pastoreo y algunos otros factores de pérdida menos importantes”.

En el presente trabajo se utilizaron además de los caracteres propuestos por Weithoff (2003), (movilidad, talla, mixotrofia, fijación de N₂ y requerimiento de sílice), el tipo morfológico y la presencia o ausencia de mucílago. La forma es importante respecto de la toma de nutrientes, sedimentación y susceptibilidad de pastoreo; sin embargo, dada la difícil tipificación y comparación estadística de sus posibles estados se la consideró expresada indirectamente por la talla y el tipo morfológico.

Las categorías de talla se consideraron según lo indicado por Bucka y Zurek (1992) y Zurek, y Bucka (1994). Las especies fueron categorizadas como mixotróficas o no mixotróficas de acuerdo con la bibliografía (Ojala et al., 1996; Gervais, 1997, 1998; Jones, 1997, 2000; Roberts et al., 1999; Smalley et al., 1999; Urabe et al., 2000). El resto de los caracteres fueron considerados según bibliografía específica (Reynolds, 1984, Weithoff, 2003, Porter, 1976, 1977).

Los cálculos de biomasa del fitoplancton se realizaron mediante la aproximación a figuras geométricas de acuerdo con Hillebrand et al (1999). Se midieron al menos veinte individuos de cada una de las especies que superaron en algún momento el 5% de la abundancia relativa o que por su volumen significaron un aporte considerable a la biomasa (indicadas con un asterisco en la tabla 2, Anexo 2). En el caso de organismos coloniales, filamentos o cenobios se tomaron las medidas correspondientes a estas unidades, a fin de calcular el volumen de los organismos tal como se presentan en el medio. El volumen fue convertido a pg C asumiendo un factor de conversión de 0,21 (Reynolds, 1984) a fin de considerar la biomasa en términos de disponibilidad de alimento para el zooplancton.

A fin de construir los grupos funcionales del zooplancton se realizó en primer lugar una recopilación bibliográfica de las características de alimentación y comportamientos de captura y de escape de las especies más constantes y abundantes en el embalse. Se consultó la bibliografía especializada disponible (Arndt, 1993; Balseiro et al, 1992; Cryer y Townsend, 1989; Cruz-Pizarro, 1993; De Mott y Kerfoot, 1982; Eskinazi-Santanna et al, 2002; Fulton, 1988; Gilbert y Bodgan 1981, 1984; Gilbert y Kirk, 1988; Gilbert y Stemberger, 1985; Gilbert y Williamson, 1978;

Gliwicz y Unama, 1994; Hart y Jarvis, 1993; Kirk y Gilbert, 1990; May et al. 2001; Ooms-Wilms et al. 1999; Reynolds, 1984; Queilmaliños y Modenutti, 1993; Santer, 1994; Sleigh, 1979; Starkweather et al., 1979; Sterner, 1989; Weithoff y Wals, 1995) y se presentó una síntesis de la misma en el capítulo **VB4**. Dichas caracterizaciones son el resultado de una variedad de experimentos *in situ* y *ex situ*, cada uno con diferentes hipótesis y marcos de observación, es por esto que la información presentada puede ser parcial o a veces contradictoria.

Luego se agruparon las especies en base a sus similitudes. No se optó por un método de ordenamiento o clasificación multivariado porque el conjunto de caracteres descriptos no son comparables. El tamaño de los organismos no tiene una relación unimodal con el tipo de alimentación ni con el grado de especialización. Los caracteres adaptativos como el espacio entre sétulas (cladóceros), la longitud de las patas raptoras (copépodos) o el tipo de corona ciliada (rotíferos) no son comparables entre sí. Además hay especies de dieta muy amplia que se pueden comportar como pastoreadoras tanto como predadoras.

Los cálculos de biomasa de los rotíferos se realizaron en base al cálculo del volumen por aproximación a figuras geométricas (Rutner Kolisko, 1977). El volumen fue convertido a peso seco asumiendo un peso específico de 1 y una razón peso seco/peso húmedo del 10% (Mc Cauley, 1984). El peso seco de las larvas nauplii y copépodos fue estimado por el método de Lawrence et al. (1987) y Botrell et al. (1976). El peso seco de los cladóceros fue estimado a partir de regresiones longitud-peso disponibles para especies morfológicamente similares (Dumont et al., 1975). En todos los casos se midieron al menos veinte individuos de cada especie.

IV.2.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

La relación entre las variables durante el período febrero 1999 - febrero 2001 se analizó en base a los datos correspondientes a las estaciones Confluencia, Garganta y Dique. Se realizaron análisis de los componentes principales (ACP) con el programa MVSP relacionando las variables fisicoquímicas con el fito y zooplancton y los grupos morfológico funcionales entre sí. En los ACP se utilizó la suma de las concentraciones de nitrato y nitrito a fin de reducir el número de variables. Se consideraron todos los componentes con eigenvalores mayores a 1,5.

V RESULTADOS

PARTE A

COMPARACIÓN ENTRE LOS
PERÍODOS
PRE Y POSOPERACIONAL



V.A.1 EL MEDIO FÍSICO

VARIACIÓN DEL NIVEL DEL EMBALSE

El nivel del embalse varió en forma estacional, directamente influenciado por las lluvias en la cuenca, tanto durante el período pre como en el posoperacional. En 1983 se estableció una política de manejo por la cual la cota debía estar siempre por encima de los 650 m a fin de asegurar la disponibilidad de agua para enfriamiento de la central nuclear. Esto se puede conseguir ya sea por la limitación en el caudal de salida de la Central Hidroeléctrica o por el subsidio de agua desde los embalses Cerro Pelado y Arroyo Corto. Con la construcción de estos embalses se garantizó la entrada de agua con independencia de las precipitaciones. En consecuencia, durante el período posoperacional disminuyó el rango de variación del nivel del agua (Fig 1a).

A raíz de este cambio en la política de manejo quedan definidos los dos períodos: pre y posoperacional, que se distinguen entre sí por las diferencias altamente significativas en la cota media y en la amplitud de nivel. La cota media se comparó mediante el test de Mann-Whitney ($z = 8,9$; $p = 0,0000$; $n = 191, 196$) ya que la distribución de la variable no se ajusta a la distribución normal. Con la variable amplitud de nivel se realizó un test de t ya que resulta normal al realizar la transformación logarítmica y dada la menor cantidad de datos un test no paramétrico no es conveniente ($t = 3,58$; $p = 0,001$; $n = 16,14$).

Durante el período preoperacional ocurrieron variaciones anuales de nivel de entre 3 y 14,48 m. Entre 1968 y 1976 se registraron bajantes extremas dado que fue un período de escasas precipitaciones en la cuenca. La menor altura hidrométrica registrada fue la de diciembre de 1971 (641,77 m). La mayor amplitud del nivel del embalse se registró entre septiembre de 1977 y febrero de 1978 (14,48 m) en la transición desde este período seco a uno más húmedo. A partir del año 1978 aunque la cota media anual fue mayor que en los años previos se registraron algunas bajantes por debajo de los 650 m. En el período posoperacional, la menor altura hidrométrica registrada fue de 650,46 m (octubre 1996) y las máximas variaciones anuales del nivel del embalse fueron del orden de los 6-7 m de amplitud. Durante los últimos años comparados en la tesis (1999 y 2000) el nivel del embalse se mantuvo más estable a causa de las abundantes precipitaciones (Fig. 1b).

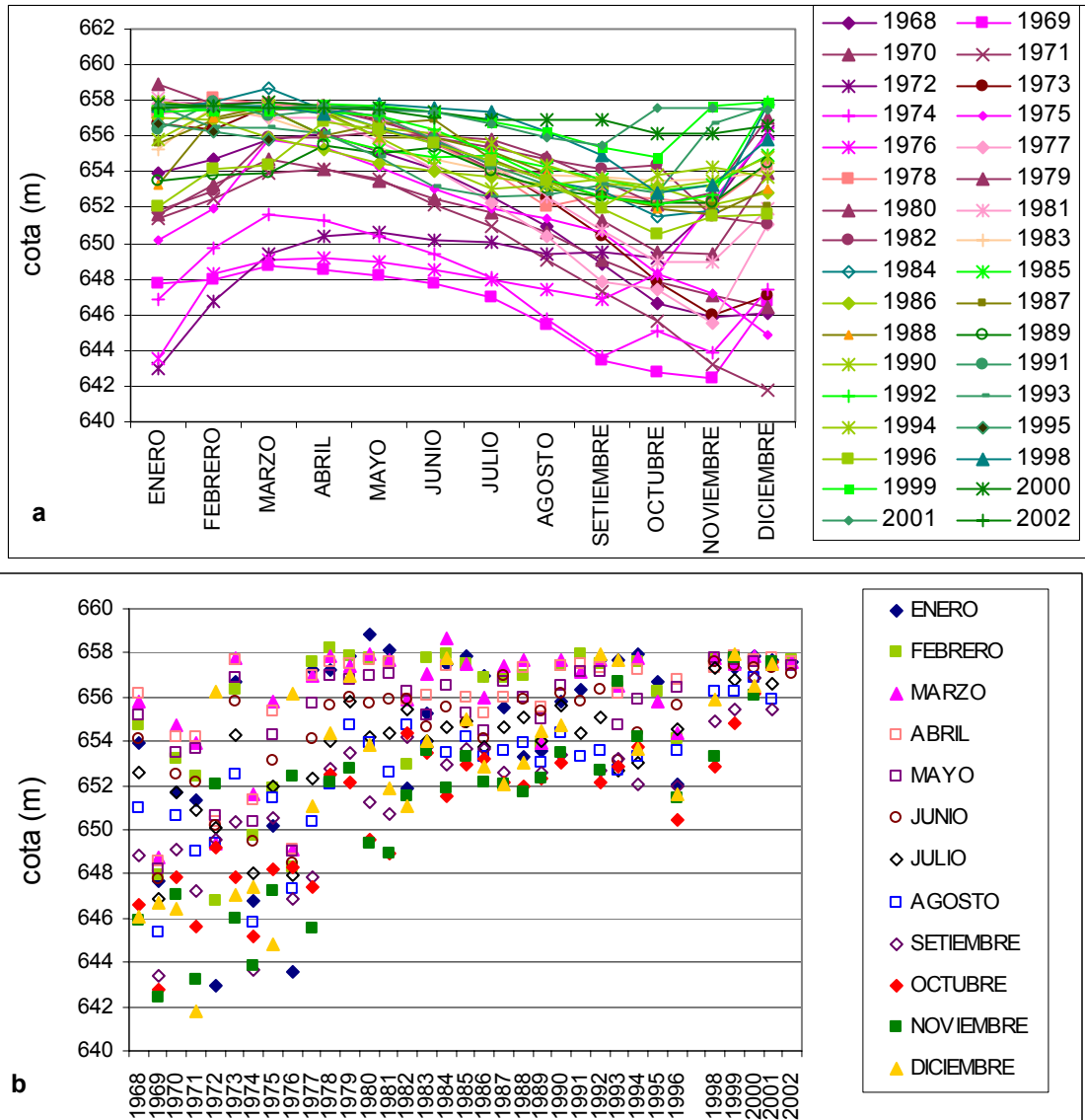


Fig. 1: Variación de la cota durante los períodos pre y posoperacional. 1a) variación de la cota media mensual a lo largo de cada ciclo anual. 1b) cotas medias mensuales, mostrando el rango de variación en cada año.

SALIDAS POR VERTEDERO

Una de las consecuencias directas de las máximas alturas hidrométricas es el rebalse por vertedero. Durante la década 1968 - 1977 bajo un régimen de escasa precipitación las salidas por vertedero fueron prácticamente nulas. Entre 1978 y 1983, en cambio hubo una mayor disponibilidad de agua en la cuenca y el embalse rebalsó por vertedero durante al menos unos meses al año (fig 2).

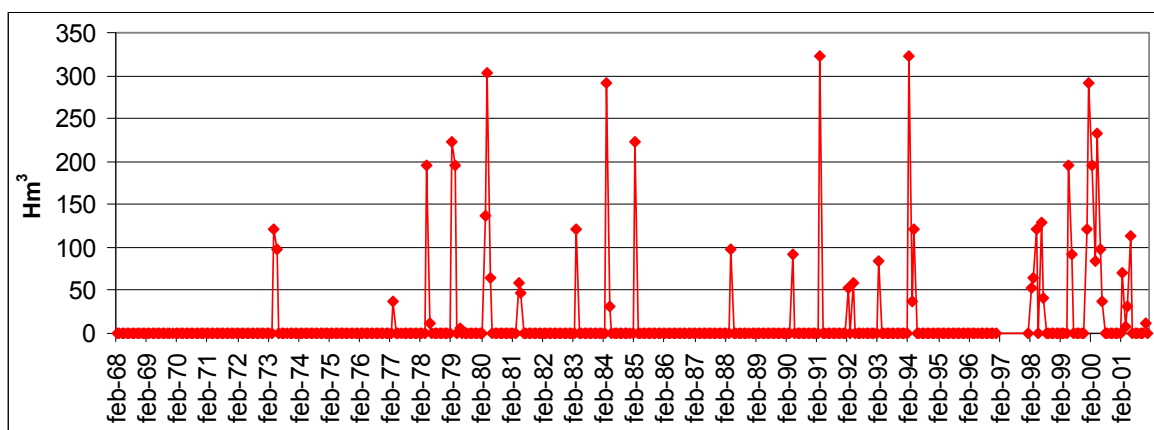


Fig 2: Salidas por vertedero entre 1968 y 2001.

Luego, durante el período posoperacional a lo largo de más de una década (1984 a 1996) se alternaron años con rebalse por vertedero durante uno o dos meses al año, con años sin rebalse por vertedero (fig 2). Estos años sin rebalse correspondieron en general a aquellos años con precipitaciones inferiores a los 700 mm (1986, 1987, 1989, 1996) (fig 3). Durante los últimos años incluidos en este análisis (1999 a 2001), las precipitaciones fueron excepcionalmente abundantes. En consecuencia el embalse rebalsó por vertedero durante períodos de varios meses al año (fig 2).

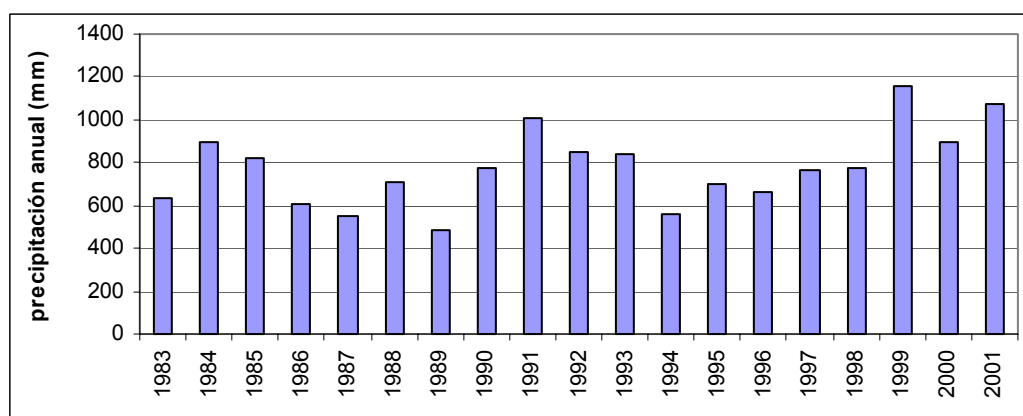


Fig. 3: precipitación anual (mm) durante el período posoperacional.

Se pueden distinguir entonces los efectos del uso de la cota de seguridad de la central nuclear sobre el nivel del agua y las bajantes extremas, los efectos de la precipitación anual sobre las salidas por vertedero y la duración de los períodos de rebalse.

TASA DE RENOVACIÓN

Se calculó la tasa de renovación según las fórmulas:

$$\text{Tasa de renovación mensual} = \frac{\text{Flujo}}{\text{Capacidad Total}}$$

$$\text{y: Tasa de renovación mensual efectiva} = \frac{\text{Flujo}}{\text{Volumen Medio}}$$

donde Flujo es igual a las salidas sumadas al valor absoluto de la diferencia de volumen del embalse. Se utilizaron valores medios mensuales de acuerdo con lo sugerido por Straskraba (1999). Los volúmenes utilizados fueron calculados según se explicó en la **sección III.9** del área de estudio.

La fórmula que divide el flujo por la capacidad total del embalse permite realizar comparaciones entre diferentes cuerpos de agua. En cambio, en la tasa efectiva se divide el flujo de agua por el volumen medio y tiene sentido si se realizan comparaciones en un mismo cuerpo de agua y durante un período de tiempo corto, relacionado con el de los organismos que son más directamente afectados por la renovación del agua. Esta tasa de renovación efectiva del agua en el sistema se plantea por la necesidad de aplicar la tasa de renovación como una variable en el ecosistema de más fácil interpretación ecológica en lugar de una relación teórica respecto al máximo volumen posible.

Se tiene registro de las salidas de la central hidroeléctrica Fitz Simons sólo a partir del año 1996, ya que la documentación previa se destruyó en un accidente en la misma central. Por lo tanto para el período sin datos se considera como hipótesis de máxima que las tres turbinas funcionaron 24 h/día (salida: 78 Hm³/mes). Desde 1996 en adelante se calcula la tasa de renovación con los datos reales registrados en la central hidroeléctrica. El cálculo de las salidas por vertedero se realizó mediante la fórmula facilitada por la CHFS. No existen registros de la cota correspondientes a los años 1995 y 1997, por lo tanto no pudo calcularse la tasa de renovación para estos dos años.

Se observan diferencias altamente significativas entre los períodos pre y posoperacional (n= 191 y 194, respectivamente) tanto con la tasa de renovación (z = 3,1; p = 0,001) como con la tasa de renovación efectiva (z = 8; p = 0,0000). En ambos

casos se realizó la comparación mediante el test de Mann Whitney ya que aún transformando las variables, no se ajustaron a una curva normal.

Al comparar los resultados obtenidos con ambos cálculos se observa que durante el período preoperacional hubo mayores diferencias entre ellos (Fig. 4). En la década 1968-1978 que coincidió con un período seco la tasa de renovación mensual efectiva alcanzó valores mayores que la tasa de renovación mensual, ya que el mismo flujo referido a un volumen menor implicó que una mayor proporción del agua existente en el sistema se renueve. De todos modos los mayores valores ($>0,75$) de tasa de renovación efectiva de este período probablemente no sean exactos, ya que en meses como octubre y noviembre 1968 y diciembre 1971, con bajantes de hasta 15 m, el volumen del embalse sería de unos 178 Hm^3 y seguramente se restringió la salida por la Central Hidroeléctrica funcionando las turbinas durante menos horas al día (com. pers. CHFS). A partir del año 1979 ambas tasas tuvieron un comportamiento similar aunque con algunas diferencias durante los meses de primavera. En el período preoperacional las tasas mínimas fueron de 0,11. A partir del cambio en el régimen de operación las tasas fueron en general menores, observándose períodos de dos a tres años con baja tasa de renovación aunque en años con precipitaciones mayores a 800 mm (1984, 1985, 1991, 1992, 1993, 1999 y 2000) se registraron en algunos meses de verano tasas de renovación mensuales de 0,5 aproximadamente.

La tasa de renovación anual disminuyó levemente (promedio 1968-1983: 2,33 y promedio 1984-2001: 2,13). Consecuentemente se incrementó el tiempo de residencia del agua de 156 días en el preoperacional a 172 días en el posoperacional.

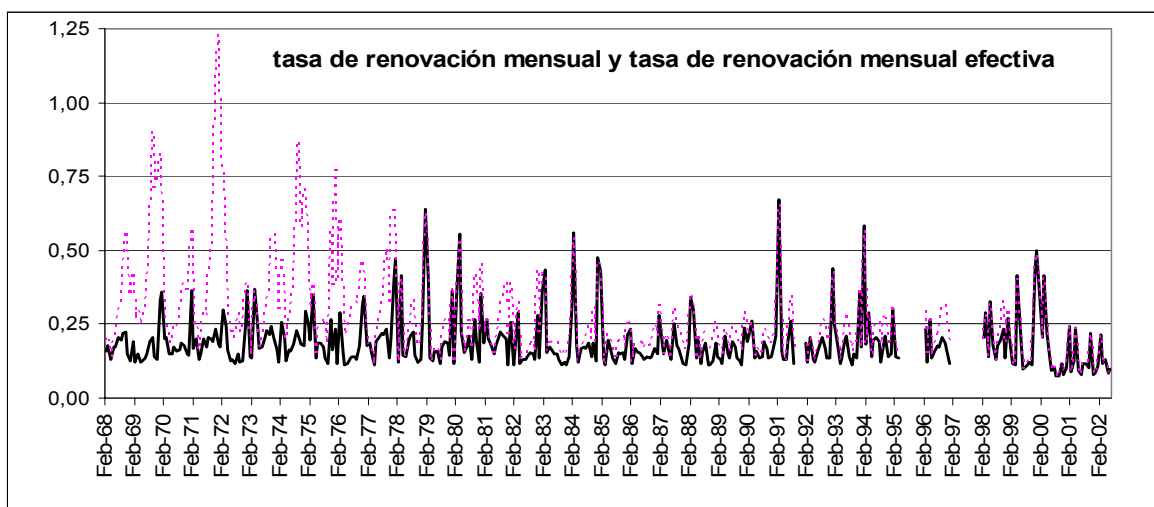


Fig. 4: Comparación de las diferentes tasas de renovación calculadas: tasa de renovación mensual (negro) y la tasa de renovación mensual efectiva del agua (rosa).

NUTRIENTES

Con el objeto de mostrar la evolución de los nutrientes en el agua desde el año 1977 se utiliza toda la información comparable acerca de los mismos. La serie de datos más completa se refiere a fósforo total y nitrógeno inorgánico total y se registró en la estación Garganta. Los datos corresponden a los años 1978 a 1981 (período preoperacional), 1994, 1996 y 1998 a 2001 (período posoperacional). Además se cuenta con datos del fósforo en forma de SRP durante el período posoperacional y con estadísticos publicados referidos al preoperacional.

FÓSFORO TOTAL: Durante el período preoperacional las concentraciones de fósforo total medidas en la estación Garganta fueron en general mayores que las del período posoperacional (fig 5). Durante este período las máximas concentraciones de fósforo total se registraron en los meses de primavera y principios del verano. En los años 1978 y 1979 dichos máximos superaron los 100 $\mu\text{g/l}$, mientras que en los años 1980 y 1981 fueron menores (55 a 65 $\mu\text{g/l}$).

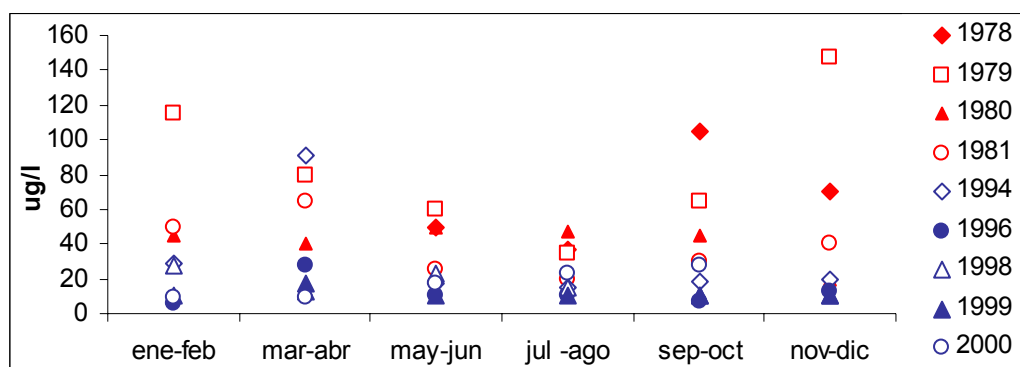


Fig 5: Concentración de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) durante los períodos pre (rojo) y posoperacional (azul) en la estación Garganta Fótico.

En el período posoperacional la concentración de fósforo total fue en general más baja (Fig 5). No obstante, a comienzos del año 1994 se registraron valores más altos, similares a los de 1979. Posteriormente se registraron, al menos en la estación Garganta, concentraciones inferiores a 30 $\mu\text{g/l}$ PT.

Es evidente que durante el período posoperacional hubo una disminución en los valores medios de PT. Sin embargo en los eventos excepcionales como el ocurrido en los primeros meses de 1994 (fig 5) o en marzo 2000 en DF: 161 $\mu\text{g/l}$ (dato no

graficado) se alcanzaron concentraciones máximas de igual magnitud que en el período preoperacional.

FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE: Según los datos publicados por Mariazzi et al. (1988), durante el período preoperacional, el valor promedio de SRP fue de 7,7 $\mu\text{g/l}$ y los valores extremos desde no detectable a 93 $\mu\text{g/l}$.

Del período posoperacional se cuenta con datos correspondientes a los años 1987, 1994, 1996, 1998, 1999 y 2000 (fig 6). Las concentraciones de SRP del año 1994, así como ocurrió con el PT, fueron máximas en los primeros meses del año en todo el embalse (máximo 145 $\mu\text{g/l}$ en abril, Dique Fótico). En los años posteriores la concentración de SRP fue siempre inferior a 10 $\mu\text{g/l}$.

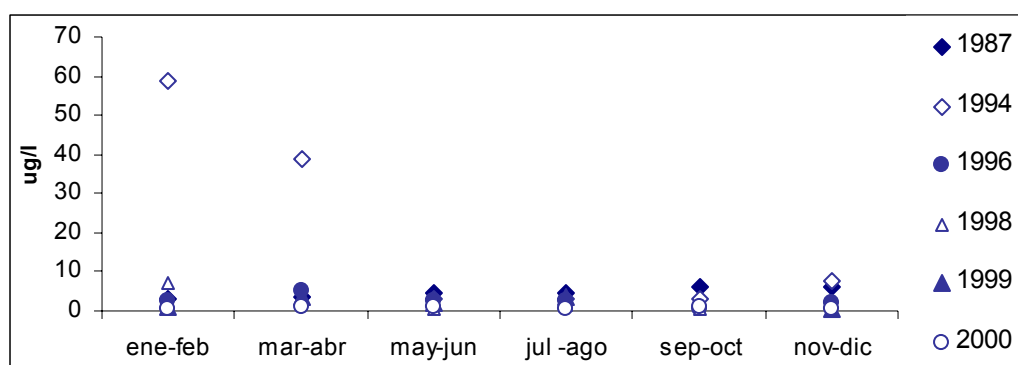


Fig 6: Concentración de fósforo reactivo soluble ($\mu\text{g/l}$) durante el período posoperacional en la estación Garganta Fótico.

NITRÓGENO INORGÁNICO TOTAL: Los valores registrados fueron en general más elevados durante el período preoperacional (máximo 550 $\mu\text{g/l}$) que en el posoperacional (máximo 280 $\mu\text{g/l}$) (fig. 7).

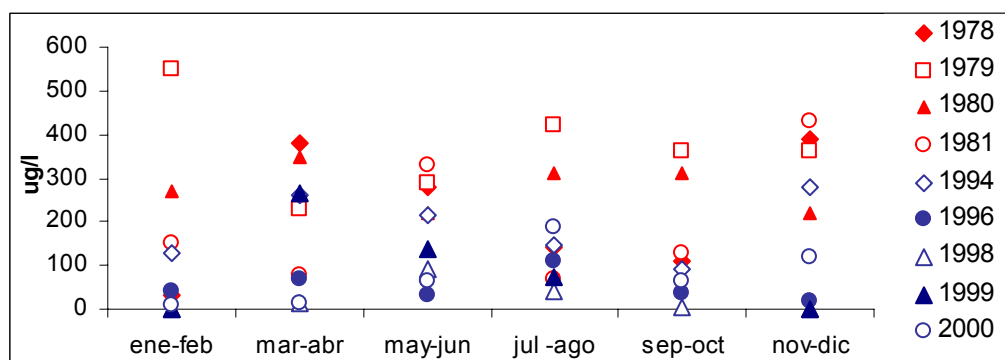


Fig 7: Concentración de nitrógeno inorgánico total ($\mu\text{g/l}$) durante los períodos pre (rojo) y posoperacional (azul).

Si se analizan en forma comparativa los datos disponibles de nutrientes (fósforo total y nitrógeno inorgánico total) de ambos períodos mediante el test de Mann Whitney se encuentra que las diferencias en la concentración media de estos nutrientes son altamente significativas (tabla 1).

Tabla 1: Diferencias en la concentración de nutrientes en Garganta Fótico según el test de Mann Whitney.

	z	p	n pre/ posoperacional
PT	5,95	0,0000	30/43
NIT	5,66	0,0000	33/43

Relación entre el fósforo total y las precipitaciones:

Con el objeto de comprobar la influencia de los aportes de la cuenca por precipitaciones se compararon los datos de precipitación mensual (disponibles a partir de 1993) con los de fósforo total en Confluencia. Se observa que el PT no varía en forma proporcional con las precipitaciones ni con la tasa de renovación. Incluso en algunos períodos (mayo-1994 a diciembre-1994; enero-96 a abril-1996 y el más prolongado de abril-1998 a enero-2000) el PT se mantuvo invariable a pesar de que las precipitaciones siguieron el patrón anual normal (fig 8). Los máximos valores de fósforo total fueron posteriores a los meses de mayor precipitación con un retardo de entre uno y tres meses y coincidieron con bajas tasas de renovación mensuales (0,2 aproximadamente).

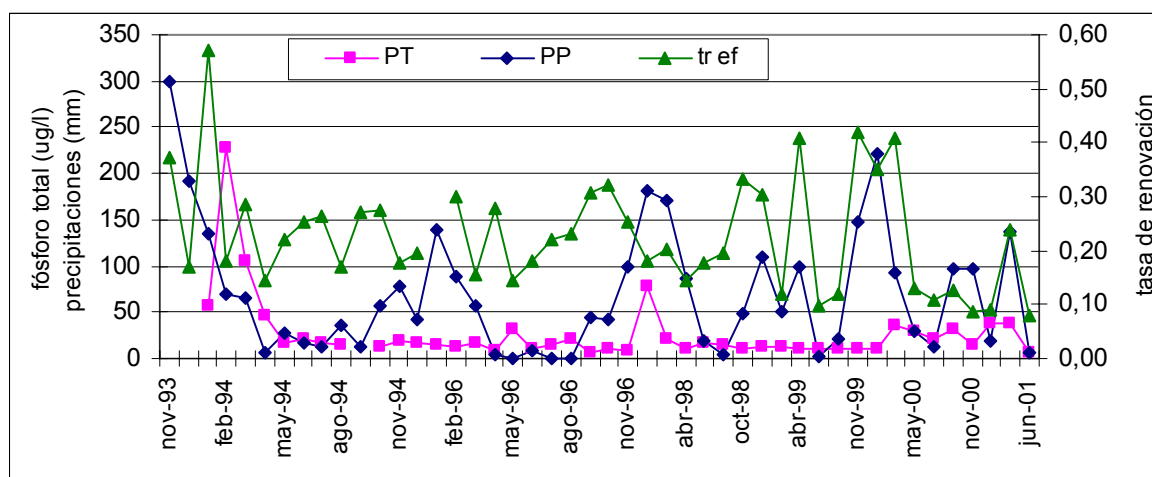


Fig 8: Concentración de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) y precipitaciones (mm) en el eje izquierdo; tasa de renovación mensual efectiva en el eje derecho.

Los coeficientes de correlación entre el fósforo total y las precipitaciones aumentan a medida que se incrementa el lapso entre el dato de PT y el de precipitación, desde 0,1 cuando los datos son del mismo mes ($t = 0$) hasta 0,4 ($t = 3$ meses). Cuando aumenta el intervalo de tiempo ($t = 4$ meses) el coeficiente de correlación disminuye significativamente (0,1). En cambio, no se halló correlación entre el fósforo total y la tasa de renovación.

ESTADO TRÓFICO

Se calcularon los índices TSI para PT, Secchi y clorofila *a* con datos de la estación Garganta Fótica en ambos períodos.

Período Preoperacional:

Durante el período preoperacional los índices TSI estuvieron dentro del rango de 40 a 80, de modo que la condición del embalse varió entre meso y eutrófico (Fig. 9).

El TSI de PT resultó mayor a 60 en todas las primaveras y veranos tempranos y muy cercano a dicho límite en el resto de las estaciones del año. De acuerdo con este índice, el embalse fue eutrófico.

El TSI de clorofila varió entre 75 y 42 y superó el valor límite que indica eutrofia en pocas ocasiones (septiembre 1977, marzo y diciembre 1978 y enero 1979). A diferencia del TSI de fósforo los valores máximos anuales se obtuvieron en distintas épocas del año, incluso en invierno. Estrictamente de acuerdo con este índice el embalse debería ser considerado mesotrófico, aunque se destaca que todos los valores de TSI fueron mayores a 40.

El TSI calculado a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi varió entre 42 y 75 durante este período. Frecuentemente se obtuvieron valores muy próximos al límite entre meso y eutrofia.

Período posoperacional:

Durante el período posoperacional los índices TSI en general estuvieron dentro del rango 30-60, de modo que el embalse podría clasificarse como mesotrófico (fig. 9).

Con el TSI calculado a partir del PT se obtuvieron valores superiores a 60 en los primeros meses de 1994, cuando hubo un incremento excepcional de fósforo en todo el embalse y también en marzo del 2000 en la estación Dique, aunque este fue un fenómeno local.

Con el TSI calculado a partir del disco de Secchi se obtuvieron valores mayores a 60 en la estación Garganta en el verano 1998-1999 y en varias ocasiones del año 2000. En la estación Dique, en cambio, los TSI para el disco de Secchi fueron menos variables y dieron siempre dentro del rango de mesotrofia.

Los valores obtenidos con el TSI de clorofila son más bajos que los otros índices, nunca indican una condición de eutrofia e incluso se obtuvieron valores inferiores a 30 (oligotrofia) en algunas ocasiones.

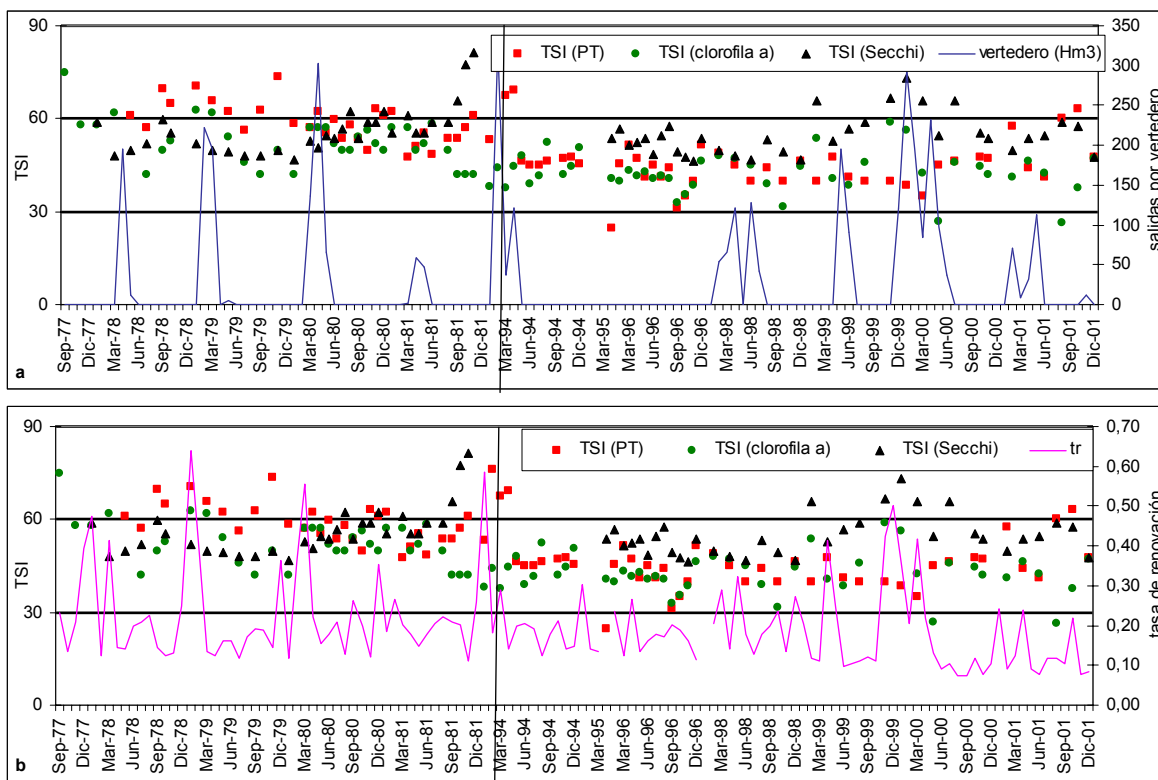


Fig 9: índices de estado trófico de Carlson (TSI) durante los períodos pre (a la izquierda de la barra) y posoperacional (a la derecha). Las barras horizontales indican los límites entre las categorías oligo, meso y eutrófico. Se grafican también las salidas por vertedero (a) y la tasa de renovación (b).

Es notoria una mejor condición trófica general del embalse en los últimos años, aunque en eventos aislados puede alcanzar niveles comparables a los del primer período. En la figura 9 se observa que el cambio en el estado trófico no tiene relación con las variables hidrológicas.

Se hallaron diferencias altamente significativas entre ambos períodos con respecto a los valores de TSI calculados con clorofila *a* y fósforo total y no con los calculados en base al disco de Secchi. Este último se testeó mediante el test de Mann-Whitney por no tener una distribución normal (tabla 2).

Tabla 2: Diferencias en los índices TSI según el Test de t (PT y clorofila) o de Mann-Whitney (Secchi).

	T ó z	p	n pre/posoperacional
TSI PT	6,4	0,0000	30/46
TSI clor a	5,6	0,0000	33/48
TSI Secchi	0,8	0,422	32/46

V.A.2 EL PLANCTON

La comparación de la composición y abundancia del plancton entre los períodos pre y posoperacional se realizó en forma estimativa ya que hubo diferencias metodológicas entre ambos períodos en cuanto a la toma de muestras, recuento de individuos y unidades en que se expresaron los resultados.

La información más completa se encontró en los informes, aunque muchas veces los datos se presentaban en forma de gráficos y en distintas unidades (informe 77-79: org/l; informe 80-81: org/m²; informe 87-88: cels/ml; informes 96 y siguientes: ind/l). Por otra parte las publicaciones presentan datos parciales de períodos particulares para algunos grupos o especies de fitoplancton, además de que muchas veces consideran la densidad de células por unidad areal (cels/m²), de modo que el resultado está influido por la altura de la columna de agua. En otros casos los datos son sólo cualitativos, acerca de la presencia de floraciones algales.

A partir de toda la información recopilada sobre el fitoplancton, se elaboró una tabla resumen (Tabla 3: Anexo 1). En la misma se presenta el listado completo de algas registradas en el embalse a lo largo de los años, y se detalla la presencia de cada taxón, incluyendo todas las estaciones de muestreo indistintamente, en los períodos correspondientes a los informes. Se utilizó una escala semi-cuantitativa construida ad-hoc (Casco et al., 2002):

ausencia (-): cuando la especie no fue registrada durante el período

presencia (p): cuando la especie estuvo presente sin alcanzar a ser dominante

dominancia (D): cuando conformó el 50 % o más del total de fitoplancton en al menos uno de los muestreos del período informado

floración (F), cuando los investigadores así lo indicaron en los informes.

Puede observarse que algunas algas como *Actinocyclus normanii*, *Aulacoseira granulata*, *A. alpigena*, *Anabaena spiroides*, *Peridinium gatunense*, *Closterium aciculare*, y *Sphaerocystis schroeterii*, han tenido una representación muy importante en el embalse tanto en el período preoperacional como en el posoperacional,

protagonizando eventos de floraciones o dominancia bajo distintas condiciones de manejo del embalse.

Por el contrario, *Ceratium hirundinella* y *Cryptomonas pusilla*, fueron dominantes en el embalse sólo en los últimos años. *Cryptomonas pusilla* fue identificada a partir de 1996, y desde entonces sus poblaciones fueron abundantes o incluso dominantes. También se registraron otras especies de Cryptomonadales, pero *C. pusilla* fue la única tan abundante como para ser considerada aquí.

Ceratium hirundinella nunca antes había sido encontrado en el embalse. Su primer registro para la Argentina data del año 1996 (Guerrero y Echenique, 1997) y sólo en forma contemporánea fue observado en otros embalses de Córdoba (Bustamante et al. 2000, Girbal et al. 2000, Prósperi 2000, Rodríguez et al. 2000, Ruibal et al. 1999). Este taxón fue registrado por primera vez en el embalse en febrero de 1999 y desde entonces produce floraciones importantes durante la época cálida (Mac Donagh, et al. 2005).

Notoriamente en los últimos años, otras algas de gran tamaño (*A. spiroides*, *P. gatunense*, *S. schroeterii*) que característicamente producían floraciones en verano, no desarrollaron poblaciones tan numerosas como en años anteriores a la aparición de *C. hirundinella*. Al mismo tiempo, también se observó una mayor riqueza de formas cocales de pequeño tamaño, tanto unicelulares como coloniales. Se registraron diversas especies de géneros de clorofitas clorococales como *Monoraphidium*, *Actinastrum*, *Crucigenia*, *Kirchneriella* y de cianofitas como *Chroococcus*, *Chlorogloea*, *Coelosphaerium*, etc.

La información recopilada respecto al zooplancton se resume en la Tabla 4 (Anexo 1). En la misma se presenta el listado completo de especies de zooplancton registradas en el embalse a lo largo de los años, y se detalla la presencia de cada taxón en los períodos correspondientes a los informes de acuerdo a una escala semi-cuantitativa: dominancia (D), presencia (o), ausencia (-). En el informe 1997-1998 no se presentaron datos cuantitativos a nivel de especie, por lo cual no se pudo indicar en la tabla qué especies fueron dominantes.

Las especies de amebas, celenterados y platelmintos nunca fueron dominantes. Recién a partir del año 1996 se registraron especies de amebas en el embalse.

Los ciliados presentaron un mayor número de especies en los últimos años (1999 - 2000), pero la especie dominante fue siempre *Codonella cratera*.

Entre los cladóceros se observa mayor constancia en las especies a lo largo de todo el período considerado. En cada informe se registraron entre 8 y 9 especies de cladóceros. Ninguna especie de cladóceros llegó a ser dominante considerando los datos de abundancia en el zooplancton.

Se encontraron sólo cinco especies de copépodos, de las cuales *Acanthocyclops robustus* y *Notodiaptomus incompositus* fueron las más abundantes y las que estuvieron siempre presentes. Las formas adultas de los copépodos nunca alcanzaron densidades tan altas como las de especies de otros grupos (ciliados y rotíferos), sin embargo las larvas nauplii fueron citadas como dominantes en todos los informes.

Los rotíferos fueron el grupo que presentó el mayor número de especies en cualquiera de los informes analizados. En el período posoperacional se registró en general un mayor número de especies. *Polyarthra vulgaris* se registró como especie dominante tanto en el pre como en el posoperacional. En cambio especies como *Keratella cochlearis* y *Pompholyx sulcata* fueron dominantes exclusivamente en el período preoperacional, mientras que otras especies como *Conochilus unicornis* y *Asplanchna girodi* fueron dominantes sólo en el período posoperacional.

V.A.3 ANÁLISIS ESTADÍSTICOS MULTIVARIADOS

Con el objeto de testear si las condiciones ambientales en el período preoperacional fueron diferentes a las del posoperacional se han realizado previamente varias comparaciones univariadas. Estas comparaciones son valiosas en sí mismas porque consideran la mayor cantidad de datos existentes para cada variable; por ejemplo, para testear las variables cota, tasa de renovación y amplitud de nivel se tuvieron en cuenta los datos registrados desde el año 1968. En cambio, los muestreos limnológicos se realizaron sólo en algunos años y las comparaciones de variables como por ejemplo fósforo o clorofila se refieren a un conjunto de datos menor. Por otra parte, al realizar numerosos test univariados aumentan las posibilidades de cometer errores tipo I (encontrar diferencias significativas cuando en realidad no lo son).

Variables fisicoquímicas: Se analizaron los datos de cota, tasa de renovación efectiva, clorofila a, Secchi, nitrógeno total y fósforo total. Se compararon los años 1978-1981 con respecto a 1994, 1996, 1998-2000. Como resultado se pudo observar que las diferencias entre las condiciones de los períodos pre y posoperacional fueron significativamente diferentes ($p < 0,0000$). Las variables que más contribuyeron a la diferenciación fueron la clorofila y los nutrientes mientras que la cota, la tasa de renovación y la visibilidad del disco de Secchi contribuyeron escasamente (Tabla 5). La variable amplitud de nivel no se incluyó en el mismo análisis dado que se dispone de un solo valor para la misma por cada año de estudio. Según estos resultados la mayor variabilidad entre grupos se atribuye a los nutrientes y la clorofila. No obstante, las diferencias altamente significativas halladas en los test univariados en todas las variables (cota, amplitud de nivel, tasa de renovación y tasa de renovación efectiva) excepto Secchi, indicaban diferencias significativas en las condiciones físicas entre los períodos pre y posoperacional.

Tabla 5: Estructura de Factores.
Análisis Discriminante Simple

	Root 1
log cota	-0,241970
log Tr efectiva	0,220474
log clor <i>a</i>	0,485661
log Secchi	-0,108784
log NIT	0,487106
log PT	0,595693

A fin de testear si el hecho de haber considerado una serie de tiempo más larga en los análisis univariados, que incluían datos correspondientes a una época más seca, influía en los resultados, se repitieron los test univariados seleccionando los datos de los años en los que se realizaron estudios limnológicos (1978-1981 contra 1994, 1996, 1998-2000). Como todos estos años tuvieron una precipitación anual similar, se despejó así el efecto de esta variable y las diferencias halladas con el test de Mann Whitney en cuanto a la cota, no resultaron significativas ($z = 8,9$; $n = 32 / 43$; $p = 0,108$). En cuanto a la tasa de renovación efectiva, en cambio las diferencias halladas con el test de Mann Whitney sí resultaron significativas ($z = 2,4$; $n = 32/43$; $p = 0,016$). Probablemente, las diferencias halladas previamente en la cota media mensual debieron estar más relacionadas con la ocurrencia de períodos húmedos y secos en la cuenca que con el cambio en la política de manejo.

Por lo tanto se puede concluir que las condiciones fisicoquímicas fueron diferentes en los períodos pre y posoperacional; que las variables químicas (NT y PT) y la clorofila *a* fueron las que manifestaron las mayores diferencias y que la tasa de renovación manifestó diferencias significativas relacionadas con el cambio en la política de manejo.

Cambios en la comunidad planctónica: Para evaluar si estas diferentes condiciones afectaron la estructura de la comunidad planctónica se recopiló toda la información existente referida a la estación Garganta Fótico y se realizaron análisis discriminantes simples considerando al fito y al zooplancton en forma separada. Del período preoperacional se tomaron los datos correspondientes a 1977-1978 y del posoperacional los de los años 1996, 1999-2000. No se consideran los datos de 1980-1981 porque están expresados en forma no comparable (organismos/m²). Se utilizó la transformación logarítmica a fin de acercar los datos a la normalidad.

El fitoplancton se dividió en cinco grandes grupos: diatomeas, clorofitas, cianofitas, dinoflagelados y criptofitas. Las diferencias fueron altamente significativas ($p < 0,0000$). Las criptofitas fueron las que más contribuyeron a la diferenciación entre grupos (Tabla 6).

El zooplancton se dividió en cuatro grandes grupos: ciliados, rotíferos, cladóceros y copépodos. Las diferencias fueron significativas ($p < 0,0002$) y la variable con mayor peso fue ciliados (tabla 7).

Tabla 6: Estructura de Factores.
Análisis Discriminante Simple

	Root 1
log diatomeas	0,156228
log clorofitas	0,174979
log cianofitas	0,034916
log dinoflagelados	-0,034905
log criptofitas	0,904300

Tabla 7: Estructura de Factores.
Análisis Discriminante Simple

	Root 1
log ciliados	0,567605
log rotíferos	0,084303
log cladóceros	0,269586
log copépodos	0,057095

Si se observa la dispersión de los datos de densidad de ciliados en ambos períodos se encuentra que durante el primero las densidades variaron entre 0 y 1.000 individuos por litro, mientras que en el segundo período la densidad fue en general muy baja y hubo una sola fecha con alta densidad de ciliados (fig. 10). Si se considera el porcentaje de ciliados respecto al zooplancton total, se pueden incorporar los datos de 1980-1981. Se ve que los ciliados en el período preoperacional conformaron un 45% o más del total, mientras que durante el período posoperacional esos porcentajes sólo se alcanzaron durante el año 1996 (Fig. 11). Es importante notar que siempre *C. cratera* fue el ciliado más abundante en el embalse, representando un 100% del total de ciliados en casi todos los casos.

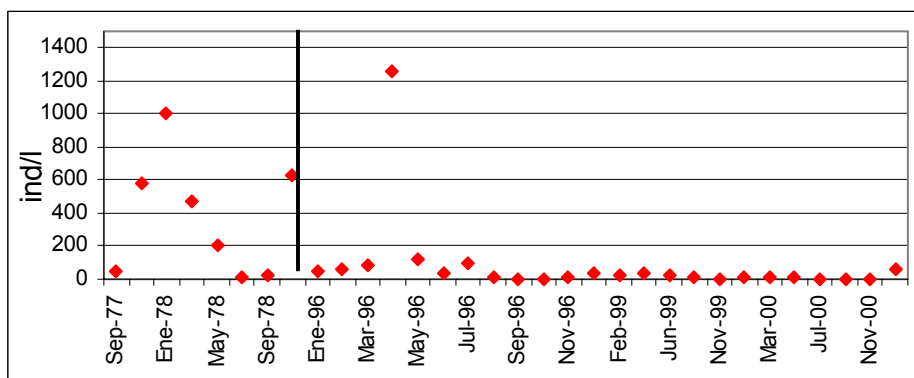


Fig. 10: Densidad de ciliados (ind/l) durante los períodos pre y posoperacional

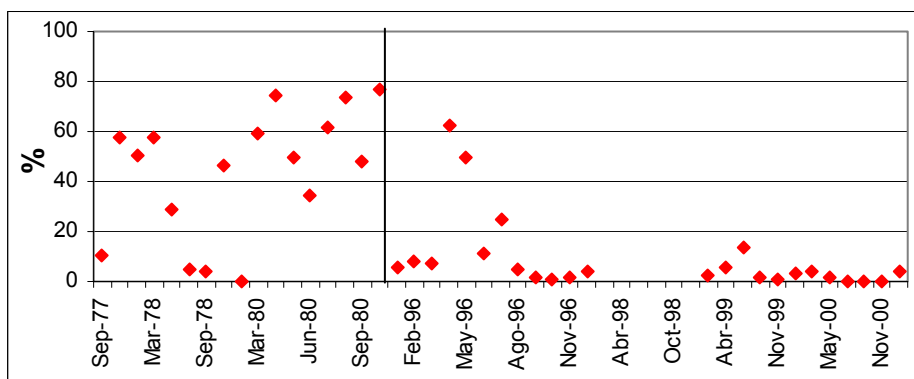


Fig. 11: Porcentaje de ciliados durante los períodos pre y posoperacional

V RESULTADOS

PARTE B

**ANÁLISIS DE VARIABLES
ESTRUCTURANTES BAJO
NORMAS DE MANEJO DE LA
CNE**

**período febrero 1999- febrero
2001**



V.B.1 EL MEDIO FÍSICO

VARIACIÓN DEL NIVEL DEL EMBALSE

A comienzos del período de estudio (febrero 1999) el embalse se hallaba muy próximo al nivel del vertedero, aunque en la primavera anterior había alcanzado un mínimo de 653 m registrándose casi 5 m de amplitud entre la primavera 1998 y el verano 1999 (Fig. 1a).

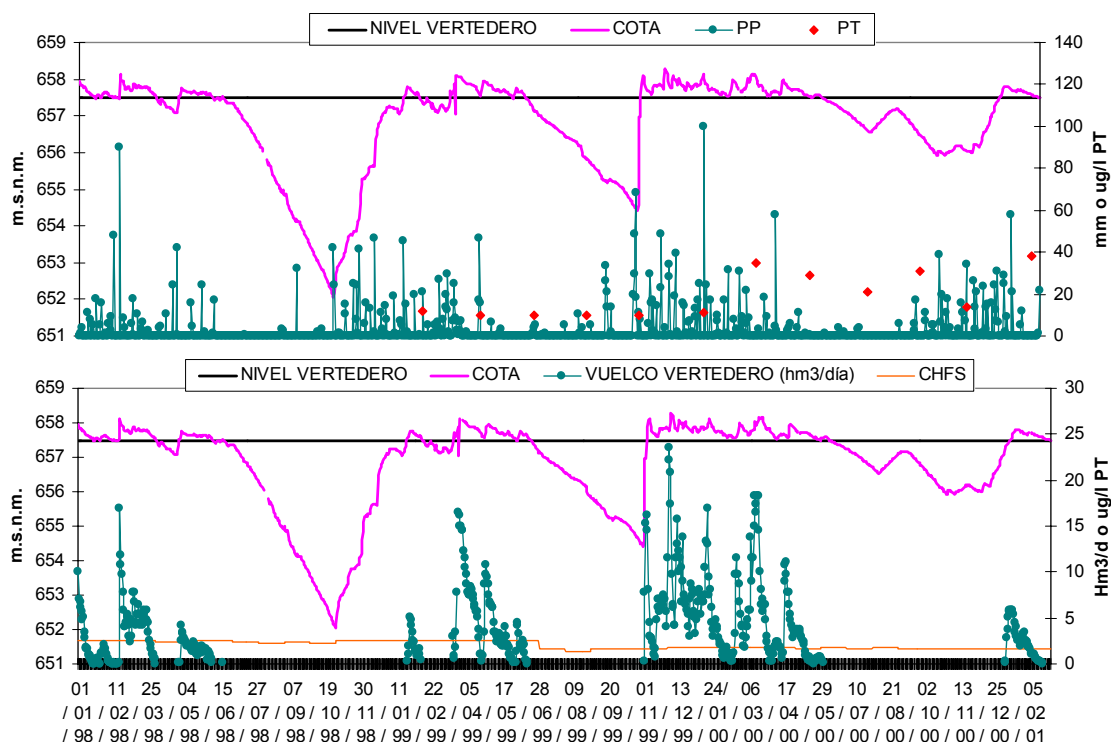


Fig 1: Variación de la cota del embalse respecto al nivel del vertedero desde enero 1998 a febrero 2001. a) relación entre la cota, las precipitaciones (PP) y la concentración de fósforo total (PT). b) relación entre la cota y las salidas por vertedero y por turbinado por CHFS (Central Hidroeléctrica Fitzs Simons).

Durante los meses de febrero y marzo del año 1999 el nivel del agua osciló próximo al vertedero y luego se mantuvo por encima del mismo hasta fines de junio. A partir de entonces el nivel del embalse descendió paulatinamente hasta alcanzar 654,4 m a principios de noviembre. Luego, debido a intensas lluvias, el nivel del agua ascendió rápidamente y se mantuvo siempre por encima del vertedero hasta junio-2000. A partir de junio y hasta fin de año la cota del embalse descendió hasta un mínimo de 656 m sin alcanzar el nivel del vertedero hasta enero del 2001. A partir de entonces y hasta abril el nivel del embalse osciló próximo al vertedero, rebalsando durante algunos períodos (Fig. 1b).

En resumen, debido a las normas de manejo de la CNE la cota se mantiene alta en verano y otoño permitiendo generalmente la salida por vertedero y desciende paulatinamente a partir del invierno hasta mínimos en primavera.

TASA DE RENOVACIÓN MENSUAL

Las mayores tasas de renovación (entre $0,4$ y $0,5 \text{ m}^{-1}$) se registraron en abril 1999 y entre noviembre 1999 y marzo 2000. En cambio, durante los meses de invierno las tasas fueron inferiores a $0,15 \text{ m}^{-1}$ siendo las mínimas ($0,08 \text{ m}^{-1}$) las más bajas de todo el período con datos (fig. 2).

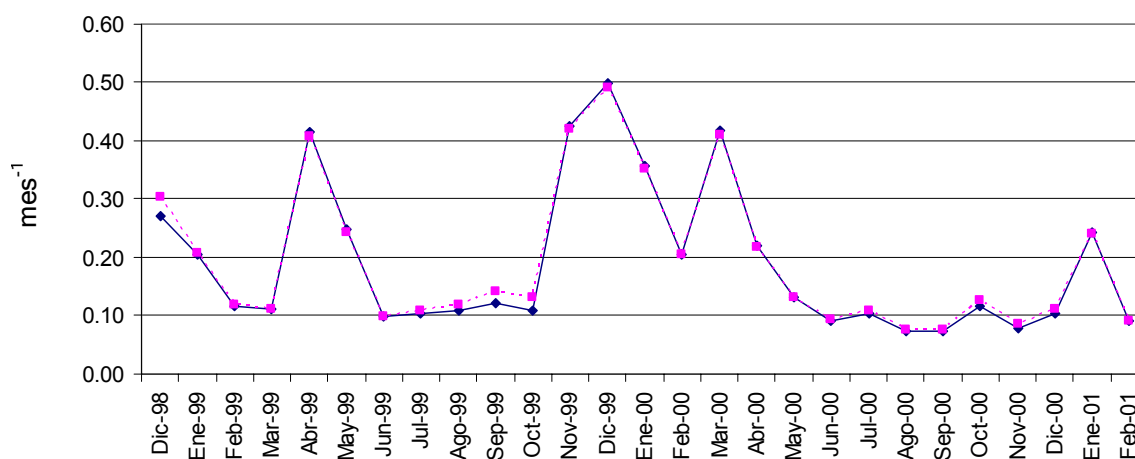


Fig. 2: Tasa de renovación mensual durante el período diciembre 1998 - febrero 2001. Azul: tasa de renovación, rosa: tasa de renovación efectiva.

Variables que afectaron la tasa de renovación:

1) SALIDAS POR CENTRAL HIDROELÉCTRICA: La Central Hidroeléctrica Fitzs Simons (CHFS) turbinaba agua del embalse hacia el Río Tercero, siempre que la cota sea superior a 650 m, que es la cota mínima de seguridad requerida por la Central Nuclear Embalse (CNE).

La toma de agua se realiza a los 26 m de profundidad, en la zona próxima al dique, donde la profundidad total es de 40 m. La central hidroeléctrica cuenta con tres turbinas, cada una de las cuales circula un caudal fijo de $10 \text{ m}^3/\text{s}$.

Durante todo el período de estudio 1999-2001, no hubo déficit de agua y las turbinas funcionaron entre 23 y 24 h/día, excepto durante los meses de julio y agosto 1999, cuando disminuyó la actividad y las dos máquinas que funcionaron turbinaron

entre 18 y 22 horas por día. Durante el primer semestre de 1999, salieron alrededor de $2,6 \text{ Hm}^3/\text{día}$. Una de las turbinas tuvo un desperfecto en junio de 1999, por lo cual dejó de funcionar el 24/6/99 y no se puso en marcha hasta enero del 2003. A partir de junio-1999 y en adelante se turbinaron entre $1,6$ y $1,7 \text{ Hm}^3/\text{día}$ (Fig 1).

Durante años más secos como por ejemplo 1996, en el segundo semestre disminuía la actividad de la central hidroeléctrica y las máquinas turbinaban 18-20 h/día en el invierno y entre 6 y 15 h/día en primavera.

2) CENTRAL NUCLEAR EMBALSE: La toma de agua para la CNE ($33\text{m}^3/\text{s}$) se realiza en la zona de la estación "Garganta" a 15 m de profundidad. El agua es utilizada para refrigerar el reactor nuclear y antes de retornar al embalse las aguas pasan por un canal de enfriamiento a cielo abierto de 5 km de longitud que desemboca en el brazo sur del embalse en la desembocadura de los ríos Quillinzo y de la Cruz.

Se destaca que la circulación realizada por el sistema de enfriamiento de la CNE ($2,8 \text{ Hm}^3/\text{día}$) es equivalente a la salida de la CHFS cuando funcionan las tres turbinas ($2,6 \text{ Hm}^3/\text{día}$). En el caso de que la salida por CHFS sea menor se favorece la recirculación del agua entre la zona de Garganta y la cola del embalse. Por ejemplo, desde junio 1999 hasta febrero 2001 la salida por CHFS fue de entre $1,6$ a $1,7 \text{ Hm}^3/\text{día}$, siendo el balance de $1 \text{ Hm}^3/\text{día}$ a favor de este circuito interno. La tasa neta de recirculación mensual del agua a través del circuito de la CNE varía entre 0,009 y 0,04 según funcionen tres o dos turbinas de la CHFS respectivamente (sin considerar salidas por vertedero). El dato resulta de dividir 30 o 36 Hm^3 que es el flujo neto mensual a favor del circuito de enfriamiento, según funcionen dos o tres turbinas respectivamente, por el volumen del embalse. No se incorpora este proceso en el cálculo de la tasa de renovación del embalse debido a que toma y vuelca agua en el mismo cuerpo de agua y por lo tanto no contribuye al recambio del agua en el mismo.

3) SALIDAS POR VERTEDERO: Durante el segundo semestre del año 1998, no hubo salidas por vertedero. Recién a comienzos del año 1999, entre el 25/1/99 y 10/2/99, se volcaron $35,7 \text{ Hm}^3$, y entre el 20/3/99 y el 17/6/99 salieron 438 Hm^3 . A fines del año 1999 comenzó un largo período de rebalse que abarcó desde el 3/11/99 hasta el 3/6/00, durante el mismo salieron por vertedero 1.198 Hm^3 . Durante el segundo semestre del año 2000 el embalse no rebalsó por vertedero. Durante el año 2001, las salidas por vertedero fueron mucho menores e intermitentes: entre el 6/1/01 y el 20/1/01 salieron 110 Hm^3 ; entre el 15/3/01 y el 27/4/01, 211 Hm^3 y ya en el segundo semestre, entre el 5/10/01 y el 7/12/01, salieron 81 Hm^3 (Fig. 1b).

4) PRECIPITACIONES: Como se describió en la **sección III.5** del Área de Estudio, las precipitaciones se producen en la primavera-verano, mientras que el invierno constituye la estación seca.

Durante la temporada de lluvias que abarcó desde septiembre-1998 hasta abril-1999 las precipitaciones fueron de moderada intensidad y el total de agua caída fue de 800 mm. En los días con lluvias más intensas se registraron hasta 46 mm/día (Fig. 1a).

En el período de lluvias que se extendió desde fines del mes de septiembre 1999 hasta abril 2000 el total de agua caída fue mayor (1.119 mm) que en el año anterior, y se registraron algunas precipitaciones muy intensas (hasta 100 mm en un día, en enero 2000) (Fig. 1a).

Durante el período octubre-2000 a mayo-2001 el total de agua caída fue de 1.111 mm y las lluvias más intensas fueron de 60 mm/día (Fig. 1a).

5) SUBSIDIO DESDE CERRO PELADO: Si bien no se dispone del registro de salidas de este embalse, dado que se construyó con el fin de subsidiar agua hacia el Embalse Río Tercero, se puede inferir que los aumentos en la cota del embalse Río Tercero no relacionados con las precipitaciones en la cuenca se deben a la liberación de agua desde el embalse Cerro Pelado. Entre el muestreo de julio y octubre 2000 no hubo precipitaciones y se registró un incremento sostenido de la cota del embalse Río Tercero durante 35 días seguidos (0,45 m).

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS NUTRIENTES

Durante el año 1999 la concentración de PT fue inferior a 30 $\mu\text{g/l}$ en todas las estaciones de muestreo. Durante el año 2000 las concentraciones fueron mayores, especialmente en la zona afótica. En marzo de 2000 se registró un valor particularmente elevado en la estación Dique Fótico (161 $\mu\text{g/l}$), este fue un fenómeno aislado ya que en el resto del embalse la concentración de fósforo fue mucho menor (fig 3 a).

El fósforo disponible en forma de PRS en el estrato fótico estuvo siempre por debajo de 5 $\mu\text{g/l}$ (fig 3 b). Mientras tanto en el estrato afótico se hallaron concentraciones variables entre no detectable y 24 $\mu\text{g/l}$ y los máximos ocurrieron en octubre 2000 y febrero 2001 en Dique Afótico.

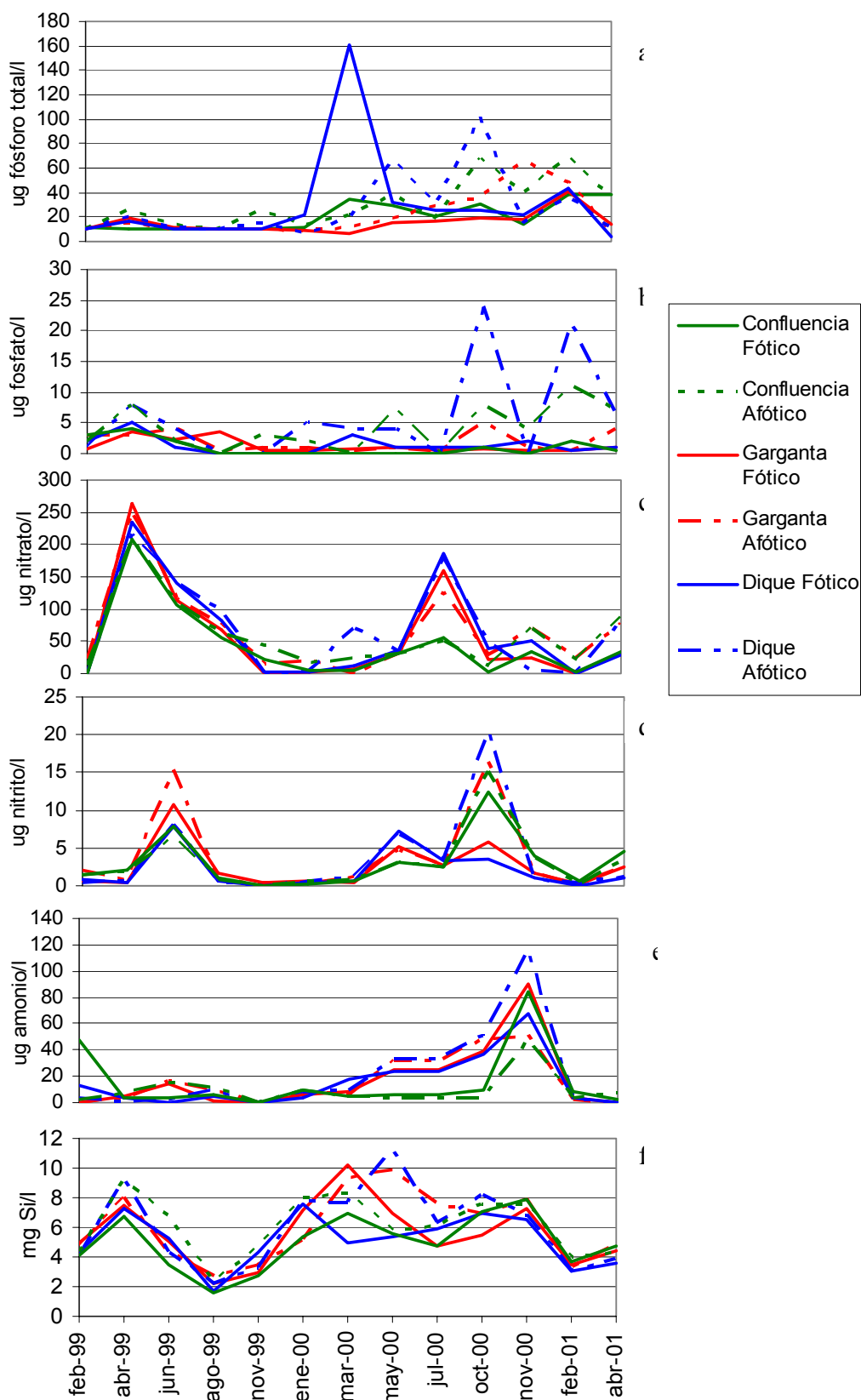


Fig 3: Variación espacio-temporal de los nutrientes en el período febrero 1999 - febrero 2001. a) fósforo total, b) fosfato, c) nitrato, d) nitrito, e) amonio, f) sílice

El nitrato alcanzó concentraciones muy bajas en los meses de verano, incluso no detectables. Las máximas concentraciones se hallaron en los meses de otoño e

invierno en todas las estaciones de muestreo, tanto en la zona fótica como afótica (fig. 3 c). La magnitud de los máximos fue variable de un año a otro (260 en 1999 y 187 $\mu\text{g/l}$ en 2000). En general los valores registrados en diferentes estaciones de muestreo en una misma fecha fueron similares. Sin embargo, en la estación Confluencia en el mes de junio del 2000 la concentración de nitrato (56 y 51 $\mu\text{g/l}$) fue menor que en otras estaciones de muestreo en ese mismo mes. Las máximas concentraciones de nitrito se registraron en el invierno (fig. 3 d). El máximo absoluto fue de 20,5 $\mu\text{g/l}$ (octubre-2000) y los valores más frecuentes para todo el período fueron inferiores a 5 $\mu\text{g/l}$.

La concentración de amonio fue en general más alta durante el año 2000 (fig. 3 e). El único valor elevado registrado durante el primer año fue el de CF en febrero 1999 (48 $\mu\text{g/l}$). En cambio en el año 2000 el incremento en la concentración de amonio comenzó en el mes de mayo en las estaciones Dique y Garganta, tanto en la zona fótica como en la afótica. En el mes de noviembre en todas las estaciones se registraron los valores más altos para todo el período (47-116 $\mu\text{g/l}$).

La concentración de sílice osciló entre 2 y 11 mg/l durante el período 1999-2001. La concentración de sílice varió en forma estacional: aumentó a fines del verano o principios del otoño y disminuyó a fines del otoño o principios del invierno. La menor concentración se registró en agosto 1999. La variación de la concentración fue similar en todas las estaciones durante el año 1999 mientras que en el año 2000 se registraron diferencias entre estaciones y entre las zonas fótica y afótica (fig. 3 f).

Nutrientes biológicamente disponibles: En la zona fótica, durante todo el período de estudio el fósforo (PRS) se encontró en concentraciones limitantes, e incluso por debajo del límite de detección (1 $\mu\text{g/l}$). Los valores más altos se registraron en el mes de abril de 1999 (tabla 1). El nitrógeno disponible en la zona fótica ($\text{NO}^{-3} + \text{NO}^{-2} + \text{NH}^{+4}$) se encontró en concentraciones limitantes en febrero 1999, noviembre 1999, enero 2000, marzo 2000 y en febrero 2001. En algunas ocasiones ambos nutrientes podrían haber actuado como factor limitante (tabla 1) como en febrero 1999 (GF y DF), noviembre 1999 (GF y DF) y febrero 2001 (CF, GF y DF). La sílice estuvo siempre por encima de la concentración limitante (0,2 mg Si/l) para las diatomeas. Las menores concentraciones se registraron en el invierno de 1999 (1,6-2 mg Si/l); en cambio, en el segundo invierno, cuando se dieron las máximas concentraciones de diatomeas, la sílice estuvo en concentraciones mayores a 4 mg/l .

Tabla 1: Se indica para cada mes y estación la concentración de las formas biológicamente disponibles en la zona fótica (PRS y NID: $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$).

	feb-99		abr-99		jun-99		ago-99		nov-99		ene-00		mar-00		may-00		jul-00		oct-00		nov-00		feb-01	
	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄	NID	PO ₄
CF	50	3	215	4	118	2	63	n/d	23	n/d	13	n/d	11	n/d	40	n/d	64	n/d	24	n/d	122	n/d	11	2
CA	16	2	217	8	133	2	77	n/d	44	3	28	2	30	n/d	37	7	56	n/d	31	8	122	4	25	11
GF	2	n/d	267	4	138	2	71	3.6	2	n/d	8	n/d	16	2	62	2	187	n/d	66	n/d	117	n/d	90	n/d
GA	24	3	256	3	147	4	85	n/d	16	n/d	30	n/d	8	n/d	68	n/d	162	n/d	95	5	122	n/d	26	n/d
DF	15	2	237	5	149	n/d	89	n/d	4	n/d	7	n/d	31	3	68	n/d	214	n/d	79	n/d	121	2	4	n/d
DA	5	n/d	218	8	150	4	107	n/d	2	n/d	14	5	81	4	74	4	217	n/d	120	24	122	n/d	7	21

ESTADO TRÓFICO

Considerando distintos indicadores y clasificaciones el embalse resultó mesotrófico en casi todos los casos (Tabla 2).

Tabla 2: Resultados obtenidos según los índices de estado Trófico de Carlson (Carlson, 1977) y categorías de la Organización para el Desarrollo Económico (OCDE) y la Environmental Protection Agency (EPA) (Ortiz de Casas, 1991)

Parámetro utilizado	Clasificación	rango encontrado	categoría
Fósforo total (media anual)	OCDE	12-31 $\mu\text{g/l}$	Mesotrófico
Fósforo total	TSI	35-63 (Garganta) 28-75 (Dique)	Meso-Eutrófico
clorofila a	EPA	<1-36 $\mu\text{g/l}$	Meso-Eutrófico
clorofila a (media anual)	OCDE	7,98 $\mu\text{g/l}$ (1999) 6,36 $\mu\text{g/l}$ (2000)	Mesotrófico
Clorofila a (máximo anual)	OCDE	35,72 $\mu\text{g/l}$ (1999) 26,36 $\mu\text{g/l}$ (2000)	Eutrofia leve
clorofila a	TSI	26-59 (garganta) 19-61 (dique)	Mesotrófico Oligo-Mesotrófico
disco de Secchi*	TSI	47-73 (Garganta) 40-54 (Dique)	Meso-Eutrófico Mesotrófico

VARIACIONES FÍSICOQUÍMICAS EN EL PERFIL VERTICAL

Las máximas diferencias de temperatura entre el fondo y la superficie, se registraron en enero 2000 (4,4 en Confluencia y 5,5 °C en Confluencia y Dique) y noviembre 2000 (4,14 en Confluencia, 5,5 en Garganta y 3,5°C en Dique) (fig.4).

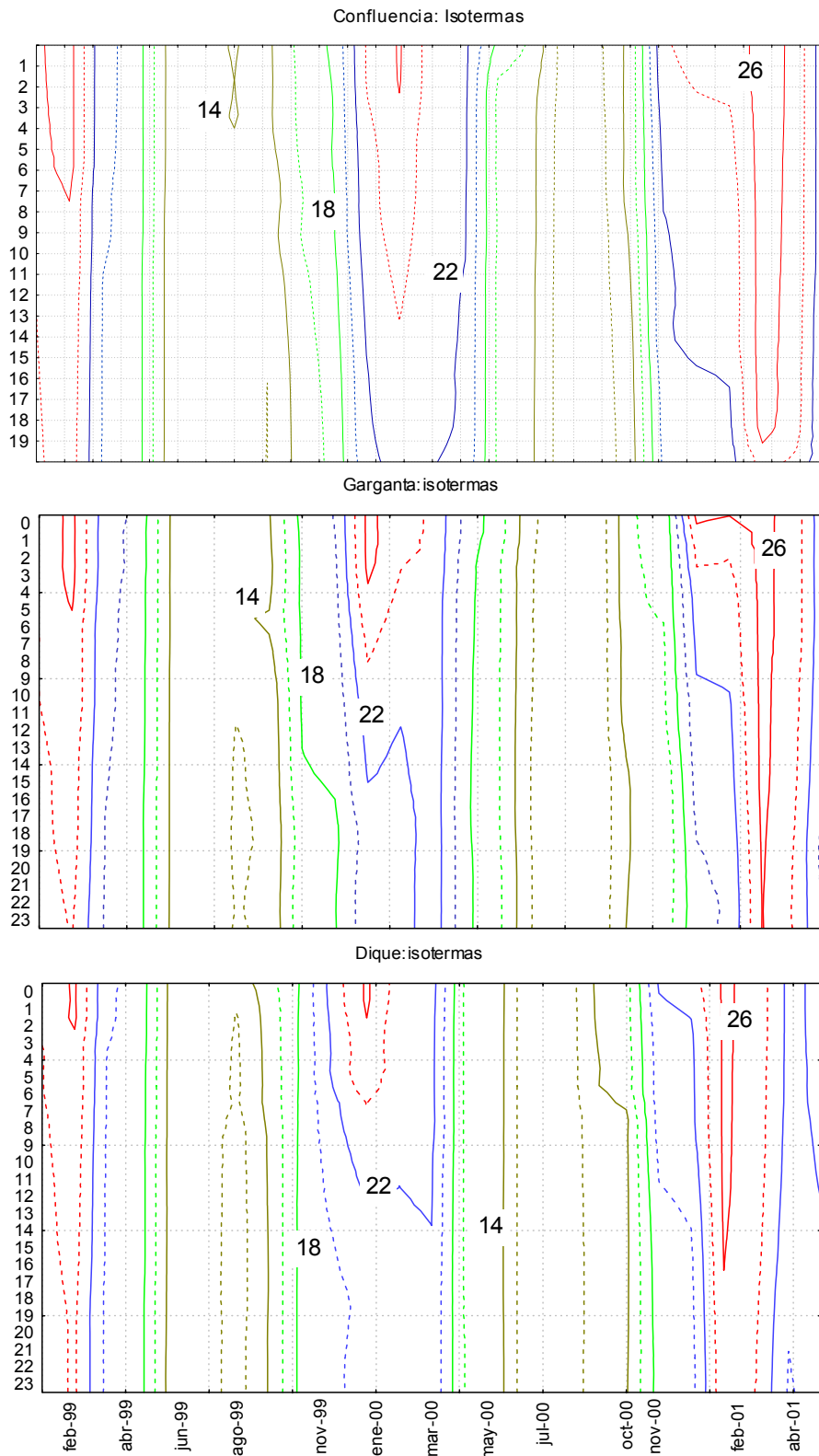


Fig. 4: isotermas (° C) en las estaciones Confluencia, Garganta y Dique. En el eje Y se indica la profundidad en metros.

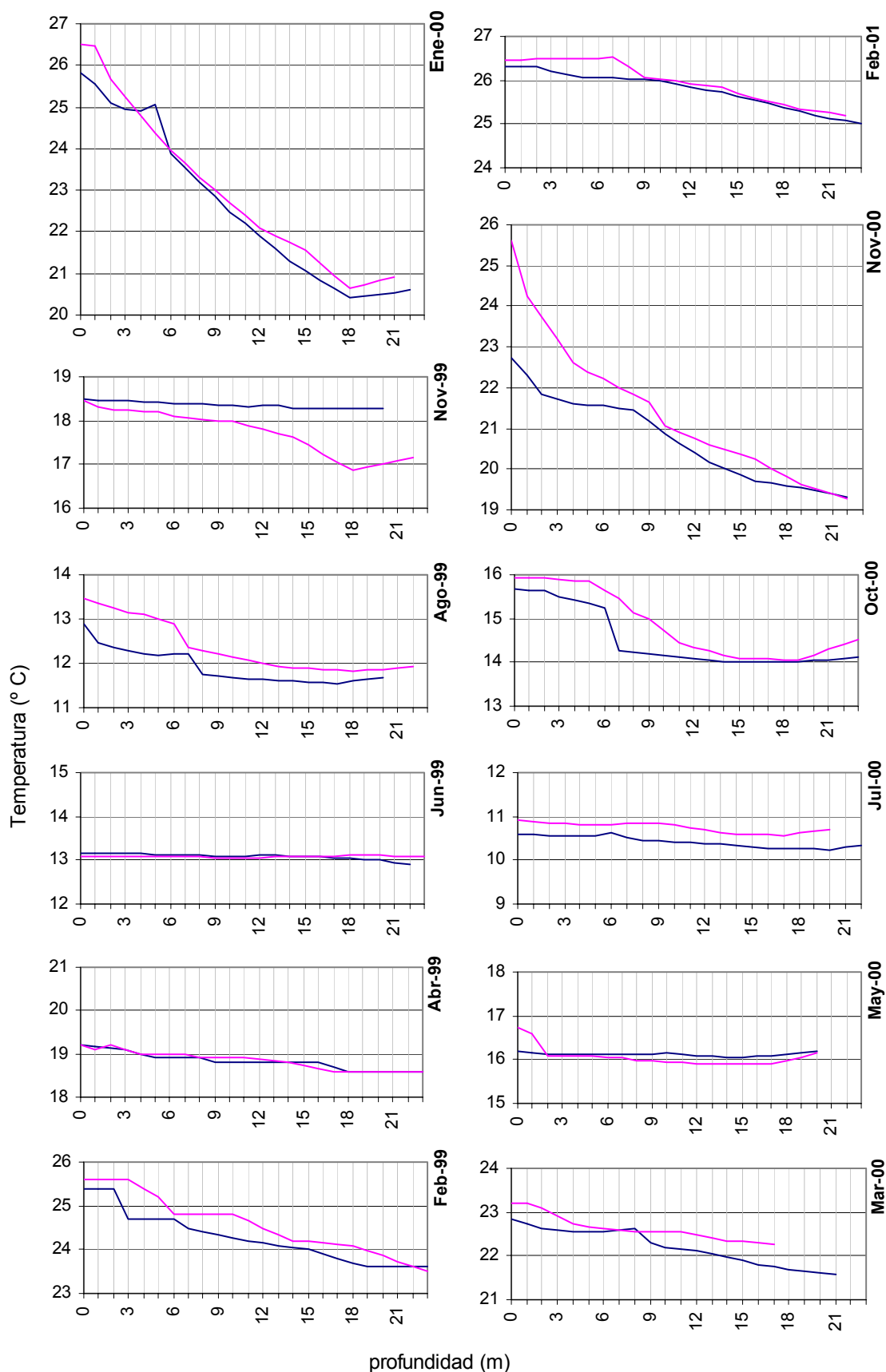


Fig 5: Perfiles Térmicos en las estaciones Dique (azul) y Garganta (rosa)

Cambios iguales o mayores a 1 °C/ m se registraron solamente en la estación Dique en enero 2000 (entre los 5-6 m) y en octubre 2000 (entre los 6-7 m de

profundidad). En esta misma estación ocurrieron algunas diferencias de temperatura menores a 1 °C pero que, debido a las altas temperaturas absolutas, implicaron cambios muy importantes en la densidad de la columna de agua. Este fue el caso de febrero 1999 (0,7 °C entre los 2 y 3 m) y nov-00 (1 °C entre la superficie y los 2 m) (fig. 5). En Garganta los cambios de temperatura fueron más graduales que en Dique con máximos de 0,5 - 0,7 °C/ m en enero 2000 y mayo 2000 (entre 1-2 m) y en noviembre 2000 (entre 9-10 m); o 0,5 °C cada 2 m como en octubre 2000 y febrero 2001.

Vientos dominantes durante el período febrero 1999 -febrero 2001 en relación con los

perfiles térmicos: Los vientos en el embalse Río Tercero son muy constantes, en el sentido de que provienen mayormente del sector NE y en algunas ocasiones del sector OSO, y es raro que se registren vientos provenientes de otras direcciones. Son menos intensos en otoño y principios del invierno que en el resto del año (fig 6).

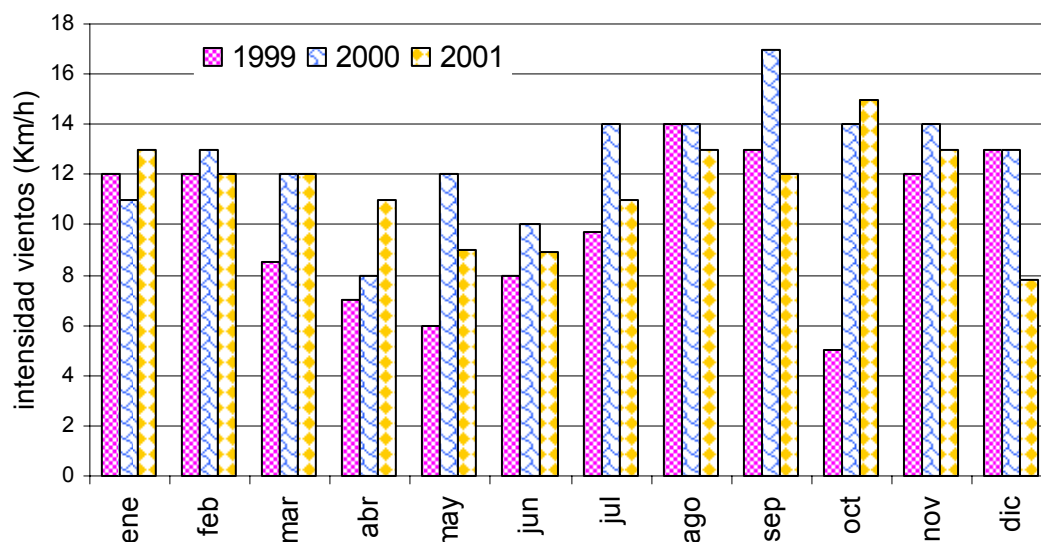


Fig. 6: Intensidad media mensual del viento.

Si bien los días de calma son poco frecuentes, durante el período estudiado se registró un fenómeno poco común a fines del mes de octubre 1999 cuando hubo dieciocho días consecutivos de calma (figs. 7 y 8).

La gran amplitud térmica registrada en el mes de enero 2000 se relaciona con la existencia de algunos días previos de calma. Con respecto a la fecha de noviembre 2000 en la cual hubo también una diferencia de temperatura importante en la columna de agua, lamentablemente no hay registro de las condiciones de viento en dicho día o en los previos.

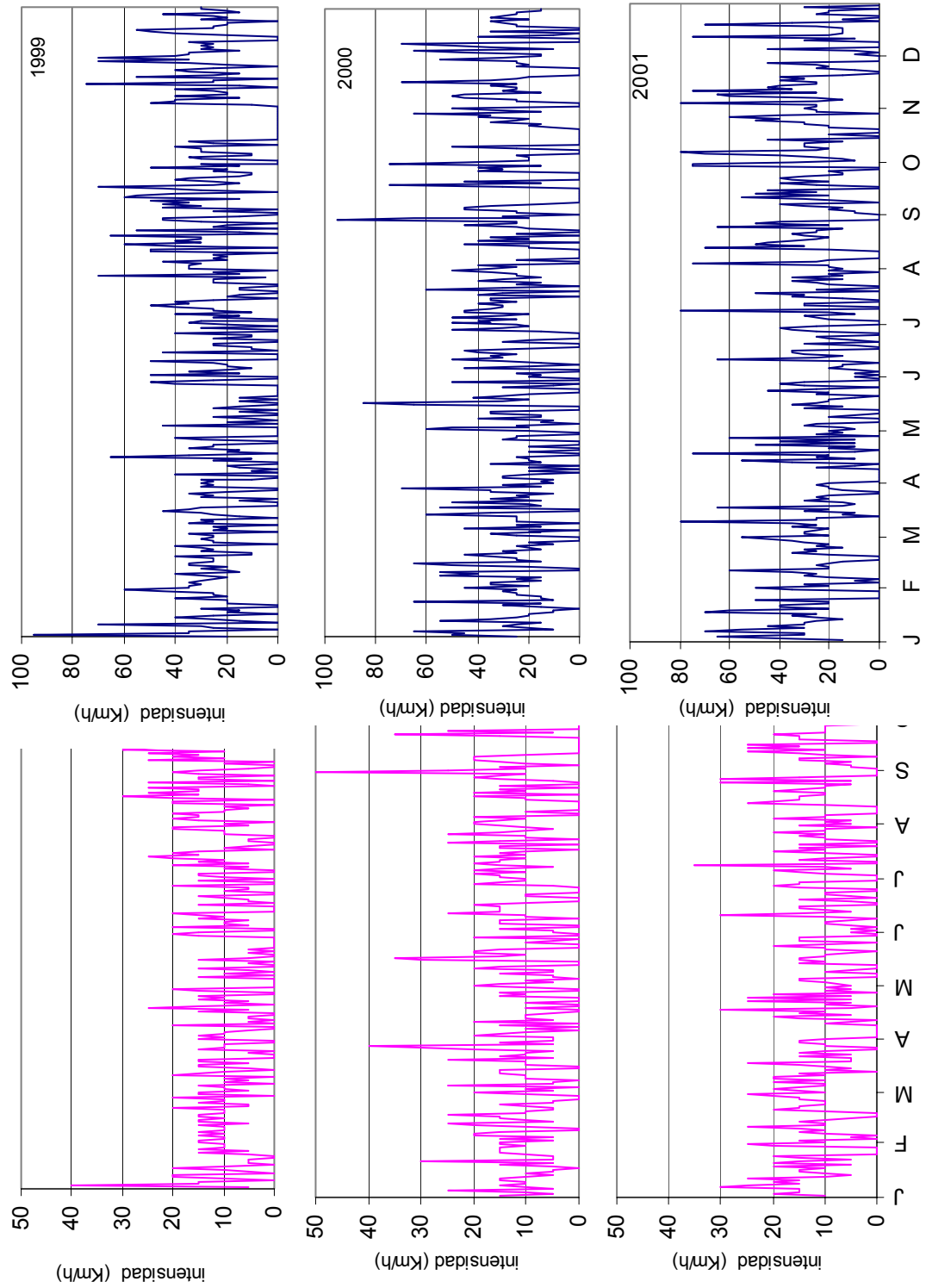


Fig 8: Intensidad del viento máxima diaria

Fig 7: Intensidad del viento media diaria

Perfiles químicos: En el período 1999-2001 se observó estratificación en la concentración de oxígeno (fig 9) durante la época cálida. El evento más marcado fue, al igual que con la temperatura el del verano 1999-2000. En los otros dos veranos el gradiente fue menos pronunciado, con disminución del oxígeno en profundidad y valores mayores a 8 mg/l en la zona fótica. Concentraciones de oxígeno menores a 4

mg/l se registraron solamente en febrero 1999 y febrero 2001 a profundidades mayores a 20 m y en enero 2000 en toda la zona afótica (por debajo de los 6 m de profundidad) donde la concentración de oxígeno fue menor a 2 mg/l.

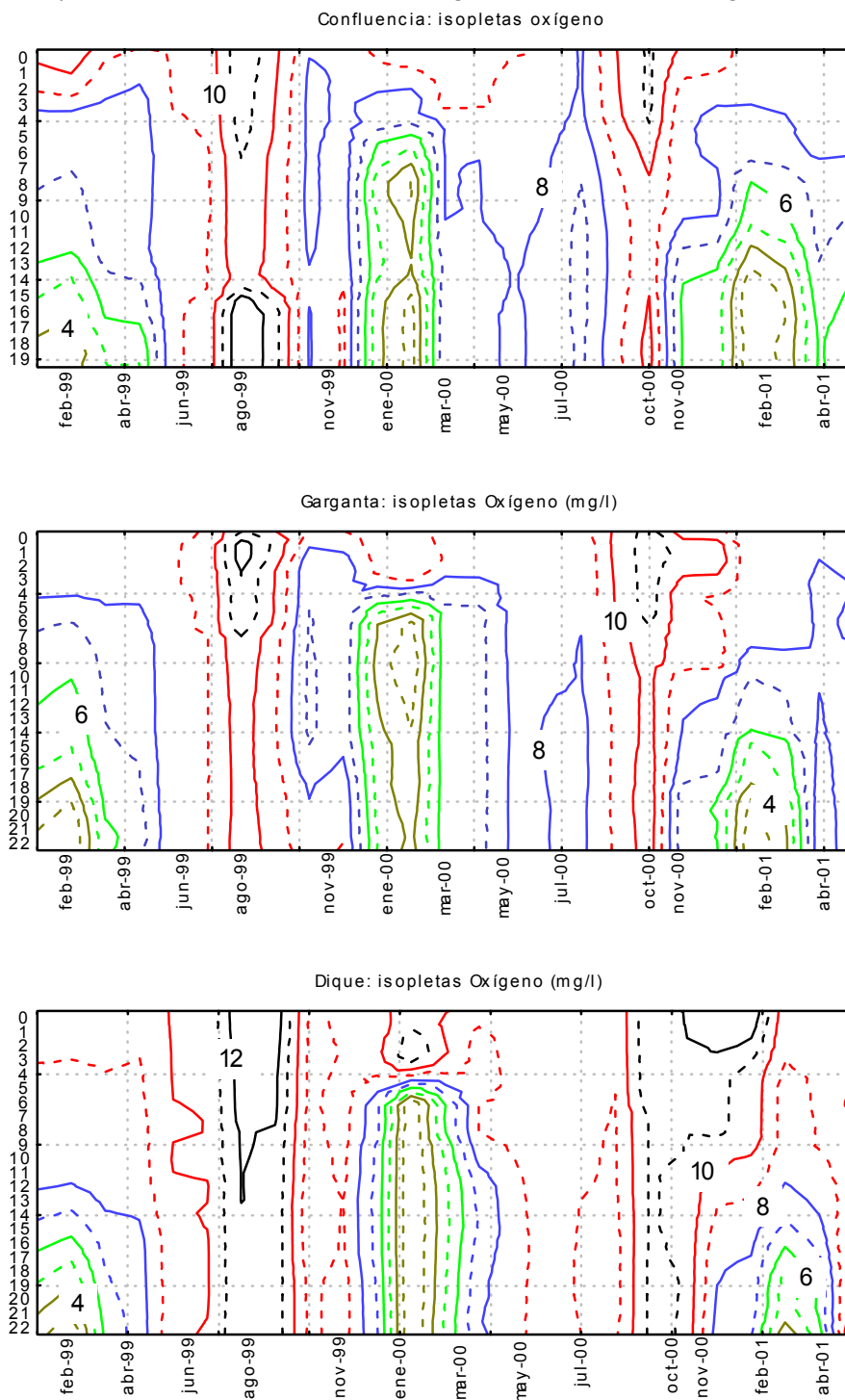


Fig. 9: Isopletras de concentración de oxígeno (mg/l) en Confluencia, Garganta y Dique. En el eje Y se indica la profundidad en metros

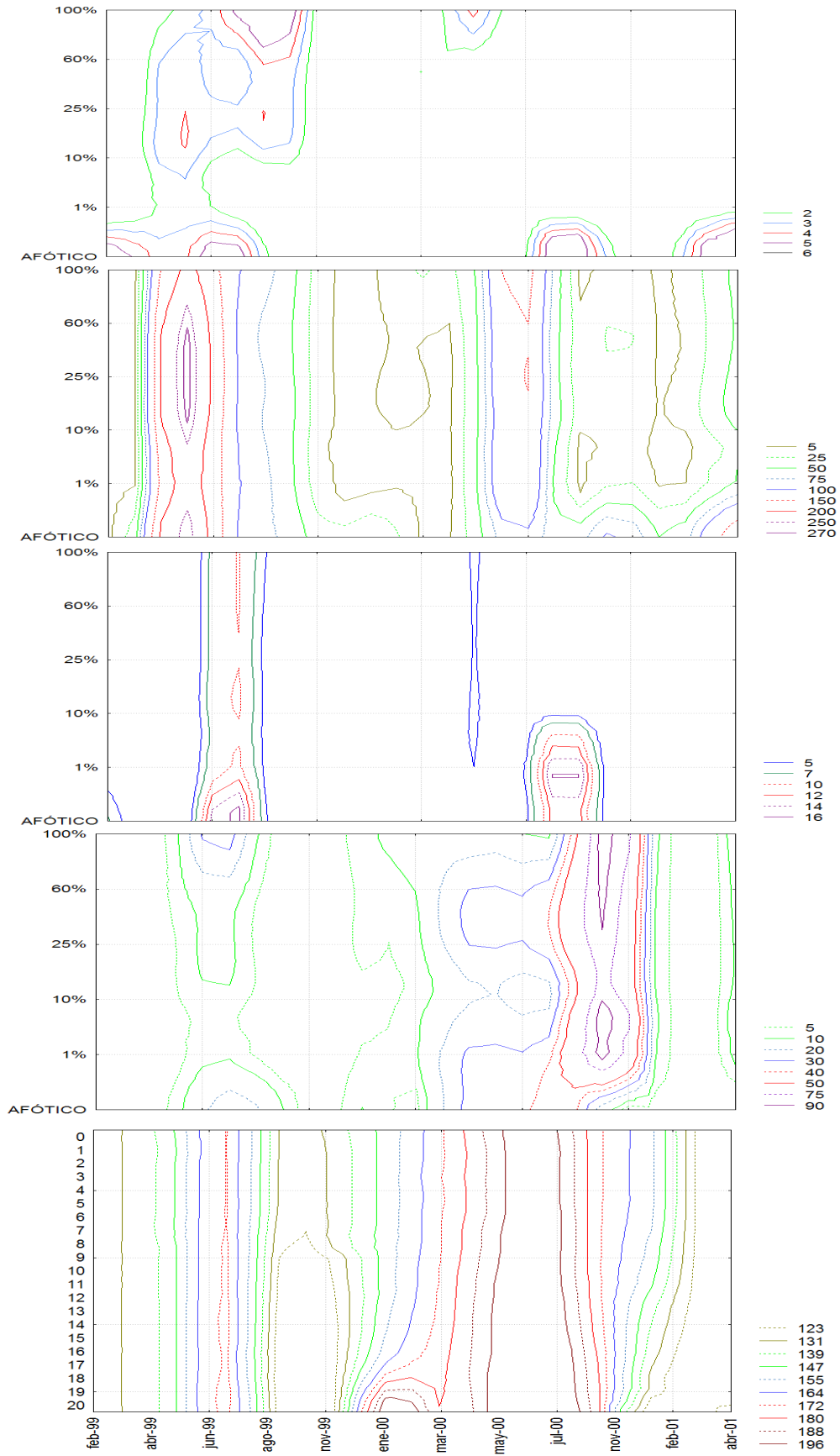


Fig 10: isoplethas de a) PRS, b) nitrato, c) nitrito, d) amonio ($\mu\text{g/l}$) en zona fótica de Garganta. e) conductividad ($\mu\text{S/cm}$) en Garganta.

En cuanto a otros compuestos como el nitrato, nitrito, amonio y fosfato, no se pudo reconocer una condición de estratificación durante el verano 1999-2000, pero esto quizás se deba a una depleción de los nutrientes en los meses previos, ya que se observa una muy baja concentración de los mismos en todo el perfil (fig 10).

En cambio en el siguiente evento de estratificación que ocurrió a fines de la primavera del año 2000, pudo observarse una diferencia en la concentración de fosfato y de nitrito entre las capas superficiales y profundas. Estos nutrientes se agotaron en la zona fótica mientras que en la zona afótica se registraron mayores concentraciones (fig 10).

La conductividad no evidencia variaciones en el perfil vertical y los cambios a lo largo del año fueron poco importantes (rango: 126-196 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Radiación y penetración de la luz: La radiación solar máxima registrada en superficie durante el período estudiado fue de 1.200 $\mu\text{Es}/\text{m}^2\text{s}$ en verano y los mínimos se registraron indistintamente en invierno o primavera (105-310 $\mu\text{Es}/\text{m}^2\text{s}$). Al comparar los datos de años sucesivos, se observa que para épocas del año equivalentes los valores absolutos de radiación en superficie pueden ser muy diferentes (fig 11). Asimismo, para una misma fecha de muestreo, (ej. octubre 2000), se observan grandes diferencias entre los valores obtenidos en distintas estaciones de muestreo. De modo que si bien los máximos valores sólo se encontraron en los meses de verano, la radiación no depende directamente de la época del año, sino que está influenciada por efectos locales e instantáneos, debidos a las condiciones de nubosidad. Por otra parte, en los perfiles de penetración de la luz, se observa que la luz se extingue entre los 3 y 10 m de profundidad (fig 11). En algunas ocasiones la luz se extingue en forma más abrupta en la estación Confluencia (febrero, abril y agosto 1999 y mayo 2000).

Se calcularon los coeficientes de extinción de la luz en base a las medidas directas de intensidad lumínica al 100 y al 1% de luz incidente, obtenidas con el luxímetro subacuático. Se compararon estos valores con los calculados a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi (tabla 3) y se halló una regresión lineal ($k_{d(\text{irradiancia})} = 0,25 + 0,586 \cdot k_{d(\text{secchi})}$) con un buen grado de ajuste ($R=0,79$; $F=55,67$; $p<0,000$).

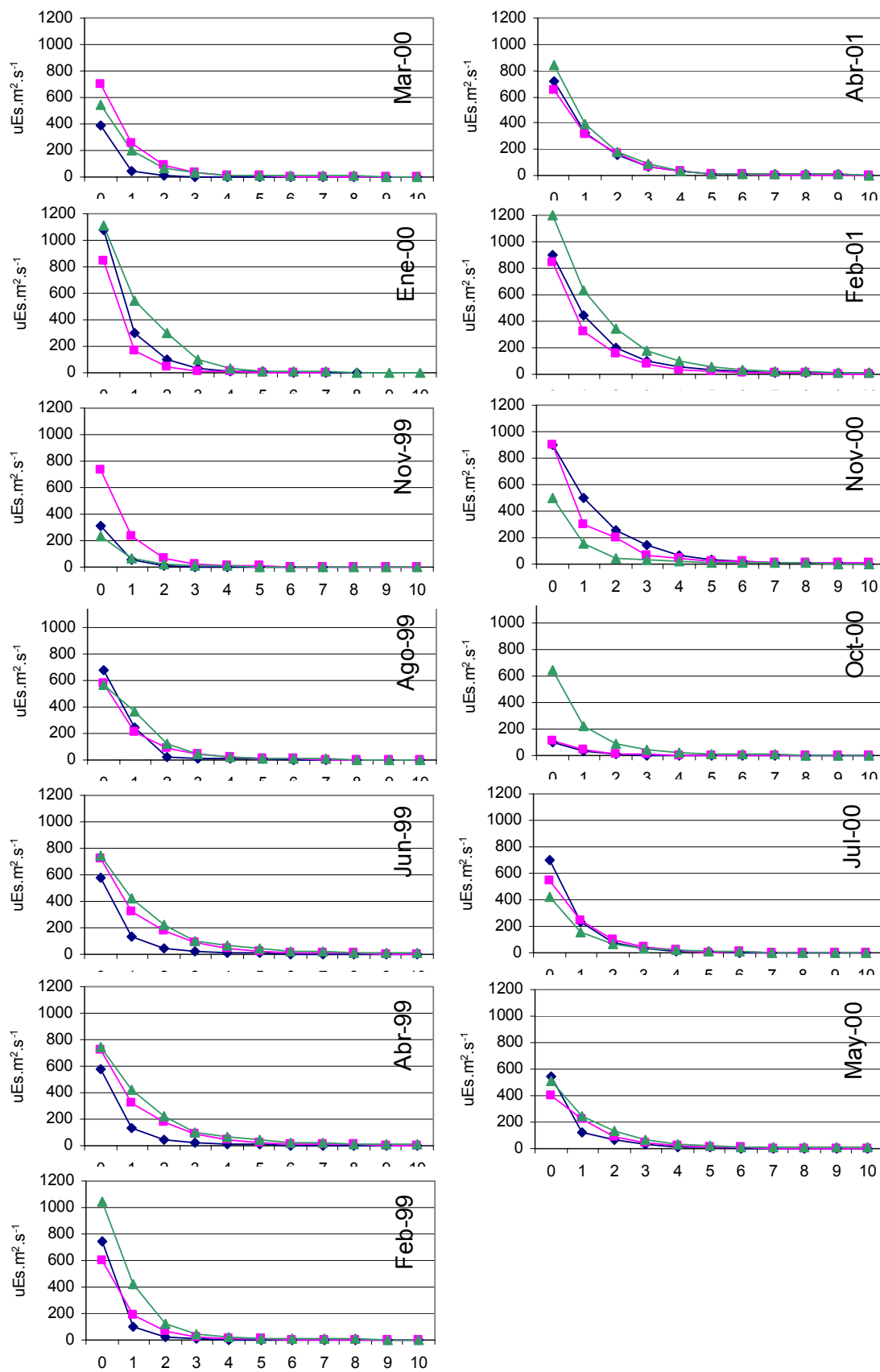


Fig. 11 Perfiles de penetración de la luz en la columna de agua en Confluencia (azul); Garganta (rosa) y Dique (verde)

Tabla 3: coeficientes de extinción de la luz calculados a partir de la lectura del disco de Secchi (Kd(S)) y a partir de las mediciones in situ de la irradiancia (Kd(I)).

	CONFLUENCIA		GARGANTA		DIQUE	
	Kd (S)	Kd (I)	Kd (S)	Kd (I)	Kd (S)	Kd (I)
feb-99	1,70	1,59	1,06	0,92	0,79	0,84
abr-99	0,81	0,84	0,63	0,58	0,55	0,51
jun-99	1,00	0,42	0,59	0,46	0,38	0,42
ago-99	1,13	0,92	0,85	0,77	0,74	0,66
nov-99	1,79	1,15	1,31	0,92	0,77	0,61
ene-00	1,21	1,15	1,31	1,32	0,57	0,84
mar-00	1,13	0,84	0,85	0,92	0,65	0,58
may-00	0,65	0,84	0,55	0,66	0,53	0,46
jul-00	1,31	0,92	0,81	0,77	0,68	0,66
oct-00	1,42	0,77	0,94	0,58	0,85	0,77
nov-00	0,53	0,61	0,52	0,58	0,74	0,51
feb-01	0,67	0,58	0,63	0,66	0,50	0,51

Razón zona fótica/zona de mezcla: Esta razón varió durante el período de estudio entre 0,19 y 3. La zona de mezcla en general fue mayor a 5 m y la razón zona fótica / zona de mezcla fue menor a 1 (fig 12). Los valores superiores a 1 se registraron en forma ocasional cuando la zona de mezcla fue menor a los 5 m de profundidad. La zona fótica tuvo aproximadamente la misma profundidad en Confluencia, Garganta y Dique, siendo en algunas ocasiones levemente superior en Dique. La razón zona fótica / zona de mezcla fue mayor a 1 solamente en la estación Garganta en enero 2000 y en la estación Dique en febrero 1999 (fig 12 b y c respectivamente).

Seston, carbono orgánico disuelto, clorofila *a* y feofitina: En general los valores más altos de clorofila correspondieron con altos valores de seston (fig 13) a excepción de dos ocasiones en la estación Confluencia (noviembre 1999 y marzo 2000) cuando se registraron concentraciones de seston que no tienen relación con la concentración de clorofila (fig 14). Se comprobó el ajuste de estas variables mediante una regresión y se halló que el mejor ajuste ($R=0,732$, $F=39,39$; $p=0,000$) se encontraba con un modelo de regresión potencial, donde:

$$\text{seston (mg/l)} = 2,29 + \text{clorofila } (\mu\text{g/l})^{0,455}$$

Por otra parte los mayores valores de feofitina registrados en febrero 1999 y noviembre 1999 coinciden con la mayor concentración de carbono orgánico disuelto registrada (fig 14) y ambos pueden originarse de la descomposición de la biomasa algal.

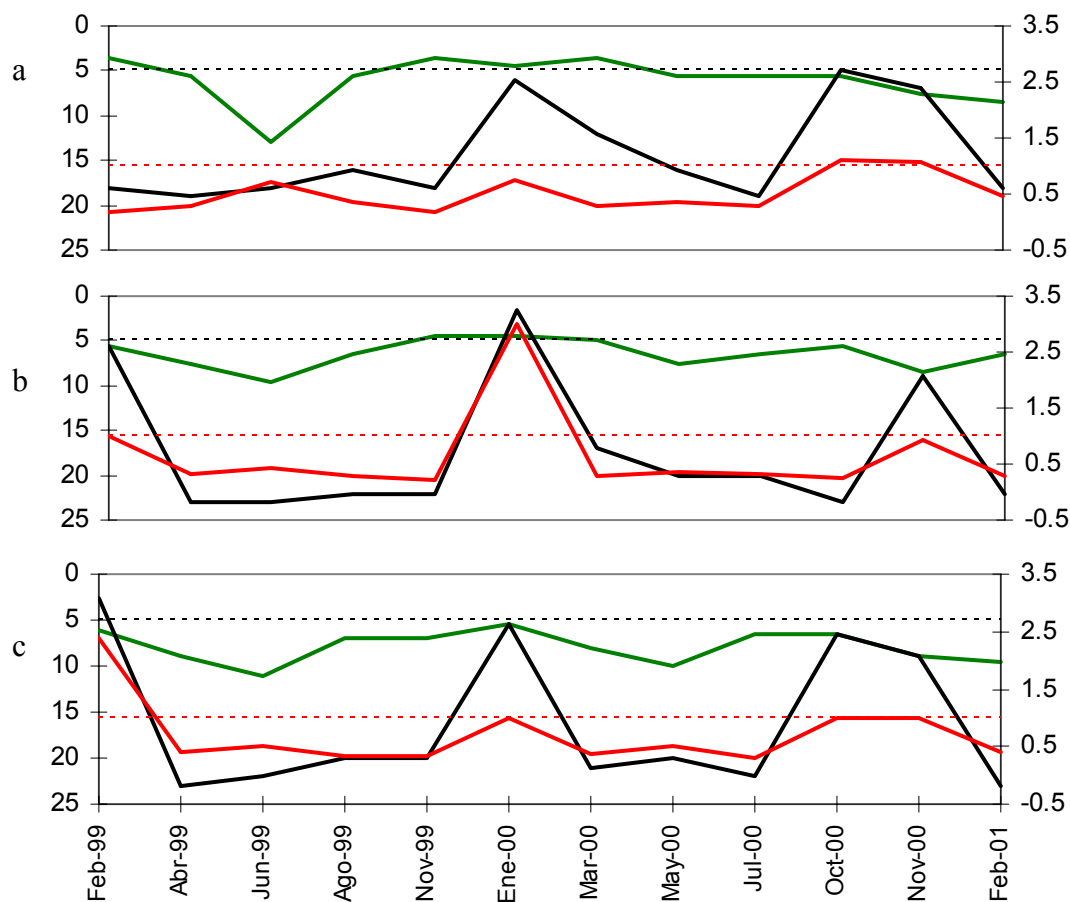


Fig. 12: a) Confluencia; b) Garganta; c) Dique. Relación entre zona fófica (línea verde continua) zona de mezcla (línea negra continua) y razón zona fófica / zona de mezcla (línea roja continua). En línea punteada se indican límites hipotéticos de 5 m de profundidad (negro) y de razón zona fófica / zona de mezcla igual a 1 (rojo).

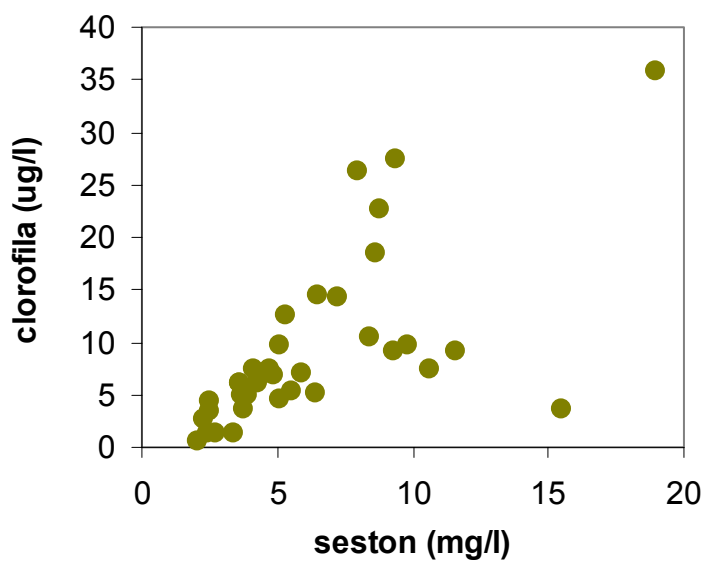


Fig. 13: diagrama de dispersión de las variables clorofila y seston en zona fófica.

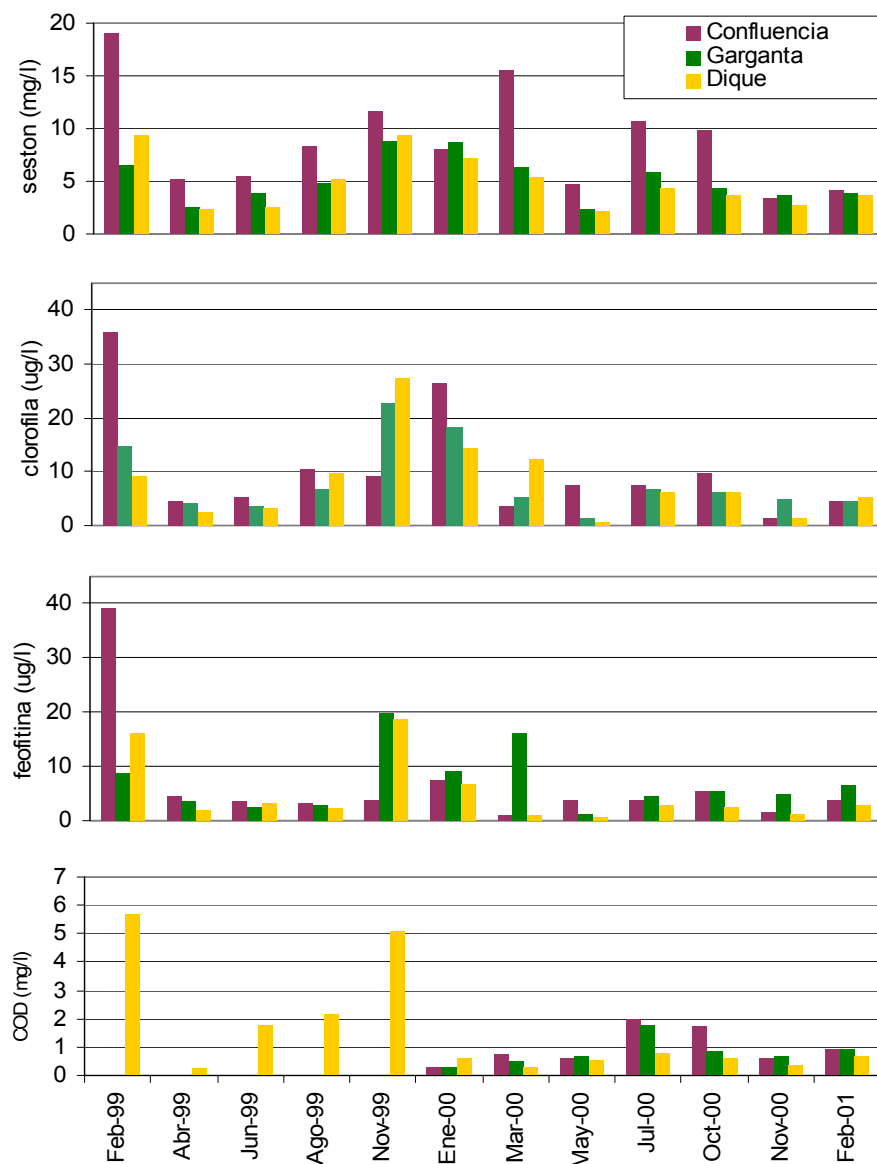


Fig. 14: a) seston (mg/l) b) clorofila *a* (µg/l) c) feofitina (µg/l) y d) Carbono orgánico disuelto (mg/l)

SALTO TÉRMICO POR INFLUENCIA DE LA CNE

Las mayores diferencias de temperatura entre el agua vertida por el canal de enfriamiento y el agua aportada por los ríos Quillínz y de la Cruz ocurren durante los meses de invierno y primavera cuando la temperatura de los ríos se encuentra entre los 15 y 20 °C. La máxima diferencia registrada fue de 13,5 °C en noviembre 1999, cuando la temperatura de la desembocadura de los ríos (11,5 °C) fue más baja de lo habitual (fig 15).

La máxima diferencia entre la temperatura del agua en la zona de toma y la de salida fue de 10,93 °C, en agosto 1999. Las menores diferencias de temperatura entre estos dos sectores fueron del orden de los 5 a 6 °C.

Las diferencias de temperatura entre la estación Pluma M1 y la superficie de la estación Garganta son de menor magnitud. Presentan sus máximos también en invierno (5,5; 6,3 °C). Durante el resto del año las diferencias oscilan entre unas décimas de grado y 3 °C. Generalmente la temperatura en M2 se encuentra entre 0,5 y 1,5 °C por encima de la temperatura de Garganta en superficie. En esa estación es donde se testea si el aporte de calor desde el canal de enfriamiento se ha disipado. Si bien en meses de otoño o invierno se registra una diferencia de entre 3 y 4 °C, hubo meses en los cuales la temperatura de M2 fue mucho menor a la del embalse debido al efecto de las bajas temperaturas de los ríos (noviembre 1999). En definitiva el mayor impacto ocurre cuando la temperatura de los ríos es baja, y está restringido a la zona de la pluma térmica.

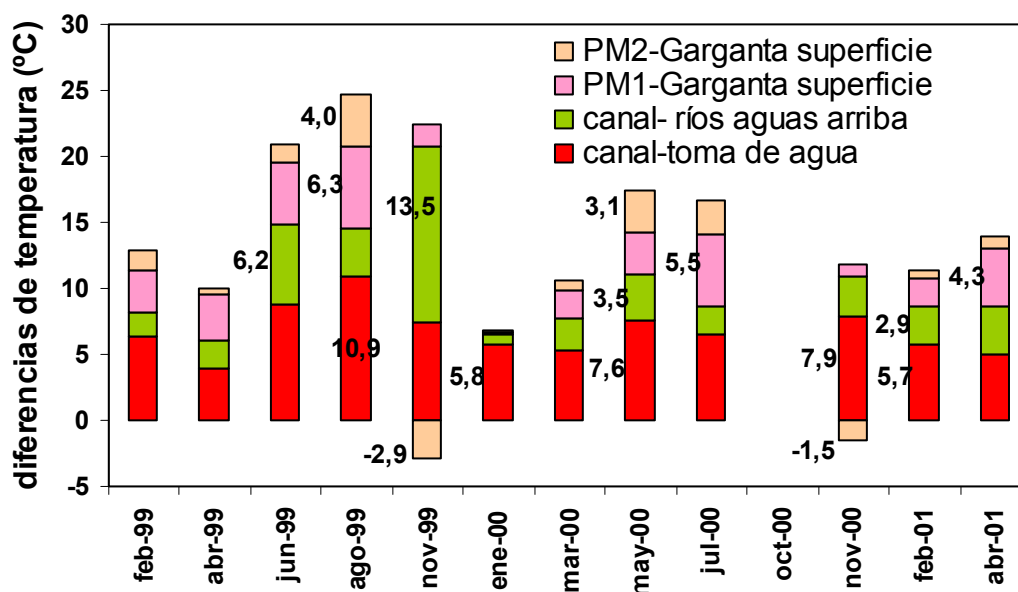


Fig. 15: diferencias de temperatura entre distintos sitios de la pluma térmica y de la zona de toma de agua (Garganta): Garganta en superficie (Gsup), desembocadura del canal de enfriamiento (canal), desembocadura de los ríos (Quillinzo), sitios en la bahía influenciados por el canal (M1 y M2). (Octubre 2000, sin datos).

V.B.2.EL PLANCTON

FITOPLANCTON

La concentración del fitoplancton tuvo valores disímiles a lo largo del período de estudio, con máximos en invierno y primavera del año 2000 y mínimos en los veranos. El patrón de variación temporal fue similar en las tres estaciones de muestreo. Con respecto a la distribución espacial, resulta evidente una disminución en la densidad algal a lo largo del eje del embalse desde la estación Confluencia hacia el Dique (fig 16). La estación Confluencia presentó el máximo absoluto de abundancia fitoplanctónica (8.396.588 ind/l en CA en octubre 2000). Además, fue la estación de muestreo con mayores diferencias temporales y espaciales (entre zona fótica y afótica) encontrándose los mayores valores de desvío estándar (tabla 4). Probablemente esta mayor variación se relacione con la influencia de los tributarios. En la estación Garganta se registró la mayor densidad fitoplanctónica de todo el año 1999 (3.125.649 de ind/l, en GF en febrero). La máxima concentración de fitoplancton total de esta estación para todo el período de estudio corresponde al mes de Octubre 2000 (5.699.325 ind/l). En la estación Dique se registraron en general concentraciones fitoplanctónicas menores a las de otras estaciones del embalse y a su vez éstas fueron más homogéneas a lo largo del período de estudio, lo cual resulta en menores valores de desvío estándar y de coeficiente de variación (tabla 4).

Tabla 4: media interanual, desvío estándar y coeficiente de variación de la concentración fitoplanctónica (ind/l)

	media interanual	desvío estándar	coeficiente de variación (%)
CONFLUENCIA FÓTICO	2.162.509	1.609.504	74
CONFLUENCIA AFÓTICO	1.932.112	2.657.869	138
GARGANTA FÓTICO	1.807.559	1.309.222	72
GARGANTA AFÓTICO	1.107.381	1.604.637	145
DIQUE FÓTICO	1.301.022	826.944	64
DIQUE AFÓTICO	1.002.472	825.482	82

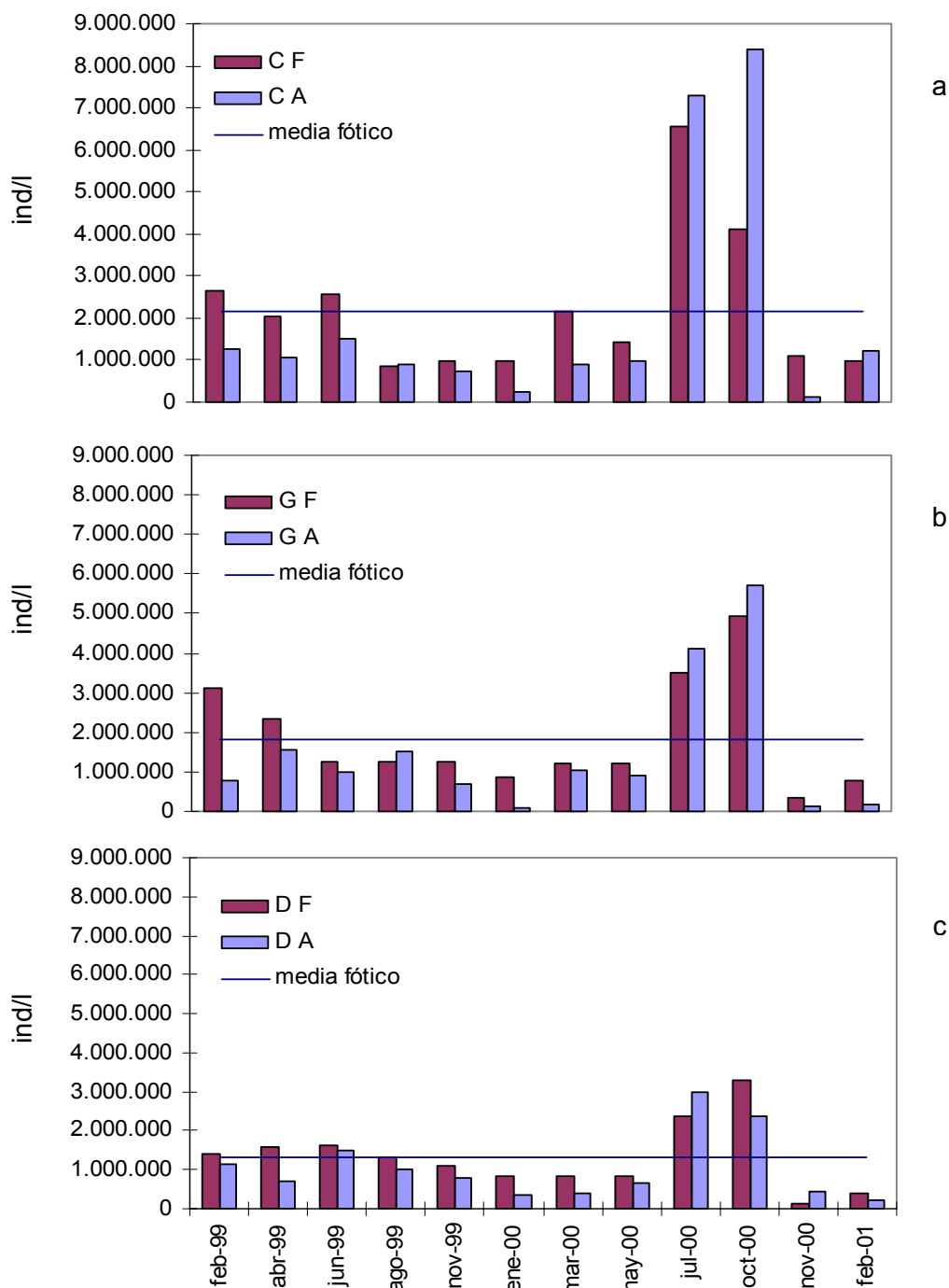


Fig 16: concentración de fitoplancton total (ind/l) en la zona fótica y afótica. a) Confluencia; b) Garganta; c) Dique. La línea negra indica la media de cada estación de muestreo.

CLOROFILA *a*

Los máximos de clorofila *a* (fig 17) no coincidieron temporalmente con los de fitoplancton total. El máximo absoluto de clorofila *a* ($36 \mu\text{g/l}$) se registró en el mes de febrero 1999 en Confluencia Fótico, mientras que en las otras estaciones la concentración fue de $10\text{-}15 \mu\text{g/l}$. En los meses siguientes y hasta el mes de agosto inclusive se registraron concentraciones menores o iguales a $10 \mu\text{g/l}$ en todas las

estaciones. En noviembre de 1999 se registraron los máximos de las estaciones Garganta y Dique (23 y 27 $\mu\text{g/l}$, respectivamente) con valores similares también en Dique Afótico. En enero 2000 se registraron concentraciones mayores a 10 $\mu\text{g/l}$ en todo el embalse, con máximos en Confluencia (26 $\mu\text{g/l}$). En el mes de mayo se registraron los mínimos de clorofila *a* para todo el período (1,25 y 0,62 $\mu\text{g/l}$ en GF y DF respectivamente). Durante julio y octubre 2000, cuando ocurrió la máxima proliferación de fitoplancton, se encontraron valores cercanos a la media interanual y mayores concentraciones en la zona afótica que en la fótica. Esta proporción entre zona fótica y afótica se corresponde con los análisis cuantitativos de fitoplancton (fig 16).

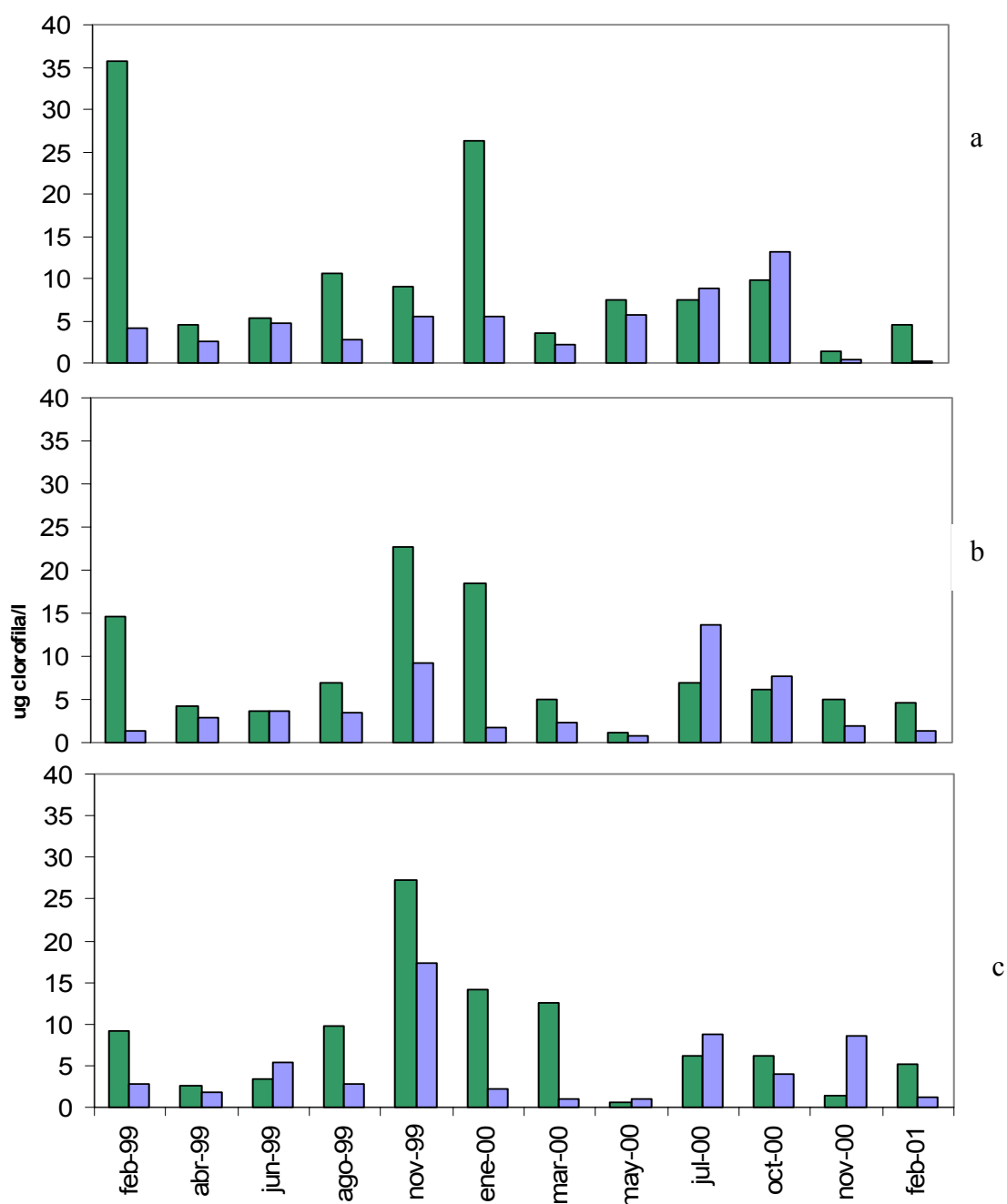


Fig 17: Concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en zona fótica y afótica a) Confluencia; b) Garganta c) Dique

COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL FITOPLANCTON

Se registraron un total de 111 especies, de las cuales 17 fueron exclusivas de la zona de la pluma térmica. De las 94 especies registradas en Confluencia Garganta y Dique, 33 alcanzaron el 5% de la abundancia relativa en al menos una muestra. Las 66 especies restantes fueron de aparición esporádica y sólo 13 estuvieron presentes en más del 10% de las muestras del embalse (tabla 2: Anexo 2). Las 17 especies exclusivas de la zona de la pluma térmica (tabla 5) fueron poco abundantes y de aparición esporádica, y su origen se relaciona con los aportes de los ríos Quillín y de la Cruz y con la resuspensión de los sedimentos. Las especies que al menos una vez superaron el 5% de la abundancia relativa en alguna de las estaciones del embalse se incluyen en la tabla 4 (Anexo 2). En esta tabla se indica, para todos los sitios y fechas, si su abundancia relativa fue mayor al 10% (x) o al 5% (o), si fueron dominantes (D = más del 50 % del total de individuos) o codominantes (C = cuando dos o tres especies conforman más del 50 % del fitoplancton).

Tabla 5: Especies exclusivas de la zona de la pluma térmica. Se indica para cada especie el número de muestras en las que fue registrada durante el período de estudio.

<i>Ankistrodesmus gracile</i>	1
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>	2
<i>Cymbella affinis</i>	1
<i>Cymbella cistula</i>	1
aff. <i>Chromulina pseudonebulosa</i>	1
<i>Didymogenes</i> sp.	1
<i>Euglena caudata</i>	1
aff. <i>Fragilaria</i>	1
<i>Gomphoneis herculeana</i>	1
<i>Gomphonema</i> sp.	4
<i>Hantzschia amphyoaxis</i>	3
<i>Hormidium</i> sp.	2
<i>Melosira varians</i>	1
<i>Navicula</i> sp. 2	7
<i>Schroederia antillarum</i>	2
<i>Siphonema</i> sp.	1
<i>Surirella biseriata</i>	1

VARIACIÓN HORIZONTAL DEL FITOPLANCTON

En febrero 1999 *Aulacoseira alpigena* fue la especie predominante en la mayoría de las estaciones (máximos: $13,6 \times 10^5$ ind/l en GF y $20,5 \times 10^5$ ind/l en PM2). Entre febrero 1999 y agosto 1999 codominaron diversas diatomeas centrales junto con

criptomonadales de pequeña talla y especies de *Monoraphidium*, con un aumento en el número de especies codominantes hacia agosto 1999. En abril 1999 codominaron *Cyclotella meneghiniana* (máximo $5,1 \times 10^5$ ind/l en GA) y *Cryptomonas pusilla* (máximo $4,4 \times 10^5$ ind/l en GF), acompañadas por *Monoraphidium minutum*, *A. alpigena* y *Anabaena spiroides* en diferentes proporciones según la estación de muestreo. En junio 1999 se encontró también una gran diversidad de especies codominantes, con participación de algunas de las especies destacadas en el mes anterior. Se mantuvieron como codominantes *A. alpigena*, *C. meneghiniana* y *M. minutum* y se incorporaron *Cryptomonadal* sp. 1 y *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*. Esta última especie alcanzó en este mes su máxima densidad ($3,1 \times 10^5$ ind/l en DF y $3,3 \times 10^5$ ind/l en DA) mientras que durante el resto del período de estudio se registró en bajas concentraciones. *Monoraphidium minutum* presentó la mayor proporción respecto del total en los meses de junio y agosto 1999, especialmente acotado a la zona de confluencia y pluma térmica ya que nunca predominó en la zona lacustre del embalse (máximos en junio 1999: $8,9 \times 10^5$ ind/l en CF y $4,7 \times 10^5$ ind/l en PM1). El mes de agosto 1999 se caracterizó por la desaparición de las diatomeas centricas en cadena y la codominancia entre *Actinocyclus normanii* ($2,9 \times 10^5$ ind/l promedio en GF; $5,5 \times 10^5$ ind/l en GA) y *C. meneghiniana* (máximo: $3,3 \times 10^5$ ind/l en GA; $2,0 \times 10^5$ ind/l en DF) acompañadas por *C. pusilla*, *K. rosellata* o *M. minutum* según la estación de muestreo en densidades máximas del orden de $1,8 - 2,8 \times 10^5$ ind/l.

Entre noviembre 1999 y marzo 2000 se desarrolló un “bloom” de *Ceratium hirundinella*. Esta especie se registró por primera vez en el embalse en febrero 1999 ($0,2 \times 10^5$ ind/l) y se mantuvo en baja densidad durante los meses de otoño e invierno de dicho año. Tuvo su máximo desarrollo en noviembre 1999 cuando proliferó en todas las estaciones de muestreo (máximo: $7,3 \times 10^5$ ind/l en DF). Durante los meses siguientes alcanzó máximos localizados llegando a ser dominante en algunas estaciones de muestreo ($4,1 \times 10^5$ ind/l promedio en GF en enero 2000 y $12,4 \times 10^5$ ind/l en CF en marzo 2000) en tanto que en el resto del embalse codominó junto con *C. pusilla*, *C. meneghiniana* y *Chlamydomonas* sp que tuvieron máximos del orden de $1,7 - 3,5 \times 10^5$ ind/l.

En mayo 2000 la estructura del fitoplancton cambió, ya no se registró *C. hirundinella* y codominaron *C. meneghiniana*, *C. pusilla* y *Cryptomonadal* sp. 1 (máximos del orden de $2,4$ a $5,8 \times 10^5$ ind/l).

Julio y octubre 2000 se caracterizaron por la máxima densidad fitoplanctónica registrada en el embalse y la dominancia casi absoluta de *A. normanii*. La máxima densidad se registró en la zona afótica de Confluencia ($70,5 \times 10^5$ ind/l en julio 2000 y $77,8 \times 10^5$ ind/l en octubre 2000). En la zona fótica los máximos registrados fueron menores ($52,9 \times 10^5$ ind/l en CF en julio 2000 y $29,5 \times 10^5$ ind/l en GF en octubre 2000). Muy pocas especies durante este lapso lograron proporciones superiores al 5 % del total (*A. granulata* var. *angustissima*, por ejemplo). Sólo en CF (julio y octubre) y en DF (octubre) hubo una codominancia entre *C. pusilla* y *A. normanii*.

En el mes de noviembre *Cyclotella meneghiniana* tuvo una participación más importante en la zona de Confluencia ($5,7 \times 10^5$ ind/l en CF) y pluma térmica ($3,3 \times 10^5$ ind/l Pluma M2), en tanto que *C. hirundinella* y *Chlamydomonas* sp. fueron las más abundantes en las otras estaciones (máximos registrados en DA: $2,4$ y $0,7 \times 10^5$ ind/l, respectivamente).

En el mes de febrero 2001 en cambio se registró una codominancia entre *C. meneghiniana*, *C. pusilla* y *A. normanii* con densidades que variaron dentro del rango de $0,3$ a $2,8 \times 10^5$ ind/l.

PRODUCCIÓN Y BIOMASA DEL FITOPLANCTON

La producción primaria bruta del fitoplancton en el Embalse Río Tercero manifestó variaciones estacionales importantes. Los máximos valores (120 - 140 mg C/ m^3 h) se registraron siempre en meses de verano y los mínimos (< 1 - 20 mg C/ m^3 h) en invierno. La variación vertical de la productividad primaria bruta siguió patrones muy distintos en los diferentes muestreos (fig 18).

Perfiles con máximos en superficie se registraron desde los primeros meses de 1999 hasta agosto-99 (no se obtuvieron datos en junio 1999). En los meses siguientes la máxima producción se encontró a mayor profundidad: en enero 2000 y marzo 2000 al 10% de penetración de la luz, y en el resto de estos meses entre el 25 y el 60%. La producción primaria neta siguió patrones de variación espacial y temporal muy similares a los de la producción primaria bruta (fig 18).

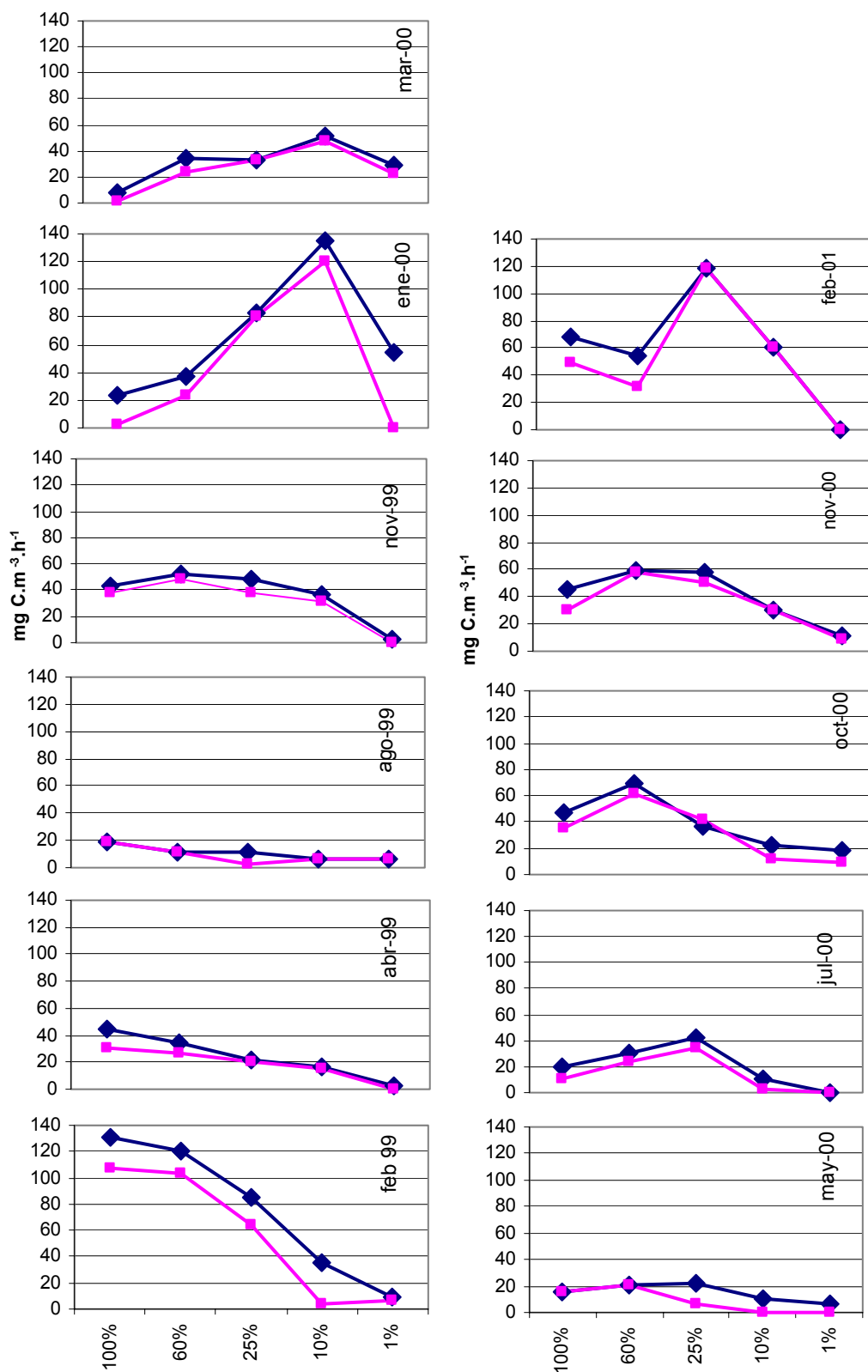


Fig 18: perfiles verticales de producción primaria bruta (azul) y neta (rosa) en la estación Garganta según la profundidad de penetración de la luz.

Las mayores concentraciones de clorofila *a* se registraron en febrero y noviembre 1999 (fig 19). En febrero 1999 se registraron valores más elevados entre el 100 al 25 % de penetración de la luz (16-20 $\mu\text{g/l}$ clorofila *a*). En el mes de noviembre 1999 se dio el máximo absoluto para todo el período, localizado al 60% de penetración de la luz (36 $\mu\text{g/l}$ clorofila *a*). Durante el año 2000 los mayores valores se encontraron en enero 2000 entre el 25 y 10% y en noviembre 2000 al 25% (24-26 y 17 $\mu\text{g/l}$ clorofila *a*, respectivamente). En el mes de julio 2000 se registró una mayor concentración de clorofila *a* en la zona afótica (13 $\mu\text{g/l}$ clorofila *a*).

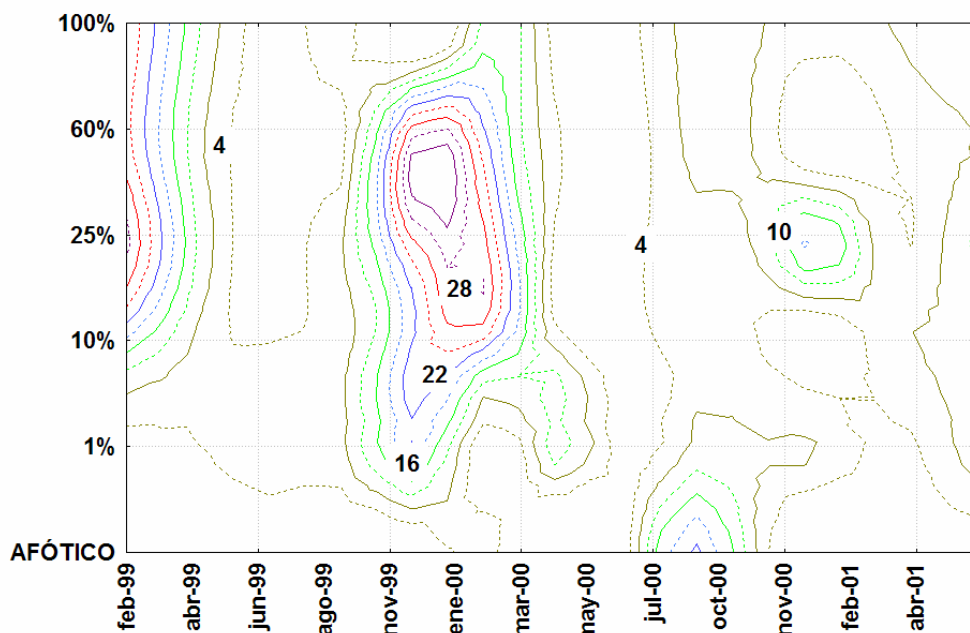


Fig 19: isoplethas de concentración de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en la columna de agua en la estación Garganta durante el período de estudio.

Las mayores concentraciones de feofitina se registraron en las mismas ocasiones en que se registraron los máximos de clorofila *a*, aunque muchas veces se dieron a diferentes profundidades (fig 20). El máximo absoluto de feofitina para todo el período (44 $\mu\text{g/l}$) se dio al igual que el de clorofila *a*, en noviembre 1999. La mayor concentración de feofitina en superficie registrada en este mes posiblemente se relacione con el daño por un exceso de radiación.

Los máximos de clorofila *a* de noviembre 1999 y noviembre 2000 no correspondieron con una alta producción primaria y en octubre 2000 se observó una producción relativamente alta (70-88 $\text{mg C/ m}^3 \text{ h}$) que no tuvo correspondencia con una mayor concentración de clorofila *a*. En cambio, en los meses de verano sí se registró una coincidencia entre la concentración de clorofila *a* con una producción primaria más alta.

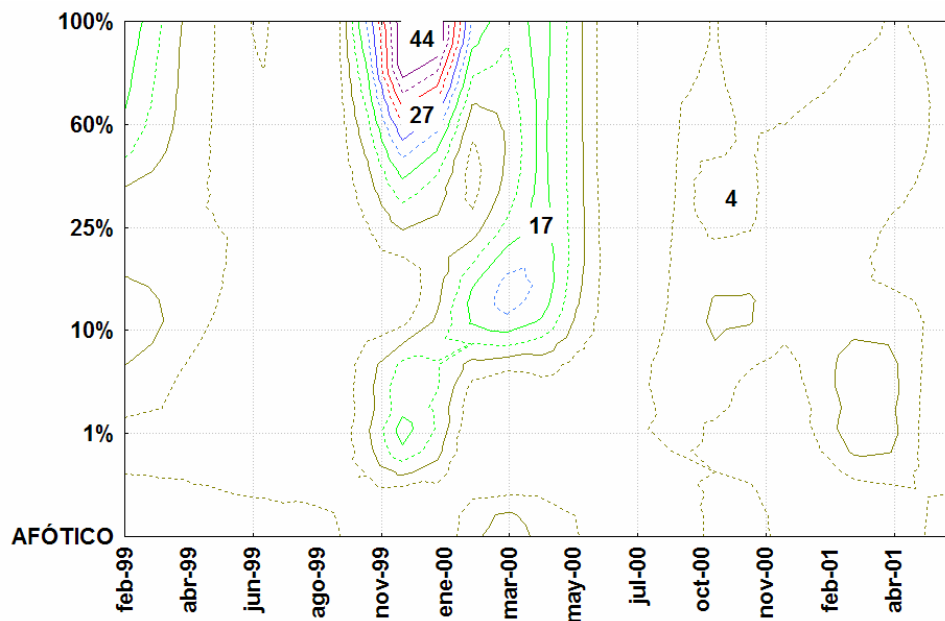


Fig 20: isopletas de concentración de feofitina ($\mu\text{g/l}$) en la columna de agua en la estación Garganta durante el período de estudio.

Como resultado, la dispersión de los datos es muy alta (Fig. 21) y aunque la regresión entre estas variables resultó significativa, el coeficiente de correlación fue bajo y el modelo explicó menos del 20 % de la varianza de los datos:

$$\text{PPB} = 22,4 + 1,82 * \text{clorofila } a \quad (F = 12,6; p = 0,0008; R^2 = 0,17).$$

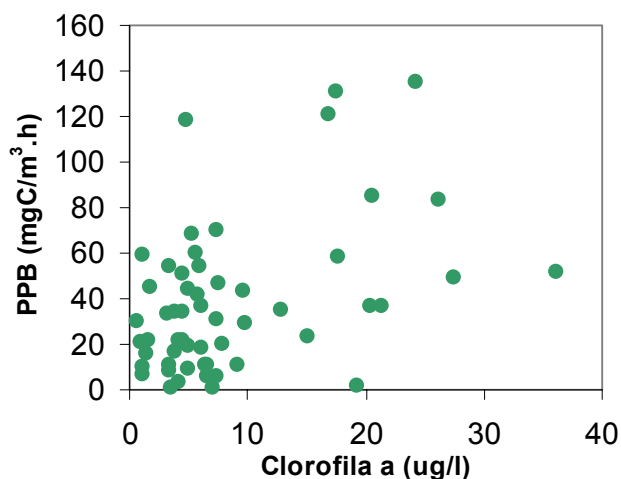


Fig 21: Diagrama de dispersión de las variables clorofila y producción primaria bruta

Cocientes PPB/B: En forma general se puede considerar el índice P/B (tabla 6) como una medida de la eficiencia en la conversión de la energía. En este sentido debería tenerse en cuenta la composición del fitoplancton al mismo tiempo que el posible agotamiento de los nutrientes.

Tabla 6: cociente PPB/biomasa en cada fecha de muestreo en la estación Garganta Fótica, de acuerdo con el porcentaje de luz incidente

	100%	60%	25%	10%	1%
Feb-99	7,5	7,2	4,1	2,7	1,8
Abr-99	8,9	8,7	4,9	4,3	0,7
Ago-99	3,8	1,7	1,2	0,9	0,8
Nov-99	4,5	1,4	1,8	1,7	0,1
Ene-00	1,5	1,8	3,2	5,6	9,0
Mar-00	2,4	7,4	10,3	11,4	2,9
May-00	11,5	20,8	13,8	9,3	6,0
Jul-00	2,5	4,2	7,2	1,7	0,1
Oct-00	6,3	9,6	6,1	5,2	3,0
Nov-00	24,5	52,7	3,3	46,9	3,3
Feb-01	12,9	16,1	24,1	10,7	0,1

Hasta marzo 2000 la eficiencia en la conversión de la energía fue en general baja. En este año fueron abundantes especies de mayor tamaño (*A. spiroides*, *A. granulata* y *C. hirundinella* caracterizadas como estrategias de la S y de baja eficiencia fotosintética.

En contraste, en mayo 2000 se produjo un cambio florístico y los organismos dominantes fueron en general de menor talla (*C. pusilla* y *A. normanii* y su baja contribución a la biomasa determinó que el cociente P/B fuera mayor.

Situaciones particulares como las de julio 2000 y noviembre 2000 (tabla 6) cuando se hallaron valores muy disímiles de P/B dentro del perfil, se deben a la irregular distribución de la biomasa en la columna de agua. En el mes de julio 2000 la mayor abundancia de *A. normanii* en capas intermedias de la zona fótica podrían relacionarse con un aumento de la productividad al 25%. Esta diatomea se encontró también en gran número por debajo de la zona fótica y se registraron altos valores de clorofila *a*, pero la extinción de la luz impidió un aumento en la productividad.

Los máximos cocientes P/B para todo el período de estudio (24-56 mg C/mg Cl *a*) se obtuvieron en el mes de noviembre 2000, cuando la profundidad de la zona de mezcla coincidió con la de la zona fótica y el fitoplancton estuvo compuesto por *C. meneghiniana*, *Cryptomonas spp.* y *C. hirundinella*. Llamativamente al 25 % y 1% de penetración de la luz se encuentran cocientes contrastantemente más bajos (3,3 mg C/mg Cl *a*). Los mayores valores de clorofila *a* en el 25 % de penetración de la luz (10 mg/l) coinciden con la distribución de *C. hirundinella* localizado a esta profundidad donde la irradiancia era de 225 $\mu\text{E cm}^{-2}$.

En enero 2000 también se encontraron algunas diferencias en la eficiencia fotosintética dentro del perfil vertical. Se obtuvieron mayores cocientes P/B en las profundidades de 10 y 1% de penetración de la luz, en coincidencia con la ubicación del gradiente de temperatura (1 ° C entre 1 y 2 m de profundidad) y con la mayor concentración de *C. hirundinella* a intensidades lumínicas de entre 84 y 210 $\mu\text{E cm}^{-2}$.

DIVERSIDAD DEL FITOPLANCTON

Durante todo el año 1999 en general, la diversidad calculada según el índice de Shannon-Wiener fue mayor a 3 (máximo 3,77 en DA, ago-99). En cambio durante el año 2000 se observó un descenso de la diversidad en todos los sitios y todas las épocas del año. A fines del año 2000 o comienzos del 2001, según el sitio de muestreo, la diversidad volvió a alcanzar valores similares a los del año 1999 (fig 22).

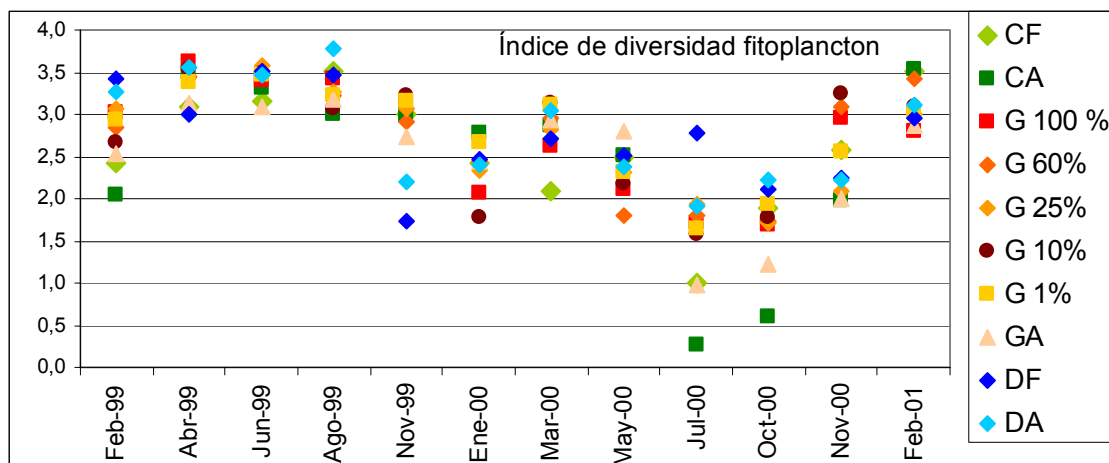


Fig 22: índice de diversidad de Shannon-Wiener calculado en base a datos de fitoplancton en distintas estaciones de muestreo.

La menor diversidad se registró en julio 2000 en todas las estaciones de muestreo -excepto en Dique Fótico- en coincidencia con el ingreso desde aguas arriba de *A. normanii*. Se destaca la importancia que pudo haber tenido el aporte desde los embalses situados aguas arriba dados los mínimos valores registrados en Confluencia Afótico (0,27 en julio y 0,61 en agosto). En cambio en la estación Dique Fótico, donde la diversidad fue relativamente más alta *A. normanii* contribuyó con menos del 50% al fitoplancton total. En esta estación la menor diversidad se halló en noviembre 1999, debido a un predominio casi absoluto de *C. hirundinella*, en tanto que en los restantes sitios la diversidad se mantuvo alta.

La menor riqueza específica se registró en el verano 1999-2000 y otoño 2000, con los mínimos en la estación Dique. Luego, en julio y octubre 2000 hubo un aumento del número de especies, aunque éstas estuvieron menos equitativamente distribuidas que en los meses precedentes, por lo cual disminuyó la diversidad (Tabla 7).

Tabla 7: riqueza específica en todas las fechas y estaciones de muestreo. En la estación Garganta Fótico se presentan los datos para cada profundidad, de acuerdo con el porcentaje de luz incidente.

Riqueza	CF	CA	G 100 %	G 60%	G 25%	G 10%	G 1%	GA	DF	DA	PAA	PC	PM1	PM2
Feb-99	19	17	22	22	24	18	21	19	26	21	27	17	26	30
Abr-99	14	18	24	19	18	20	18	18	20	20	17	23	23	18
Jun-99	18	19	23	21	22	17	16	11	26	23	16	13	21	15
Ago-99	18	15	17	20	15	19	18	22	23	25	20	20	23	21
Nov-99	13	11	20	16	17	14	16	12	10	10		15	6	5
Ene-00	10	9	13	10	12	8	10	7	13	8	10		14	14
Mar-00	12	14	14	18	14	19	19	15	12	11	22	18	17	19
May-00	10	10	11	8	10	10	9	12	9	9	11	11	9	9
Jul-00	16	9	15	18	17	14	19	13	19	15	15	13	13	18
Oct-00	17	16	13	13	16	17	18	18	16	17				
Nov-00	17	6	18	12	13	12	9	7	6	12	22	6	16	12
Feb-01	27	20	19	19	18	14	14	9	14	11	18	11	15	15

En la zona de la pluma térmica no se observaron diferencias tan marcadas entre un año y el siguiente, aunque sí hubo una importante disminución de la diversidad en noviembre 1999 y julio 2000, en forma coincidente con los mínimos del resto del embalse. En cuanto al número de especies fue mucho más variable a lo largo del tiempo y aún dentro de un mismo día de muestreo, entre las propias estaciones de la pluma, esto probablemente esté relacionado con los efectos locales de resuspensión (Tabla 8).

Tabla 8: Índice de diversidad de Shannon-Wiener en todas las fechas y estaciones de muestreo. En la estación Garganta Fótico se presentan los datos para cada profundidad, de acuerdo con el porcentaje de luz incidente.

Diversidad	CF	CA	G 100 %	G 60%	G 25%	G 10%	G 1%	GA	DF	DA	PAA	PC	PM1	PM2
Feb-99	2,41	2,05	3,03	2,85	3,06	2,67	2,93	2,54	3,42	3,26	2,26	2,83	2,85	2,56
Abr-99	3,08	3,49	3,63	3,44	3,08	3,53	3,39	3,14	3,00	3,57	3,50	3,59	3,44	3,17
Jun-99	3,15	3,32	3,39	3,48	3,57	3,49	3,46	3,10	3,51	3,46	3,02	3,21	2,81	2,91
Ago-99	3,51	3,01	3,43	3,22	3,26	3,06	3,21	3,17	3,46	3,77	3,53	3,45	3,25	3,64
Nov-99	3,00	2,97	3,14	2,91	3,07	3,21	3,16	2,73	1,74	2,20		2,93	1,85	1,96
Ene-00	2,43	2,78	2,06	2,44	2,32	1,77	2,67	2,45	2,46	2,40	2,84		3,25	2,74
Mar-00	2,08	2,86	2,62	2,96	2,83	3,13	3,11	2,93	2,70	3,05	3,46	3,36	3,08	3,21
May-00	2,49	2,51	2,11	1,79	2,31	2,18	2,31	2,80	2,52	2,38	2,15	2,66	2,69	2,38
Jul-00	0,99	0,27	1,71	1,80	1,94	1,57	1,65	0,98	2,77	1,92	1,54	0,92	0,77	0,99
Oct-00	1,88	0,61	1,69	1,74	1,71	1,77	1,93	1,21	2,12	2,23				
Nov-00	2,59	1,98	2,96	3,08	2,08	3,24	2,57	2,00	2,24	2,23	3,02	2,15	3,08	2,42
Feb-01	3,51	3,54	2,80	3,43	3,01	3,10	3,01	2,87	2,96	3,11	3,60	3,12	3,17	3,31

ZOOPLANCTON

Al analizar la variación espacial del zooplancton se puede observar que, en general, la densidad fue mayor en la estación Garganta y menor en la estación Dique. Como excepción, en junio 1999 y octubre 2000, la concentración de zooplancton fue mayor en Confluencia (fig 8). En la zona fótica de las distintas estaciones de muestreo se registraron mayores densidades que en la zona afótica (Tabla 9). Los máximos absolutos se registraron en la estación Garganta Fótico en mayo 2000 y febrero 2001 (1.372 y 1.515 ind/l respectivamente).

Tabla 9: Concentración de zooplancton total (ind/l) en zona fótica y afótica de las distintas estaciones de muestreo.

	media interanual	desvío estándar
CONFLUENCIA FÓTICO	341	195
CONFLUENCIA AFÓTICO	145	100
GARGANTA FÓTICO	577	458
GARGANTA AFÓTICO	194	121
DIQUE FÓTICO	260	173
DIQUE AFÓTICO	113	85

En cuanto a la variación temporal se observa que la densidad absoluta del zooplancton no siguió un patrón estacional. Los máximos se presentaron indistintamente en verano o en otoño. Incluso en algunos meses de invierno, como agosto 1999, se registraron densidades de zooplancton comparativamente mayores a las de los meses de verano siguientes (fig. 23).

Al relacionar las densidades de zooplancton total con las densidades de fitoplancton total, se detectaron dos patrones diferentes: desde el febrero 1999 hasta marzo 2000 se observó cierta correspondencia entre las densidades de fito y zooplancton. En cambio, a partir del mes de mayo 2000, las densidades de fito y zooplancton no se correspondieron (Fig 24).

Tomando en consideración estas observaciones, se calcularon los coeficientes de correlación entre fito y zooplancton para el período completo y para cada uno de estos subperíodos. Se calculó el coeficiente de correlación de Spearman entre zooplancton total y fitoplancton total para cada estación por separado, y para el conjunto de estaciones, siempre considerando exclusivamente la zona fótica. Se utilizó un coeficiente no paramétrico ya que al subdividir los datos por estación y por

subperíodo, el n resultante fue de 5 o 7. Cuando se consideró todo el período de estudio la correlación fue muy baja. Al tomar el primer subperíodo las variables (tabla 10) se correlacionaron positivamente y el coeficiente fue significativo cuando se consideraron todas las estaciones en conjunto. En el segundo período se hallaron correlaciones en general negativas, que fueron altas en las estaciones Garganta y Dique.

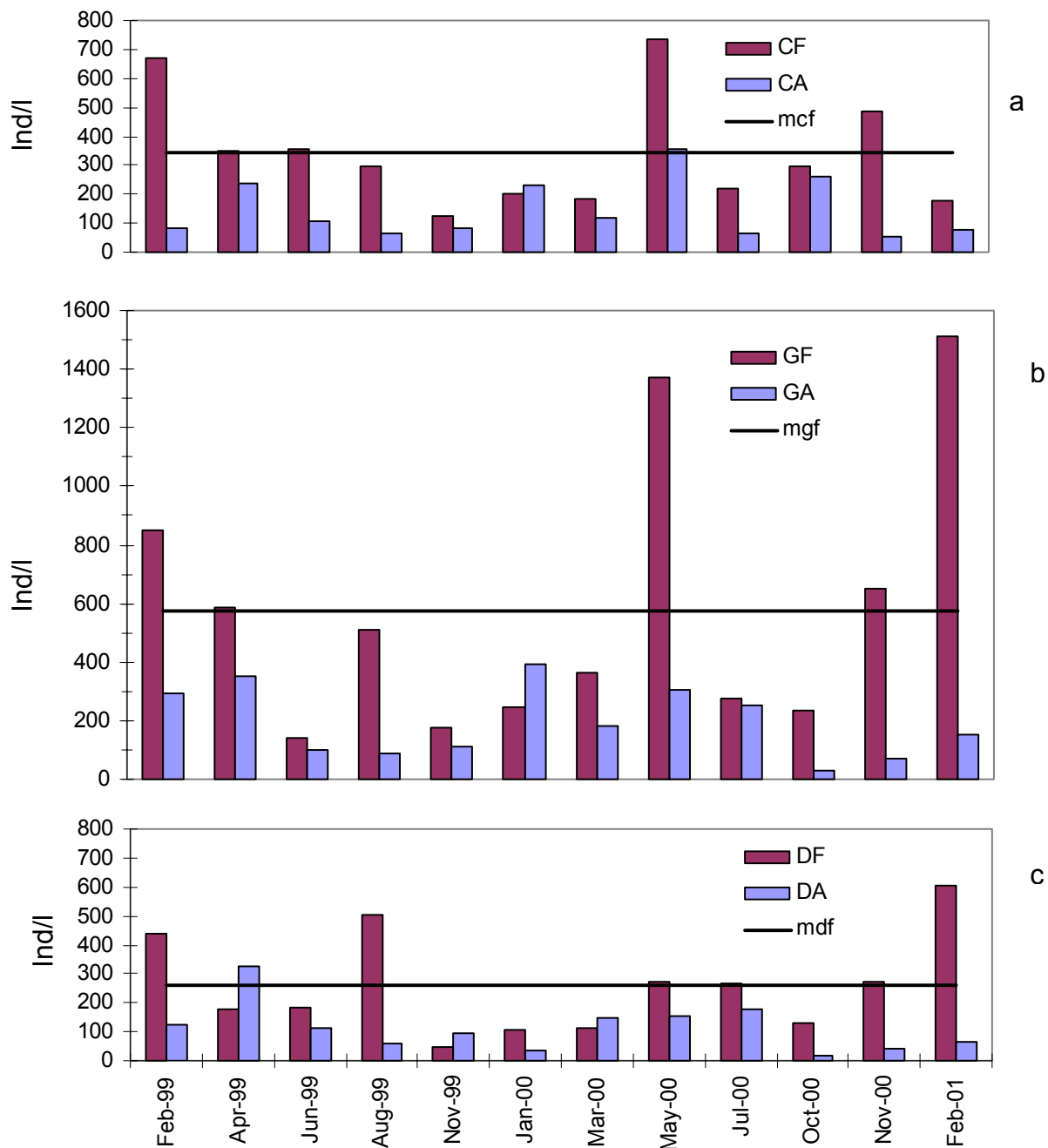


Fig. 23: densidad de zooplancton total (ind/l). Variación espacio-temporal en las tres estaciones de muestreo (a: Confluencia, b: Garganta, c: Dique) En cada gráfico se presenta la densidad total en las zonas fótica y afótica así como la densidad media de la zona fótica (línea negra) en cada estación de muestreo.

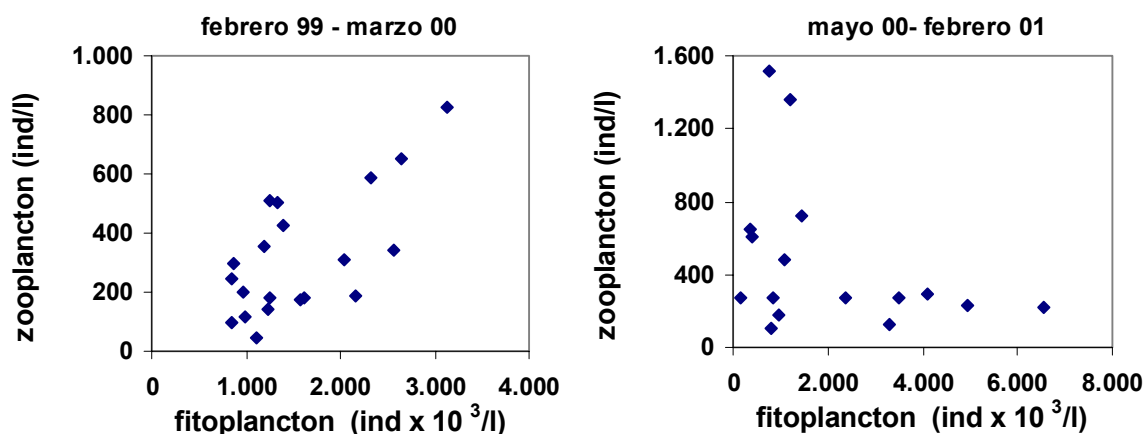


Fig 24: diagramas de dispersión de las variables fito y zooplancton en zona fótica en los períodos febrero 1999 - marzo 2000 y mayo 2000 - febrero 2001.

Tabla 10: coeficientes de correlación de Spearman entre fitoplancton total y zooplancton total. El * indica correlación significativa ($p = 0,002$)

	feb-99/ feb-01	feb-99/ abr-00	may-00/ feb-01
conjunto de estaciones	0,036	0,62*	-0,40
confluencia	0,29	0,57	0,10
garganta	-0,34	0,60	-0,70
dique	-0,18	0,53	-0,7

COMPOSICIÓN ESPECÍFICA Y VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ZOOPLANCTON

En la tabla 3 (Anexo 3) se detalla la lista de especies y su presencia en cada estación de muestreo a lo largo del período de estudio, así como la constancia de las mismas. En total se registraron 72 especies. Siete especies se encontraron exclusivamente en la zona de la pluma térmica (*Arcella discoides*, *Centropyxis aculeata*, *Trinema sp.*, *Pyxicola sp.*, *Cephalodella sp.*, *Euchlanis sp.* y *Colurella uncinata*) y su aparición fue esporádica (tabla 3: Anexo 3).

El grupo con mayor riqueza específica fue el de los rotíferos con 27 especies y 3 variedades. Las máximas densidades de rotíferos se registraron en GF en mayo 2000 y en febrero 2001 (promedio del estrato fótico: 1.086 y 1.357 ind/l, respectivamente).

Los cladóceros estuvieron representados por 9 especies. Fueron más abundantes durante el período de invierno y primavera del año 2000, y tuvieron una densidad máxima de 115 ind/l (GF, promedio del estrato fótico) en noviembre de dicho año.

Se registraron 6 especies de copépodos, una de ellas perteneciente a los calanoideos y las restantes de ciclopoideos. La máxima densidad de copépodos (considerando en conjunto todos los estadíos) se registró en febrero 1999 (212 ind/l en GF, promedio del estrato fótico), de los cuales 140 fueron larvas nauplii. El grupo de los calanoideos, con una sola especie, fue más abundante que los ciclopoideos en conjunto. La máximas densidades de ciclopoideos adultos se registraron en julio 2000 (26 ind/l en GA) y de calanoideos adultos en octubre 2000 (30 ind/l en CF). La máxima densidad de copepoditos ciclopoideos se registró en mayo 2000 (26 ind/l GF, promedio estrato fótico) y la máxima densidad de copepoditos calanoideos en agosto 1999 (60 ind/l GF, promedio estrato fótico).

Se registraron 11 especies de ciliados. El grupo en general se encontró preferentemente en la zona afótica. La máxima densidad se registró en enero 2000 (310 ind/l, GA). Hubo 7 especies de aparición esporádica y poco abundantes. De las cuatro restantes, una de ellas es ectoparásita de las branquias de peces (*Trichodina* sp).

Se encontraron 10 especies de amebas testáceas que característicamente tuvieron muy baja densidad, con un máximo de 7 ind/l en GA de abril 1999. Fueron de aparición esporádica durante 1999 y estuvieron ausentes durante el año 2000 (excepto en la muestra de la pluma térmica en enero 2000).

Los nematodos y gastrotricos tuvieron una aparición ocasional en el embalse, con densidades que nunca superaron 1 ind/l. Los turbelarios, en cambio, se encuentran en el embalse desde años anteriores representados por una única especie (*Mesostoma* sp) que se registró en épocas de verano y otoño y tuvo sus mayores densidades en abril 2000 y abril 2001 (15 ind/l).

En general en la zona fótica la mayor proporción del zooplancton total correspondió a los rotíferos (fig 25). Como casos excepcionales, en noviembre 1999 estuvieron en igual proporción los rotíferos y las larvas nauplii en todo el embalse y en enero 2000 predominaron los copépodos en Dique.

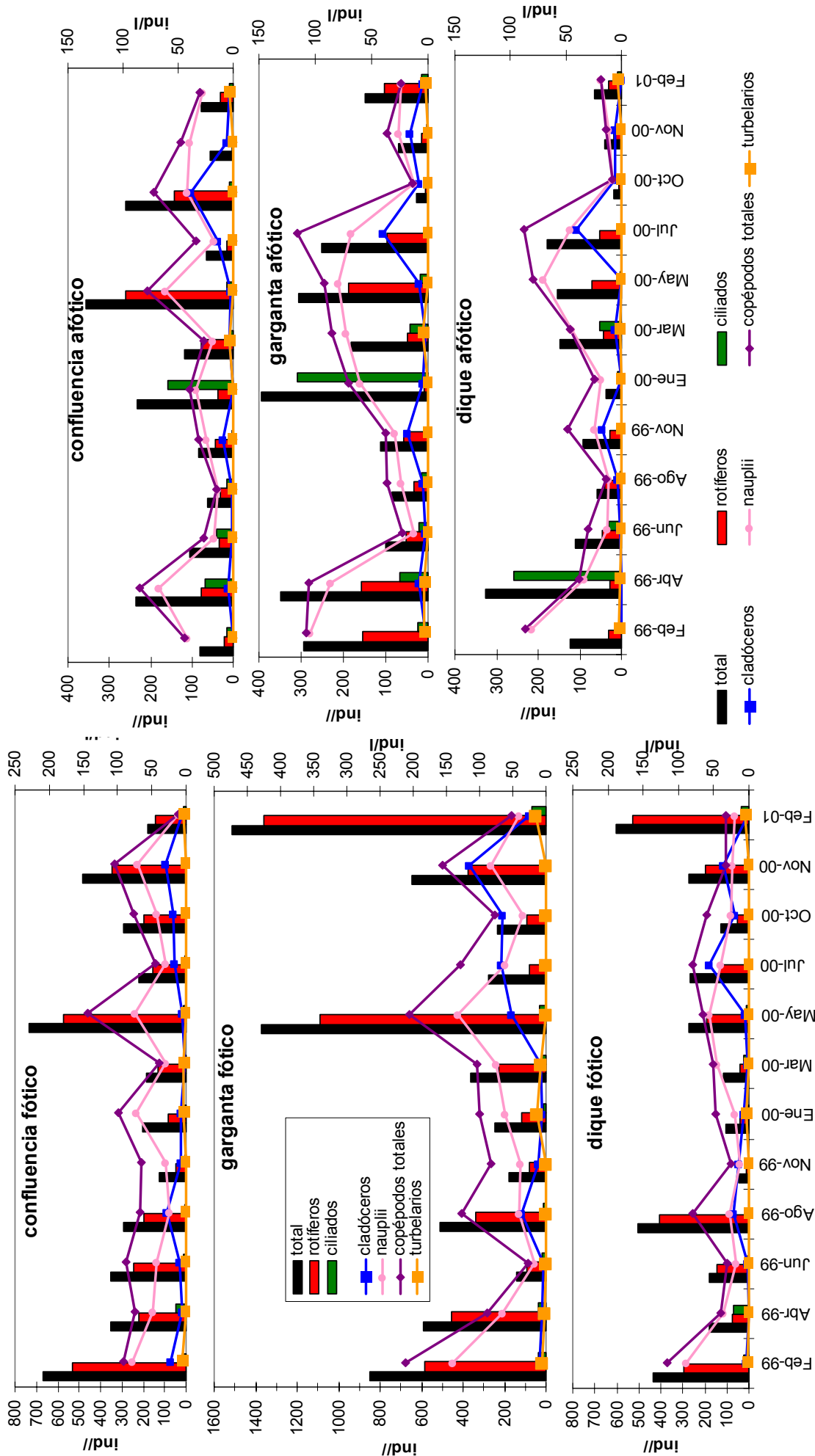


Fig. 25 : Densidad de los grupos taxonómicos en la zona fótica y afótica de las tres estaciones de muestreo. Barras en el eje izquierdo, líneas en el eje derecho

En la zona afótica la mayor proporción correspondió a los rotíferos y los ciliados (fig 25). Las tres oportunidades en las cuales la densidad total fue mayor en la zona afótica con respecto a la fótica (abril 1999 en Dique y enero 2000 en Confluencia y en Garganta) fue debido a la gran abundancia de ciliados (fig 25). Por el contrario en la zona fótica la presencia de ciliados fue mínima. Los grupos de crustáceos nunca tuvieron densidades tan altas como los rotíferos y los ciliados. No obstante, la importancia como consumidores de estos grupos será evaluada también en relación con sus tasas de filtración y con la biomasa.

En la tabla 4 (Anexo 3) se detallan para cada fecha y estación de muestreo las especies más abundantes: se indica con una D cuando una especie fue dominante (abundancia mayor al 50 %) y con una C cuando dos o tres especies codominaron (si sumaron más del 50 % del total individuos). Además se indican las especies que alguna vez superaron el 5% (o) o el 10% (x) de la abundancia relativa. Sólo 26 especies superaron alguna vez el 5% de la abundancia relativa. Las restantes especies, además de haber sido poco abundantes, fueron de aparición esporádica tal como puede observarse en la tabla 3 (Anexo 3).

VARIACIÓN HORIZONTAL DEL ZOOPLANCTON

Entre febrero y agosto de 1999, similarmente a lo ocurrido con el fitoplancton, la densidad de zooplancton total en la zona fótica (fig 23) fue cercana o incluso superior a la media interanual de cada estación de muestreo (excepto en junio 1999, en la estación Garganta). Las especies dominantes y/o codominantes fueron *Codonella cratera* (ciliado), *Polyarthra vulgaris* (rotífero), y las codominantes fueron las larvas nauplii y *Conochilus unicornis* (rotífero).

Entre noviembre 1999 y marzo 2000 la densidad zooplanctónica fue en general menor a la media interanual, coincidiendo con bajas densidades de fitoplancton. La especie más característica del inicio de este período fue *Notodiaptomus incompositus*, que se observó en estadios adulto y copepodito en tanto que las larvas nauplii codominaron con diferentes especies en cada muestra (*C. cratera*, *C. unicornis*, *P. vulgaris* y *A. girodi*).

En el mes de mayo 2000 el zooplancton alcanzó valores muy altos en las estaciones Confluencia y Garganta (734 y 1372 ind/l respectivamente) en tanto que no

se registró un aumento en la densidad del fitoplancton. La especie dominante en este mes fue *A. girodi*.

Luego, en julio y octubre 2000, durante la mayor proliferación de fitoplancton, las concentraciones de zooplancton fueron bajas (200-300 ind/l) y codominaron o dominaron *P. vulgaris*, *C. unicornis*, *Bosmina huaronensis* y larvas nauplii.

En noviembre 2000 y febrero 2001 se registraron altas densidades de zooplancton, incluyendo la máxima concentración del período de estudio registrada en febrero 2001 en Garganta. Las especies dominantes y/o codominantes fueron *P. vulgaris* y *C. unicornis*, acompañadas por larvas nauplii.

DIVERSIDAD DEL ZOOPLANCTON

La diversidad del zooplancton calculada según el índice de Shannon-Wiener varió entre 1 y 2,5. Durante el año 1999 varió entre 1,2 y 2,3. Durante el año 2000, se registraron los mínimos (0,82 en enero 2000 en GA) y máximos (4,44 en G 60 % en marzo 2000) valores de diversidad del zooplancton (Tabla 11 y fig 26).

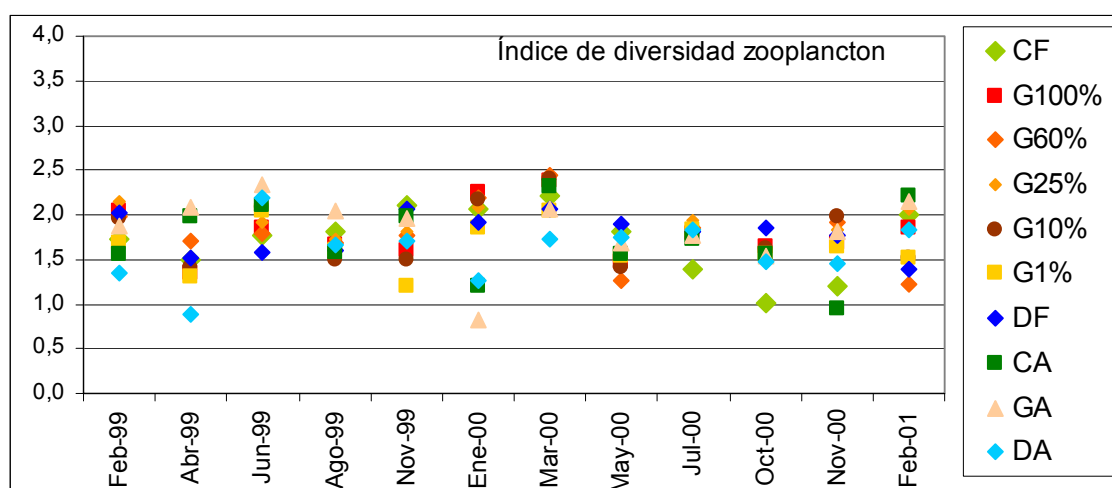


Fig 26: índice de diversidad de Shannon-Wiener calculado en base a la densidad de zooplancton en distintas estaciones de muestreo.

En enero 2000 en particular, se destacaron las diferencias entre las zonas fótica y afótica en todas las estaciones. Se registraron valores mínimos de entre 0,82 y 1,26 en la zona afótica mientras que en la zona fótica la diversidad fue relativamente alta. En este mes la profundidad de la zona de mezcla coincidió con la profundidad de la zona fótica. La importante disminución de la diversidad en mayo 2000 se atribuye a

la densidad de *A. girodi* que representó hasta un 60% del total de individuos en la mayoría de las estaciones de muestreo. Por otra parte, el mínimo valor de diversidad de Confluencia Fótico registrado en octubre 2000 se relaciona con la abundancia de *Coenochilus unicornis* que representó un 68 % del total de individuos en esta estación de muestreo.

Tabla 11: índice de diversidad de Shannon-Wiener calculado en base a la densidad de zooplancton en distintas estaciones de muestreo y para cada una de las profundidades según el porcentaje de luz incidente en la estación Garganta.

Diversidad	FL	CA	G100%	G60%	G25%	G10%	G1%	G Afótico	DF	DA	PM1
Feb-99	1,74	1,57	2,05	1,97	2,14	1,96	1,69	1,87	2,02	1,35	1,95
Abr-99	1,50	1,98	1,34	1,71	1,39	1,41	1,31	2,09	1,52	0,89	1,48
Jun-99	1,76	2,11	1,85	1,80	1,91	2,08	2,04	2,34	1,58	2,20	1,05
Ago-99	1,81	1,57	1,67	1,69	1,73	1,50	1,59	2,05	1,60	1,67	2,04
Nov-99	2,11	1,98	1,60	1,76	1,81	1,50	1,21	1,96	2,07	1,70	1,38
Ene-00	2,07	1,20	2,25	2,20	2,08	2,16	1,86	0,82	1,91	1,26	1,35
Mar-00	2,21	2,32	2,38	2,44	2,42	2,41	2,04	2,07	2,06	1,73	2,36
May-00	1,82	1,55	1,47	1,26	1,50	1,42	1,54	1,69	1,89	1,74	1,62
Jul-00	1,39	1,73	1,79	1,85	1,94	1,80	1,83	1,77	1,81	1,82	1,91
Oct-00	1,02	1,56	1,64		1,62	1,62	1,55	1,54	1,86	1,47	
Nov-00	1,19	0,96	1,69	1,91	1,82	1,97	1,64	1,81	1,78	1,46	1,17
Feb-01	1,99	2,22	1,86	1,21	2,06	1,52	1,52	2,15	1,39	1,84	1,50

El patrón de variación temporal de la diversidad del zooplancton fue similar en todas las estaciones de muestreo. La estación Dique Fótico presentó las menores variaciones a lo largo del año. Únicamente durante el segundo semestre del año 2000 la diversidad siguió un patrón diferente en la estación Confluencia Fótico, con valores bastante menores a los del resto de los sitios.

La mayor riqueza específica se registró en la estación Garganta en abril 1999. La menor riqueza correspondió a octubre 2000, cuando en todas las estaciones de muestreo se registraron menos de 10 especies (Tabla 12).

Tabla 12: riqueza específica del zooplancton en distintas estaciones de muestreo y para cada una de las profundidades según el porcentaje de luz incidente, en la estación Garganta.

Riqueza	FL	CA	G100%	G60%	G25%	G10%	G1%	G Afótico	DF	DA	PM1
Feb-99	16,00	9,00	19,00	18,00	18,00	19,00	17,00	14,00	16,00	11,00	13,00
Abr-99	13,00	13,00	16,00	15,00	19,00	22,00	19,00	26,00	9,00	13,00	13,00
Jun-99	16,00	14,00	13,00	12,00	13,00	13,00	18,00	17,00	13,00	16,00	17,00
Ago-99	13,00	5,00	9,00	10,00	11,00	9,00	11,00	11,00	10,00	6,00	14,00
Nov-99	15,00	10,00	10,00	10,00	12,00	11,00	9,00	10,00	10,00	10,00	4,00
Ene-00	11,00	8,00	15,00	13,00	11,00	13,00	10,00	9,00	9,00	3,00	10,00
Mar-00	13,00	15,00	17,00	17,00	17,00	19,00	17,00	19,00	13,00	12,00	13,00
May-00	15,00	16,00	14,00	10,00	14,00	11,00	15,00	15,00	13,00	11,00	6,00
Jul-00	10,00	5,00	9,00	10,00	11,00	8,00	8,00	10,00	11,00	7,00	9,00
Oct-00	3,00	11,00	9,00		7,00	7,00	7,00	5,00	8,00	4,00	
Nov-00	9,00	4,00	12,00	11,00	11,00	10,00	8,00	8,00	11,00	5,00	5,00
Feb-01	11,00	14,00	16,00	14,00	15,00	16,00	16,00	13,00	12,00	7,00	12,00

Los cambios en la composición y dinámica del zooplancton no se vieron reflejados en los índices de diversidad. Si bien hubo un claro reemplazo de especies a lo largo del período estudiado, en general se mantuvieron las proporciones entre número de especies y número de individuos por especie. Fueron pocas las ocasiones en las que se estableció una dominancia capaz de influir en los índices de diversidad (mayo 2000 en GF con *A. girodi* y octubre 2000 en CF con *C. unicornis*).

COMPARACIÓN ENTRE LA DIVERSIDAD DE FITO Y ZOOPLANCTON

Con el objeto de simplificar la comparación gráfica se muestran los datos de Confluencia, Dique y G 100%, ésta última como representativos de la estación Garganta ya que las diferencias dentro de las distintas profundidades de este sitio fueron mínimas en relación con la variación horizontal y la temporal, tal como se observa en las figuras 22 y 26. Se observan patrones muy distintos en cada año (fig 27). Mientras que durante 1999 los valores de diversidad de fito y zooplancton tuvieron comportamientos opuestos, en el año 2000 la relación entre estas variables fue más compleja. Durante los dos primeros meses se encontraron valores muy similares (entre 2 y 2,5 aproximadamente). En el restante período de tiempo la diversidad del zooplancton se mantuvo con pocas variaciones por debajo de 2, presentando los menores valores en la zona de Confluencia. Mientras tanto la diversidad del fitoplancton sufrió grandes variaciones, especialmente en Confluencia y Garganta.

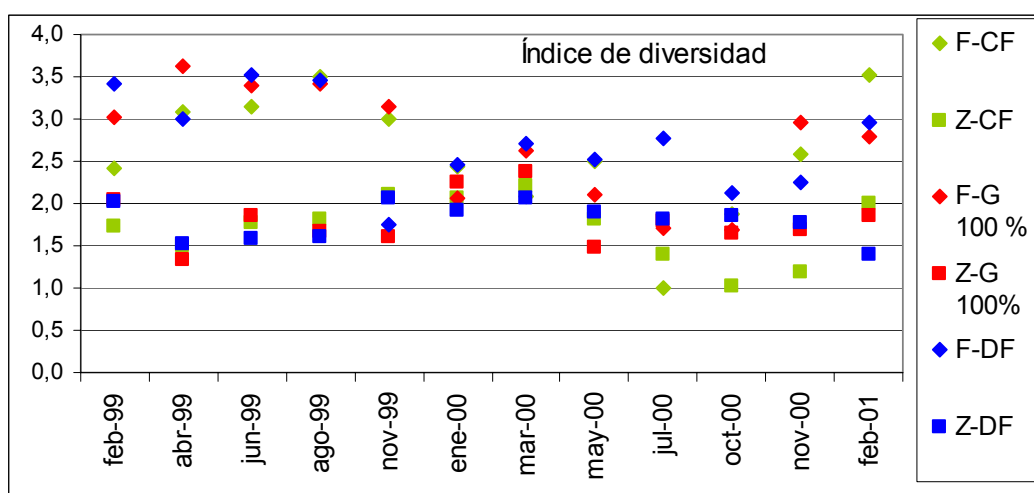


Fig 27: Comparación entre la diversidad del fito (F) y del zooplancton (Z) en Confluencia (CF), Garganta 100 % (G 100%) y Dique Fótico.

RELACIONES DENTRO DEL PERFIL VERTICAL EN LA ESTACIÓN GARGANTA

Una distribución diferencial de los organismos dentro de la columna de agua puede explicarse en función de algún gradiente térmico, por la preferencia por ciertas intensidades lumínicas o como consecuencia de las relaciones interespecíficas. En el Embalse Río Tercero se registraron diferencias en la densidad de las distintas especies de fito y zooplancton bajo diversas circunstancias y con diferentes especies como protagonistas. A continuación se describe cómo se interpretan estas diferencias en cada caso, de acuerdo con los perfiles representados en la figura 28.

En febrero 1999 se presentó un leve gradiente térmico entre las profundidades del 10 y 1% de penetración de la luz (1 °C entre los tres y seis metros de profundidad) y la desigual distribución de los pastoreadores se relacionó con el pico de abundancia fitoplanctónica. Al 60 % de penetración de la luz, se registró la máxima concentración de fitoplancton (6×10^6 ind/l, máximo GF del año 1999) y una alta PPB y PPN, en coincidencia con la presencia de pastoreadores generalistas (*C. unicornis* y nauplii) y de copepoditos calanoideos y ciclopoideos. *Notodiaptomus incompositus* se registró en mayor densidad en superficie y al 25 % de penetración de la luz, donde otros pastoreadores disminuyeron. Por otra parte *C. unicornis* (pastoreador generalista), se registró en mayor densidad entre el 10 y el 1 % de penetración de la luz en coincidencia con valores mucho menores de abundancia fitoplancton y de PPB y PPN. *Anabaena spiroides* se registró en mayor concentración al 60 % de luz incidente ($360 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$). Los filamentos de *A. spiroides* observados en este mes fueron largos y con una gran proporción de heterocistos.

En abril 1999 en condiciones de temperatura homogénea dentro de la columna de agua, el fitoplancton total se distribuyó uniformemente. Se observaron algunas diferencias en la proporción entre especies codominantes, especialmente con respecto a *C. meneghiniana*. Esta diatomea se registró en menor concentración al 60 % de luz incidente, donde se localizó la mayor densidad de *Notodiaptomus incompositus*. Por otra parte, en aquellas profundidades donde se registró una mayor concentración de *C. meneghiniana*, la especie dominante del zooplancton, *P. vulgaris* fue más abundante (máximos entre el 25 % y el 1 % de penetración de la luz). Puede observarse que, al igual que en el mes anterior, los rotíferos se relacionan con aumentos locales en la densidad de pequeñas diatomeas y que la presencia de pastoreadores mayores como

N. incompositus puede provocar un descenso local en la densidad de las mismas, aún en condiciones de homogeneidad térmica.

En junio 1999, la temperatura fue homogénea dentro de la columna de agua y no se registraron diferencias en la concentración de fitoplancton ni en la de zooplancton. Ninguna de las algas codominantes tenía la capacidad de regular su flotabilidad.

En agosto 1999 se presentó una diferencia térmica de 1 ° C entre superficie y zona afótica, con el mayor gradiente térmico coincidente con el 1 % de penetración de la luz (0,55 ° C entre 6 y 7 metros de profundidad). La mayor abundancia de *P. vulgaris*, se registró por encima de este gradiente térmico, en coincidencia con una abundancia algo mayor de *C. pusilla*, *A. normanii*, *C. meneghiniana*, *Monoraphidium* spp. y *Chlamydomonas* sp. Sin embargo, estas diferencias en la distribución del fitoplancton fueron poco notorias aún considerando a estas algas en conjunto. Por otra parte los pastoreadores de mayor tamaño como los calanoideos adultos y copepoditos se ubicaron entre el 10 y 60 % de profundidad pero no se evidenció una disminución en la densidad de fitoplancton, probablemente relacionado con la baja proporción de adultos con respecto a los copepoditos.

En noviembre 1999, bajo condiciones de homogeneidad térmica *C. hirundinella* presentó máximos en superficie y al 1 % de la luz incidente. Las menores proporciones feofitina/clorofila *a* se encontraron entre el 10 y el 25% de penetración de la luz, donde las intensidades lumínicas fueron de 73 a 183 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ y en cambio esta razón fue igual o mayor a 1 por encima de esta profundidad, indicando que las condiciones no serían óptimas para la fotosíntesis a mayores intensidades lumínicas. Entre los pastoreadores, *C. unicornis* fue la especie dominante al 1 % de penetración de la luz (135 ind/l). El depredador (*A. girodi*) se ubicó en la zona afótica y entre el 10 y 25 % de penetración de la luz.

En enero 2000, coincidió un fuerte gradiente de densidad del agua (1,2 ° C en un metro de profundidad a temperaturas de 26,5 y 25,5 ° C), con irradiancias de entre 84 y 210 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ al 10 y 25 % de luz incidente y con la mayor densidad poblacional de *C. hirundinella* y los mayores valores de PPB (80 a 120 $\text{mgC}/\text{m}^3\text{h}$) y de PPN (80 a 120 $\text{mgC}/\text{m}^3\text{h}$). La razón feofitina /clorofila *a* fue menor a 1 en toda la zona fótica. El depredador *A. girodi*, se presentó en relación con la distribución de *C. hirundinella*, con un máximo de 20 ind/l al 10% de luz incidente. Otros organismos con menor movilidad

como las larvas nauplii y *H. fennica* presentaron una distribución homogénea por encima del gradiente térmico.

En marzo 2000 se registró una temperatura casi homogénea dentro de la zona fótica. Bajo estas circunstancias, *C. hirundinella* presentó una distribución más amplia que en el muestreo anterior, con máximos entre el 60 y 10 % de luz incidente, correspondientes con intensidades lumínicas de entre 420 a 70 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$. Por otra parte la concentración de feofitina fue cuatro a cinco veces superior a la de clorofila *a* entre la superficie y el 10% de penetración de la luz y la PPB y PPN fueron menores que en el muestreo anterior. En cambio, al 1 % de luz incidente -que se registró a los cinco metros de profundidad- la concentración de clorofila *a* fue mas del doble de la de feofitina y se registró una PPB y PPN mayor a 40 $\text{mgC}/\text{m}^3\text{h}$ aún con una intensidad lumínica de 7 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$, cuando en muestreos anteriores la PPB y PPN al 1 % de irradiancia fueron siempre cercanas a cero. *Asplanchna girodi* fue abundante en toda la zona fótica y no se observó relación con la distribución de *C. hirundinella*. Los diversos pastoreadores, presentaron una distribución homogénea dentro de la zona fótica.

En mayo 2000 el gradiente térmico (0,5 ° C) se registró entre uno y dos metros de profundidad. Los depredadores (*A. girodi* y copepoditos ciclopoideos) y algunos pastoreadores (*C. unicornis* y *P. vulgaris*) se registraron en mayor densidad por encima del gradiente térmico. Por el contrario, el fitoplancton total alcanzó una mayor concentración entre el 10 y el 25 % de luz incidente, por debajo de la zona con mayor densidad de zooplancton. *C. pusilla* fue el alga dominante y se registró en mayor densidad entre la superficie y el 10 % de irradiancia (aproximadamente 3 metros de profundidad). La mayor abundancia de *Chlamydomonas* sp. en la zona afótica puede relacionarse con la menor presión de pastoreo a esta profundidad. Al igual que en otros muestreos se observó que *C. pusilla* no se vio afectada en forma negativa por la presencia de pastoreadores generalistas y en cambio otras algas (como *A. alpigena*, *C. meneghiniana*, *M. minutum* en febrero y abril 1999) y como *Chlamydomonas* sp. en este caso, sí manifestaron una disminución en su densidad.

En julio 2000 se registraron altas densidades de fitoplancton tanto en la zona fótica como afótica. En la zona afótica, aunque la densidad de fitoplancton (representado principalmente por el alga dominante *A. normanii*) y la concentración de clorofila *a* fueran altas, la proporción feofitina/ clorofila *a* fue baja, indicando que las células soportaban la mezcla profunda en buen estado fisiológico. La distribución

dentro de la columna de agua fue bastante homogénea con un mínimo en el 1 % de penetración de la luz. *Bosmina huaronensis* se registró en mayor abundancia por encima del 10 % de la luz incidente (máximo: 72 ind/l al 60 % de luz incidente), en tanto que *D. laevis* se registró al 10 % de penetración de la luz aunque en bajo número (máximo: 12 ind/l).

En octubre 2000 la temperatura fue homogénea dentro de la zona fótica y sin embargo al 60 % de penetración de la luz se localizó el máximo de fitoplancton total de la zona fótica dado por la mayor abundancia de cryptomonadales y coincidente con la mayor PPB y PPN y con una mayor abundancia de *N. incompositus* y de *B. huaronensis*. Si bien no se registraron diferencias térmicas dentro de esta zona es de destacar que por debajo de los cinco metros de profundidad se registró un suave gradiente térmico (2 ° C en 10 m de profundidad) relacionado posiblemente con una entrada de agua en profundidad. En la zona afótica se presentó una concentración de fitoplancton total similar a la registrada al 60 % de penetración de la luz, correspondiente en este caso casi exclusivamente a *A. normanii*. Esta situación estaría relacionada con los aportes desde los embalses situados aguas arriba, ya que coincidentemente se registró un incremento de la cota durante un período de 35 días, sin precipitaciones en la cuenca. Las células presentaron aparentemente un buen estado fisiológico, tal como lo indicaría la proporción feofitina / clorofila *a* menor a 1, aunque, al igual que en el muestreo anterior, la PPB y PPN medidas fueron bajas.

En noviembre 2000 con grandes diferencias en la temperatura dentro de la zona fótica se registró una distribución bastante homogénea del fitoplancton total (a excepción de *C. hirundinella*) y grandes diferencias en la densidad y la distribución de especies del zooplancton. La mayor densidad de zooplancton total se registró por encima del 25 % de penetración de la luz, principalmente debido a la mayor abundancia de *P. vulgaris*. No son evidentes las relaciones entre la distribución de las distintas especies del zooplancton y del fitoplancton debido en parte a la baja densidad de algas palatables. *Ceratium hirundinella* se registró en mayor densidad al 25 % de luz incidente correspondiente con a una intensidad lumínica de 225 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$.

En febrero 2001 con un gradiente térmico ubicado justo por debajo de la zona fótica se observó una distribución homogénea del fitoplancton en general, excepto del dinoflagelado *P. gatunense* y una segregación espacial entre las especies del zooplancton. El gradiente térmico fue de 0,5 ° C en dos metros, y con las altas temperatura del agua (26 a 26,5 ° C) el gradiente de densidad fue suficiente para

permitir la segregación de los organismos. *Peridinium gatunense* se registró en mayor densidad entre el 10 y 25 % de irradiancia correspondiente con intensidades lumínicas de 84 a 210 $\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Como ya se registró en otros muestreos con *C. hirundinella*, hubo un acomodamiento de las distintas especies de zooplancton a la distribución de los dinoflagelados: por un lado los rotíferos (*C. unicornis*, *H. fennica* y *P. sulcata*) se registraron en mayor densidad por encima y por debajo del 25 % de luz incidente y por otro el calanoideo se ubicó en las mismas profundidades que el dinoflagelado.

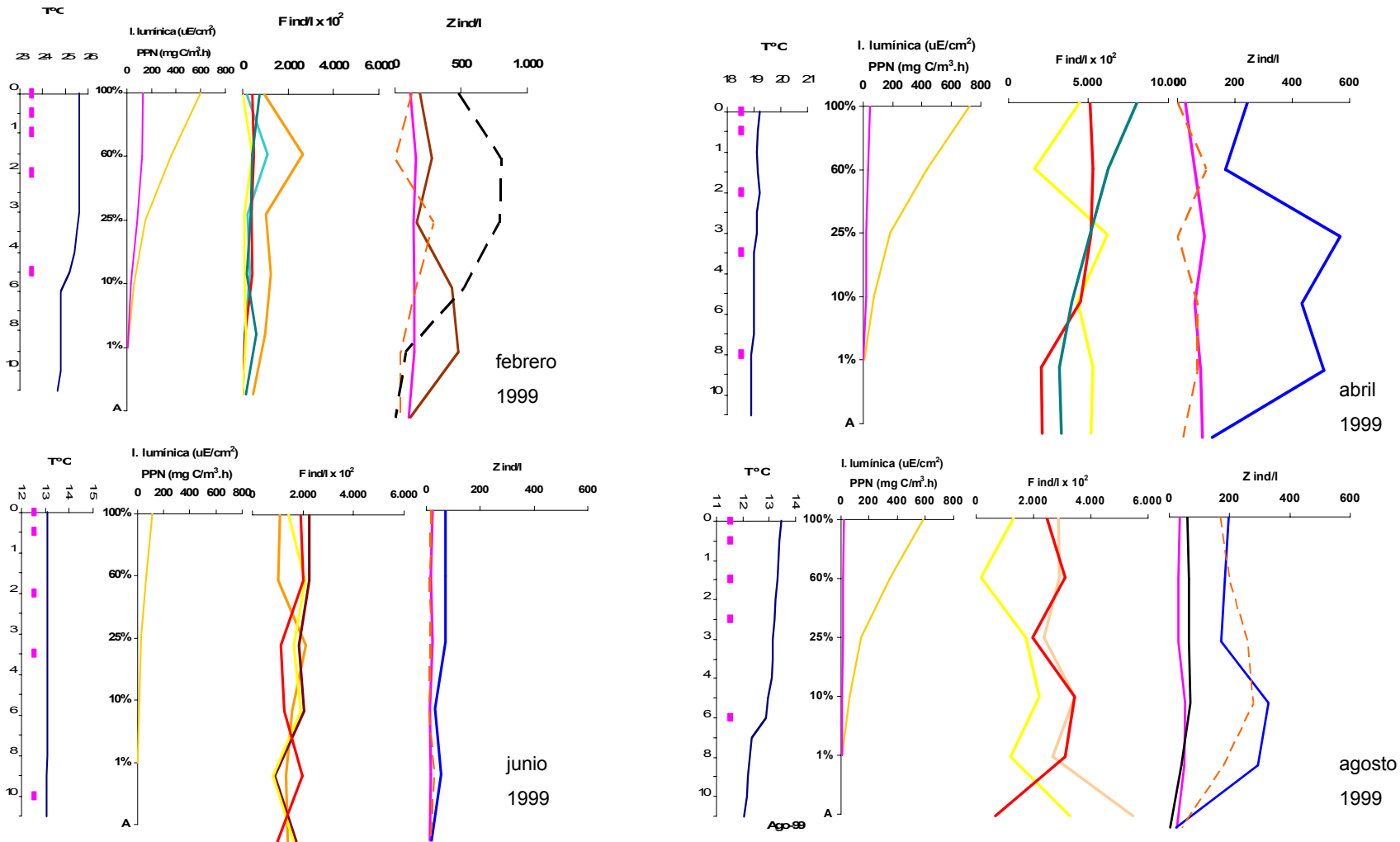
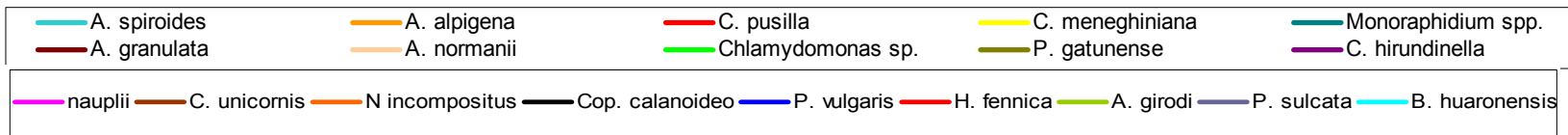


Fig 28: Para cada mes se presentan: Perfiles de temperatura (azul) y posición del % de luz de la muestra (cuadrado rosa); Perfiles de Irradiancia (amarillo) y PPN (rosa) . Perfiles de fito (F ind/l x 10³) y zooplancton (Z línea entera: ind/l, línea punteada: ind/l x 10), ver referencias para las especies al pie de la figura



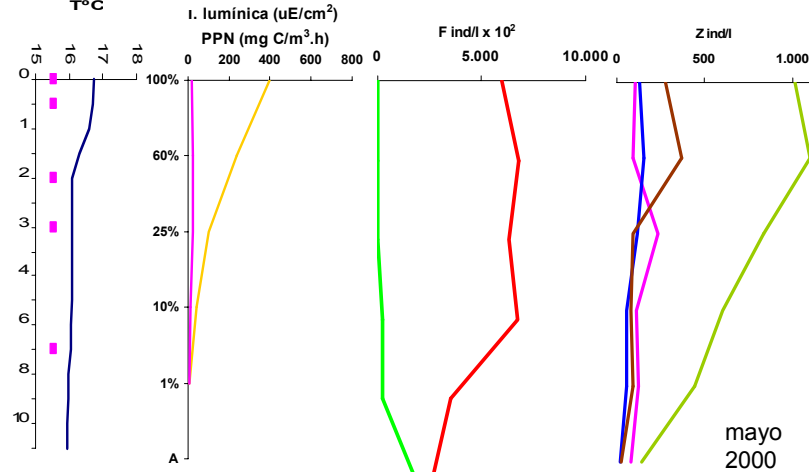
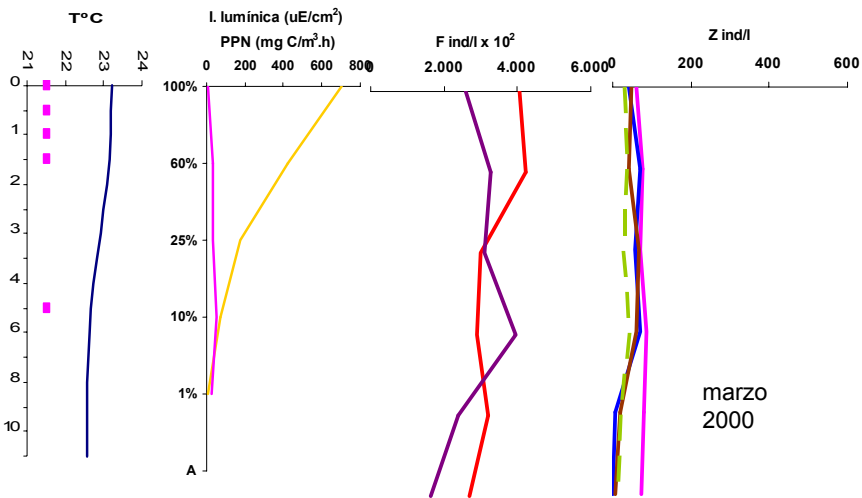
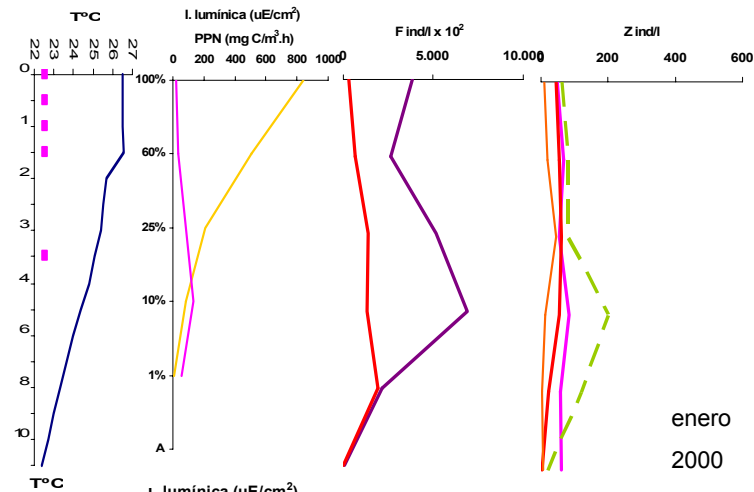
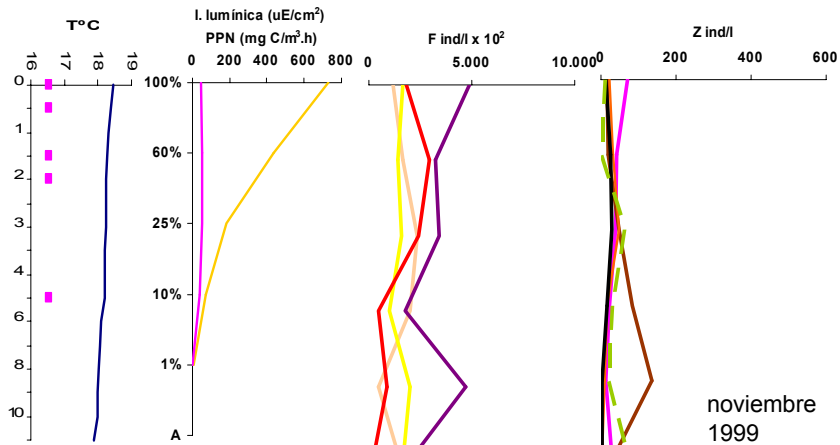
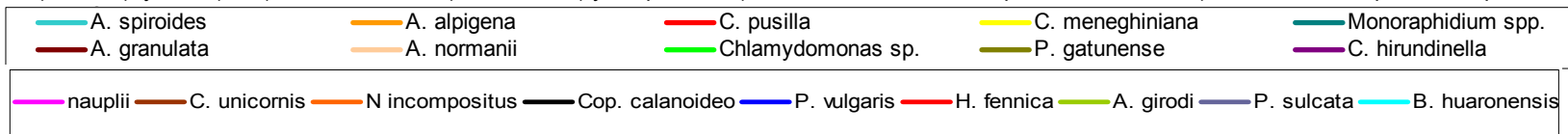


Fig 28 (continuación): Para cada mes se presentan: Perfiles de temperatura (azul) y posición del % de luz de la muestra (cuadrado rosa); Perfiles de Irradiancia (amarillo) y PPN (rosa) . Perfiles de fito (F ind/l x 10³) y zooplancton (Z línea entera: ind/l, línea punteada: ind/l x 10), ver referencias para las especies al pie



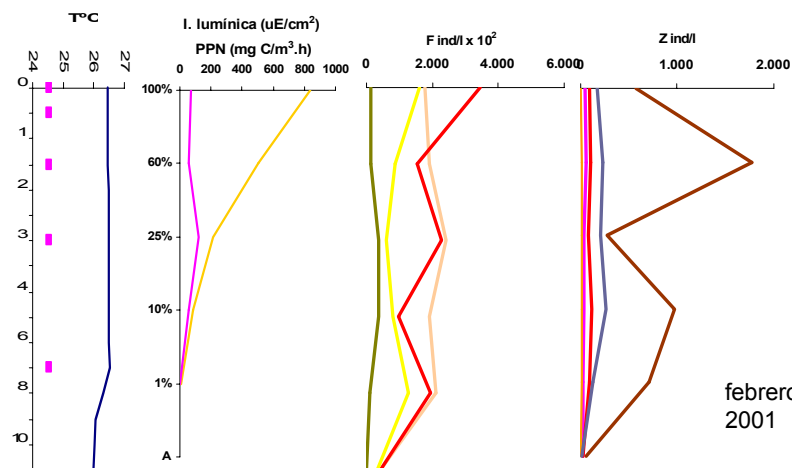
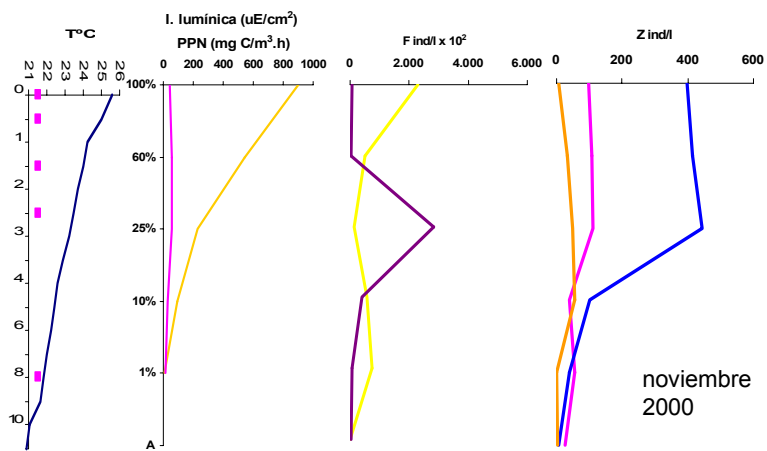
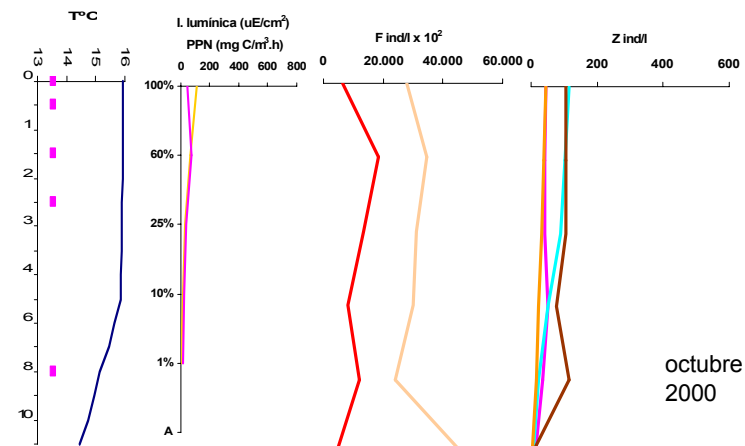
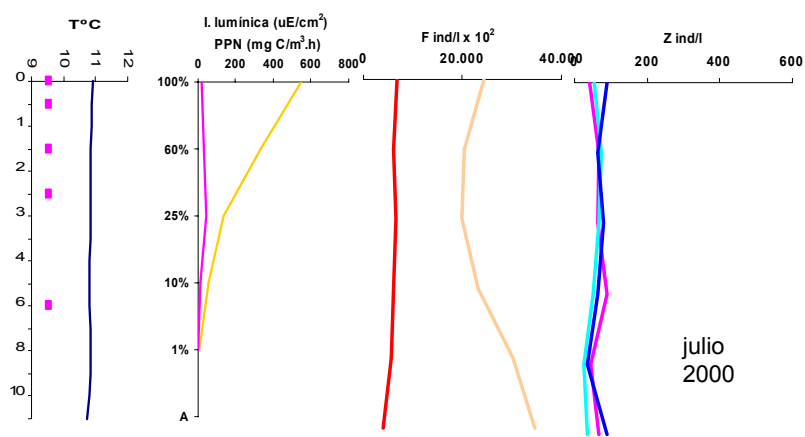


Fig 28 (continuación): Para cada mes se presentan: Perfiles de temperatura (azul) y posición del % de luz de la muestra (cuadrado rosa); Perfiles de Irradiancia (amarillo) y PPN (rosa) . Perfiles de fito (F ind/l x 10³) y zooplancton (Z línea entera: ind/l, línea punteada: ind/l x 10), ver referencias para las especies al pie

- | | | | | |
|--------------|-------------|-------------------|-----------------|--------------------|
| A. spiroides | A. alpigena | C. pusilla | C. meneghiniana | Monoraphidium spp. |
| A. granulata | A. normanii | Chlamydomonas sp. | P. gatunense | C. hirundinella |
| nauplii | C. unicomis | N incompositus | Cop. calanoideo | P. vulgaris |
| | | | H. fennica | A. girodi |
| | | | P. sulcata | B. huaronensis |

V.B.3 GRUPOS FUNCIONALES DEL FITOPLANCTON

En este capítulo se tratan de reconocer las estrategias de vida de las especies más exitosas en el embalse y deducir cuáles fueron las variables estructurantes de la comunidad que determinaron que predominen sobre otras estrategias. Se enumeran a continuación los rasgos morfológico-funcionales utilizados y se define cuál es su importancia desde el punto de vista ecológico. La caracterización de las especies en base a estos rasgos se presenta en la tabla 2 (Anexo 4).

TALLA: es un rasgo determinante en actividades fisiológicas específicas tales como el crecimiento y en combinación con la forma, afecta la tasa de captación de nutrientes y la palatabilidad. Por esta razón se considera la talla desde el punto de vista del consumidor (tabla 13), incluyendo espinas, mucílago, etc. En los pocos casos en que una especie tiene un rango de variación de tamaño más amplio que el de las categorías citadas, se utiliza para la matriz el promedio entre los valores de ambas categorías (ej. *Eutetramorus fotii* = 3,5).

Tabla 13: Clases de talla utilizadas. En números romanos la nomenclatura dada por Bucka y Zurek (1992); MDL: máxima dimensión lineal.

	I	II	III	IV	V	VI	VII
MDL (μ)	5-20	>20-50	>50-100	>100-250	>250-500	>500-1000	>1000
Código	1	2	3	4	5	6	7

FIJACIÓN DE NITRÓGENO: Es una importante ventaja competitiva en situaciones de déficit de nitrógeno. La capacidad de fijar nitrógeno atmosférico se encuentra en algunas cianofitas. Entre las cianofitas presentes en el embalse, *Anabaena spiroides* tiene capacidad de fijar nitrógeno y los ejemplares observados en febrero 1999 presentaron numerosos heterocistos. Codificación: 1 = cianofitas con heterocistos; 0,5 = otras cianofitas capaces de fijar nitrógeno; 0 = algas incapaces de fijar nitrógeno.

DEMANDA DE SÍLICE: entre las especies presentes sólo es requerido por las diatomeas. Representa un incremento en el peso específico, causando una mayor tasa de sedimentación. Codificación: 1 = utiliza sílice; 0 = no lo utiliza.

MIXOTROFÍA: Se considera una ventaja adaptativa especialmente bajo condiciones de déficit de nutrientes o de luz y altas concentraciones de carbono orgánico disuelto (Jones,

2000; Roberts et al., 1999). Varias especies entre las presentes (por ejemplo criptomonadales y *Ceratium hirundinella*) se consideran mixotróficas Codificación: 1 = potencialmente mixotrófica; 0 = exclusivamente autótrofica.

MOVILIDAD: Tiene dos aspectos, por un lado aquellos organismos que poseen movilidad pueden contrarrestar la sedimentación en ambientes estratificados y por otro la movilidad renueva la capa de agua en contacto con el alga, posibilitando una mejor captación de nutrientes. Codificación: 0 = inmóviles, 0,5 = regulación por flotabilidad y 1 = formas flageladas, que pueden moverse en tres dimensiones. Durante el período estudiado se registraron especies flageladas o inmóviles pero ninguna capaz de regular su flotabilidad.

TIPO MORFOLÓGICO: Es una medida de la complejidad de la organización de los organismos. Es un carácter determinante en procesos como el crecimiento, difusión de los nutrientes y resistencia al pastoreo. Codificación: 1 = unicelular; 2 = filamentoso; 3 = colonial

MUCÍLAGO: Aquellas especies con mucílago pueden reducir la susceptibilidad de ser pastoreadas, además de mejorar su flotabilidad. Por otra parte, el mucílago actúa como barrera en la difusión de gases y nutrientes entre las células y el medio. Codificación: 1= con mucílago; 0= sin mucílago.

GRUPOS FUNCIONALES RESULTANTES

En el cluster realizado en base a la matriz de rasgos morfológico-funcionales (tabla 2: Anexo 4) puede observarse detalladamente el agrupamiento de las especies (fig 29). Aquellos nodos que tuvieron más del 95% de similitud se incluyeron en un mismo grupo funcional (ej. *C. ovata* quedó agrupada con el resto de las Cryptomonadales). De este modo resultan 13 agrupaciones:

1. CIANOFITAS filamentosas con mucílago (CIF): Grupo monoespecífico formado por *Anabaena spiroides*, una de las especies de mayor tamaño en el embalse. Esta especie es capaz de fijar nitrógeno atmosférico y los individuos observados en febrero-99, cuando se registró su máxima densidad, presentaron numerosos heterocistos. Tasa de crecimiento (k') del orden de $0,3 \text{ d}^{-1}$ en condiciones naturales (Sommer, 1981). En condiciones de laboratorio otras especies de *Anabaena* alcanzaron tasas de $1,56 - 0,78 \text{ d}^{-1}$ (Reynolds 1984). Las cianofitas

filamentosas pueden ser consumida por pocos pastoreadores, particularmente por algunos cladóceros (Fulton, 1988) o por rotíferos como *Brachinus calyciflorus*.

2. CIANOFITAS unicelulares con mucílago (CUM): Grupo monoespecífico formado por *Chroococcus minutus*. Especie muy poco abundante en el embalse. Superó el 5% de la abundancia relativa en algunos sitios de muestreo en junio y agosto de 1999 (tabla 2, Anexo 2).
3. unicelulares móviles no mixotróficas (UNMOV): grupo que comprende dos especies de diferente filiación, *Chlamydomonas* sp y *Chrysidalis peritaphrena*. Ambas son especies menores a 20 μm , flageladas y altamente seleccionadas por todos los pastoreadores. Tasa de crecimiento (k') en *Chlamydomonas* sp del orden de 0,60 - 0,64 d^{-1} en condiciones naturales (Sommer, 1981) y 2,29 - 2,91 d^{-1} en condiciones de laboratorio (Reynolds, 1984). De las dos especies la más abundante fue siempre *Chlamydomonas* sp mientras que *C. peritaphrena* tuvo una participación mayor al 5% sólo en noviembre de 1999.
4. DIATOMEAS coloniales chicas (DCOCH): Grupo monoespecífico formado por *Aulacoseira alpigena*. Aunque son organismos multicelulares, forman unidades de pequeño tamaño (sumatoria de ejes pervalvares = 7 μm). Pueden ser ingeridas por los pastoreadores. Como todas las diatomeas requieren sílice para la formación del frústulo.
5. DIATOMEAS coloniales grandes (DCOG): Formado por *Aulacoseira granulata* y *A. granulata* var *angustissima*. La MDL (sumatoria de ejes pervalvares) es mayor a 250 μm . Como todas las diatomeas requieren sílice para la formación del frústulo. Tasa de crecimiento en condiciones naturales del orden de 0,28 - 0,43 d^{-1} (Sommer, 1981)
6. PIRROFITAS o DINOFLAGELADOS (DIN): Grupo formado por *Ceratium hirundinella*. Por su gran talla y su forma no es consumido en general por los pastoreadores. Gracias a su capacidad de mixotrofia y movilidad presentan ventajas competitivas frente a la escasez de nutrientes. Posee otra característica peculiar que no fue considerada en la clasificación, que es la formación de quistes como parte de su ciclo vital. Esto les permite permanecer aislados del sistema durante una parte del año y generar grandes proliferaciones en un corto lapso. Tasa de crecimiento estimada (k') = 0,26 - 0,21 d^{-1} en condiciones de laboratorio (Reynolds, 1984) y 0,17 d^{-1} en condiciones naturales (Sommer, 1981). Si bien *Peridinium gatunense* no fue incluida en el cluster porque no superó el 5% de la abundancia relativa durante

el período de estudio, fue una especie típica del embalse en años previos y compartiría este mismo agrupamiento dadas sus características.

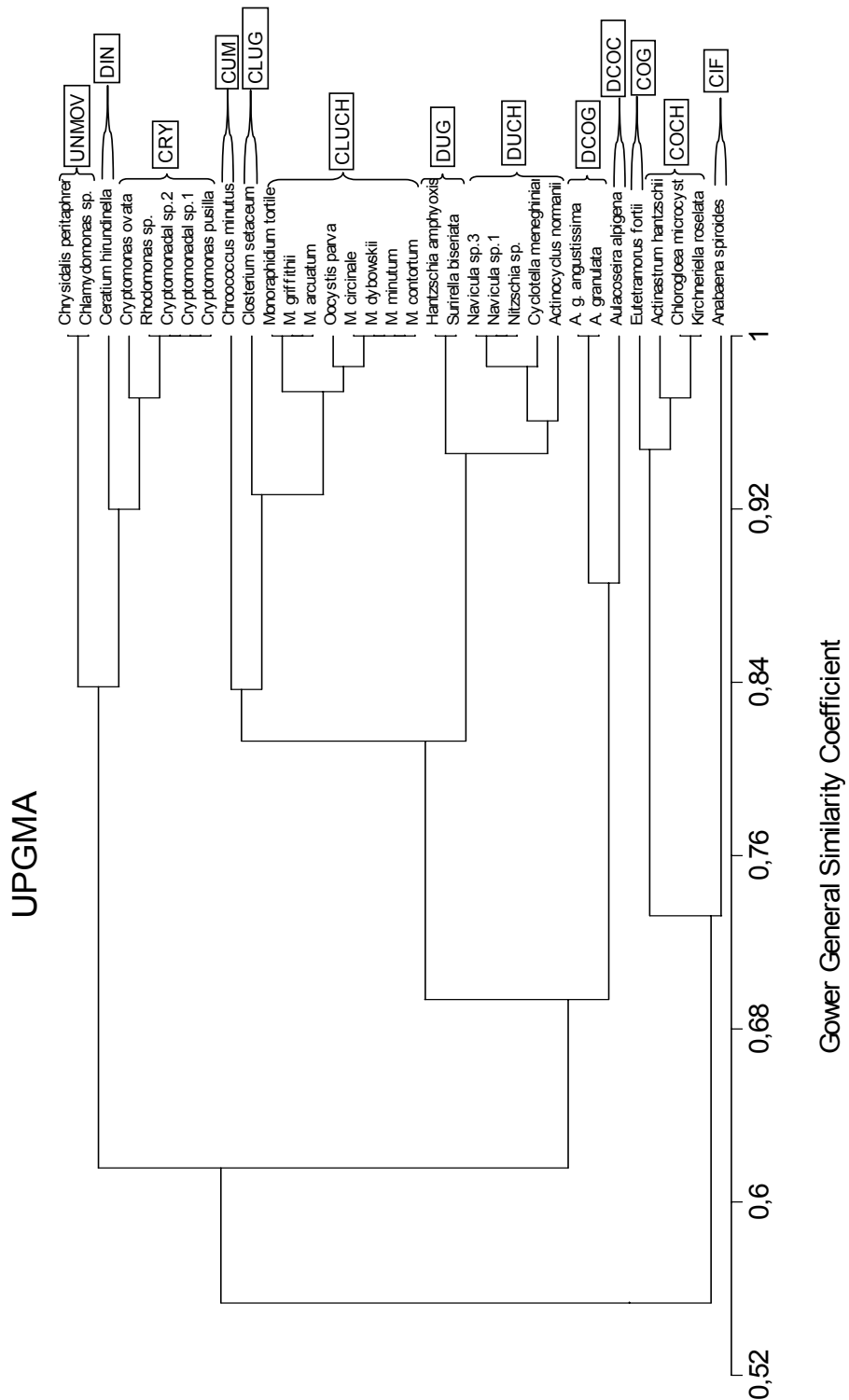


Fig 29: cluster realizado en base a la matriz de grupos morfológico-funcionales. Los nodos con más del 95% de similitud se consideran como un grupo con una estrategia común.

7. CRYPTOMOMADALES (CRY): Se incluyen todas las especies de Cryptomonadales registradas en el embalse: *Cryptomonas pusilla*, *C. erosa*, *C. ovata*, *Cryptomonadal sp.* y *Rhodomonas minuta*. Las especies más grandes alcanzan una longitud de hasta 25 μ . Todas son seleccionadas positivamente por los pastoreadores (Klaveness, 1988). Se ha citado frecuentemente que la presencia de flagelos contribuye a la selección positiva por parte de los pastoreadores aunque no siempre se conozca cuál es el mecanismo mediante el cual las seleccionan (Gilbert, 1981, Gilbert y Bodgan, 1984, Reynolds, 1984, Balseiro et al. 1992). Al igual que los DINOFLAGELADOS, gracias a la capacidad de mixotrofia y movilidad presentan ventajas competitivas con respecto a la escasez de nutrientes. Tasa de crecimiento en laboratorio (k') = 0,81-0,83 d^{-1} para *C. ovata* y *C. erosa* respectivamente (Reynolds, 1984). Tasa de crecimiento en condiciones naturales del orden de 0,46 a 0,58 para *Rhodomonas minuta* y de 0,46 a 0,89 d^{-1} para *C. ovata*, respectivamente (Sommer, 1981).
8. CLOROFITAS unicelulares grandes (CLUG): grupo monoespecífico formado por *Closterium setaceum*. Una de las especies de mayor tamaño en el embalse. Durante el período de estudio fue muy poco abundante, sólo en muestras de la zona de la pluma térmica de noviembre 1999 superó el 5% de la abundancia relativa. En años previos fue causante de floraciones y en años posteriores se encontró en densidades muy altas. Tasa de crecimiento en condiciones naturales del orden de 0,18 para *C. aciculare* (Sommer, 1981).
9. CLOROFITAS unicelulares chicas (CLUCH): grupo formado por siete especies del género *Monoraphidium* y una especie del género *Oocystis*. Las especies pertenecen a diferentes clases de talla (1 - 2), pero se consideran juntos porque presentan una similitud del 96%. Son seleccionadas positivamente por los pastoreadores e incluso las especies más grandes pueden ser ingeridas enteras. Tasa de crecimiento en condiciones naturales del orden de 0,58 - 0,70 d^{-1} (Sommer, 1981).
10. colonias grandes (COG): en este grupo se incluye una sola especie, *Eutetramorus fotii* que fue poco abundante durante el período estudiado. En años anteriores, otra especie de similares características (*Sphaerocystis schroeterii*) fue citada como causante de floraciones en el embalse. Tasa de crecimiento en condiciones naturales del orden de 0,50 - 0,64 d^{-1} (Sommer, 1981).
11. colonias chicas (COCH): se incluyen colonias medianas o chicas de clorofitas y cianofitas. Son de aparición esporádica en el embalse. La más abundante fue

Kirchneriella roselata en algunas ocasiones en el año 1999, frecuentemente en la zona de resuspensión de la pluma térmica.

12. DIATOMEAS unicelulares grandes (DUG): Son especies de diatomeas pennales de MDL > 50 μm (*Hantzschia amphyoaxis* y *Surirella biseriata*). De aparición ocasional en el embalse, siempre estuvieron relacionadas a la zona de resuspensión de la pluma térmica. Como todas las diatomeas requieren sílice para la formación del frústulo.
13. DIATOMEAS unicelulares chicas (DUCH): Comprende a las diatomeas unicelulares de MDL < 50 μm . Incluye diatomeas pennales y centrales. Las pennales (*Navicula* sp. 1, sp. 3, *Nitzschia* sp.) fueron siempre poco abundantes y de aparición esporádica. Estuvieron relacionadas siempre a la zona de resuspensión de la pluma térmica o a la zona de Confluencia. Por otra parte las centrales (*Actinocyclus normanii* y *Cyclotella meneghiniana*) fueron unas de las especies más exitosas en el embalse. *C. meneghiniana* presentó una MDL siempre menor a 20 μm mientras que los ejemplares observados de *A. normanii* alcanzaron tallas mayores, entre 15 y 30 μm de MDL aproximadamente y en años previos y posteriores se observaron ejemplares de hasta 40 μm . Dado el rango de tallas más amplio de *A. normanii* la selección por parte de algunos pastoreadores pudo haber sido diferente entre estas dos especies. Como todas las diatomeas requieren sílice para la formación del frústulo. Tasas de crecimiento en el rango de 1,65-0,73 d^{-1} para *C. meneghiniana*, en condiciones de déficit de fósforo y de nitrógeno respectivamente (Shafik et al, 1997).

En la tabla 3 (Anexo 4) se presentan los datos de abundancia de los grupos morfológico-funcionales más característicos del período febrero 1999 - febrero 2001 y del fitoplancton total. En la tabla 4 (Anexo 4) se puede observar que la suma de estos ocho grupos representó generalmente más del 90% del fitoplancton total.

VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES

Se puede observar que a partir de una situación con mayor número de grupos funcionales en el año 1999 y luego del desarrollo de los dinoflagelados se llega a una segunda etapa de mayor simplicidad (fig 30 y 31).

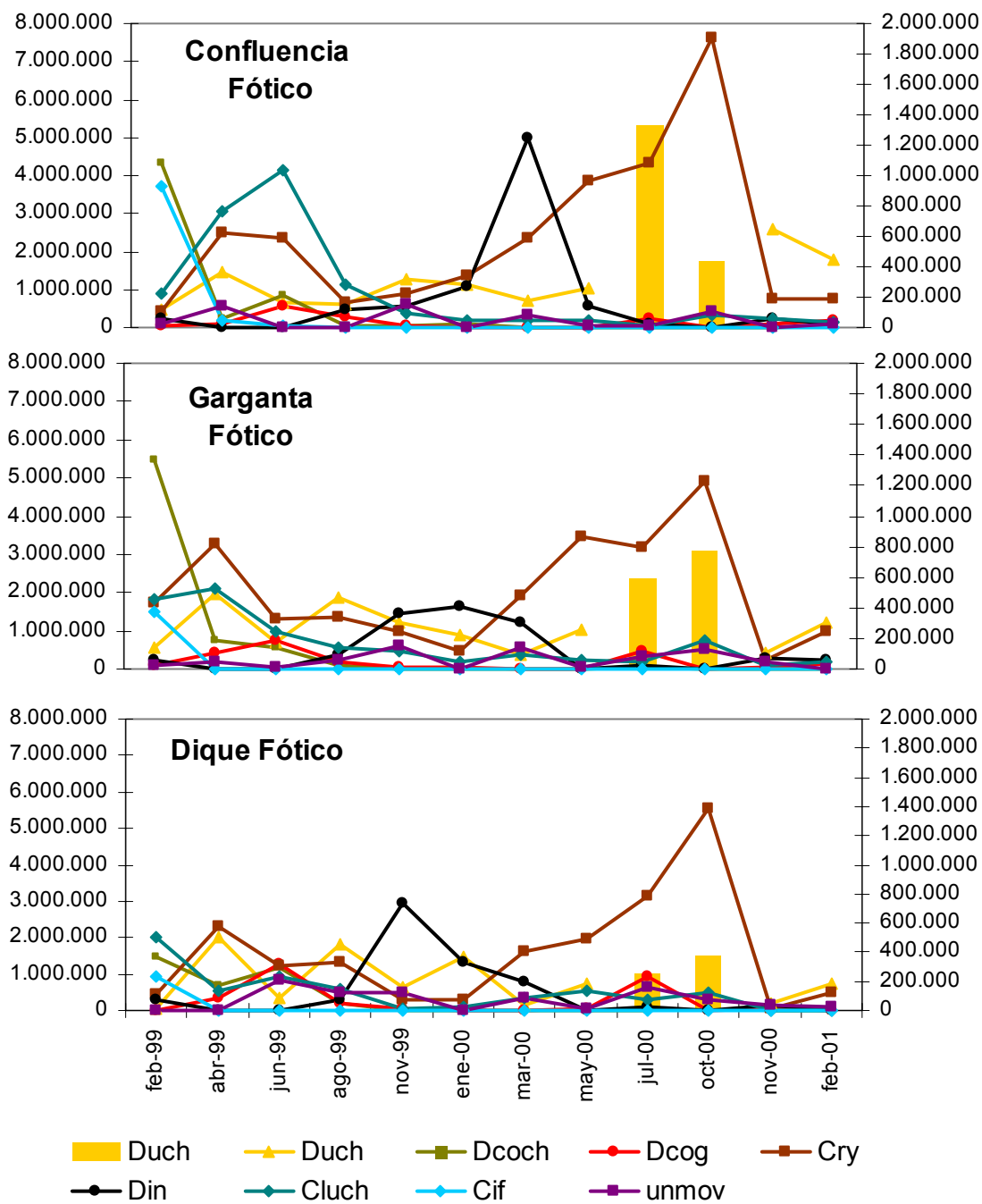


Fig. 30: Densidad de los distintos grupos de estrategias. Las Duch (diatomeas unicelulares chicas) se representan en forma de barras en los meses julio y octubre 2000, referidas en el eje izquierdo y en forma de líneas en los restantes meses junto con todos los demás grupos, referidas en el eje derecho.

Durante el año 1999 los principales grupos constituyentes fueron las clorofitas unicelulares chicas, las criptomonadales y las diatomeas coloniales chicas (fig 30). En el mes de febrero 1999, hubo una mayor participación de las diatomeas coloniales chicas y las cianofitas filamentosas. Estas últimas no tuvieron ningún otro pico de abundancia en el

resto del período de estudio. Los dinoflagelados tuvieron una participación mínima y las diatomeas coloniales grandes fueron abundantes solamente en junio 1999.

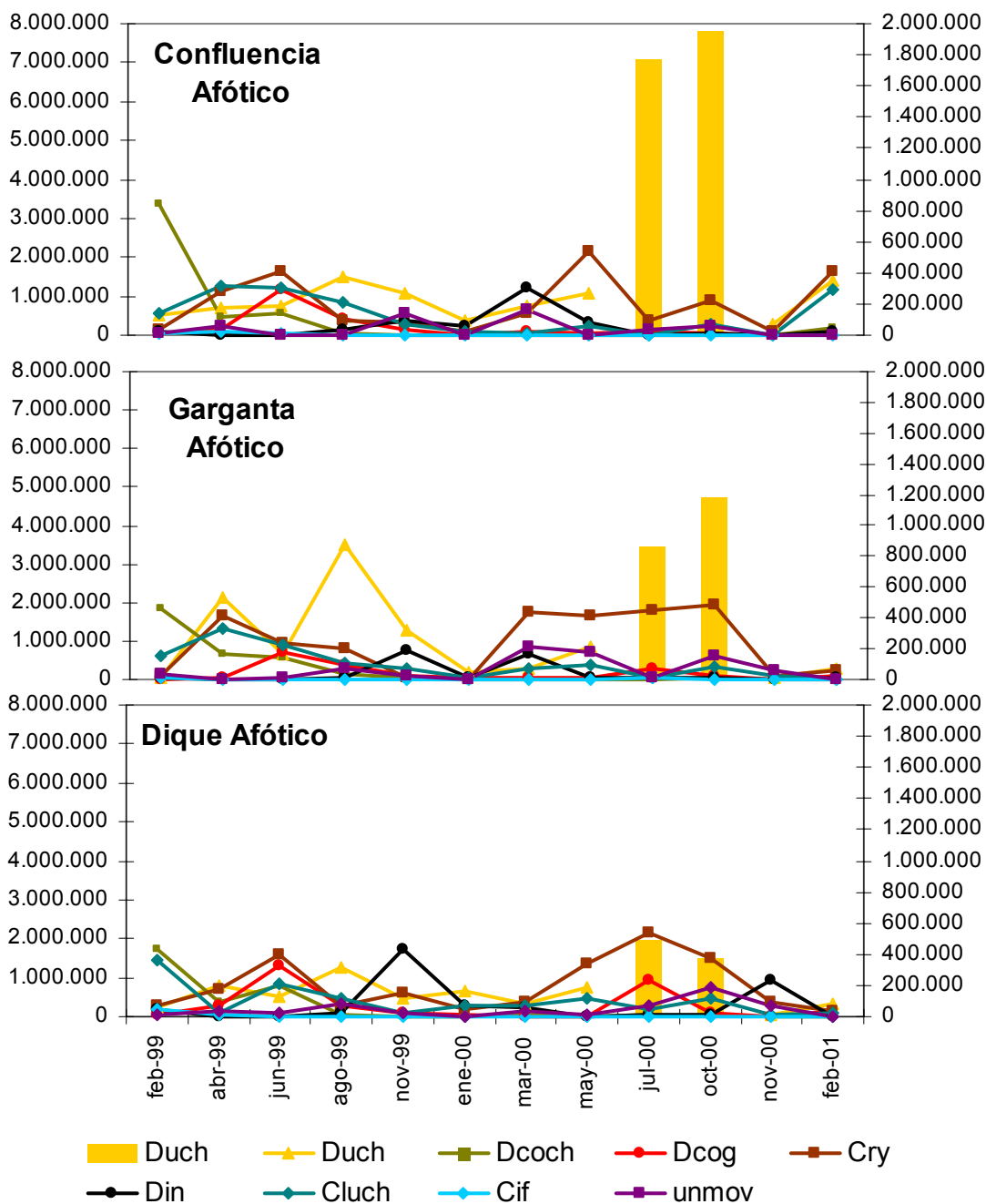


Fig. 31: Densidad de los distintos grupos de estrategias. Las Duch (diatomeas unicelulares chicas) se representan en forma de barras en los meses julio y octubre 2000, referidas en el eje izquierdo y en forma de líneas en los restantes meses junto con todos los demás grupos, referidas en el eje derecho.

Entre noviembre 1999 y marzo 2000 se produjo el desarrollo más importante de los dinoflagelados, representados exclusivamente por *C. hirundinella* y un paulatino aumento de las criptomonadales. Las máximas abundancias de *C. hirundinella* se registraron en

diferentes momentos en cada estación (fig 30). Los restantes grupos algales disminuyeron su abundancia en forma muy considerable.

En mayo 2000 se produjo un importante cambio en la composición fitoplanctónica. Las poblaciones de *C. hirundinella* disminuyeron drásticamente, y las criptomonadales pasaron a ser el grupo dominante.

En el período julio-octubre 2000 (máxima densidad fitoplanctónica) el principal grupo fue el de las diatomeas unicelulares chicas, seguido por las criptomonadales. Notoriamente las criptomonadales se encontraron en mayor concentración en la zona fótica mientras que las diatomeas unicelulares chicas fueron más abundantes en la zona afótica (fig 31).

Por último, en noviembre 2000 y febrero 2001 el fitoplancton estuvo compuesto por diatomeas unicelulares chicas, criptomonadales y unicelulares móviles, en distintas proporciones según la estación de muestreo. Una situación particular ocurrió en noviembre 2000: en Garganta Afótico un 53% de la comunidad estuvo compuesto por unicelulares móviles y en Dique Afótico un 52% por *C. hirundinella*.

VARIACIÓN ESPACIAL DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES

Además de una tendencia general a la disminución en la concentración de fitoplancton total desde la zona de Confluencia hacia el Dique, se observaron diferencias en la abundancia relativa de los grupos algales entre las estaciones de muestreo.

Entre los grupos de algas inmóviles, las de menor tamaño como las clorofitas unicelulares inmóviles y diatomeas unicelulares chicas, disminuyeron su abundancia desde Confluencia hacia Dique, mientras que las diatomeas centrales grandes, se desarrollaron en todas las estaciones de muestreo ocupando toda la columna de agua.

Los grupos de algas móviles (criptomonadales, dinoflagelados o unicelulares móviles) presentaron sus máximos indistintamente en una u otra estación de muestreo y se ubicaron preferentemente en la zona fótica.

BIOMASA DE LOS DIFERENTES GRUPOS FUNCIONALES

La biomasa (expresada en $\mu\text{gC/l}$) de las especies se agrupó según los grupos funcionales definidos anteriormente. La variación espacio-temporal de la biomasa de cada grupo se presenta en la tabla 5 (Anexo 4). Tomando en consideración el mayor pastoreador presente en el embalse (*Daphnia laevis*) puede ingerir algas incluidas en la talla 2 de entre 25 y 50 μm como *C. erosa* y *C. ovata* y la clorofita colonial *K. rosellata* (que es muy fácilmente disgregable según observaciones en las muestras) se consideran que las tallas 1 y 2 como fácilmente palatable. Por otra parte toda la biomasa de algas mayores a 50 μm se consideró como difícilmente palatable, dado que los filamentos solo pueden ser ingeridos por ciertos rotíferos y que sólo los copépodos pueden complementar su alimentación con algunos ítems más grandes. Por lo tanto, en la tabla 4 se indica cuál es la talla máxima de cada grupo y se calculan los subtotales de μg de C disponibles de categorías fácilmente y difícilmente palatables.

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA BIOMASA

La mayor disponibilidad de algas fácilmente palatables se encontró entre julio y octubre 2000 (máximo: 64.325 $\mu\text{g C/l}$) Durante el resto del período de estudio la biomasa de fitoplancton palatable fue un orden de magnitud menor (tabla 5: Anexo 4)).

Desde el inicio del período de estudio y hasta mayo 2000 la biomasa de fitoplancton fácilmente palatable fue siempre inferior a 5.000 $\mu\text{g C/l}$ (máximo: 4.912 $\mu\text{g C/l}$). Entre abril y agosto 1999, la mayor proporción de la biomasa correspondió al fitoplancton palatable, mientras que entre noviembre 1999 y marzo 2000 la fracción no palatable representó del 93 al 99% del total. Aunque los valores de biomasa de fitoplancton palatable fueron similares a los del período anterior, la participación porcentual fue mínima por el gran desarrollo que tuvo la fracción mayor a 50 μm , dada principalmente por la proliferación de *C. hirundinella* (fig 32).

En mayo 2000 se registró un cambio en la comunidad provocado por la disminución de la biomasa de algas mayores a 50 μm . Esto se refleja en el mayor porcentaje de biomasa de algas de menor talla, aunque los valores absolutos de biomasa fueron, sin embargo, similares a los de meses previos (fig 32).

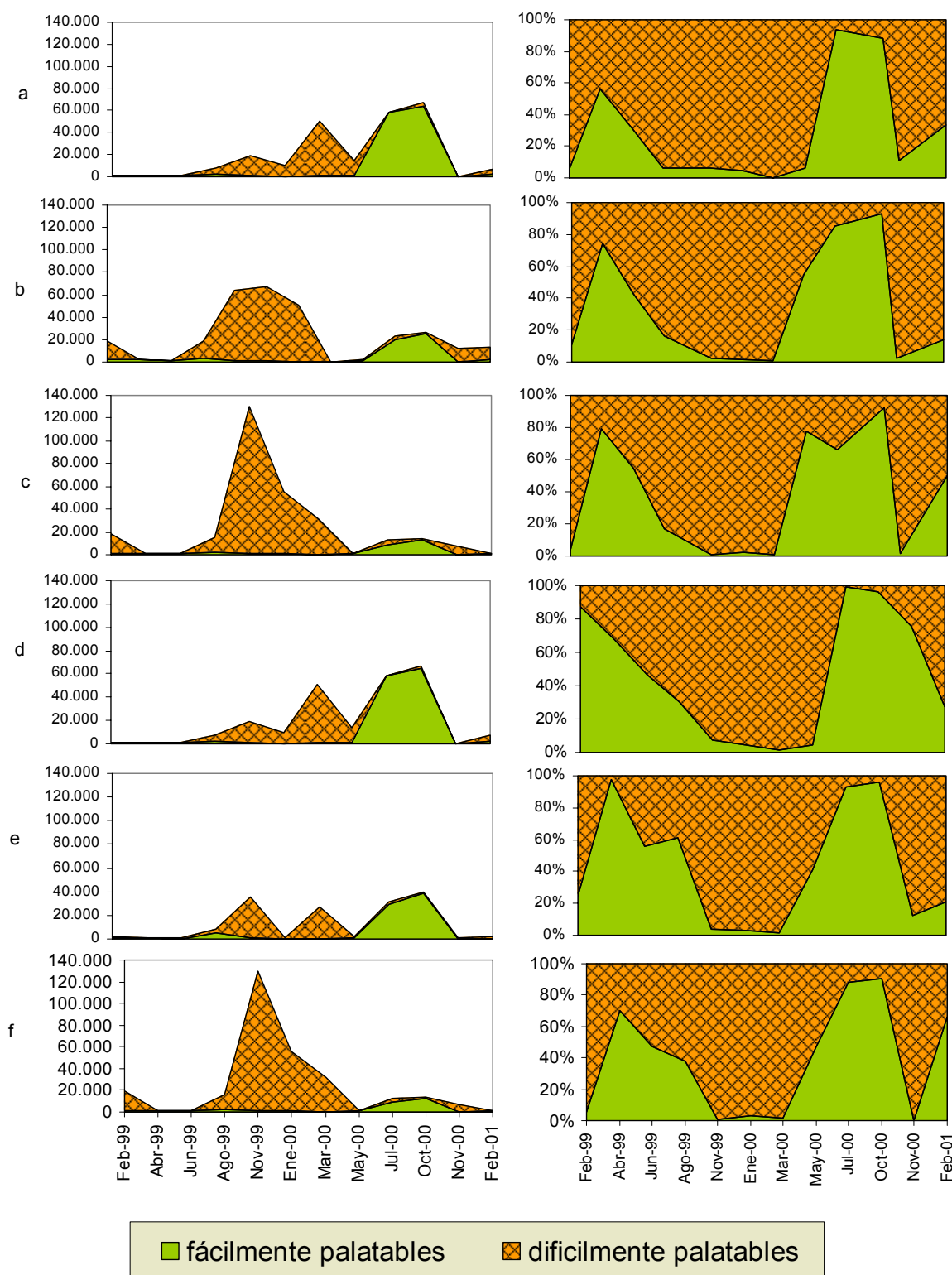


Fig 32: Biomasa de la fracción palatable y no palatable en ($\mu\text{g C/l}$) y en % a) Confluencia Fótico; b) Garganta Fótico c) Dique Fótico d) Confluencia Afótico; e) Garganta Afótico f) Dique Afótico.

Entre julio y octubre de 2000 la concentración total de carbono fue de entre 12.888 y 66.913 $\mu\text{g C/l}$ y entre el 80 y 99% del mismo correspondió a la fracción palatable (fig 32). Esta biomasa estuvo dada casi en un 100% por la floración de *A. normanii*. Esta especie

tiene un espectro de tallas que abarca desde las 10 a la 40 μm , es decir que sólo algunos cladóceros serían capaces de alimentarse de los individuos más grandes, originados por la reproducción sexual. Si los fenómenos de reproducción sexual se producen en forma sincrónica en la población podrían actuar como determinantes de un cambio abrupto en la comunidad de pastoreadores, ya que en pocos días cambiaría drásticamente la talla del alimento disponible.

En noviembre 2000 se invirtió la proporción de tallas y entre el 84 y 100% de la biomasa correspondió a los dinoflagelados, debido a la segunda proliferación de *C. hirundinella* en el embalse. En febrero 2001, aunque la biomasa de dinoflagelados todavía era importante en algunas estaciones de muestreo, el porcentaje de biomasa de algas palatables fue más alto (fig 32).

V.B.4 GRUPOS FUNCIONALES DEL ZOOPLANCTON

Se consideran a continuación las características extractadas de la bibliografía acerca de las especies presentes en el zooplancton, y en base a las cuales se realizó el agrupamiento en grupos funcionales.

CILIADOS:

Codonella cratera: Omnívoro no selectivo, muy común en lagos y embalses. Ingiere diatomeas clorofitas y flagelados (Foissner, 1999). Puede constituir la dieta básica del rotífero *Asplanchna* durante una parte del año (Arndt, 1993)

Prorodon taeniatus: Depredador-Omnívoro. Capaz de ingerir presas de gran tamaño. Foggeta (1987) registró la ingesta de *P. gatunense*, *K. cochlearis*, *Melosira sp.* y *Staurastrum sp.* en muestras del Embalse Río Tercero, correspondientes al período preoperacional.

Zoothamnium sp.: Organismos fijos, coloniales.

Trichodina sp.: Es parásito de las branquias de peces (Sleigh, 1979). No se incluye en el análisis de las relaciones tróficas del plancton del embalse.

TURBELARIOS:

Mesostoma sp.: Depredador. Se ha comprobado que *M. ehrenberghii* es capaz de ingerir copépodos calanoideos y ciclopoideos (*A. robustus*) a tasas de entre 4 a 16 presas/día en condiciones de laboratorio (Trochine et al., 2006).

ROTÍFEROS: Hay algunas diferencias anatómicas entre las coronas de cilias de los denominados “generalistas” y “especialistas” (Gilbert y Bodgan, 1984). Las especies generalistas de los géneros *Keratella*, *Kellicotia*, *Filinia* y *Conochilus* pueden ingerir partículas de hasta 10-12 μm y algunas especies más grandes como las de *Brachionus* que toman partículas de hasta 18 μm (Reynolds, 1984). En contraste, las dietas relativamente especializadas de *Polyarthra* se pueden relacionar con el hecho de que la corona de éstos tiene mechones ciliados separados para sentir y capturar rápidamente “ítems” individuales de comida (Gilbert y Bodgan, 1984).

Keratella cochlearis: Prefiere en general células flageladas, aunque también come detritus, bacterias, algas no flageladas y levaduras; ingieren un gran número de partículas simultáneamente (Gilbert, 1981, Gilbert y Bodgan, 1984). Prefiere algas vivas menores a 15 μm , en especial algas verdes, chrysomonadales y cryptomonadales, aunque también detritus (Ooms-Wilms et al 1999). El crecimiento poblacional de *K. cochlearis* no se ve afectado por los sedimentos, en contraste con lo que ocurre con los cladóceros (Kirk y Gilbert, 1990).

Tiene respuestas de escape al encontrarse con *Asplanchna* y *Daphnia*, que son siempre exitosas pero no siempre son iniciadas. Este comportamiento complementa sus defensas morfológicas (talla, tegumento rígido, espinas) y incrementa sus habilidades para coexistir con varios predadores invertebrados y competidores por interferencia (Gilbert y Kirk, 1988). A pesar de esto, *Asplanchna girodi* puede consumir efectivamente a *K. cochlearis* (Gilbert y Williamson, 1978).

Kellicotia longispina: Consume una amplia variedad de células vivas y detritus, ingiriendo un gran número de partículas simultáneamente (Gilbert y Bodgan, 1984).

Filinia opoliensis: no se cuenta con bibliografía sobre la especie. Se considera la de *F. longiseta*. Comen esencialmente detritus asociado con bacterias e ingieren pequeñas algas, aunque según Cruz Pizarro (1993) son incapaces de asimilarlas. Por su cutícula más liviana y por su menor tamaño tienen menos protección contra predadores que especies similares como *K. cochlearis* (Ooms-Wilms et al 1999).

Conochilus unicornis: La estructura bucal es similar a la de los braquionidos (*Keratella* y *Kellicotia*). Poseen un denso campo ciliado aunque no en forma de túnel. La selección ocurre al momento de entrar en la boca y elige partículas menores a 10 μm (Gilbert y Bodgan, 1984). Según Cruz Pizarro (1993) se alimenta de detritus asociados a bacterias y aunque ingieren pequeñas algas no las asimilan, al igual que *Filinia longiseta*.

Brachionus calyciflorus: Tiene una dieta potencial variada, dependiendo del hábitat. Las bacterias son frecuentemente incluidas, además puede ingerir partículas detríticas más grandes que soportan las agregaciones bacterianas adquiriendo beneficios nutricionales (Starkweather et al 1979). Según la bibliografía pudo ser alimentado en laboratorio tanto con *Aerobacter aerogens* exclusivamente (Starkweather et al 1979) o con algas como *Planktothrix agardhii* o *Monoraphidium minutum* (Weithoff y Wals, 1995). En otros estudios *B. calyciflorus* consumió cianofitas filamentosas y prefirió a

Aulacoseira granulata var *angustissima*, incluso más que a *Chlamydomonas* sp. (Fulton, 1988).

La dieta que siga puede influir en la fecundidad de su depredador (*A. girodi*). A largo plazo *B. calyciflorus* reduce su riesgo de ser depredado por *Asplanchna* si se alimenta de cianobacterias (Starkweather y Walsh, 1989).

El incremento poblacional no se ve afectado por los sedimentos (Kirk y Gilbert, 1990).

Pompholyx sulcata: Se considera como un rotífero de alimentación generalista por no presentar ninguna especialización.

Trichocerca spp: Si bien tradicionalmente se ha considerado que la alimentación principal consiste en partículas en suspensión (Jennings, 1903, en May et al., 2001) se ha comprobado que son capaces de alimentarse del contenido de *Aulacoseira* spp. aunque sin ingerirlas (Reynolds, 1984; May et al., 2001)

Hexarthra fennica: Es de alimentación omnívora (Alcorlo-Pagés, 2004). Se presenta característicamente en ambientes salinos (Alcorlo y Baltanás, 1998; Modenutti, 1998)

Polyarthra vulgaris: De acuerdo con Pourriot (1977, en Ooms-Wilms, 1999) se alimenta de flagelados y diatomeas. Según Gilbert y Bogdan (1981) selecciona positivamente las algas flageladas, prefiere las células de *Chlamydomonas* sin alterar a mutantes no flagelados o células sonicadas que han perdido sus flagelos. En clausuras entre un conjunto de algas flageladas prefiere las mayores a 5µm (Queilmaliños y Modenutti, 1993). Las tasas de incremento poblacional no se ven afectadas por la presencia de sedimentos (Kirk y Gilbert, 1990).

Asplanchna girodi: Es depredador de un amplio espectro de organismos, es el único integrante del plancton del embalse capaz de ingerir a *Ceratium hirundinella*. Consume a *Codonella cratera* y *K. cochlearis* con un alto índice de selectividad (0,6-1) y demuestra una selección positiva, aunque menor (0,4-0,6), por *C. hirundinella*. Puede alimentarse exclusivamente de *Codonella* durante algunas partes del año (Arndt, 1993). También ingiere otros rotíferos y ciliados en forma muy eficiente (Gilbert y Stemberger, 1985).

CLADÓCEROS: La morfología, especialmente la talla es la característica más frecuentemente asociada con la alimentación de los cladóceros, aunque se estima que

el gusto, la presencia de flagelos y propiedades de superficie pueden jugar algún rol en la selección del alimento de algunos cladóceros (Sterner, 1989).

Las algas del picoplancton ($< 2 \mu\text{m}$), son ineficientemente clareadas por muchos cladóceros, dependiendo de la distancia entre las sétulas de los apéndices alimentarios. Algunas especies de *Daphnia* (*D. galeata pullicaria* y *D. hyalina*) y *Bosmina* se incluyen en este grupo, mientras que otras especies de *Daphnia*, *Diaphanosoma* y *Ceriodaphnia*, tienen mallas menores que no discriminan tanto, clareando el picoplancton con alta eficiencia (Sterner, 1989).

El tamaño máximo de las partículas ingeribles varía con la talla del animal, los datos de tallas máximas ingeridas por especies de *Daphnia* varían entre 12 y 42 μm , aunque se ha reportado la ingestión de tricomas de cianobacterias, *Microcystis* y *Asterionella*. Por otra parte la presencia de numerosas partículas grandes interfiere con la colecta de alimentos de los cladóceros (Sterner, 1989).

Hay un muy amplio consenso en que partículas entre 3 y 20 μm de largo y sin espinas o cubiertas protectoras son altamente susceptibles del pastoreo por cladóceros. Esto incluiría algas verdes como *Chlamydomonas*, algunas especies de *Scenedesmus*, *Cryptomonas*, *Rhodomonas*, *Chrysochromulina* y *Cyclotella* (Sterner, 1989).

Se ha comprobado que las tasas de clareado en cladóceros se relacionan con la longitud total del animal en forma exponencial. Otras variables como la temperatura, la concentración del fitoplancton o incluso la ubicación taxonómica tienen poca influencia en la eficiencia del clareado (Chow-Fraser y Knoechel 1985).

Bosmina huaronensis: No puede filtrar eficientemente la fracción del plancton menor a 2 μm (picoplancton) (Bogdan y Gilbert, 1987, en Sterner, 1989)

En un estudio que comparó el pastoreo sobre algas filamentosas entre *B. longirostris*, *Diaphanosoma brachiurum*, *Moina micrura* y *B. calyciflorus*, fue *B. longirostris* la que mostró mayor preferencia por los filamentos, tanto de *Anabaena flos-aquae* como de *A. granulata* var. *angustissima*, incluso mayor que por *Chlamydomonas* sp. (Fulton, 1988).

Según Gilbert y Bogdan (1981), ingirió más eficientemente las células flageladas aún comparando con células de *Chlamydomonas* sonicadas (sin flagelos). En un estudio que evaluó las preferencias de talla de esta especie entre un conjunto de células flageladas, Queilmaliños y Modenutti (1993), hallaron que prefirió las algas menores a

5 μm . Posiblemente la habilidad competitiva de *Bosmina* radica en su capacidad de remover células flageladas a bajas concentraciones (Balseiro et al, 1992).

Estas observaciones tan disímiles en cuanto a la dieta de *Bosmina* (preferencia por filamentos o pequeñas flageladas) se explican en gran medida por el mecanismo de alimentación dual que difiere del típico de las familias Daphnidae (*Daphnia* y *Ceriodaphnia*) y Sididae (*Diaphanosoma*). *Bosmina* posee apéndices alimentarios muy similares a los de quidoridos y macrotrícidos, donde los primeros tres apéndices torácicos están modificados para capturar las partículas grandes y los últimos para el filtrado de partículas pequeñas. Como resultado el animal puede enriquecer selectivamente su alimentación con alimento de alta calidad, luego de colectorarlo, por eliminar las partículas no deseables; por otro lado puede explotar la partición de los recursos, más como un cazador que como un colector pasivo (De Mott y Kerfoot, 1982).

Según Kirk y Gilbert (1990) *B. longirostris* (y otros cladóceros) vieron disminuido su crecimiento poblacional en presencia de grandes concentraciones de arcillas.

Ceriodaphnia dubia: Según Hart y Jarvis (1993) no mostró selectividad por algas en comparación con bacterias. Según Martínez (2000) presentaría ventajas competitivas en condiciones de baja disponibilidad de recursos. Disminuyó su crecimiento poblacional en presencia de grandes concentraciones de arcillas (Kirk y Gilbert, 1990).

Daphnia laevis: Como todos los cladóceros tiene una alimentación poco selectiva. En un estudio sobre la dieta de esta especie en un embalse de Brasil, Eskinazi-Santanna et al (2002) encontraron que las especies más abundantes en el fitoplancton en cada época del año fueron las más ingeridas y que utilizó un amplio espectro de algas: desde clorofitas coloniales como *Eutetramorus fortii* y *Coelastrum pseudomicroporum*, pasando por cianofitas como *Microcystis aeruginosa* y *Anabaena* sp y hasta euglenofitas como *Trachelomonas volvocina* y *Euglena oxyurus*. Hart (1992) caracteriza a *D. laevis* como una especie típica de aguas claras, incapaz de vivir con concentraciones elevadas de sedimento, y cuyo crecimiento disminuye a bajas o moderadas concentraciones de alimento. Los espacios intersetulares de *D. laevis* (0,197 μm) son según este autor, significativamente más finos que los de las especies de aguas turbias (0,236 - 0,248 μm).

Diaphanosoma birgei: Otra especie de este género (*D. brachyurum*) evitó todo tipo de filamentos en un estudio de selectividad (Fulton, 1988). Hart y Jarvis (1993) señalaron la selectividad por algas en comparación con bacterias.

En cuanto a los efectos del material en suspensión, se han reportado respuestas variables, en una experiencia se vio afectada a concentraciones de 50 mg/l (Bozelli, 1998), aunque según Hart (1992) *D. excisum* toleró concentraciones mayores a 70 mg/l sin disminuir su crecimiento.

Moina micrura: Según Fulton (1988) esta especie no mostró un consumo diferencial entre *Chlamydomonas* sp. o algas filamentosas como *A. granulata angustissima* o *Anabaena flos-aquae*. Hart y Jarvis (1993) señalaron la selectividad por algas respecto de bacterias. Según Martínez (2000) esta especie presentaría, al igual que *C. dubia*, ventajas competitivas en condiciones de baja disponibilidad de recursos.

En cuanto a la tolerancia a la inanición, Hart y Jarvis (1993) señalaron que esta especie fue capaz de producir huevos aún sin suplemento de alimento.

En cuanto a los efectos del material en suspensión, se vio afectada recién con 100 mg/l (Bozelli, 1998).

COPÉPODOS: Tienen dos mecanismos básicos de captura: uno más pasivo, relativamente no selectivo de captura de algas pequeñas y otro más activo, de selección raptorial que los hace más selectivos que *Daphnia*. Tienen la capacidad de seleccionar las partículas por su talla y por características químicas. Diferentes descripciones de las preferencias de alimentación de copépodos en base a algas mostraron picos de selectividad entre 10 y 25 μ o bien por la fracción menor a 22 μ m. Algunas especies mostraron preferencia por la fracción mayor a 25 μ m cuando la proporción de algas grandes fue mayor. En general la mayor selectividad se hace por las algas que están en el rango de entre 10 y 50 μ m, pero la forma y el gusto de las mismas así como el estado nutricional del animal puede cambiar en forma considerable los patrones de selectividad (Sternner, 1989).

Los copépodos calanoideos adultos cuando se comparan con cladóceros de talla equivalente, tienen menores tasas de clareado (Sternner, 1989).

El umbral de concentración de comida para el desarrollo de las nauplii de calanoideos es más bajo que para las nauplii de ciclopoideos, por lo tanto los calanoideos tienen ventaja en condiciones de escasez de alimento. La incapacidad de los ciclopoideos de desarrollarse bajo condiciones en las que sí pueden darse los calanoideos podría reducir la presión de predación sobre los instars de calanoideos ejercida por los estadios carnívoros de los ciclopoideos (Santer, 1994).

-CICLOPOIDEOS: Son en general depredadores.

Acanthocyclops robustus: Sus presas son los cladóceros más pequeños como *Ceriodaphnia reticulata* y *D. cucullata* y estadios juveniles (menores a 7 días de desarrollo) de cladóceros mayores como las especies de *Daphnia* (Gliwicz y Umana, 1994).

Se ha estimado que los ciclopoideos pueden preda sobre el 30% de la biomasa de nauplii tanto cyclopoideas como calanoideas a lo largo del verano en algunos lagos (Mc Queen, 1969, en Cryer y Townsend, 1989).

Tiene un tiempo generacional variable de entre 18 y 36 días, probablemente la duración esté determinada por la disponibilidad de nauplii de calanoideos como presas (Cryer y Townsend, 1989). Estos autores también sugieren que la competencia con *B. longirostris* (y en menor medida con rotíferos) por la alimentación con algas se da en los estadios inmaduros del copépodo y puede ser responsable del retardo del desarrollo antes del comienzo del comportamiento predador.

Metacyclops mendocinus y *Microcyclops* sp: Especies poco abundantes en el embalse. *Metacyclops mendocinus* se encontró como típico de embalses eutróficos y con déficit de oxígeno en Brasil (Sendacz et al. 1985)

-CALANOIDEOS: Son en general pastoreadores. Además de poseer los dos mecanismos de ingestión (uno raptorial y uno filtrador) pueden ajustar su posición para aumentar las posibilidades de captura (Alcaraz et al, 1980, en Reynolds, 1984; Leising y Franks, 2000). El rango de tallas consumido por algunos *Diaptomus* y la frecuencia de ingestión sugieren fuertemente que la filtración no selectiva de partículas en el rango de 2-12 μ es suplementada por la toma de las partículas más grandes (hasta más de 30 μ), que son seleccionadas, capturadas y frecuentemente fragmentadas previamente a su ingestión (Richman et al, 1980, en Reynolds, 1984).

Notodiaptomus incompositus: Existen algunas citas para esta especie en la cuenca del Plata pero no hay datos de su alimentación (Mazzeo et al. 1999; Sans et al. 2003).

La distribución de las especies de calanoideos se restringe en general a una cuenca hidrográfica, por su estrecha relación con un rango determinado de condiciones ambientales (Matsumura-Tundisi y Tundisi, 2003; Sendacz et al. 1985). Se considera entonces la alimentación de otra especie del mismo género: *N.*

iherenbergi, presente en embalses del sur de Brasil. Se alimenta de algas menores a 50 μ en general, su dieta incluye colonias pequeñas de cianofitas menores a 30 μ y excluye colonias grandes y filamentos (Pañoso, 2003). El tiempo de incubación en estos experimentos fue sólo de 48 hs, por lo tanto debería considerarse la posibilidad de que esta dieta fuera insuficiente para el desarrollo completo y la producción de huevos, como se comprobó con *Eudiaptomus gracilis*. En este caso una dieta basada en fitoflagelados (*Rhodomonas minuta* y *Cryptomonas sp*) fue suficiente para completar el ciclo de vida (Santer, 1994). El tiempo de desarrollo de N. incompositus es de 27 a 135 días dependiendo de la temperatura (22 a 9° C respectivamente) (Cruz y Escalante, 2001).

GRUPOS FUNCIONALES RESULTANTES

Como resultado del análisis de la información se distinguen varios grupos funcionales de acuerdo con el hábito pastoreador o depredador, el rango de tallas ingerido, y la selectividad por determinados grupos algales. La información procesada se sintetiza en las tablas 14 y 15.

Tabla 14: Posibles presas ingeridas por los depredadores

	C. hirundinella	Ciliados	Rotíferos	Cladóceros juveniles	Cladóceros adultos	Nauplii	Copepoditos	Copépodos adultos
P. taeniatus			x					
Mesostoma sp.		x				x	x	x
A. girodi	x	x	x					
Copepodito ciclopoideo			x	x				
A. robustus				x	x	x	x	

Tabla 15: Preferencias alimentarias de los pastoreadores y agrupación en grupos funcionales: CILIOMN: ciliados omnívoros; ROTGEN: Rotíferos Generalistas; ROTESP: Rotíferos Especialistas; CLAM: Cladóceros Medianos; CLAG: Cladóceros Grandes; CLAP: Cladóceros Pequeños; NAUPLII: larvas nauplii; CALA: Calanoideos.

	Tasa de clareado (ml/día) **		Talla Preferida (μ)	Bacterias/ detritus	Algas < 20 μ	Preferencia flageladas	filamentos	GRUPO FUNCIONAL
CILIADOS		Codonella cratera		X	X			CILIOMN
		Zoothamnium sp.		X				
ROTIFEROS	0,05	Pompholyx sulcata		X	X			ROTGEN
		Brachionus calyciflorus	Hasta 18	X	X		X	
		Trichocerca cylindrica, T. pusilla, T. similis		X			X	
		Keratella cochlearis, K. tropica, K. americana	<15	X	X	X		
		Conochilus unicornis	<10	X	X			
		Filinia longiseta, F. opoliensis		X	X			
		Kellicotia longispina	< 10 -12	X	X			
		Hexarthra fennica		X	X			
		Polyarthra vulgaris	>5				X	ROTESP
CLADÓCEROS	1-2	Moina micrura		X	X		X	CLAM
		Ceriodaphnia dubia	Pico-plancton - 20 μ	X	X			
		Diaphanosoma birgei		X	X			
	10	Daphnia laevis	10-1.000		X		X	CLAG
	<1	Bosmina longirostris, B. huaronensis	>2		X	X	X	CLAP
COPEPÓDOS	5	Nauplii			X			NAUPLI
		Notodiaptomus incompositus	10-50		X	X	*	CALA
		Copepodito calanoideo				X		

* pequeñas colonias de cianofitas

** Tasas de clareado para rotíferos y copépodos según Reynolds (1984), para cladóceros obtenida según la regresión a partir de la longitud promedio (Chow-Fraser y Knoechel, 1985).

Un ciliado (*P. taeniatus*), un turbelario (*Mesostoma* sp.), un rotífero (*A. girodii*) y varios copépodos ciclopoideos (incluyendo los copepoditos) se consideran depredadores. Si bien *P. taeniatus* es estrictamente omnívoro se incluye entre los depredadores por su preferencia por los rotíferos y porque el hecho de ser capaz de ingerir organismos del zooplancton es lo suficientemente importante para diferenciarlo

de los pastoreadores estrictos. Dadas las diferentes preferencias alimentarias y de movilidad para la captura de presas por el momento se consideran en forma separada (tabla 14).

Las restantes especies de ciliados, rotíferos, cladóceros y el copépodo calanoideo son todas pastoreadores. Las preferencias alimentarias y las diferentes tasas de clareado, consideradas según Reynolds, 1984, permiten agruparlos en: ciliados, rotíferos generalistas y especialistas, cladóceros pequeños, medianos y grandes, larvas nauplii en general y calanoideos juveniles y adultos (tabla 15).

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA ABUNDANCIA DE LOS GRUPOS FUNCIONALES

PASTOREADORES:

Entre febrero y agosto 1999 en la zona fótica de las tres estaciones de muestreo los pastoreadores principales fueron los rotíferos generalistas y especialistas (fig. 33). Los copépodos fueron el segundo grupo en importancia, se hallaron predominantemente como nauplii en febrero y como calanoideos adultos en agosto. En cambio, en la zona afótica fueron importantes los rotíferos, los ciliados y las larvas nauplii, en proporciones muy variables en cada mes y estación (fig 33).

Entre noviembre 1999 y marzo 2000 en todas las estaciones hubo una importante disminución en el zooplancton en general y en particular en la densidad de rotíferos generalistas y especialistas. Los grupos más abundantes fueron: larvas nauplii, rotíferos generalistas y calanoideos en zona fótica y los ciliados en la zona afótica.

A partir de mayo 2000 cambió la composición del zooplancton. Se registró un incremento en la densidad de pastoreadores en toda la zona fótica en general y en la estación Garganta Fótico de cladóceros medianos (46 ind/l). Las larvas nauplii tuvieron un importante desarrollo en toda la columna de agua. Los cladóceros pequeños tuvieron su máximo desarrollo entre julio y octubre 2000, tanto en la zona fótica como afótica, mientras que los cladóceros medianos y grandes tuvieron su máxima abundancia en Garganta Fótico en noviembre 2000.

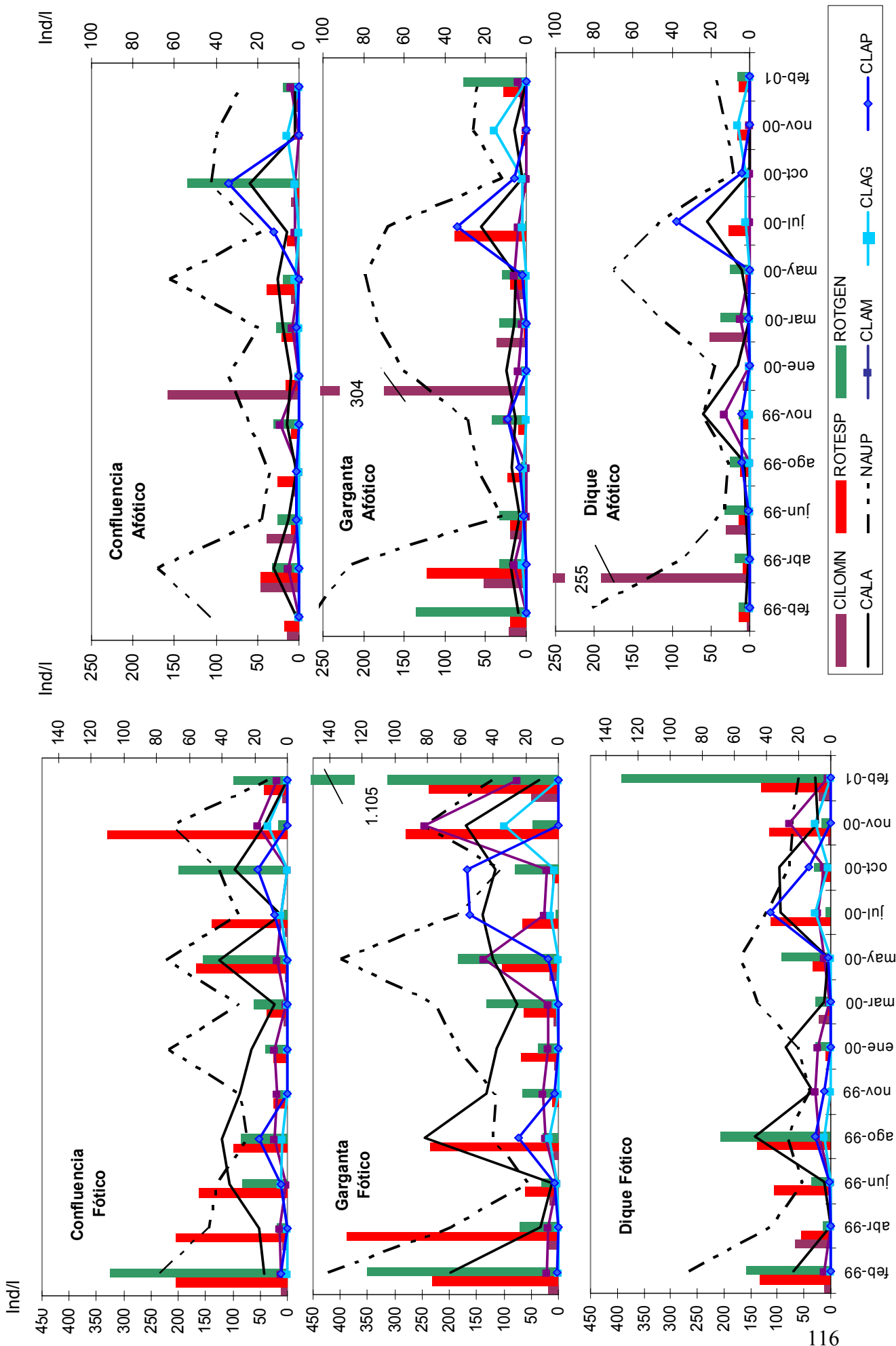


Fig. 33: Variación espacio-temporal de los grandes grupos de pastoreadores (ind/l) en la zona fótica. Las barras se representan en el eje izquierdo y las líneas en el eje derecho.

Entre noviembre 2000 y febrero 2001 se detectó en todas las estaciones de muestreo una mayor concentración de pastoreadores en la zona fótica. La proporción entre los grupos de rotíferos, cladóceros y copépodos fue variable en cada mes y estación.

Los cladóceros medianos y grandes tuvieron su máximo desarrollo en la estación Garganta Fótico en noviembre 2000. La máxima concentración de rotíferos generalistas registrada en todo el período de estudio se encontró en Garganta Fótico en el mes de febrero 2001.

DEPREDADORES:

Las estaciones Confluencia y Garganta Fótico tuvieron, en general, las máximas densidades de depredadores (Fig. 34).

Las mayores concentraciones se registraron en mayo y noviembre 2000 y en febrero 2001. Correspondieron con los máximos de *A. girodii* y de copépodos ciclopoideos en el año 2000 y con los máximos de depredadores turbelarios y ciliados en el 2001. *Mesostoma* sp se desarrolló siempre en verano, preferentemente en la estación Garganta Fótico. Los ciliados depredadores se desarrollaron entre abril y agosto 1999 y luego en febrero 2001.

VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA BIOMASA DE LOS GRUPOS FUNCIONALES

PASTOREADORES:

Al considerar al zooplancton en términos de biomasa (peso seco), se observa un cambio radical en la contribución de cada grupo al zooplancton total. Los rotíferos y las larvas nauplii que en abundancia generalmente eran dominantes, pasan a ser los grupos menos importantes. En cambio, los crustáceos son los que más contribuyen a la biomasa de zooplancton pastoreador (fig 35).

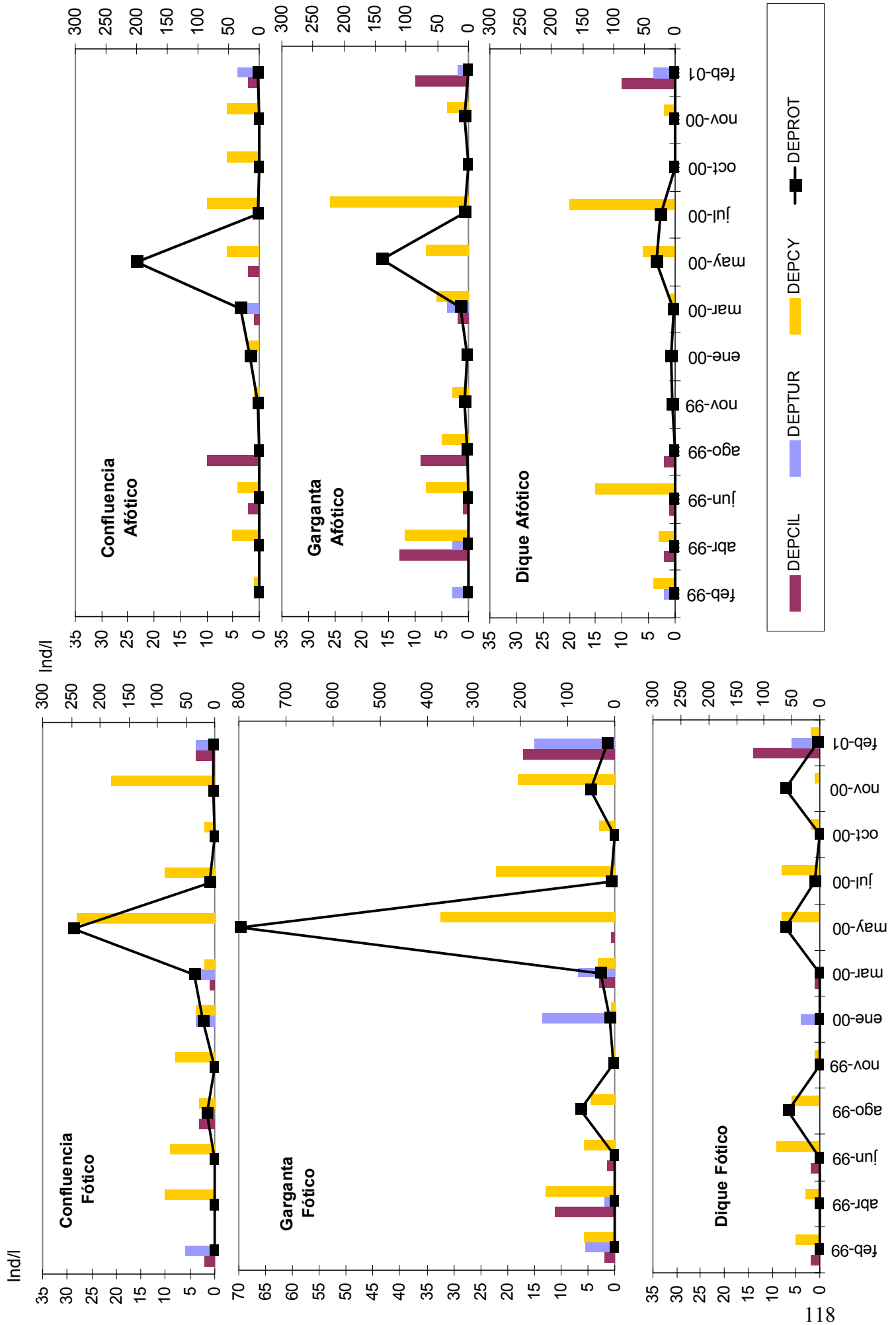


Fig. 34: Variación espacio-temporal de los grandes grupos de depredadores (ind/l). Las barras se representan en el eje izquierdo y las líneas en el eje derecho.

Desde el comienzo del período de estudio y hasta marzo 2000, los copépodos calanoideos fueron los que tuvieron la mayor biomasa de todos los grupos de pastoreadores, en la zona fótica de todas las estaciones de muestreo (máximo: 272 μg de peso seco /l en GF, agosto 1999). Paralelamente, la biomasa de rotíferos fue muy baja y sólo los rotíferos especialistas igualaron la biomasa alcanzada por otros grupos de crustáceos pastoreadores durante febrero y abril 1999 en Confluencia y Garganta Fótica. En agosto 1999, al mismo tiempo que los calanoideos alcanzaron altos valores de biomasa, todos los grupos de cladóceros (pequeños, medianos y grandes) tuvieron un desarrollo importante. Es así que, considerados en conjunto los cladóceros alcanzan una biomasa similar (CF y GF) a la de calanoideos o incluso la superan (DF). En los siguientes meses del año 1999 sólo los cladóceros medianos y los calanoideos alcanzan una biomasa considerable.

A partir de mayo 2000 y hasta febrero 2001, los cladóceros en general tuvieron su máximo desarrollo, variando la importancia relativa de los pequeños, medianos y grandes. En julio 2000 (excepto en DF) y en octubre 2000 en las tres estaciones, la biomasa de calanoideos supera a la de los cladóceros, aún tomando a estos últimos en conjunto.

En noviembre 2000, los cladóceros lograron su máxima biomasa, los cladóceros grandes y medianos superaron en conjunto a los copépodos calanoideos.

En febrero 2001, hubo una disminución muy importante en la biomasa de zooplancton pastoreador, acompañada por un cambio en las proporciones de cada grupo. Aunque disminuyeron considerablemente su biomasa, fueron dominantes los calanoideos y los cladóceros medianos. Los rotíferos generalistas que no habían tenido antes una biomasa importante se destacaron en GF.

En general en las zonas afóticas de las tres estaciones de muestreo se siguieron patrones similares a los de la zona fótica, aunque con una biomasa considerablemente menor. Se destaca como una excepción lo ocurrido en DF, noviembre 1999, cuando la biomasa de zooplancton fue mayor en la zona afótica que en la fótica. Además fue la única ocasión con una biomasa alta ($>100 \mu\text{g/l}$) dentro del primer período (entre febrero 1999 y marzo 2000) en la zona afótica. En el período siguiente, a partir de mayo 2000, hubo biomásas mayores y similares a las de la zona fótica dadas principalmente por los cladóceros y los calanoideos.

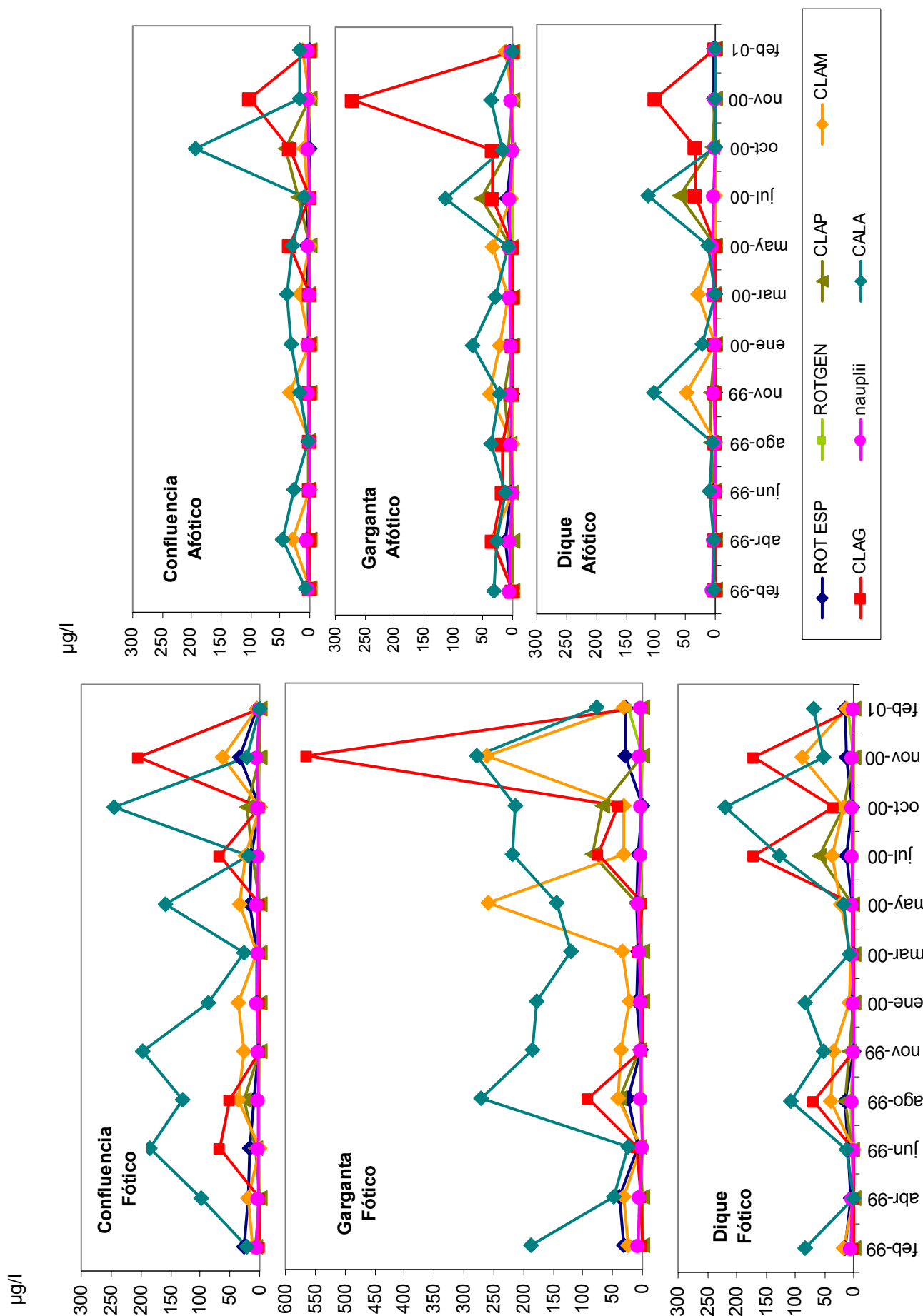


Fig 35 : Biomasa de los grupos de pastoreadores ($\mu\text{g/l}$) en la zona fótica y afótica de las tres estaciones de muestreo

DEPREDADORES:

Para considerar la biomasa de los depredadores se tuvieron en cuenta los copépodos ciclopoideos y el rotífero *A. girodii*. No se consideraron los ciliados ni el turbelario porque se deforman con el fijador utilizado y no se dispone en la bibliografía de fórmulas para el cálculo de su biomasa.

Hasta marzo 2000 inclusive la biomasa de depredadores fue baja. El máximo correspondió a la biomasa de *A. girodii* en agosto 1999 (221 y 175 $\mu\text{g/l}$ en GF y DF, respectivamente)(fig 36).

En mayo 2000 se registró un incremento sustancial en la biomasa de depredadores. Se observan los máximos valores de biomasa de *A. girodi* para todo el período de estudio (2.419 y 745 $\mu\text{g/l}$ en GF y CF, respectivamente). Sin embargo el gran desarrollo poblacional de esta especie estuvo restringido a este mes. A partir de mayo 2000 y hasta noviembre 2000 se registraron altos valores de biomasa de ciclopoideos. Estos valores corresponden con las mayores densidades de copépodos ciclopoideos y con la mayor proporción de adultos que se registró en este período. Especialmente en julio y noviembre 2000, el 100 % de los individuos hallados fueron adultos. La máxima densidad de ciclopoideos registrada en mayo no se reflejó en un alto valor de biomasa debido al predominio de copepoditos.

Finalmente, en febrero 2001 la biomasa de depredadores volvió a alcanzar valores similares a los mínimos registrados en el embalse.

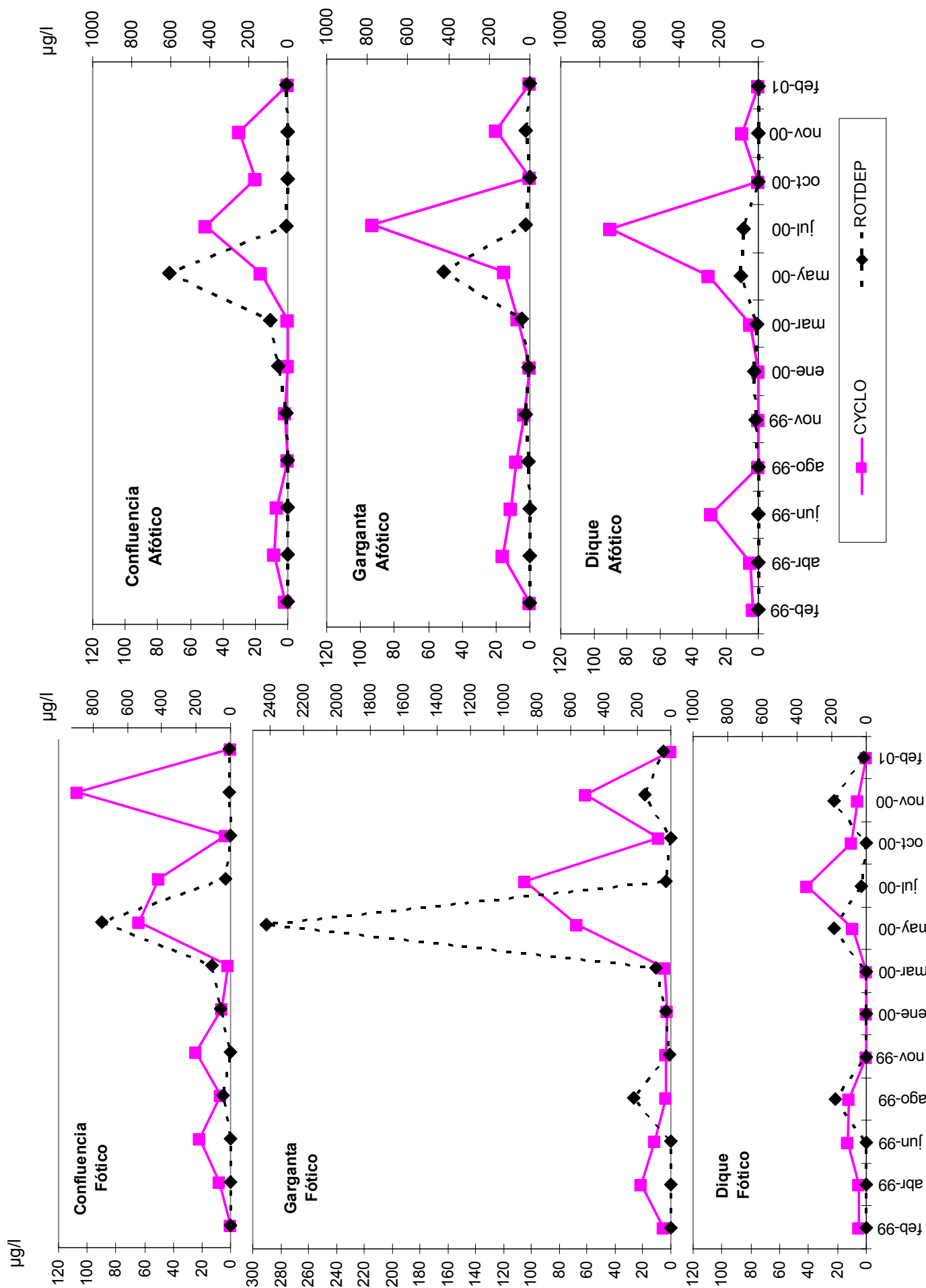


Fig 36 : Biomasa de los grupos de depredadores ($\mu\text{g/l}$) en la zona fótica y afótica de las tres estaciones de muestreo

V.B.5 RELACIONES ENTRE VARIABLES FISICOQUÍMICAS, FITO Y ZOOPLANCTON BAJO DISTINTAS CONDICIONES HIDROLÓGICAS

Los muestreos comprendidos entre febrero 1999 y marzo 2000 correspondieron con la mayor intensidad del rebalse por vertedero (fig. 1) y con altas tasas de renovación mensuales (fig. 2). Desde mayo 2000 y hasta el final del período de estudio, en cambio el rebalse fue nulo o intermitente y de baja magnitud (fig. 1) y las tasas de renovación mensuales fueron mucho menores. Las diferencias entre las tasas de renovación entre estos dos períodos fueron significativas ($t = 2,48$; $p = 0,01$; $n = 15,11$).

Por otra parte las relaciones entre fito y zooplancton fueron diferentes en estos períodos (fig. 24; tabla 10), mostrando una correlación positiva entre ambas variables durante el primer período y negativa en el segundo. Por todo esto, se realizan los análisis multivariados diferenciando los dos períodos ya que se supone que las variables estructurantes serán diferentes bajo distintas condiciones hidrológicas.

ACP Nº 1: Período febrero 1999 - marzo 2000:

Se extrajeron tres ejes y se explicó el 65 % de la varianza (tabla 16).

La mayor parte de la varianza estuvo ligada al desarrollo de la biomasa algal. La clorofila se relacionó con la temperatura y con el seston, poniendo de manifiesto el origen biológico del mismo. Además, la profundidad de la zona fótica y los nutrientes nitrato, nitrito y fósforo reactivo soluble se vieron negativamente relacionados con el incremento de la biomasa algal (tabla 17).

Tabla 16: eigenvalores y porcentaje de varianza explicado

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
eigenvalores	4,1	2,4	2,0
% varianza	31,7	18,1	15,2
% acumulado	31,7	49,8	65,1

Tabla 17: cargas de las variables sobre los tres primeros ejes

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
tasa renovación	0,08	0,35	0,44
zona fótica	-0,39	-0,03	-0,11
zona de mezcla	-0,31	0,03	-0,08
seston	0,40	-0,14	-0,05
fósforo total	0,00	0,16	0,39
PRS	-0,26	-0,23	0,36
nitrato + nitrito	-0,43	-0,13	0,14
amonio	0,20	-0,34	0,17
temperatura	0,35	-0,11	0,42
conductividad	0,16	0,13	-0,51
fitoplancton	-0,06	-0,54	0,01
clorofila a	0,37	-0,07	-0,06
zooplancton	0,02	-0,57	-0,09

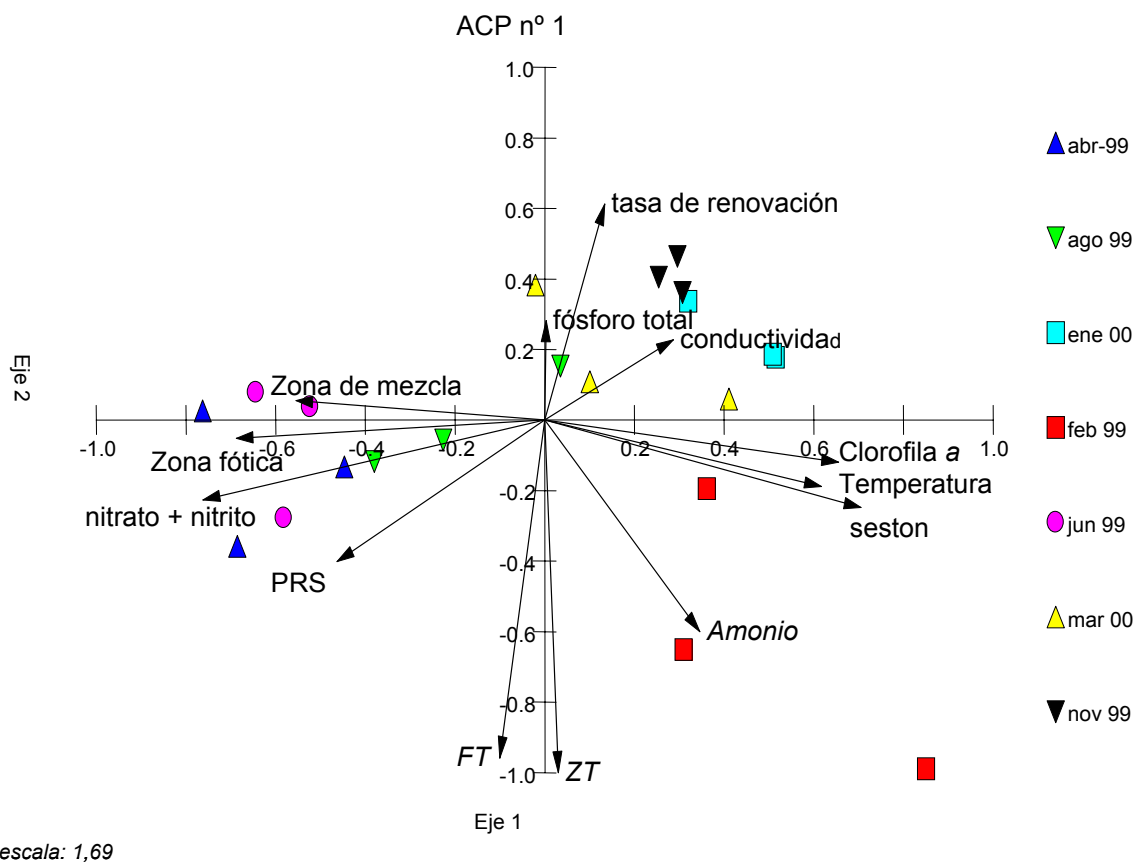


Fig 37: FT: fitoplancton total, ZT: zooplancton total

Por otra parte, y en concordancia con la relación univariada establecida previamente, las variables fito y zooplancton se asociaron positivamente en el segundo eje (fig 37) y ambos se relacionaron negativamente con la tasa de renovación.

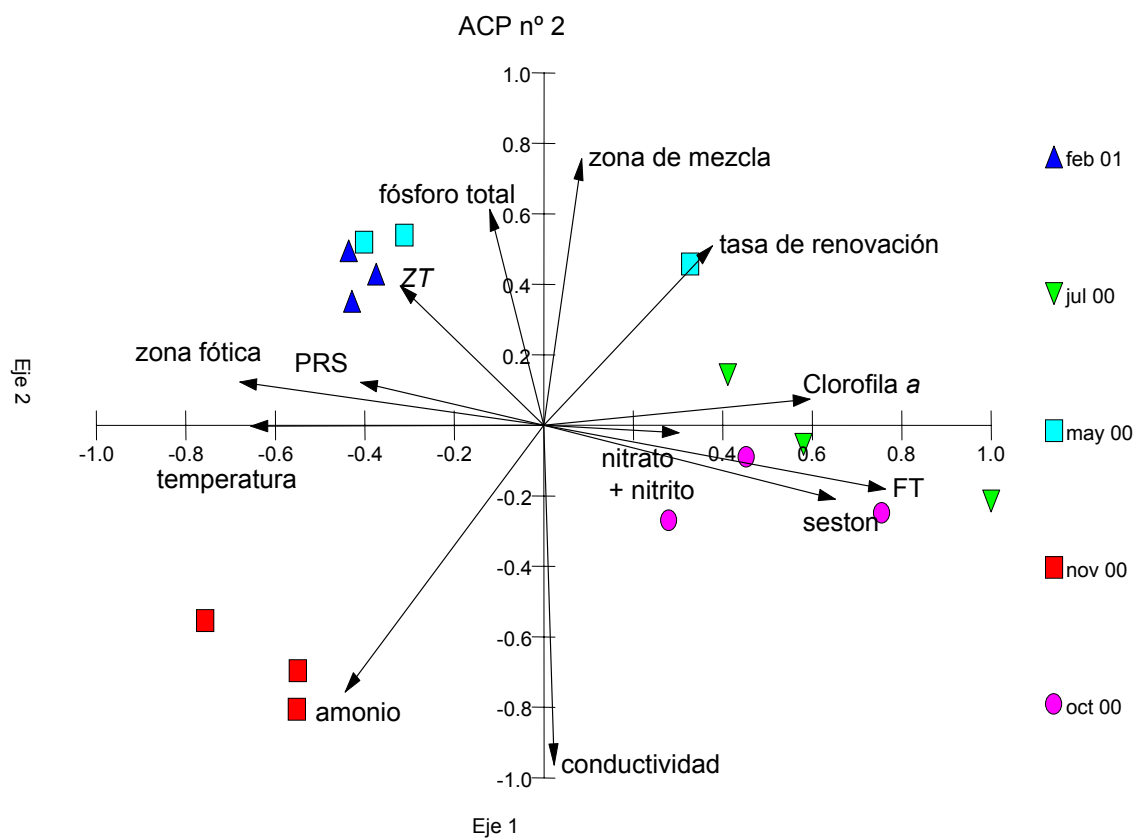
ACP Nº 2: Período mayo 2000 - febrero 2001

La clorofila se asoció positivamente con la densidad de fitoplancton (tabla 19). Durante todo el período las algas dominantes y codominantes fueron unicelulares y en general del mismo tamaño, por esta razón se encuentra una buena correlación entre las variables. Además al igual que en el ACP Nº 1, la clorofila y el seston se relacionaron inversamente con la profundidad de la zona fótica, mostrando nuevamente el origen biológico del seston.

El zooplancton presentó una relación inversa con el fitoplancton en todos los ejes (fig 38, tabla 19) en concordancia con la correlación negativa encontrada en este período con el coeficiente de correlación de Spearman.

Tabla 18: eigenvalores y porcentaje de varianza explicado

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
eigenvalores	4,2	2,8	2,0
% varianza	32,4	21,8	15,1
% acumulado	32,4	54,2	69,4



escala: 1,68

Fig 38: FT: fitoplancton total, ZT: zooplancton total

Tabla 19: cargas de las variables sobre los tres primeros ejes

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
tasa renovación	0,22	0,30	0,20
zona fótica	-0,39	0,07	-0,04
zona de mezcla	0,05	0,44	0,15
seston	0,38	-0,12	-0,31
fósforo total	-0,07	0,36	-0,49
PRS	-0,24	0,07	0,08
nitrate + nitrite	0,18	-0,01	0,43
amonio	-0,26	-0,44	0,19
temperatura	-0,38	0,00	-0,42
conductividad	0,01	-0,56	-0,18
fitoplancton	0,44	-0,11	0,01
clorofila a	0,35	0,04	-0,41
zooplancton	-0,19	0,23	0,06

CONDICIONES HIDRÁULICAS como condicionantes de la estructura del plancton

En los dos ACP presentados previamente las relaciones entre fito y zooplancton fueron diferentes. En el ACP N° 1, correspondiente con las más altas tasas de renovación, esta variable física se contrapuso al aumento de la densidad del fito y del zooplancton. Por el contrario, en el ACP N° 2 cuando las bajas tasas de renovación no fueron un factor de control sobre el plancton, el zooplancton mostró una relación negativa con el fitoplancton.

En el primer caso (ACP N° 1), el rebalse intermitente por vertedero (enero 1999 - junio 1999) y el rebalse continuo (noviembre 1999 hasta mayo 2000) coincidieron con una mayor proporción de rotíferos y larvas nauplii en el zooplancton. Únicamente en agosto 1999 el embalse no rebalsó y en ese muestreo se encontró una mayor abundancia de cladóceros pequeños (*B. huaronensis*) y calanoideos. En el muestreo siguiente luego de 138 días previos sin salidas por vertedero, se produjo la dominancia de *C. hirundinella* y el zooplancton estuvo codominado por larvas nauplii, calanoideos y rotíferos. De modo que la tasa de renovación del agua estaría restringiendo la posibilidad de desarrollo de los organismos de ciclo de vida más largo como los copépodos. Como resultado, en el ACP N° 1, con mayoría de casos de alta tasa de renovación y zooplancton compuesto principalmente por rotíferos, la abundancia de ambas fracciones del plancton (fito y zoo) estuvo condicionada por la tasa de renovación.

Por otra parte, en coincidencia con las condiciones cambiantes provocadas por el rebalse intermitente (enero 1999 - junio 1999), se registraron los máximos valores del índice de diversidad de fitoplancton y en cambio con el rebalse continuo (noviembre 1999 hasta mayo 2000) los valores de diversidad fueron menores.

Durante el segundo período (mayo 2000 - febrero 2001), analizado en el ACP N° 2, no hubo rebalse por vertedero a excepción del primer y último muestreos incluidos. Bajo estas condiciones hubo una mayor abundancia de organismos de tiempo generacional más largo en el zooplancton, que pudieron ejercer mayor presión de pastoreo sobre el fitoplancton. Se desarrollaron durante el invierno distintas especies de cladóceros y en noviembre 2000 la de mayor tamaño, *D. laevis*. Además en este período se registró la mayor abundancia de fitoplancton, ya que la menor tasa de renovación no restringió el desarrollo del mismo. Bajo estas condiciones, se espera encontrar una mayor importancia de las relaciones tróficas como mecanismo de regulación de la estructura del plancton.

Con respecto a la diversidad, se registraron los mínimos valores en Confluencia Fótico (en julio 2000 para el fitoplancton y en octubre 2000 para el zooplancton). Dado que en las restantes estaciones de muestreo la diversidad fue mayor, probablemente la disminución en la diversidad en la zona de Confluencia tenga que ver con los aportes desde los embalses aguas arriba, que subsidiaron con agua al Embalse Río Tercero durante un prolongado período sin lluvias en la cuenca.

RELACIONES ENTRE LOS GRUPOS FUNCIONALES DE FITO Y ZOOPLANCTON

A fin de establecer posibles relaciones entre grupos de productores, pastoreadores y depredadores se realizaron varios análisis de los componentes principales considerando la densidad y la biomasa de los grupos funcionales. Los análisis realizados con los datos de biomasa de zooplancton explicaron porcentajes de varianza muy similares a los obtenidos con los datos de densidad y no mostraron relaciones diferentes a éstos. Además, en el cálculo de biomasa de zooplancton no se habían podido incluir ciertas especies importantes de depredadores (*A. girodi*, *Mesostoma* sp y ciliados) se prefirió entonces presentar los resultados obtenidos con los datos expresados en densidad. Se presenta solamente un ACP realizado con los datos de biomasa algal y densidad de grupos de zooplancton.

ACP Nº 3: Grupos funcionales de zooplancton y biomasa algal

Se consideró la biomasa de algas fácilmente palatables (tallas 1 y 2) y difícilmente palatables (talla > 2). Los pastoreadores menos eficientes (ciliado omnívoro y rotíferos generalistas) se relacionaron levemente con las algas menos palatables y los cladóceros pequeños con las algas fácilmente palatables (tabla 21).

Tabla 20: eigenvalores y porcentaje de varianza explicado

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
eigenvalores	3,3	2,7	1,5
% varianza	25,2	21,0	11,8
% acumulado	25,2	46,2	57,9

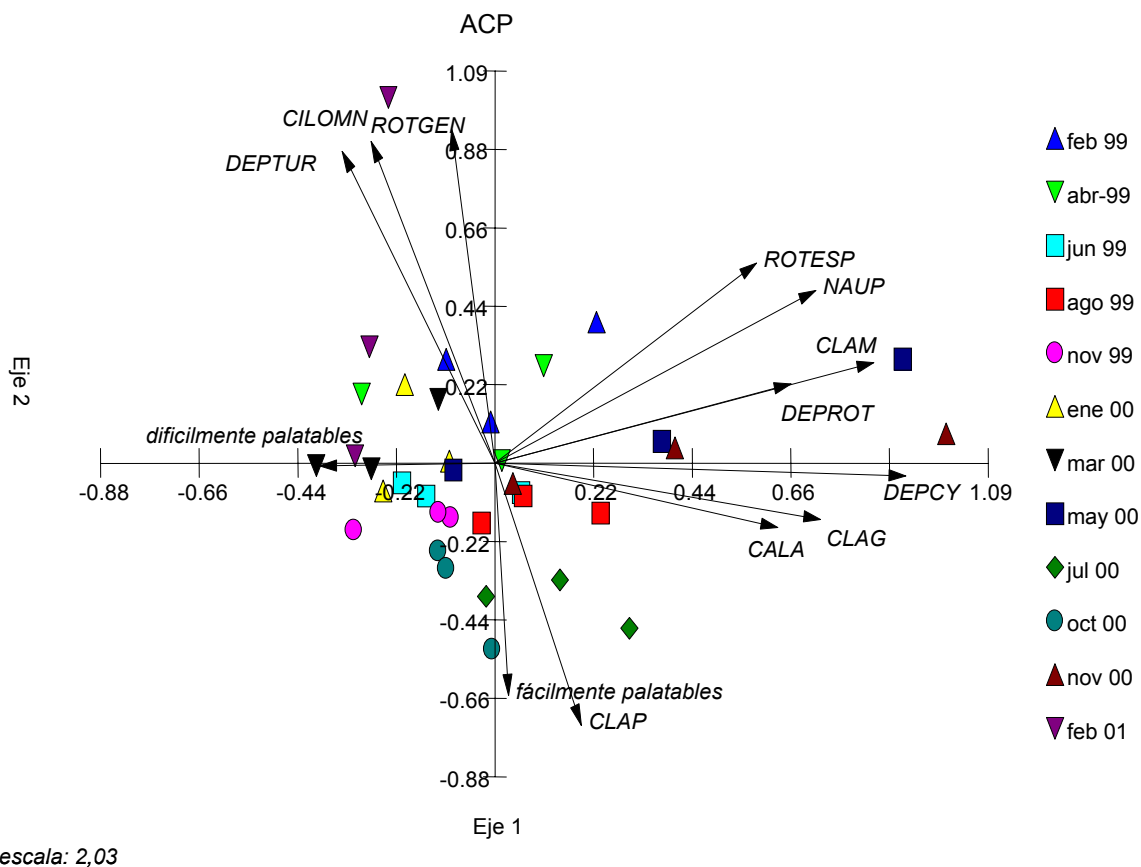


Fig. 39: Relación entre grupos funcionales de zooplancton y la biomasa de algas fácil y difícilmente palatables.

Tabla 21: cargas de las variables sobre los tres primeros ejes

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
CILOMN	-0,14	0,44	0,24
DEPTUR	-0,17	0,43	0,13
DEPROT	0,32	0,11	-0,14
ROTESP	0,29	0,28	0,16
ROTGEN	-0,05	0,46	0,35
CLAP	0,10	-0,36	0,47
CLAM	0,41	0,14	-0,16
CLAG	0,36	-0,08	-0,09
NAUP	0,35	0,24	0,00
CALA	0,31	-0,09	0,11
DEPCY	0,45	-0,02	-0,02
fácilmente palatables	0,02	-0,32	0,49
difícilmente palatables	-0,19	0,00	-0,49

El resto de los crustáceos y los rotíferos especialistas no se relacionaron con la biomasa de ninguna de las dos fracciones del fitoplancton. Al analizar las relaciones entre los niveles tróficos de consumidores primarios y secundarios pudieron observarse fuertes asociaciones: a) entre depredadores poco eficientes y pastoreadores poco eficientes (depredador turbelario y ciliado omnívoro con rotífero generalista); b) entre depredadores muy selectivos y eficientes (cyclopoideos) con los pastoreadores de mayor tamaño (cladóceros grandes y calanoideos); c) entre un depredador poco selectivo como el rotífero *Asplanchna* y los cladóceros medianos, nauplii y rotíferos especialistas (fig 6).

Considerando que las relaciones tróficas pueden ser diferentes bajo distintas condiciones hidrológicas se realizaron dos ACP con los grupos funcionales (períodos febrero 1999 - marzo 2000 y mayo 2000 - febrero 2001) tal como se realizó cuando se analizó al fito y zooplancton con respecto a las variables fisicoquímicas.

ACP N° 4: Grupos funcionales durante el período febrero 1999 - marzo 2000

Utilizando el mismo criterio que en los ACP anteriores se extrajeron cuatro ejes (tabla 22).

Tabla 22: eigenvalores y porcentaje de varianza explicado

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
eigenvalores	4,3	3,8	3,5	1,7
% varianza	22,4	19,8	18,6	9,0
% acumulado	22,4	42,2	60,9	69,8

Tabla 23: cargas de las variables sobre los cuatro primeros ejes

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
CILOMN	0,15	-0,07	-0,22	0,40
DEPTUR	0,12	0,32	0,07	0,25
DEPROT	-0,15	-0,12	0,38	0,16
ROTESP	0,34	-0,26	0,13	0,14
ROTGEN	0,38	0,15	0,19	-0,12
CLAP	-0,08	-0,20	0,41	-0,14
CLAM	-0,10	0,12	0,35	0,12
CLAG	-0,05	-0,31	0,35	-0,15
NAUP	0,39	0,16	0,09	0,20
CALA	0,06	-0,06	0,47	0,03
DEPCY	0,16	-0,40	-0,11	0,00
Duch	-0,08	-0,25	0,11	0,48
Dcoch	0,43	0,13	0,05	-0,13
Dcog	0,03	-0,31	-0,19	-0,35
Cry	0,12	-0,30	-0,17	0,39
Din	-0,25	0,26	0,00	0,14
Cluch	0,28	-0,28	-0,06	-0,12
Cif	0,35	0,21	0,08	-0,17
unmov	-0,16	-0,07	-0,06	-0,20

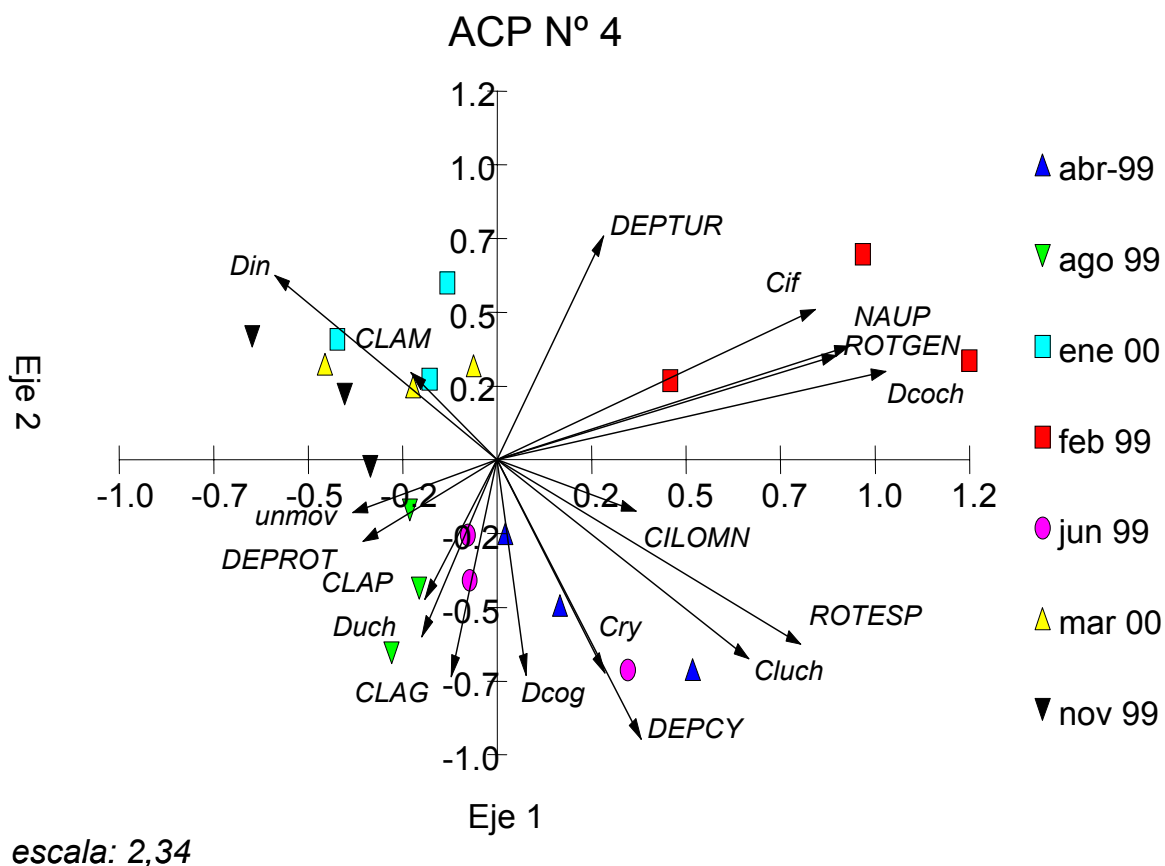


Fig. 40: Relación entre grupos funcionales durante el período febrero 1999 - marzo 2000.

En la figura 40 se observa que los rotíferos generalistas y los rotíferos especialistas presentaron relaciones con diferentes grupos algales. Los rotíferos generalistas se relacionaron con las cianofitas filamentosas y las diatomeas coloniales chicas. Los rotíferos especialistas, en cambio, se relacionaron estrechamente con las clorofitas unicelulares chicas (cluch) y en menor medida con las criptomonadales (Cry). Los grupos de cladóceros se relacionaron con distintos grupo de algas, los cladóceros pequeños y grandes con las diatomeas unicelulares chicas (Duch) y los cladóceros medianos con los dinoflagelados. En este caso, los cladóceros medianos no pueden alimentarse de dinoflagelados, pero lo que esta relación indica es una coexistencia, debido a su habilidad de subsistir con bajas densidades de alimento registradas en los momentos en que proliferaba *C. hirundinella*.

ACP N° 5: Grupos funcionales durante el período mayo 2000 - febrero 2001

Al igual que en el ACP anterior, se extrajeron cuatro ejes (tabla 24).

En la figura 41 se observan principalmente relaciones negativas entre grupos funcionales de productores y pastoreadores, a diferencia de lo encontrado en el análisis correspondiente al período anterior (fig 40). Como excepción los cladóceros pequeños se asociaron positivamente con los dos grupos funcionales de algas pequeñas y flageladas (unicelulares móviles y criptomonadales). Los pastoreadores y depredadores menos eficientes como los rotíferos generalistas, ciliados omnívoros y depredador turbelario formaron una asociación distinta e independiente de los demás grupos del zooplancton, en forma similar a lo encontrado en el análisis anterior.

Tabla 24: eigenvalores y porcentaje de varianza explicado

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
eigenvalores	5,3	4,1	2,5	1,9
% varianza	28,1	21,8	13,0	10,2
% acumulado	28,1	49,8	62,8	73,1

Tabla 25: cargas de las variables sobre los cuatro primeros ejes

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
CILOMN	0,26	-0,29	0,04	0,37
DEPTUR	0,23	-0,32	0,14	0,32
DEPROT	0,12	0,25	-0,33	0,32
ROTESP	0,31	0,16	0,26	-0,06
ROTGEN	0,23	-0,26	0,02	0,40
CLAP	-0,36	0,06	0,12	0,24
CLAM	0,23	0,30	0,10	0,01
CLAG	0,10	0,29	0,33	-0,29
NAUP	0,12	0,39	-0,19	0,28
CALA	-0,10	0,36	0,00	0,23
DEPCY	0,08	0,41	-0,11	0,19
Duch	-0,25	-0,05	-0,05	-0,11
Dcoch	-0,12	0,00	0,13	0,18
Dcog	-0,20	0,05	0,46	0,22
Cry	-0,30	0,02	-0,31	0,11
Din	0,23	0,15	0,13	-0,02
Cluch	-0,24	-0,04	-0,25	0,10
Cif	-0,22	0,10	0,43	0,26
unmov	-0,36	0,03	0,17	0,11

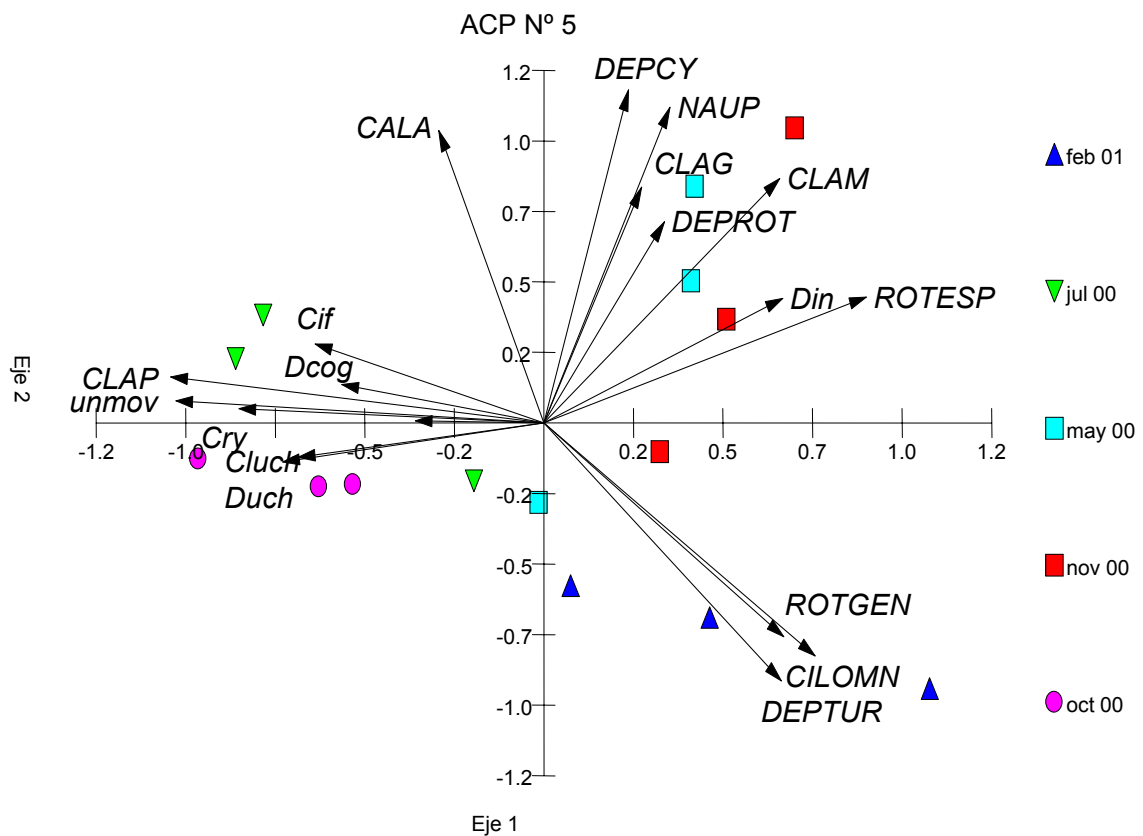


Fig. 41: Relación entre grupos funcionales durante el período mayo 2000-febrero 2001.

RELACIONES ENTRE GRUPOS FUNCIONALES Y VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS

Se presentan los resultados de la correlación múltiple entre los ejes de los ACP realizados con los grupos de funcionales y las variables fisicoquímicas.

ACP N° 4 y variables fisicoquímicas:

De acuerdo con los resultados obtenidos los nutrientes disponibles como PRS y nitratos + nitritos fueron las variables que más se relacionaron con el desarrollo de los distintos grupos funcionales de algas (excepto dinoflagelados). El desarrollo de dinoflagelados, además (máximo sobre el eje 2) se relacionó negativamente con la zona fótica.

Tabla 26: correlaciones significativas (coeficiente de Spearman) entre ejes del ACP N° 4 y variables fisicoquímicas.

	r	t	p
Eje 1 y PRS	0,6	3,3	0,003
Eje 2 y zona fótica	-0,6	-3,32	0,004
Eje 2 y PRS	-0,44	-2,1	0,04
Eje 2 y nitratos + nitritos	-0,8	-5,9	0,000

ACP N° 5 y variables fisicoquímicas:

En este caso en cambio los nutrientes biológicamente disponibles no resultaron relacionados con los grupos funcionales. La temperatura se relacionó negativamente con el eje 1, mostrando que favoreció el desarrollo de los grupos de rotíferos (generalistas, especialistas y depredadores), ciliados y turbelarios.

El carbono orgánico particulado y el fósforo total, fueron las variables que más se relacionaron con el eje 2, que diferencia los copépodos por un lado y los pastoreadores y depredadores menos eficientes por el otro. En el caso de la sílice la correlación significativa hallada carece de sentido ya que a lo largo del eje dos se distribuyen distintos grupos de consumidores, en tanto que los grupos de algas se relacionan con el eje 1.

Tabla 27: correlaciones significativas (coeficiente de Spearman) entre ejes del ACP N° 5 y variables fisicoquímicas.

	r	t	p
Eje 1 y temperatura	0,76	4,27	0,000
Eje 2 y carbono orgánico particulado	0,67	-3,26	0,006
Eje 2 y fósforo total	0,82	-5,1	0,000
Eje 2 y sílice	0,64	2,99	0,01



VI DISCUSIÓN



VI.A - POSIBLES EFECTOS RELACIONADOS CON EL CAMBIO EN LAS NORMAS DE MANEJO DE LA CUENCA DEL EMBALSE RÍO TERCERO

En la **sección V.A.1** se demostró la disminución de la concentración de nutrientes (fósforo y nitrógeno) y de los índices de estado trófico (TSI) basados en clorofila y fósforo total, luego del cambio en el manejo. Como posibles causas de esta disminución se identifican algunas externas al embalse (**creación de embalses aguas arriba, uso de la cuenca**) y otras internas (**variación en la amplitud de nivel, variación en el tiempo de residencia del agua**).

VI.A.1 CAMBIOS EN LA CUENCA:

EFECTOS DE LA CREACIÓN DE EMBALSES AGUAS ARRIBA

De acuerdo con la teoría propuesta por Straskraba (1990, en Barbarosa et al., 1999) sobre los embalses en cadena (CRCC) se distinguen tres tipos de efectos en los embalses situados aguas abajo: térmicos, químicos e indirectos y los resultados serán diferentes según la salida se sitúe en profundidad o en superficie. Debido a que no existen datos de nutrientes ni de plancton de los embalses Cerro Pelado - Arroyo Corto sólo puede suponerse su efecto a partir de las observaciones en el Embalse Río Tercero. Tanto el Embalse Cerro Pelado como el Contraembalse Arroyo Corto tienen salidas por vertedero de tipo libre y el Embalse Cerro Pelado presenta además una salida en profundidad que se utiliza para extraer agua a demanda según las necesidades de uso.

Entre los efectos térmicos de la creación de un embalse aguas arriba se puede citar un aumento en la profundidad de la zona de mezcla y mayor homogeneidad de temperaturas en la columna de agua. Los patrones descritos en las publicaciones del período preoperacional y en el presente trabajo son muy similares. Por lo que se considera que la creación de los embalses Cerro Pelado y Arroyo Corto no tuvo un efecto muy importante en la térmica del Embalse Río Tercero.

Entre los efectos fisicoquímicos se encuentran la disminución en la turbiedad y en la concentración de fósforo. Los efectos químicos dependerán de la calidad del agua que ingrese. La disminución del estado trófico se observa siempre que no haya contaminaciones intermedias entre los embalses debido a que éstos actúan como

trampas de nutrientes (Barbosa et al. 1999, Nogueira et al. 2002, Toja 1982). Casos similares han sido estudiados, en los embalses de Aracena y La Minilla en España (Toja 1979) y en los embalses en cadena de los ríos Tiête y Paranapanema de Brasil (Barbarosa et al., 1999; Jorcín y Nogueira, 2005), donde se ha observado una disminución del estado trófico de los embalses situados aguas abajo. Tradicionalmente el almacenamiento de agua en embalses por un período largo (alrededor de 12 meses) se ha considerado como un valioso primer tratamiento del agua para potabilización (Price 1999). El embalse Cerro Pelado posee un tiempo de residencia relativamente largo (1,02 años según la Subsecretaría de Energía Eléctrica de la Nación 1995: <http://energia.mecon.ar>). Puede suponerse entonces que gran parte del fósforo que aporta la cuenca del Río Grande estaría siendo retenido en el embalse Cerro Pelado y por tanto la carga de este nutriente que llega al Embalse Río Tercero sería menor. Aunque la cuenca del Río Grande se encuentra en una zona serrana sin asentamientos ni actividades humanas (Mariñelarena, 1997), se trata de suelos naturalmente muy ricos en fósforo (Morrás, 1999). Este autor hace una clasificación de los suelos de la región pampeana en base a su contenido de fósforo y ubica a los suelos de las Sierras Pampeanas entre los más ricos de toda la región, debido a la solubilización del fósforo contenido en los feldespatos, micas y apatitas.

Como otro posible efecto fisicoquímico, podría esperarse una disminución en la carga de sedimentos aportada por el Río Grande. El hecho de que no se hayan registrado diferencias en cuanto a la profundidad de visión del disco de Secchi, se relaciona con la baja carga de sedimentos que generalmente tienen los ríos en la cuenca. En el Embalse Río Tercero, las entradas de material en suspensión se asociaron generalmente con bioeston y la profundidad de la zona fótica se relacionó inversamente con la concentración de clorofila. De acuerdo con los análisis multivariados (**Sección V.B.5**) la mayor parte de la varianza del medio fisicoquímico se refiere a las condiciones de visibilidad y tuvo un origen biológico demostrado por su relación con la concentración de clorofila. En cambio, en otros embalses donde la carga de sedimentos de origen inorgánico es mayor, la entrada de agua provoca una disminución en la visibilidad que impide el aumento de la biomasa algal e interfiere con el éxito de muchas especies de zooplancton (Hart, 2004; Naselli-Flores y Barone, 1997; Wolbinbarger, 1999) y los máximos de clorofila se dan coincidentemente con la mayor profundidad de la zona eufótica (Hart, 2004).

Entre los efectos indirectos de la creación de embalses en cadena Straskraba (en Barbosa et al., 1999) plantea una disminución de la producción primaria y un

cambio hacia conjuntos más oligotróficos con reemplazo de floraciones de cianofitas por diatomeas. Se han citado floraciones de cianofitas, clorofitas, diatomeas y dinoflagelados durante el período preoperacional y en cambio en el período estudiado en el presente trabajo las floraciones correspondieron a *Actinocyclus normanii* y a *Ceratium hirundinella* en tanto que no se registraron floraciones de clorofitas ni de cianofitas.

ADVECCIÓN

Se entiende por advección al transporte por una corriente impuesta al sistema (Ford, 1990). Kimmel et al. (1990) luego de recopilar modelos, estudios empíricos y comparaciones estadísticas, sugieren que los efectos de la advección sobre el fitoplancton de un embalse se restringen a sistemas con tiempo de residencia menor a 60 - 100 días. El tiempo de residencia en el Embalse Río Tercero fue mayor a 100 días tanto en el pre como en el posoperacional, por lo que los procesos internos deberían ser siempre más importantes en la regulación de la dinámica del plancton. El mayor tiempo de residencia del Embalse Cerro Pelado (1,02 años) determinaría que con sus aportes ingrese una comunidad planctónica desarrollada. Estas entradas pueden ser internalizadas en la dinámica del plancton del Embalse Río Tercero cuando coinciden con una baja tasa de renovación mensual como en el caso de octubre 2000 cuando se registró el ingreso de *A. normanii* en Confluencia Afótico originada aguas arriba. La densidad algal disminuyó a la mitad en Garganta Afótico y fue aún menor en la estación Dique.

OTROS CAMBIOS EN EL USO DE LA CUENCA

Si bien no se cuenta con datos acerca del uso de la cuenca durante el período preoperacional, el mayor cambio en el uso del suelo -al igual que en el resto del país- fue el incremento de la superficie cultivada con soja a expensas de otros cultivos tradicionales en la zona como el trigo y el maní. Según datos publicados por el INTA (www.inta.gov.ar) y la Secretaría de Agricultura y Ganadería de la provincia de Córdoba (www.cba.gov.ar) la provincia de Córdoba pasó, en los últimos 15 años, de ser la segunda provincia productora de soja a ocupar el mismo porcentaje que Santa Fe con un 28% de la producción nacional cada una. En todo caso, el efecto del incremento de la superficie cultivada con soja sería un incremento en la carga de nutrientes y no una disminución. De todos modos, sólo una cuarta parte de la cuenca

del Embalse Río Tercero es utilizada hoy en día para agricultura y presumiblemente esta carga de nutrientes pueda ser metabolizada en forma eficiente por el embalse.

El inicio de las actividades mineras en la provincia de Córdoba data de fines del siglo XIX, aunque no se encontraron registros de la intensidad de las extracciones a lo largo del tiempo. La explotación minera que se realiza en algunos sitios de la cuenca del Río Grande como las nacientes del Río Durazno, proximidades de Yacanto y Cerro Champaquí (cuarzo, feldespato y mica) y en la pedanía del Río Los Sauces en la cuenca del Río La Cruz (fluorita) (www.mineria.gov.ar/ambiente/estudios/irn/cordoba) pueden afectar la calidad del agua de los ríos. Si se considera que los suelos de la región son muy ricos en fósforo (Morrás, 1999), las actividades extractivas realizadas en las minas a cielo abierto podrían generar un importante aporte de fósforo, originado especialmente en los yacimientos de feldespato y mica situados en la cuenca del Río Grande. En este sentido, la creación de los embalses aguas arriba ayudaría a almacenar las entradas de fósforo que se producirían como efecto de la actividad minera.

VI.A.2 CAMBIOS DENTRO DEL EMBALSE

AMPLITUD DE LA VARIACIÓN DEL NIVEL DEL AGUA

Un efecto directo de la variación del nivel del agua en el aporte de nutrientes al embalse se debe a la inundación periódica de áreas utilizadas para ganadería (Mariñelarena, 1997). El aporte de nutrientes que esto pueda significar para el embalse depende de la proporción entre el área descubierta debido al descenso del nivel, el área del embalse y el área de la cuenca dedicada a la ganadería. Geraldés y Boavida (2003), demostraron que este efecto puede ser importante en un pequeño embalse (área: 0,25 km²), con uso exclusivo de la cuenca (6,7 km²) para ganadería extensiva y pronunciado descenso del nivel del agua en verano (8 a 10 m) en coincidencia con la mayor presión de pastoreo. En cambio, la cuenca del Embalse Río Tercero (3.250 km²), dedicada mayormente a la ganadería, no puede ser afectada en una forma tan importante por la superficie de tierra descubierta utilizada por el ganado (según la curva hipsográfica relativa por ejemplo, con una bajante de 10 metros quedan al descubierto 16 km²). El bajo desarrollo de la línea de costa del embalse (3,97), similar al encontrado comúnmente en lagos (en promedio 3 en lagos y 9 en embalses según Straskraba, 1999) y el hecho de que la ganadería sobre la costa del embalse se

practique únicamente en los sectores comprendidos entre la CNE y la desembocadura de los ríos, hacen que los efectos del pastoreo local sean mínimos.

HETEROGENEIDAD ESPACIAL

Naselli-Flores y Barone (1997) y Rocha et al. (1999) han señalado que las fluctuaciones del nivel del agua pueden provocar cambios en el grado de heterogeneidad espacial, especialmente en embalses dendríticos. Sin embargo éste no es el caso en particular del Embalse Río Tercero cuya morfología es relativamente simple. Los efectos de las fluctuaciones del nivel del agua sobre el grado de heterogeneidad en el embalse se pueden analizar considerando el mapa de las isobatas de profundidad y la curva hipsográfica relativa (fig 4 y 5, Área de estudio). En la curva hipsográfica relativa se muestra como, con variaciones del nivel de hasta 5 metros, el porcentaje de área cubierta/descubierta es menor al 10 %. Con variaciones de nivel de hasta 10 metros, el porcentaje de área cubierta/descubierta es de hasta el 35 %. Estos datos indicarían que bajantes de entre 5 y 10 metros pueden modificar considerablemente la superficie del área embalsada. Sin embargo, las bajantes no afectan del mismo modo a ambos sectores del embalse. En el mapa se observa que en el sector este las isobatas de 0, 5 y 10 m de profundidad se encuentran muy próximas entre sí, dada la elevada pendiente del terreno. En el sector oeste, la isobata de 10 m sigue con bastante fidelidad la forma de la isobata de 0 m, aunque con la particularidad de que en la orilla próxima a la Central Nuclear Embalse se aleja más de un kilómetro de la línea de costa. Esta zona es por lo tanto la más afectada con las grandes fluctuaciones del nivel del agua. La topografía del terreno es especialmente llana en toda esta orilla del sector oeste, por lo cual las variaciones del nivel no generan ni destruyen hábitats particulares.

Se propone que más que actuar modificando la heterogeneidad espacial en cuanto a la formación de bahías o zonas aisladas de las corrientes de circulación principales como es el caso de los embalses dendríticos, las bajantes de entre 5 y 10 m (o más) afectan principalmente al volumen de agua embalsado.

VARIACIÓN EN EL TIEMPO DE RESIDENCIA DEL AGUA

El tiempo de residencia del agua aumentó muy poco a partir del cambio en la política de manejo. En promedio durante el preoperacional era de 156 días y durante el posoperacional de 171 días. Si bien un mayor tiempo de retención favorece la incorporación de los nutrientes en niveles tróficos superiores (Kimmel et al 1990) aplicar esta explicación sobreestimaría la importancia del cambio ocurrido. Por el contrario, la mayor duración de los períodos de rebalse por vertedero tendría un efecto negativo sobre la concentración de plancton en la zona fótica; tanto es así que en embalses destinados a agua potable se recomienda aumentar la tasa de renovación del epilimnion para mejorar la calidad del agua (Toja 1982).

PATRONES DE ESTRATIFICACIÓN

Aunque Straskraba et al. (en Henry, 1999) consideren que se necesita un tiempo de residencia mayor a 200 días para que se desarrolle una estratificación térmica en la zona lacustre de los embalses, Henry (1999) demostró que en los embalses tropicales con tiempos de residencia mayores a 40 días se desarrollaban estratificaciones térmicas muy evidentes.

En estudios anteriores acerca de la limnología física del embalse ya se había notado que el comportamiento de la masa de agua podía ser muy distinto de un año a otro. Según las observaciones de Cordini (1950) y Bonetto et al. (1976) las máximas diferencias de temperatura en la columna de agua habían sido de 3°C y ellos apreciaron que no se produjo una estratificación térmica definida sino un gradiente más o menos regular. En otros trabajos se han registrado diferencias de temperatura muy superiores, por ejemplo en Boschi y Fuster de Plaza (1959) se hace referencia a la formación de dos o más termoclinas y se registró una diferencia de temperatura de 6,4 °C. Por otra parte en trabajos que abarcan varios años de registros térmicos como el de Zunino y Migliori (1983) se registró una diferencia máxima de 9,9 °C (años 1971 a 1980) y en los trabajos de Mariazzi et al. (1981^a, 1989), se hace notar que hubo algunos años en los cuales la diferencia de temperatura entre superficie y fondo alcanzó entre 4°C (febrero 1981) y 7°C (enero 1978), mientras que en otras ocasiones sólo hubo 2°C de diferencia (enero 1979).

En la publicación de Boltovskoy y Foggeta (1985) los gráficos presentados para el período 1977-1980 son mucho más detallados y se pone en evidencia que ya sea en primavera o en verano siempre ocurre algún tipo de estratificación aunque esta sea transitoria y raramente perdure más de un mes. Se observa que es típico que se produzcan sucesivos períodos alternados de estratificación y mezcla durante la primavera tardía y el verano.

En un estudio comparativo de embalses brasileños, Henry (1999), encontró una relación positiva entre el incremento en las diferencias de temperatura entre fondo y superficie y la profundidad de la columna de agua. En el embalse Tres Mariás, de profundidad similar (z máx: 30 m) la mayor diferencia térmica (6°C) fue similar a la registrada en el Embalse Río Tercero.

Según Boltovskoy y Foggeta (1985) las menores diferencias de temperatura correspondieron a años en que el embalse estuvo muy bajo y la menor cantidad de agua embalsada permitió que la columna fuera más homogénea (años 1972 y 1977 respectivamente, con bajantes de 15 y 12 m por debajo del nivel del vertedero). Sin embargo, los registros de temperatura del preoperacional muestran que con el embalse cerca del nivel del vertedero se produjeron tanto grandes como pequeñas diferencias de temperatura (7°C en enero 1978 y 2°C en enero 1979). Asimismo, durante el período posoperacional, con el embalse también cercano a la cota máxima, se registraron hasta $5,5^{\circ}\text{C}$ de diferencia entre superficie y fondo (enero y noviembre 2000).

En meses de verano con similares temperaturas en superficie (por ejemplo febrero 1999, enero 2000, marzo 2000, noviembre 2000, febrero 2001), se produjeron tanto pequeñas como grandes diferencias de temperatura en la columna de agua. La estratificación en el embalse no parece un fenómeno linealmente relacionado con la temperatura del agua en superficie, ni con la estacionalidad, ya que se observan fenómenos similares en primavera o verano y no siguen un patrón regular de año a año. En coincidencia con Boltovskoy y Foggeta (1985) se encuentra que la influencia de los vientos y de los días de calma es determinante en este aspecto, dado que la dirección de los vientos dominantes (NE) coincide con la longitud mayor del sector más lacustre del embalse (sector este). Sin embargo se observó que a diferencia de lo propuesto por estos autores la acción del viento puede mezclar efectivamente la columna de agua aunque el embalse se encuentre a cota máxima. Por otra parte las tomas de agua en profundidad para la Central Hidroeléctrica cercana a la estación

Dique y en la estación Garganta para la Central Nuclear Embalse, deben facilitar la inestabilidad en la columna de agua.

Por otra parte, las discontinuidades menores a 1° C/m encontradas repetidamente en el embalse durante el período estudiado deberían considerarse suficientes para establecer una estratificación en la columna de agua. Se ha aceptado para cuerpos de agua de latitudes similares que cambios de temperatura menores a 1 ° C/m (ej. 1,5 ° C en 2 m o aún más graduales) son suficientes para establecer una estratificación y regular la distribución de organismos y sustancias químicas (Barbosa et al. 1999, Grover y Chrzanowski, 2006; Hart, 2004; Henry, 1999; Oliver et al. 2003; Talling, 1969).

ESTRATIFICACIÓN EN LA CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO

En trabajos previos (Bonetto et al., 1976, Mariazzi et al., 1981a y 1989, Boltovskoy y Foggeta, 1985) se menciona una fuerte estratificación en la concentración de oxígeno en los meses de verano, aún cuando no se reconociera una termoclina definida, debido en principio a la gran actividad fotosintética en la zona fótica.

Asimismo, durante el período posoperacional estudiado en el presente trabajo se registraron patrones de estratificación en la concentración de oxígeno durante todos los veranos. Tanto en febrero 1999 como en febrero 2001 la disminución en la concentración de oxígeno fue gradual, mientras que en enero 2000 se registró un cambio brusco en la concentración de oxígeno entre los 4 y 6 m de profundidad, ya que hubo estratificación térmica en la columna de agua.

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA DEL PLANCTON

Las diferencias altamente significativas halladas en cuanto a la estructura del fitoplancton se relacionaron principalmente con la ausencia de criptofitas en el período preoperacional analizado. Si bien entre los años 1977 a 1994 no hubo ningún registro de criptofitas, Bonetto et al. (1976) había indicado que en al menos una ocasión especies de *Cryptomonas* representaron el 30% del fitoplancton total. Por lo tanto las diferencias halladas no se relacionan con el cambio en la política de manejo.

Las diferencias altamente significativas halladas en cuanto a la estructura del zooplancton se relacionaron principalmente con la menor abundancia de *Codonella cratera* en el período posoperacional. El menor éxito de esta especie de ciliado no se relaciona con un cambio en la disponibilidad de alimento ya que rotíferos abundantes en el período posoperacional como *Conochilus unicornis* y *Polyarthra vulgaris* poseen un espectro de alimentación similar. Se propone que la aparición de *Asplanchna girodi* con una alta selectividad por *C. cratera* y por *Keratella cochlearis* (Arndt, 1993) habría influido en el cambio en la composición de pastoreadores generalistas que estarían representados actualmente por *C. unicornis*, que al ser colonial, tendría un menor riesgo de ser ingerido por *A. girodi*. Diéguez y Balseiro (1998) comprobaron en otra especie de *Conochilus* que el incremento de la talla de las colonias es un mecanismo eficiente para evitar la depredación.

Con respecto a los cambios en la sucesión de los distintos grupos algales Gómez (1995) estableció tres modelos distintos para el Embalse Río Tercero. Éstos tienen en común el desarrollo de diatomeas durante la mezcla invernal y el de dinoflagelados (*P. gatunense*) hacia el final del período de estratificación y se diferencian por los grupos que se desarrollan al inicio de la estratificación (cianofitas, clorofitas o desmidiáceas + diatomeas, respectivamente). Los cambios ocurridos en la estructura del fitoplancton durante el período febrero 1999 - febrero 2000 no se ajustan exactamente a ninguno de estos modelos. Como mayor coincidencia se puede destacar el claro predominio de diatomeas durante la mezcla invernal. Sin embargo, el desplazamiento de *P. gatunense* por *C. hirundinella* que comienza su desarrollo poblacional desde noviembre, y la gran abundancia de criptomonadales durante gran parte del año, caracterizan a esta nueva situación. *Ceratium hirundinella* es una especie adaptada a desarrollar poblaciones numerosas tanto en situaciones de mezcla como de estratificación (Margalef et al. 1976, Pérez-Martínez & Sánchez Castillo 2001, 2002) y las criptomonadales se caracterizan por su ubicuidad (Klaveness, 1988; Reynolds, 1984). Por otra parte, el mayor desarrollo de clorococales durante este período se registró en el otoño de 1999 a diferencia del desarrollo típico de primavera citado por Gómez tanto para años del pre como del posoperacional.

VI.B - VARIABLES ESTRUCTURANTES BAJO EL RÉGIMEN DE OPERACIÓN DE LA CENTRAL NUCLEAR, EN COINCIDENCIA CON UN PERÍODO HÚMEDO (febrero 1999 - febrero 2001)

En resumen, los factores ambientales que se modificaron con el nuevo manejo fueron: la duración de los períodos de rebalse, la reducción del contenido de fósforo, las posibles entradas por advección desde embalses aguas arriba, la circulación por el circuito de la CNE y el aumento de temperatura del agua a la salida del canal de enfriamiento. Además la aparición de ciertas especies en el plancton (*A. girodi*, *C. hirundinella*) y el cambio en la importancia relativa de ciertos grupos de fito y zooplancton (aumento de las criptofitas y disminución de los ciliados), modificaron las relaciones en la comunidad planctónica. Por lo tanto, se discute cuáles fueron las variables estructurantes del plancton más importantes bajo las nuevas condiciones. Además, entre febrero 1999 - febrero 2001 el régimen de operación de la CNE que evita las bajantes extremas coincidió con un período de precipitaciones muy abundantes y por tanto se minimizaron las fluctuaciones de nivel. En base a los datos de este período se analizan en detalle las relaciones del plancton con la tasa de renovación del agua, los períodos de rebalse y de estabilidad, la importancia de los nutrientes y las relaciones tróficas entre el fito y el zooplancton.

VI.B.1 EFECTOS DE LA RECIRCULACIÓN DEL AGUA POR MEDIO DEL CIRCUITO DE ENFRIAMIENTO

El circuito establecido a través de la central nuclear con la toma de agua y su devolución en la cola del embalse no interviene en el cálculo de la tasa de renovación ya que no incorporan ni extraen agua por fuera de los límites del sistema. La recirculación neta de agua ($0,2 \text{ Hm}^3/\text{día}$) que resulta de la diferencia entre la salida por CHFS y la circulación a través de la CNE es insignificante comparada con el volumen del embalse. Por lo tanto este es un factor poco importante y sobre el cual, además, no se encontraron referencias en la bibliografía.

VI.B.2 EFECTOS DEL SALTO TÉRMICO PRODUCIDO POR LA DESCARGA DE AGUA DE LA CENTRAL NUCLEAR

La mayor diferencia entre la temperatura del agua en la estación central del embalse (Garganta, superficie) y la zona de descarga del canal de enfriamiento (M1)

se produjo en los meses de invierno (máximo 6,3 °C). Esta diferencia de temperatura es similar a la reportada para el verano en otro embalse de Canadá (53° N) con descargas de agua de enfriamiento de centrales eléctricas (Noton, 1975). En dicho embalse se ha corroborado el aumento en la productividad primaria y en la eficiencia fotosintética (productividad/clorofila *a*), especialmente en la superficie, relacionados con el incremento de la temperatura del agua. Según Noton (1975) no se registraron diferencias en cuanto a la composición y abundancia del fitoplancton. Según los resultados obtenidos por este autor las diferencias térmicas inferiores a 6 °C provocan un aumento en la producción fotosintética del orden de hasta 2 o 3 mg C/m³/h y ocurren en verano cuando la productividad es del orden de 20 - 60 mg C/m³/h. Si bien en el Embalse Río Tercero no se efectuaron mediciones de productividad en la zona de la pluma térmica, una situación comparable se encuentra durante el invierno, cuando las diferencias de temperatura en la pluma térmica y los valores de productividad registrados en Garganta son similares a los registrados por Noton (1975). En la época estival, en cambio, la productividad en el Embalse Río Tercero llega hasta máximos de 120 mg C/m³/h y las diferencias de temperatura entre PM1 y G superficie son mínimas o nulas. Por tanto no se generan las condiciones que podrían aumentar la productividad en la época que mayor riesgo tendría provocar un incremento de la misma.

Por otra parte se ha reportado que las consecuencias del aumento de la temperatura pueden ser diferentes de acuerdo con el grupo de algas afectado. Aumentos de la temperatura del agua durante el pasaje a través de circuitos de enfriamiento en plantas de energía provocaron una reducción significativa de la productividad en *Cryptomonas acuta*, pero no lo hicieron en dinoflagelados y diatomeas (Sellner et al. en Klaveness, 1988). La circulación del agua a través de la planta nuclear del Embalse Río Tercero podría tener efectos perjudiciales sobre la productividad de las criptomonadales, o incluso de otras algas desnudas. En el caso del Embalse Río Tercero las criptomonadales han prosperado exitosamente durante el período posoperacional, indicando que el proceso de enfriamiento no perjudicaría el desarrollo de las poblaciones.

Asimismo, según estudios realizados por Mercado y Gómez (1998) en el río Paraná de las Palmas, comparando sitios aguas arriba y aguas abajo de la Central Nuclear Atucha I, no se observaron diferencias significativas en cuanto a densidad, clorofila *a*, diversidad ni alteraciones en el estado fisiológico de las células. El salto térmico provocado por la salida del circuito de enfriamiento en dicho ambiente es de entre 8 y 12 °C (Villar y Bonetto, 1998).

En otros embalses utilizados para refrigeración de plantas nucleares la temperatura del agua puede alcanzar hasta 57 ° C, como citan Taylor y Mahoney (1998) para un embalse de Carolina del Sur, donde con una temperatura normal del agua en verano de 30 ° C, se registró la desaparición del zooplancton cuando la temperatura del agua superó los 45 ° C. En este estudio se distinguieron especies tolerantes a altas temperaturas: *Filinia longiseta*, *Polyarthra* spp., *Euchlanis dilatata* y *Moina* spp. que pudieron desarrollar poblaciones numerosas a temperaturas entre 40 y 45 ° C. Otras especies en cambio sólo se desarrollaron a temperaturas inferiores a 30 ° C, entre ellas *C. unicornis* que fue una de las más abundantes en el Embalse Río Tercero.

Los efectos más importantes deberían producirse sobre el plancton que ingresa desde los ríos Quillín y de la Cruz en épocas de invierno o primavera cuando las diferencias térmicas son máximas. No obstante los efectos sobre el embalse serían poco importantes mientras estos saltos térmicos se produzcan en épocas de bajo caudal, antes del inicio de la temporada de lluvias. Durante el verano, el hecho de que la temperatura de salida del canal de enfriamiento sea similar a la de los ríos minimiza el efecto de la descarga.

VI.B 3. CAMBIOS EN LA DURACIÓN DE LOS PERÍODOS DE REBALSE

EL REBALSE POR VERTEDERO COMO UNA PERTURBACIÓN

El mantenimiento del nivel del agua por encima de la cota de seguridad actuó adelantando el inicio del rebalse por vertedero, ya que al no producirse más bajantes extremas, se acortó el tiempo de llenado hasta la cota máxima. Además dada la magnitud de las precipitaciones durante febrero 1999 - febrero 2001 los períodos de rebalse fueron más prolongados.

De acuerdo con la definición dada por White y Pickett (1985, en Barbiero et al., 1999) una perturbación es un evento discreto en el tiempo que interrumpe la estructura del ecosistema, comunidad o población y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el medio físico. Por otra parte, según se acordó en el 13° Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (Naselli-Flores et al., 2003), una perturbación continua debe ser interpretada como una condición estable

y no como una perturbación en sentido ecológico. En el Embalse Río Tercero, los vientos casi constantes y coincidentes con el eje mayor del cuerpo de agua en el sector limnético facilitan que la columna de agua permanezca casi siempre mezclada. Por lo tanto, la mezcla no debe considerarse una perturbación sino una condición de base, a la cual la comunidad planctónica está ajustada. En cambio, el flujo relacionado con las salidas por vertedero significa un cambio en las condiciones del medio, dado por el lavado superficial y el efecto que provoca en la comunidad planctónica y por las características intermitentes del mismo.

Durante los períodos de rebalse por vertedero las criptofitas fueron codominantes. Luego de finalizada la salida de agua por vertedero en mayo 2000, las criptofitas tuvieron densidades mayores (máximo en octubre 2000), aunque la especie dominante fue *A. normanii*. Es decir que si bien las criptofitas proliferan en el embalse tanto en períodos de rebalse como en períodos de estabilidad y su abundancia absoluta no está condicionada por esta variable, solo son capaces de dominar o codominar durante períodos de rebalse por vertedero. Barbiero et al. (1999) interpretan que en Eau Galle Reservoir (USA) los eventos de perturbaciones consisten en la remoción de un porcentaje sustancial del epilimnion. En ese embalse la descarga superficial y el mayor flujo epilimnético predominan durante las condiciones de tormenta. Según estos autores, las grandes perturbaciones ocurridas en primavera durante períodos de dominancia de *Stephanodiscus* sp. resultaron en cambios hacia comunidades dominadas por criptofitas como *Rhodomonas minuta* y otras seis a ocho especies de criptomonadales, acompañadas por *Chlamydomonas* sp. y perturbaciones de intensidades menores resultaron en el incremento en la riqueza de especies, aunque se reestableció la dominancia de *Stephanodiscus* sp. En cambio cuando la comunidad estuvo dominada por *C. hirundinella* las perturbaciones tuvieron poco efecto sobre la estructura de la comunidad que mostró un mayor grado de resiliencia a la perturbación (Barbiero et al., 1999). Se coincide con estos autores en que el aumento del flujo epilimnético es un factor de perturbación que favorece el desarrollo de las criptofitas y que los eventos moderados -o de corta duración- aumentan la diversidad. Además se coincide con estos autores en que una comunidad dominada por *C. hirundinella* es mucho más resiliente ante el comienzo de un período de rebalse que una dominada por *Stephanodiscus* sp. o en este caso *A. normanii*.

Otros autores encontraron también que las poblaciones de criptofitas fueron favorecidas por las perturbaciones debido a que la estrategia de persistir durante todo el año, aunque sea en bajo número, les permite aprovechar las perturbaciones intermitentes para ocupar nichos que quedan descubiertos (Klaveness, 1988;

Reynolds, 1984; Stewart y Wetzel en Gladyshev et al. 1999). En coincidencia, en el Embalse Río Tercero, *C. pusilla* y *Cryptomonadal* sp. 1 fueron las especies que aparecieron con mayor constancia en las muestras luego de *C. meneghiniana* y en mayo 2000 alcanzaron a representar hasta un 70 % del fitoplancton, cuando disminuyó la densidad de *C. hirundinella*.

Con respecto al zooplancton, la predominancia de los rotíferos durante los períodos de rebalse puede explicarse por su menor tiempo generacional y menores umbrales de alimento que serían mejores estrategias adaptativas bajo estas condiciones. Otros autores han relacionado el aumento en la densidad de rotíferos y la disminución en la biomasa de zooplancton (por una menor participación de los cladóceros y copépodos) con los efectos de la onda de inundación en el embalse Dobczyce. Los efectos mencionados fueron la menor biomasa de fitoplancton, el lavado, la disminución en la reproducción del zooplancton, el daño mecánico y el hundimiento por deposición de material en suspensión sobre los organismos (Godlewska et al., 2003).

DOS CONDICIONES DE ESTABILIDAD: salida constante y en profundidad con y sin subsidio de agua desde los embalses aguas arriba:

Durante los períodos sin salidas de agua por vertedero se establecieron claramente situaciones de dominancia en el fitoplancton. En noviembre 1999, la dominancia de *C. hirundinella* se asoció con condiciones de estabilidad. Aunque el muestreo coincidió con el primer día de rebalse, hubo previamente 138 días sin salidas por vertedero (sin incremento de la cota, por tanto sin subsidio de agua) y además un prolongado período sin vientos en octubre 1999. En estas condiciones, *C. hirundinella* llegó a ser codominante en Garganta y dominante en Dique y menos abundante en Confluencia. La densidad alcanzada por este dinoflagelado ($7,3 \times 10^5$ ind/l) supera ampliamente otros valores citados en la bibliografía como “blooms” (Pollingher et al., 1993: 380 células/ml). Este desarrollo poblacional podría ser originado en el mismo embalse a pesar de las bajas concentraciones de fósforo en el agua, a partir de los quistes de la temporada anterior, gracias a su capacidad de almacenarlo. De acuerdo con Pollingher (1988) *C. hirundinella* puede inmovilizar en forma de quistes grandes cantidades de fósforo en los sedimentos.

En cambio, la dominancia de *A. normanii* se dio dentro de un período de 216 días consecutivos sin rebalse por vertedero (entre el 4/6/00 y el 5/1/01) pero con un

incremento de la cota en el mes de julio en un período sin precipitaciones, que revela el ingreso de agua desde embalses aguas arriba. La mayor concentración de fósforo total, de fósforo reactivo soluble y de *A. normanii* en la zona afótica, y la mayor abundancia de esta diatomea en la estación Confluencia y su disminución hacia el Dique se relaciona por tanto con este ingreso desde aguas arriba. De modo que el “subsido de agua” desde el embalse Cerro Pelado, sería también un “subsido de nutrientes y de fitoplancton” para el Embalse Río Tercero.

La dominancia de *A. normanii* durante el invierno 2000 provocó una disminución de la diversidad. Esta diatomea tiene una talla, una tasa de división y de captación de nutrientes similar a muchas otras algas del embalse por lo cual sería capaz de desplazar efectivamente a los otros integrantes del fitoplancton presentes en el invierno 2000. *Ceratium hirundinella* en cambio alcanzó situaciones de dominancia en algunos muestreos aunque no tuvo un efecto comparable en la diversidad. Rojo y Álvarez Cobelas (2003) proponen para explicar la coexistencia de *C. meneghiniana*, *C. erosa* y otras algas de mayor tamaño durante un período de nueve semanas de condiciones estables en el lago El Porcal que coexisten porque ocupan diferentes nichos ecológicos. *Ceratium hirundinella* ocuparía un nicho diferente del de la mayoría de los integrantes del fitoplancton del embalse y por tanto dejaría libres los nichos ecológicos de las demás especies y por esta razón no provoca una disminución en la diversidad.

Por otra parte, el hecho de que estos ingresos ocurran justamente en épocas en que no hay salidas por vertedero, favorecería el desarrollo de especies de zooplancton de ciclo de vida más largo especialmente los cladóceros de mayor talla.

VI.B.4 ORGANIZACIÓN ESPACIAL EN EL EMBALSE: ¿cómo se organiza espacialmente la comunidad, difiere de otros embalses con características similares de latitud y estado trófico?

De acuerdo con los patrones esperados para embalses, donde el flujo de advección influye en la organización espacial del sistema, se esperaría encontrar un ordenamiento de los procesos relacionados con los nutrientes y un establecimiento de gradientes desde la cola hasta el dique (Kennedy y Walker, 1990). Según estos autores la utilización de nutrientes por el fitoplancton es potencialmente mayor en el límite entre la zona lítica y la de transición y disminuye hacia la zona lacustre. Con respecto al zooplancton se ha planteado que son dos procesos diferentes los que condicionan la distribución horizontal: por un lado los aportes externos de sólidos,

nutrientes, algas, bacterias, y carbono orgánico disuelto favorecen el desarrollo del zooplancton en la zona de la cola y por otro la disminución de la velocidad del agua favorece el desarrollo del zooplancton desde la zona de transición a la lacustre (Marzolf, 1990).

En el Embalse Río Tercero no se evidenciaron gradientes horizontales en la concentración de nutrientes. La sílice y los compuestos de nitrógeno no mostraron una diferenciación espacial entre estaciones de muestreo. Además, la baja concentración de fósforo reactivo soluble en la zona fótica -muchas veces cercano al límite de detección- imposibilitó la visualización de cualquier patrón espacial en su concentración.

Por otra parte el bajo tenor de sólidos en suspensión de los ríos en la cuenca (Boneto et al., 1976) condicionó que en general no se registrara un gradiente de las condiciones de visibilidad relacionado con la turbidez inorgánica. La profundidad de la zona fótica se relacionó en forma inversamente proporcional con la clorofila (excepto en noviembre 1999 y marzo 2000) y la concentración de la misma varió en relación con la talla de los organismos.

A pesar de la ausencia de diferencias horizontales en la concentración de nutrientes, se evidenció una mayor concentración de fitoplancton bien en la zona lítica (Confluencia) o bien en la de transición (Garganta), en tanto que en la zona lacustre (Dique) se registraron siempre las menores concentraciones de fitoplancton. Un ordenamiento espacial similar, en cuanto a la densidad de fitoplancton total y a la composición taxonómica encontró Nogueira (2000) en el embalse Jurumirim, primero de la serie de embalses del río Paranapanema y de estado oligotrófico. En dicho estudio, especies de *Monoraphidium* predominaron en la zona lítica, donde se encontraron las mayores concentraciones de fitoplancton. *Aulacoseira granulata* dominó en primavera y se asoció con la disminución del tiempo de residencia, salidas por vertedero y condiciones de isoterma, en tanto que la abundancia de *Monoraphidium* spp. se explicó por su capacidad de explotar la mayor concentración de nutrientes (Nogueira, 2000). En el Embalse Río Tercero, *A. granulata* proliferó bajo las mismas condiciones durante el invierno de 1999, caracterizado por las salidas intermitentes por vertedero, mezcla profunda y menor tiempo de residencia del agua.

Tanto en el estudio de Nogueira (2000) como en el que realizaron Dos Santos y Calijuri (1998) en el embalse de Barra Bonita o el trabajo de Pérez et al. (1999) en el embalse Rincón del Bonete se plantean las dominancias en términos de concentración

de individuos, al igual que en el presente trabajo. Dos Santos y Calijuri, (1998) encontraron que *Cryptomonas tetrapyrenoidosa*, *M. tortile* y *Cyclotella stelligera* predominaron en los meses de invierno en tanto que *Microcystis aeruginosa* dominó durante todo el verano. En el embalse uruguayo, Pérez et al. (1999) encontraron que *A. granulata* y *A. cf. distans* fueron los grupos dominantes durante todo el año y *Cryptomonas* spp alcanzó a dominar en una estación de muestreo en verano. En ese embalse el predominio casi exclusivo de especies de *Aulacoseira* se relacionó con su capacidad de proliferar bajo condiciones limitantes de luz y con las características polimíticas del embalse. Las cianofitas no superaron nunca el 1 % del total y esto probablemente se relacione con el bajo uso de la cuenca, ya que no presenta grandes ciudades ni industrias y la tierra se usa básicamente para la cría de ganado (Pérez et al., 1999).

Si la dominancia se hubiera planteado en términos de biomasa en estos estudios, y en el presente trabajo, los porcentajes atribuidos a cada especie hubieran sido radicalmente diferentes. Así por ejemplo, en un estudio que analiza la dominancia de distintos grupos morfológico-funcionales en seis lagos templados según la biomasa se encontró que en cinco de ellos dominaron los estrategas de la S y en cuatro de ellos el segundo grupo fue el de estrategas de la R (Huszar y Caraco, 1998). Desde que una de las principales características que definen a los tipos de estrategas es la talla, concluir que dominan aquellos estrategas de gran tamaño, cuando el estudio se basa en la biomasa, es esperable. Considerar la dominancia en términos de biomasa no ayuda a diferenciar si los estrategas S y R dominan porque son exitosos o porque naturalmente unos pocos individuos grandes suman más biomasa que todas las poblaciones de especies pequeñas presentes.

Considerando la dominancia en términos de biomasa, en el Embalse Río Tercero, *C. hirundinella* hubiera predominado durante todo el período de estudio excepto en cuatro muestreos. En abril, 1999, julio 2000 y octubre 2000 hubieran dominado las diatomeas centrales chicas y en junio 1999 las diatomeas coloniales grandes. Considerar la dominancia en términos de biomasa lleva necesariamente a subestimar las especies de pequeña talla, que sin embargo pueden jugar un rol importante en el sistema. El pequeño tamaño se asocia con mayores tasas de asimilación de nutrientes y mayores tasas de crecimiento poblacional y también con el hecho de que sean algas más fácilmente consumibles por todos los pastoreadores (Reynolds, 1984, 1998, Sommer, 1981, Happey-Wood, 1998, Lehman, 1998; Sterner, 1989). Por todo esto se considera que éstas últimas juegan un rol más importante en la captación de nutrientes y en la incorporación de la producción en los niveles tróficos

superiores. Por otra parte, considerar a la biomasa como medida de la dominancia puede ser útil en sistemas donde la colonización del espacio y el posicionamiento en el canopeo juegan un rol fundamental en la competencia entre especies. Sin embargo, en sistemas acuáticos con una profunda zona fótica, donde el espacio no suele ser el factor limitante, la mayor biomasa no necesariamente implica una ventaja adaptativa en cuanto al sombreado que pudieran ejercer sobre otras algas.

La estructura del zooplancton, representado mayoritariamente por rotíferos, seguidos por cladóceros y por último por copépodos (con mayor proporción de calanoideos sobre cyclopoideos), es similar a la encontrada por Sendacz et al. (1985) en los embalses más oligotróficos del estado de Sao Paulo, Brasil. Si bien estos autores, no tienen en cuenta a los ciliados en el análisis que hacen de la estructura del zooplancton, diferencian cuatro tipos de embalses de acuerdo con la proporción entre grupos de zooplancton y concentraciones de clorofila, nutrientes y conductividad, siendo los de tipo IV similares al Embalse Río Tercero en todas estas características, excepto conductividad que fue menor en el embalse brasileño.

La mayor abundancia de zooplancton se registró en general en la estación Garganta. Este patrón espacial coincide con el que propone Marzolf (1990) como típico para embalses que son controlados tanto por el régimen hidráulico como por los aportes externos de alimento para el zooplancton. Según este autor la mayor densidad en la zona central se debe a la suma de los efectos de la entrada de una fuente de alimento y de la menor velocidad de corriente que permite a las poblaciones desarrollarse *in situ*. Por otro lado, en el caso del Embalse Río Tercero, las mínimas densidades de zooplancton se registraron en la estación Dique. Esto es coincidente con la limitación por alimento propuesta como mecanismo de control en el embalse, ya que de otra manera las poblaciones tendrían posibilidades de desarrollarse en esta zona donde el tiempo de residencia sería teóricamente mayor. Las densidades relativamente altas registradas en la estación Confluencia sugieren por un lado que los aportes de alimento desde los ríos están soportando en gran medida la trama trófica del embalse. Estos aportes serían internalizados en la trama trófica eficientemente ya que la densidad algal disminuye a lo largo del eje del embalse y la de zooplancton alcanza su máximo en la zona central. Por otra parte las bajas concentraciones de seston y su origen principalmente biológico permiten la existencia y desarrollo del zooplancton en la zona de Confluencia ya que no es afectado negativamente por los sólidos en suspensión como se ha descrito en otros embalses donde la visibilidad está condicionada por la turbidez inorgánica (Hart, 2004).

El grupo más abundante fue el de los rotíferos al igual que en los embalses del río Paranapanema (Nogueira, 2001; Rocha et al 1995 en Sampaio et al. 2002). La estructura del zooplancton (al igual que la del fitoplancton) resulta similar a la descrita por Nogueira (2001) en el embalse Jurumirim, donde encontró que los rotíferos predominaron indistintamente en todas las estaciones de muestreo y épocas del año. Nogueira (2001) reconoce que el predominio de los rotíferos en embalses tropicales y subtropicales es una regla general, sin importar su estado trófico. Los géneros de rotíferos dominantes en los embalses del río Paranapanema y Tietê (*Conochilus*, *Keratella* y *Polyarthra*) fueron similares a las del Embalse Río Tercero a excepción de *Brachionus* que no proliferó ni en el Embalse Río Tercero ni en Jurumirim y sí lo hizo en los más eutróficos (Nogueira 2001). En el embalse Jurumirim los ciliados (Tintínidos) llegaron a constituir hasta el 70 % del zooplancton en las estaciones situadas cerca de la desembocadura de los ríos y su abundancia se relacionó con la entrada de material en suspensión (Nogueira 2001). En el Embalse Río Tercero, *C. cratera* proliferó en ocasiones aisladas en la zona de la pluma térmica y en la zona afótica de diversas estaciones de muestreo en meses con alta tasa de renovación (abril y junio 1999, enero y marzo 2000). Si bien no hubo una relación con los sólidos en suspensión, puede suponerse que su origen tiene que ver con aportes de la cuenca. Los cladóceros no fueron dominantes en ninguna ocasión en el embalse Jurumirim (Nogueira 2001) ni en el Embalse Río Tercero y las densidades máximas alcanzadas fueron similares (30 org/l *Diaphanosoma birgei* en Jurumirim y 76 org/l *Bosmina huaronensis* en el Embalse Río Tercero) los máximos se alcanzaron en la zona del dique en el embalse brasileño y en la zona de transición (Garganta) en el Embalse Río Tercero. Los copépodos fueron más abundantes en la zona más lacustre en Jurumirim y la densidad de copépodos adultos fue mayor (Nogueira 2001) que en el Embalse Río Tercero donde presentaron las mayores densidades en la zona de transición (Garganta) al igual que los rotíferos. A pesar de estas similitudes generales en la proporción de grupos, en el embalse Jurumirim se registraron muchas más diferencias entre estaciones de muestreo debido al patrón más dendrítico del embalse y las similitudes con el Embalse Río Tercero se encuentran principalmente en las estaciones del canal central del embalse brasileño.

En Jurumirim las menores densidades de zooplancton se registraron en otoño y se relacionaron con el efecto del lavado, ya que las mayores tasas de flujo se registraron a fines del verano y otoño cuando el tiempo de residencia disminuyó a 163 días (Nogueira 2001). En el Embalse Río Tercero las menores densidades de zooplancton se registraron entre noviembre 1999 y marzo 2000 cuando la tasa de renovación mensual fue máxima (0,35 a 0,5) y el tiempo de residencia mucho menor al

de Jurumirim. El efecto del lavado debió ser importante en este período dado que hubo un prolongado rebalse por vertedero.

VI.B.5 ORGANIZACIÓN VERTICAL

RAZÓN ZONA FÓTICA/ZONA DE MEZCLA: Su relación con los patrones de productividad:

Durante el período analizado, salvo pocas excepciones, la zona de mezcla excedió la zona fótica (**sección V.B.1**). En estas condiciones es esperable encontrar en la zona afótica una concentración de fitoplancton similar a la de la zona fótica, aunque la producción primaria tenga lugar sólo en la zona iluminada (Kimmel et al. 1990). Esta situación es muy frecuente en el embalse tal como puede observarse en todos los gráficos de concentración de fitoplancton total y de grupos funcionales. La abundancia de fitoplancton en la zona afótica se debe a la traslocación de los organismos por los movimientos turbulentos del agua que los dejan por debajo de la zona iluminada.

Por otra parte con respecto a los perfiles de producción primaria, también se observan patrones peculiares en el mes de enero 2000 cuando la zona de mezcla estuvo restringida a los dos primeros metros de profundidad. Kimmel et al. (1990) han notado ya que cuando la zona fótica excede a la zona de mezcla y se agotan los nutrientes en la capa mezclada durante el verano, pueden registrarse picos meta o hipolimnéticos de biomasa y productividad. En enero 2000 se observó un pico de productividad primaria ($135 \text{ mg C/m}^3\text{h}$) al 10 % de penetración de la luz por debajo de la termoclina que sólo puede atribuirse a especies con una gran capacidad de flotabilidad. En este caso *C. hirundinella* tuvo un máximo localizado a esta profundidad. Velocidades de aproximadamente 3 m/día ($30 \mu\text{s}$) pueden ser alcanzadas por células de *Ceratium*, *Peridinium* y *Microcystis* para aprovechar fuentes de nutrientes no explotadas por otras algas (Reynolds, 1999).

PREFERENCIAS POR CIERTAS INTENSIDADES LUMÍNICAS

Anabaena spiroides se registró en febrero 1999 en mayor concentración al 60 % de luz incidente ($360 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) y podría estar aprovechando condiciones que le son favorables como la estabilidad térmica, la baja proporción nitrógeno/fósforo y la

irradiancia similar a la citada como óptima. Green y Oliver (2003) midieron en laboratorio las máximas tasas específicas de crecimiento para *Anabaena circinalis* ($0,74 \text{ d}^{-1}$) a intensidades de $320 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$. Por otro lado, Westwood y Ganf (2004) encontraron que los filamentos de *A. circinalis* son capaces de ajustar su posición vertical dentro de la columna de agua aún cuando la estratificación se interrumpa durante la noche y que los filamentos de mayor longitud son los mejor adaptados, ya que en ellos se observaron las mayores velocidades de migración (1 a 2 m/h). Los filamentos de *A. spiroides* observados en este mes fueron largos y con una gran proporción de heterocistos, por lo cual puede suponerse que estarían aprovechando todas sus habilidades competitivas en un ambiente propicio.

Ceratium hirundinella: La irradiancia óptima citada por diversos autores para *C. hirundinella* se encuentra en el rango de 80 a $180 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ (Gálvez et al., 1988; Harris et al., 1979; Heaney y Furnas, 1980; Heaney y Talling, 1990; Richardson, 1983). . En el Embalse Río Tercero, la correspondencia entre la distribución vertical de esta especie y la intensidad lumínica óptima fue diferente según la existencia o no de gradientes térmicos. Durante todo el período de estudio los máximos de clorofila *a* estuvieron estrechamente relacionados con los máximos valores de biovolumen de *C. hirundinella*, a excepción de febrero 1999, cuando se relacionaron con el biovolumen de *A. spiroides* y *P. gatunense* (Mac Donagh et al. 2005), por lo que se considera que los valores de clorofila y feofitina representan en buena medida a los pigmentos de este dioflagelado. Bajo condiciones de homogeneidad térmica en la columna de agua (noviembre 1999 y marzo 2000), la proporción feofitina/clorofila *a* fue variable dentro del perfil vertical.

En noviembre 1999, las menores proporciones feofitina/clorofila *a* se registraron a intensidades lumínicas de 73 a $183 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ (correspondientes con el 25 y el 10% de penetración de la luz) y en cambio la proporción fue cercana o mucho mayor a 1 (en el 60 % de penetración de la luz o en superficie, respectivamente) indicando que las condiciones no serían favorables para la fotosíntesis a mayores intensidades lumínicas. En marzo 2000, *C. hirundinella* presentó altas densidades en toda la zona fótica y la proporción feofitina/clorofila *a* fue mayor bajo intensidades lumínicas superiores a $70 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$ en tanto que al 1 % ($7 \mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$) la concentración de clorofila fue mayor a la de feofitina y la productividad primaria bruta y neta fueron altas ($> 40 \text{ mg C}/\text{m}^3\cdot\text{h}$). Por lo tanto, las células situadas a mayor profundidad se encontrarían en mejores condiciones fisiológicas, aunque la luz estuviera en condiciones subóptimas según la bibliografía.

En enero y noviembre 2000 en cambio, bajo condiciones de estratificación, *C. hirundinella* habría aprovechado el gradiente térmico para ubicarse a profundidades óptimas. En enero 2000, la mayor densidad poblacional y los mayores valores de producción primaria bruta y producción primaria neta se registraron entre el 10 y el 25 % de penetración de la luz, con una irradiancia de entre 84 y 210 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$, coincidente con el rango citado como óptimo en la bibliografía. En noviembre 2000 *C. hirundinella* se registró en mayor densidad al 25 %, por encima de un fuerte gradiente térmico, con una irradiancia (225 $\mu\text{E}/\text{m}^2\text{s}$) algo superior al rango citado como óptimo.

EFFECTOS LOCALES DEL PASTOREO Y DEPREDACIÓN

Conochilus unicornis La máxima densidad de *C. unicornis* dentro del perfil vertical de Garganta Fótica se registró siempre en coincidencia con la menor productividad fitoplanctónica (10 - 1 % de irradiancia: febrero 1999, 60 % de irradiancia: febrero 2001), indicando que posiblemente su principal fuente de alimentación no esté conformada por algas, en concordancia con lo sugerido por Cruz Pizarro (1993) quien plantea que se alimenta de detritus asociados a bacterias y aunque ingieren pequeñas algas no las asimilan.

Polyarthra vulgaris fue más abundante donde se presentó la mayor densidad de *C. meneghiniana* (abril 1999) o de *C. pusilla*, *A. normanii*, *C. meneghiniana*, *Monoraphidium* spp. y *Chlamydomonas* sp. (agosto 1999). Esto sugiere que *P. vulgaris* consumiría las algas de menor talla para alimentarse, aunque debido a la baja tasa de clareado de los rotíferos (Reynolds, 1984), no sería capaz de disminuir la densidad algal.

Notodiaptomus incompositus: se ubicó a ciertas profundidades en particular, relacionadas generalmente con la mayor productividad fitoplanctónica y podría haber provocado el descenso en la densidad algal de *C. meneghiniana* (abril 1999, noviembre 1999). Desde un punto de vista teórico se ha explicado que los copépodos acomodan su posición dentro de la zona fótica a los sitios de máxima concentración de fitoplancton gracias a las variaciones en la velocidad y distancia de sus desplazamientos (Leising y Franks, 2000). Los resultados encontrados a campo en el presente trabajo, indican que el calanoideo podría estar aprovechando esta capacidad de elegir su posición, logrando disminuir la densidad de algunas especies de algas a escala local dentro de la zona fótica. Sin embargo, no se evidenciaron efectos locales

negativos sobre la densidad algal cuando predominaron los copepoditos sobre los adultos (febrero 1999, agosto 1999) o cuando las algas consumibles fueron mayoritariamente criptomonadales (enero 2000, mayo 2000, octubre 2000: G 60 %), aunque estas algas serían fácilmente ingeribles por *N. incompositus*.

Asplanchna girodi: en noviembre 1999 y en marzo 2000, bajo condiciones de homogeneidad térmica no pudo establecerse una clara relación entre la densidad de *A. girodii* y *C. hirundinella*. En cambio en enero 2000, las mayores densidades poblacionales del dinoflagelado y *A. girodi* se encontraron al 10 %, coincidentemente con el gradiente térmico que posibilitó la estabilidad de la columna de agua y el acomodamiento de estas especies.

VI.B.6 ANÁLISIS DE LAS ESTRATEGIAS DE VIDA Y DE LOS RASGOS DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES DE FITOPLANCTON

Se analiza qué estrategias adaptativas y rasgos morfológico-funcionales fueron favorecidos, como indicadores de los factores de selección más importantes.

RASGOS MORFOLÓGICO-FUNCIONALES

TALLA: Entre las especies de gran tamaño, sólo aquellas que combinaron la talla con otros caracteres adaptativos como mixotrofia, o fijación de nitrógeno o bien que soportaran exposición intermitente a la luz, fueron exitosas durante el período de estudio. Por otra parte, especies pequeñas como las criptomonadales y relativamente pequeñas como *A. normanii* fueron algunas de las más abundantes. Se puede suponer que no hubo una presión de pastoreo muy grande que indujera un corrimiento en el espectro de tallas de las especies. Sólo ciertas especies de gran tamaño predominaron y sus máximos de abundancia guardaron relación con las ventajas que pudieron obtener a partir de otros caracteres como la tolerancia a la exposición intermitente a la luz (*A. granulata*) o la mixotrofia (*C. hirundinella*). Especies como *Peridinium gatunense*, *Staurastrum sp*, *Closterium aciculare* y *Eutetramorus fotii* que en otros años habían sido dominantes tuvieron una baja abundancia durante el período de estudio.

FIJACIÓN DE NITRÓGENO ATMOSFÉRICO: La fijación sólo puede producirse en condiciones anaeróbicas (Lehninger et al., 1995), estas se dan en los heterocistos, o cuando el medio circundante es anaeróbico (Van den Hoek, 1995) o mediante el aislamiento del medio interno con gruesas vainas (Bold, 1985). *Anabaena spiroides* proliferó en febrero 1999 probablemente favorecida por su capacidad de fijar nitrógeno atmosférico cuando éste es un recurso limitante, dado que los ejemplares observados poseían numerosos heterocistos. Además, si bien el fósforo fue el nutriente limitante por excelencia en el embalse, en el mes de febrero 1999 el nitrógeno se encontró en concentraciones limitantes (**sección V.B.1**). No obstante, aunque las condiciones fueron propicias en todo el embalse para esta especie, la mayor concentración de *A. spiroides* se registró en Confluencia Fótico. Probablemente esta proliferación tenga que ver en gran medida con los aportes desde aguas arriba.

SÍLICE: Dado que la sílice no fue nunca un factor limitante, las diatomeas no estuvieron restringidas por este factor durante todo el período estudiado. La mayor proliferación de diatomeas ocurrida durante el invierno 2000 (considerada tanto en densidad como en biomasa) no disminuyó los niveles normales de sílice en el embalse. Si proliferaron uno u otro grupo de diatomeas y si lo hicieron acotadas a determinadas épocas del año tuvo que ver seguramente con otros factores.

MIXOTROFÍA: Algunas de las especies más exitosas en el Embalse Río Tercero, han sido caracterizadas por diversos autores como mixótrofas facultativas. Según la clasificación de los protistas mixótrofos que hace Jones (1997) existe un amplio rango desde los organismos que son primariamente heterótrofos hasta aquellos que tienen la capacidad de utilizar fuentes alternativas de carbono, aunque son fundamentalmente autótrofos. Éstos toman carbono orgánico disuelto o presas particuladas cuando los nutrientes o la luz son limitantes, o existen períodos prolongados de oscuridad (Jones 1997, 2000; Urabe et al. 2000). A este grupo corresponden varias especies de *Cryptomonas* y posiblemente también se pueda incluir a *C. hirundinella* que según Dodge y Crawford y también Hofender (en Smalley, 1999), fue observado con vacuolas alimenticias en su interior conteniendo bacterias, cianofitas, diatomeas y ciliados.

MOVILIDAD: Como se explicó cuando se seleccionaron los rasgos morfológico funcionales (**sección V.B.5**), la movilidad otorga ventajas por una parte en ambientes estratificados por evitar la sedimentación y por otra en ambientes pobres en nutrientes porque renueva la capa de agua en contacto con las células. Durante el período estudiado las algas móviles no mixotróficas no fueron tan exitosas como las que

presentaron los dos rasgos. Las algas móviles y mixotróficas estuvieron presentes durante todo el período y alcanzaron densidades muy importantes. Todo esto induce a pensar que fue realmente la escasez de nutrientes el factor decisivo entre los diferentes estrategias y que la combinación de movilidad y mixotrofia fue una de las mejores estrategias bajo estas condiciones.

TIPO MORFOLÓGICO: En todos los casos las algas más exitosas durante el período estudiado fueron unicelulares. Las algas coloniales o filamentosas tuvieron períodos de desarrollo más restringidos, como *A. spiroides* en febrero 1999 y *A. granulata* en el invierno 1999. Las morfologías más complejas como las colonias y los filamentos, tienen la desventaja de dificultar la distribución de los nutrientes entre las células. Los beneficios que podrían tener como estrategia de defensa frente al pastoreo, no parecen haber resultado ventajosos en un medio limitado por nutrientes y con una mayor proporción de pastoreadores poco eficientes.

MUCÍLAGO: el único grupo morfológico-funcional con éste caracter que tuvo un desarrollo importante (aunque muy acotado temporalmente) fue el de las CIANOFITAS filamentosas. Por lo tanto puede inferirse que la presencia de mucílago no fue un carácter decisivo en el éxito adaptativo de las especies durante el período de estudio. La presencia de mucílago, puede otorgar ventajas con respecto a la flotabilidad, incremento de talla y adquisición de nutrientes en el pasaje por el tracto digestivo de cladóceros (Porter, 1973, 1976, 1977). En un medio donde la turbulencia del agua mantiene a las algas en suspensión la mayor parte del año, las ventajas que el mucílago puede otorgar con respecto a la flotabilidad (Reynolds, 1984) no son importantes. Además, según Haphey-Woods (1998), las clorofitas con mucílago son capaces de dominar en condiciones de turbulencia sólo dentro de un estrecho margen de condiciones, ya que si la zona de mezcla es mayor que la zona fótica las diatomeas resultan más exitosas debido a que soportan pasar por períodos de déficit de luz. Por otra parte, el incremento de la talla como una forma de evitar el pastoreo (Reynolds, 1984) no fue ventajoso en este medio, probablemente porque la presión de pastoreo no fue demasiado grande. Además, el enriquecimiento de nutrientes al pasar por el tracto digestivo de (Porter, 1973, 1976, 1977) solo es posible cuando hay pastoreadores capaces de ingerir grandes colonias mucilaginosas (*Daphnia* spp.) que tuvieron un desarrollo acotado durante el período de estudio. Por último, el mucílago actúa como una barrera en la difusión de gases por lo que sería una desventaja en un medio pobre en nutrientes.

ESTRATEGIAS DE VIDA

Durante la mayor parte del período de estudio, los grupos más importantes fueron las criptomonadales, los dinoflagelados y las diatomeas unicelulares chicas (Duch). Como excepción, en febrero 1999, predominaron las diatomeas coloniales chicas (dcoch) y las cianofitas filamentosas (cif). Otros autores han relacionado el éxito de las especies que conforman estos grupos, con las características de estratificación y mezcla y de concentración de nutrientes y el mismo criterio podría aplicarse en este caso. Según Reynolds (1999), entre mayor sea la zona de mezcla menor es la tasa de pérdida de las especies pesadas e inmóviles a través del límite inferior de la zona mezclada. Así, en embalses mezclados frecuente o continuamente a profundidades de entre 5 a 50 m el fitoplancton más característico se puede adscribir a los agrupamientos tipo B, C, N y P, dominados por diatomeas (Reynolds, 1999). Los grupos B, y P estuvieron representados en el Embalse Río Tercero y fueron exitosos en determinados períodos, en tanto que no hubo representantes del grupo C, al que Reynolds caracteriza como típico de embalses de ríos de llanuras o tierras bajas. Al grupo B corresponde *Cyclotella meneghiniana*, comúnmente representada en embalses de tierras altas en el Hemisferio Norte. El grupo P se asocia con aguas más cálidas y mejor insoladas, ricas en nutrientes y en el Embalse Río Tercero estuvo representado por *A. granulata* y *Closterium* spp (DCOG Y CLUG, respectivamente). *Aulacoseira granulata* es especialmente común en grandes embalses subtropicales y tropicales donde sus habilidades para resistir en los sedimentos durante los períodos de estratificación y de cosechar eficientemente la luz durante los períodos de mezcla resulta beneficiosa (Reynolds, 1999). *Actinocyclus normanii*, que no se encuentra catalogada entre las categorías de Reynolds probablemente pertenezca al grupo B junto con *C. meneghiniana*.

Lindenschmidt y Chorus (1998), hallaron los mismos géneros de diatomeas céntricas presentes en el Embalse Río Tercero como características de las situaciones de mezcla en otros ambientes. En particular encontraron que para las diatomeas céntricas coloniales era importante que la mezcla fuera continua y prolongada y en cambio las unicelulares soportaron mejor la mezcla intermitente. Si bien estos autores no dan una explicación manifiesta de las diferencias entre las estrategias de estas diatomeas, consideran que *Cyclotella* y *Actinocyclus* tienen una tendencia hacia la estrategia de la K mientras que *Aulacoseira* es una estrategia de la r (tabla 1). Esto sería coincidente con la dominancia en el Embalse Río Tercero de *A. granulata* en períodos con mayor tasa de renovación y de *A. normanii* cuando esta es mínima. Además, Gómez (1991) relacionó el desarrollo de *A. normanii* con una baja relación

Si/PT y pH elevado, en tanto que otros autores han mencionado crecimientos exponenciales de *A. granulata* cuando los nutrientes han sido agotados (Hutchinson, 1956, Patrick y Reimer, 1966, en Gómez, 1991). Durante el invierno 2000, la concentración de fósforo total fue mayor que en el de 1999. Posiblemente una mayor disponibilidad de fósforo, además del período sin rebalse por vertedero sean las causas del predominio de *A. normanii*. Por otro lado *C. meneghiniana* tiene una tasa de crecimiento mayor ($1,65 \text{ d}^{-1}$) en condiciones de déficit de fósforo (Shafik et al. 1997). Esta es la tasa de crecimiento más alta de todas las encontradas para especies del embalse, desde este punto de vista sería la mejor adaptada a condiciones de déficit de fósforo y rebalse por vertedero.

En otros embalses de similares latitudes, aunque con características morfométricas distintas, Kruk et al. (2002) encontraron la mayoría de las especies presentes en el Embalse Río Tercero, aunque los grupos que se vieron favorecidos en cada ambiente fueron diferentes. Por ejemplo, el “lago Rodó” es en realidad un embalse somero, rico en nutrientes y polimíctico, donde la baja transparencia fue el factor limitante y donde la menor profundidad y las sucesivas mezclas disminuyeron las pérdidas por sedimentación y posibilitaron la exposición intermitente a la luz. En este embalse uruguayo los grupos Z, X y J fueron favorecidos en la fase de aguas claras (estrategias C, r), luego se registró una tendencia hacia el predominio del grupo D (estrategias R, r) y finalmente dominó el grupo S (estrategias K, S) bajo condiciones de déficit de luz (Kruk et al., 2002). En el Embalse Río Tercero, en cambio, a partir de un pool de especies similar, los grupos favorecidos fueron B (*C. meneghiniana*), P (*A. granulata*, *Closterium* spp.), X1 (*Monoraphidium* spp.), X2 (*Chlamydomonas* sp.) e Y (*Cryptomonas* spp.), más *C. hirundinella* (S), que no fue registrada por Kruk et al. (2002) al menos durante el período que duró su estudio (enero 1997 - diciembre 1999).

El caso de *C. hirundinella* es particular ya que frecuentemente ha sido catalogada como una especie de ambientes estratificados (Harris et al. 1979; Heaney y Talling, 1980; Lindstrom, 1992). En el Embalse Río Tercero, fue dominante tanto en situaciones de mezcla como de estratificación en coincidencia con los registros de numerosos embalses españoles (Margalef et al. 1976; Pérez-Martínez y Sánchez-Castillo, 2001, 2002).

Según Reynolds (1999) los agrupamientos de especies de flotabilidad neutra o pequeños flagelados (X_1 , X_2 , X_3) son dominantes cuando la estratificación reduce la capa de mezcla a unos pocos metros ($< 5 \text{ m}$) por unos días o semanas, aunque el pastoreo por parte de rotíferos y protistas suele truncar tempranamente el desarrollo de

esta fase en muchos lagos y embalses. En el Embalse Río Tercero las especies características de estos grupos de estrategias (correspondientes con los grupos cluch y unmov) tuvieron su máxima representación en el primer semestre de 1999, cuando codominaron con pequeñas diatomeas y coexistieron con altas densidades de rotíferos mientras la columna de agua se encontraba perfectamente mezclada y el embalse rebalsaba en forma intermitente por vertedero. En particular las criptomonadales tuvieron su máximo desarrollo en mayo 2000, bajo condiciones de mezcla. Sin embargo, también se encontraron como grupos codominantes en enero 2000, cuando predominó *C. hirundinella* y la columna de agua se encontraba estratificada. De modo que en el caso del Embalse Río Tercero, la estratificación o mezcla no es una condición necesaria para la proliferación de estos grupos y probablemente la alta tasa de renovación (como se explica en la sección VI.3.1) sea un factor más importante en el éxito de éstos grupos por sobre otros estrategias.

En la tabla 1 se contrastan los grupos funcionales construidos en el presente trabajo con las asociaciones de Reynolds (Reynolds, 1997, Kruk et al. 2002) y con las caracterizaciones acerca de estrategias de vida (r-K y C-S-R) dadas por diversos autores así como con las condiciones del medio mencionadas como favorables para las mismas en la bibliografía. En general puede observarse que los distintos grupos funcionales coinciden con alguna de las asociaciones de Reynolds (1997). Algunas diferencias se encuentran en cuanto a la ubicación de *A. granulata* y *Closterium* spp. que Kruk et al. reúnen en la asociación P y en los grupos funcionales quedaron separadas por haber considerado como caracter la toma de sílice que necesariamente separará a las diatomeas del resto. Con respecto a las condiciones en las que se encuentran las asociaciones citadas como típicos de situaciones de estratificación (Xi; Y) en el Embalse Río Tercero se registraron también durante los períodos de mezcla.

Tabla 1 resumen de las estrategias asignadas en la bibliografía a algunas algas características del Embalse Río Tercero y su correspondencia con los grupos funcionales propuestos en el presente trabajo.

1- Lindenschmidt y Chorus (1998); 2- Reynolds (1997); 3- Kruk et al. (2002); 4- Dos Santos y Calijuri (1998); 5- Sommer (1981); 6- Húszar y Caraco (1998).

especie	r - K	C-S-R	Asociación Reynolds	Grupo Funcional	Condición citada
Actinocyclus normanii	Hacia K (1)	R (1)		DUCH	Mezcla continua
Cyclotella spp.	Hacia K (1) r (4)	C R (2) C (4)	A (2) B (3)		Mezcla continua/ aguas transparentes
Aulacoseira spp.	r	R (2)	B (2) P (3)	DCOG	Mezcla prolongada/ tolerante al déficit de luz
Monoraphidium spp.	r (4)	C	X ₁ (3)	CLUCH	Luego de la perturbación inicial de la estratificación
Oocystis spp.		(1,2,4,5)			
Oocystis sp.		C - R (3)			
Cryptomonas spp.		C S R (1,2,5) R - C (4) C (6)	Y (2)	CRY	Luego de la perturbación inicial de la estratificación/ ubicuitoria
Chlamydomonas sp.	r (5)	C (3)	X ₂ (3)	UNMOV	
Ceratium spp.	K	S (2,6)	M - Lm (2)	DIN	Estabilidad prolongada/ bien insolado, cálido, meso a eutrófico
Anabaena spiroides		C - S (3)	H (2)	CIF	Bien insolados, ricos en nutrientes, tolerantes a déficit de N ₂
Closterium sp.	K (5)	R (3)	P (2)	CLUG	Mezcla/ tolerante a la turbidez
Eutetramorus fotii		C - S (3)	F (3)	COG	

VI.B.7 IMPORTANCIA DE LAS RELACIONES TRÓFICAS

Auer et al., (2004) plantearon que el predominio de la red trófica microbiana o de la tradicional (con ciliados o metazooplancton como pastoreadores respectivamente) no depende tan directamente del nivel trófico, sino de la estructura de tallas del fitoplancton. Las mayores proporciones de protozoos se encontrarían en ambos extremos del gradiente trófico. El aumento del estado trófico favorece el predominio de fitoplancton no palatable (principalmente cianofitas) y esto puede disminuir el impacto del metazooplancton sobre el fitoplancton, ya que éste se alimenta en estas condiciones de los pastoreadores de la red microbiana (mayor efecto top down sobre la red microbiana).

De acuerdo con esta visión, en el Embalse Río Tercero existen al menos dos redes tróficas diferentes. La llamada red microbiana, estaría representada por ciliados y turbelarios y sería más importante en verano cuando algas como *C. hirundinella* o *A. spiroides* constituyen la mayor parte de la biomasa. Por otro lado, la trama trófica tradicional estaría relacionada con los crustáceos y es fuertemente dependiente de la abundancia de fitoplancton palatable.

Los rotíferos ocupan una posición intermedia, ya que según su grado de especialización incorporan o no bacterias en la dieta y de acuerdo con sus posibilidades de huída son incorporados en una u otra vía de consumidores. De acuerdo con los análisis multivariados los rotíferos generalistas se asocian con la red microbiana y los especialistas con la red tradicional (ACP Nº 3, 4 y 5).

En el embalse los ciliados tuvieron un desarrollo muy acotado en el tiempo y en el espacio. Tanto los ciliados omnívoros (*C. cratera*) como los depredadores (*Prorodon taeniatus*) o el turbelario *Mesostoma* sp. fueron más abundantes en la zona afótica y en algunos meses en particular (abril 1999, enero 2000 y febrero 2001). Probablemente los depredadores *P. taeniatus* y *Mesostoma* sp. hayan consumido a *C. cratera*. Cuando se analizaron por métodos multivariados todos estos grupos resultaron muy relacionados y se separaron del resto de los grupos funcionales. En febrero 2001, el incremento en los ciliados y turbelarios depredadores no tuvo un correlato con los ciliados consumidores de bacterias, sin embargo los rotíferos generalistas alcanzaron su máxima densidad. Es probable que en este caso los depredadores “no tradicionales” estuvieran alimentándose de rotíferos, tal como se ha comprobado en el embalse para *P. taeniatus* en estudios anteriores (Foggeta, 1987). Sin embargo, la presión que éstos pudieron ejercer fue insignificante ya que la concentración de rotíferos generalistas fue extraordinariamente alta para el embalse (máximo, GF: 1.105 ind/l). La red microbiana estaría funcionando en forma bastante independiente de la red tradicional y sería importante como un factor de control solamente en la zona afótica y en meses con mayores temperaturas.

Con respecto a la influencia de los mixótrofos en la red trófica, Smalley et al., (1999) han propuesto que *Ceratium furca* en condiciones de bloom, puede ejercer una considerable presión de pastoreo. Esta especie de dinoflagelado selecciona preferentemente ciliados y puede competir por esta fuente de alimento con los copépodos y otros macrozooplancteres. Las tasas de ingestión reportadas para *C. furca* son de hasta 0,11 presas/h y las tasas de clareado de hasta 0,3 ml/d (Smalley et al., 1999). No existen datos similares disponibles para *C. hirundinella*. Con respecto a

los flujos de energía y nutrientes, Smalley et al. (1999) postulan que la depredación de los ciliados por parte de grandes dinoflagelados fotosintéticos revierte el flujo de energía en la red trófica, dado que éstos no son fácilmente ingeridos por niveles tróficos superiores. En el caso del Embalse Río Tercero el depredador *A. girodi* es capaz de ingerir a *C. hirundinella* y de hecho en mayo 2000, cuando el rotífero alcanzó una gran densidad, *C. hirundinella* disminuyó significativamente su densidad, de modo que si *C. hirundinella* fuera capaz de ingerir ciliados, en este caso se redireccionaría el flujo de energía hacia el depredador rotífero.

Las criptomonadales, han sido ubicadas por Jones (1997) en el extremo fototrófico del rango del comportamiento mixotrófico. Según este autor, tienen poco impacto en sus presas debido a las muy bajas tasas de ingestión y desde un punto de vista ecológico pueden ser consideradas exclusivamente como productores primarios. Las tasas de ingestión reportadas para *Cryptomonas erosa* y *C. ovata* son del orden de 1 - 2 microesferas/h (Jones, 1997). La menor importancia que se les atribuye se debería a que la limitación en el tamaño de las presas sólo les permite ingerir bacterias. En el Embalse Río Tercero las especies *C. erosa* y *C. ovata* son poco abundantes. En cambio, *C. pusilla* que fue codominante en muchas ocasiones, es de mucho menor tamaño y no hay citas en la bibliografía de que ingiera bacterias aunque podría consumir carbono orgánico disuelto (Roberts et al. 1999).

Conochilus unicornis (rotífero generalista) fue una de las especies codominantes en el embalse la mayor parte del tiempo. Según distintos autores puede alimentarse de la fracción menor a 5 o 10 μ o de bacterias y detritus (Armengol et al., 2001; Cruz Pizarro, 1993 y Gilbert y Bodgan, 1984). En los análisis multivariados resulta muy asociada con las diatomeas coloniales chicas (ACP N° 4), que aunque son organismos multicelulares forman unidades de pequeño tamaño (MDL = 7 μ) que podrían ser ingeridas por este rotífero. En situaciones como febrero 2001 donde la disponibilidad de algas fue mínima alcanzó su máxima densidad poblacional y podría haberse alimentado de bacterias. Se ha comprobado en un lago oligotrófico donde era la especie dominante que contribuyó con el 70 - 80 % a la tasa de clareado comunitaria, medida en base al consumo de esferas menores a 5 μ (Armengol et al., 2001). Según estos autores la máxima tasa de clareado para esta especie fue de casi 1 μ l/h, disminuyendo considerablemente por debajo de los 14 ° C. Considerando que en el Embalse Río Tercero esta especie alcanzó concentraciones cercanas a 400 ind/l en dos oportunidades (febrero 1999 y febrero 2001), similares a las citadas por Armengol et al. (2001) y que la temperatura del agua en el embalse es mayor, el

impacto sobre la fracción menor del fitoplancton ($< 10 \mu$) y sobre las bacterias pudo ser importante durante los meses de verano.

Los restantes grupos de pastoreadores fueron afectados negativamente por la biomasa de algas difícilmente palatables. Por medio de los análisis multivariados se encontraron asociaciones positivas entre los cladóceros pequeños y las criptomonadales (ACP Nº 5) y entre los cladóceros pequeños y la biomasa de algas fácilmente palatables (ACP Nº 3). Wolfenbarger (1999) encontró también mediante análisis multivariados, con datos de un embalse de Oklahoma, que la única especie de zooplancton que se relacionaba positivamente con la biomasa de algas palatables fue *B. longirostris* y lo explicó por el nicho de alimentación más estrecho de esta especie en comparación con otras de cladóceros y con otros grupos como los rotíferos.

Considerando por separado los datos de febrero 1999 a marzo 2000 y de mayo 2000 a febrero 2001, los rotíferos especialistas se relacionaron positivamente con las clorofitas unicelulares chicas (*Monoraphidium* spp.) en el primer período (ACP Nº 4) y los cladóceros pequeños se relacionaron positivamente con las criptomonadales y las clorofitas unicelulares móviles (*Chlamydomonas* spp. y *Chrysidalis peritaphrena*) en el segundo período (ACP Nº 5). Estas relaciones positivas corresponden con grupos de pastoreadores con bajas tasas de clareado (Reynolds, 1984; Chow-Fraser y Knoechel, 1985), que por esta razón no logran afectar negativamente la densidad de algas palatables.

Entre los crustáceos con mayores tasas de clareado del agua, los calanoideos no se relacionaron en los análisis multivariados con ningún grupo de algas. Su alto grado de especialización y su capacidad de aprovechar oportunidades locales de alimento a menor escala dentro de las distintas profundidades de la zona fótica (Alcaraz et al, 1980, en Reynolds, 1984; Leising y Franks, 2000) hacen que sus preferencias alimentarias no se observen a esta escala. Los cladóceros grandes se relacionaron positivamente con las diatomeas unicelulares chicas en el período febrero 1999 marzo 2000 y negativamente en mayo 2000 febrero 2001. En el segundo caso la densidad de cladóceros grandes fue mucho más alta y logró el “clareado del agua” y la biomasa de pastoreadores llegó a ser más del doble de la de productores. Los cladóceros medianos se relacionaron siempre negativamente con la densidad de algas de todos los grupos fácilmente palatables.

En cuanto a los depredadores *A. girodi* se relacionó siempre positivamente con los cladóceros medianos y el depredador cyclopodeo con los crustáceos en general.

Sin embargo no se han encontrado registros de que *Asplanchna* sp. pueda ingerir ninguna clase de cladóceros. En cambio, se encontró asociado en forma positiva con *C. hirundinella* y es su único depredador conocido (Arndt, 1993). La gran densidad poblacional alcanzada por el depredador *A. girodi* en mayo 2000 fue seguramente la principal causa de la disminución en la densidad de *C. hirundinella*, ya que en ningún momento se registraron condiciones adversas para el desarrollo del dinoflagelado. Las variables ambientales registradas estuvieron siempre dentro del rango de preferencias citado por diversos autores como óptimo para *C. hirundinella* (Mac Donagh et al., 2005).

En definitiva, durante el primer período (febrero 1999-marzo 2000), cuando predominaron los pastoreadores menos eficientes la variación encontrada en cuanto a los grupos funcionales tuvo mayor relación con la concentración de nutrientes biológicamente disponibles (PRS y nitratos más nitritos) que en el segundo período. En este período en cambio (mayo 2000-febrero 2001), las variables fisicoquímicas más importantes fueron la temperatura y la concentración de carbono orgánico particulado, que se relacionaron con la mayor abundancia de rotíferos, ciliados y turbelarios; en tanto que la abundancia de otros pastoreadores más eficientes como los crustáceos no tuvo relación con las variables fisicoquímicas.

VI.B.8 REGULACIÓN POR DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO

Muchos autores han demostrado que los cladóceros requieren más alimento que los rotíferos y los copépodos, y en particular que los cladóceros de mayor tamaño tienen mayores requerimientos energéticos (Chow-Fraser y Knoechel, 1984; Nandini y Sarma, 2003; Reynolds, 1984; Sterner, 1989; Stemberger y Gilbert, 1985). En el embalse, durante períodos de baja disponibilidad de alimento predominaron rotíferos y copépodos: durante el primer semestre 1999 predominaron los rotíferos y desde agosto 1999 hasta mayo 2000, cuando la disponibilidad de alimento fue mucho menor, se desarrollaron principalmente los copépodos calanoideos, que sería el grupo de alimentación más especializado.

Según Stemberger y Gilbert (1985) las especies de rotíferos de menor talla tienen concentraciones umbrales de alimentación menores y también sus poblaciones alcanzan $\frac{1}{2}$ de r_{\max} a menores concentraciones de alimento y por lo tanto parecen bien adaptadas a vivir en ambientes pobres en alimento. El rotífero más pequeño testado por estos autores fue *K. cochlearis* y tuvo un umbral de alimento de 25 $\mu\text{g C/l}$ -similar al

observado en copépodos calanoideos- y alcanzó $\frac{1}{2}$ de r_{\max} con 83 $\mu\text{g C/l}$ de alimento. Según los mismos autores, *Polyarthra remata* tuvo un umbral de 42 $\mu\text{g/l}$ y alcanzó $\frac{1}{2}$ de r_{\max} a los 58 $\mu\text{g/l}$ en tanto que *Brachionus calyciflorus* y *Asplanchna priodonta* necesitaron las más altas concentraciones de alimento: 158 y 250 $\mu\text{g C/l}$ de concentración umbral y 2.041 y 1.716 $\mu\text{g C/l}$ para obtener $\frac{1}{2}$ de r_{\max} , respectivamente (Stemberger y Gilbert, 1985). En el Embalse Río Tercero *P. vulgaris* y *K. cochlearis* se desarrollaron durante todo el período de menor disponibilidad de algas palatables en tanto que *B. calyciflorus* fue una especie muy poco abundante.

Por el contrario, según Reynolds (1984) para saturar las necesidades de una *Daphnia* de entre 0,8 y 2 mm de largo se requieren, según el tamaño de la misma, entre 400-500 $\mu\text{g C/l}$ de alimento. Los ejemplares de *D. laevis* medidos en el embalse corresponden al extremo inferior del rango de tallas citado, por correspondería considerar para comparar con los requerimientos de los rotíferos el valor de 400 $\mu\text{g C/l}$. En el Embalse Río Tercero aquellas especies con mayores requerimientos energéticos como los cladóceros medianos y grandes tuvieron un desarrollo acotado en el tiempo (julio a noviembre 2000), determinado muy posiblemente por la mucho mayor disponibilidad de alimento. Al mismo tiempo la mayor eficiencia de estos pastoreadores hizo imposible el desarrollo de algunos rotíferos muy poco eficientes y con altos requerimientos energéticos como *B. calyciflorus*.

El tiempo generacional algo más largo de los cladóceros y la mayor distancia entre los umbrales de concentración de alimento y la concentración para alcanzar $\frac{1}{2}$ de r_{\max} (70 y 400 $\mu\text{g C/l}$, respectivamente, según Reynolds, 1984) hace que las poblaciones de algas puedan seguir aumentando durante un cierto tiempo hasta que los pastoreadores alcancen las condiciones óptimas de reproducción. Esto habría permitido un mayor tiempo de proliferación a las diatomeas céntricas ya que los efectos del pastoreo se sentirían con un tiempo de retardo. Además la diversidad de especies de cladóceros presentes puede haber ayudado a que esta trama perdurara por algunos meses.

Las especies de cladóceros presentes en el embalse corresponden con lo que Romanovsky (1985) caracterizó como tolerantes al estrés, que son resistentes a la baja disponibilidad de alimento. Los géneros *Diaphanosoma*, *Bosmina* y las especies pequeñas de *Daphnia* pertenecen a este grupo. *Moina micrura* es la única especie entre las presentes perteneciente a otro grupo (ruderales). Este grupo fue caracterizado por este autor como un mal competidor, con alta tasa de reproducción y que se encuentra en hábitats disturbados y productivos.

En cuanto a la cantidad de alimento, Nandini y Sarma (2003) en un estudio que testeó la respuesta de varias especies de cladóceros a distintas concentraciones de *Chlorella vulgaris* encontraron que para una misma concentración de alimento los cladóceros más pequeños tuvieron las mayores tasas de reproducción; en tanto que la concentración umbral de alimento -aquella requerida para que la población se mantenga constante- se incrementó a medida que aumentaba la talla de las diferentes especies consideradas (*Alona rectangula*, *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia laevis*, *Diaphanosoma brachiurum*, *Moina* y *Simocephalus vetulus*) hasta un límite (1.300 μ) luego del cual la concentración umbral disminuyó. Las especies presentes en el embalse son todas menores a 1.300 μ , por tanto debería esperarse un comportamiento monótono entre estas dos variables. Considerando estos resultados, puede explicarse por qué los cladóceros pequeños fueron los primeros en aumentar su densidad ante una buena oferta de alimento y por qué los cladóceros medianos y grandes, con una menor tasa de reproducción y una mayor concentración umbral fueron los últimos en desarrollar un máximo poblacional, que aparece desfasado de la máxima concentración de fitoplancton.

En noviembre 2000, coincidentemente con la mayor biomasa de cladóceros, disminuyó la abundancia de fitoplancton. Este descenso se relaciona con la mayor capacidad de filtrado del agua de los cladóceros presentes en este mes (Cladóceros Grandes = *D. laevis*). Las especies de fitoplancton presentes en los meses previos eran potencialmente palatables y tanto *A. normanii* como el grupo de criptomonadales disminuyeron considerablemente su densidad recién en noviembre 2000. De acuerdo con Chow-Fraser y Knoechel (1985) la tasa de filtrado en los cladóceros se relaciona con su biomasa y no con su abundancia. Por lo tanto es esperable que el mayor efecto negativo del pastoreo sobre el fitoplancton se observe cuando se encuentra la mayor biomasa de cladóceros.

La calidad del alimento se ha relacionado con el contenido de fósforo del fitoplancton por una parte y más recientemente con la presencia de ácidos grasos poliinsaturados (Becker et al., 2004; Ferrao-Filho et al., 2003). Los efectos de la calidad y la cantidad del alimento sobre el zooplancton son difíciles de separar, aún en estudios experimentales (Ferrao-Filho et al., 2003).

Durante el período comprendido entre julio y noviembre 2000, cuando se registró la mayor abundancia de fitoplancton, las diatomeas y las criptofitas fueron los grupos más abundantes. Tanto las criptofitas como las diatomeas (además de los dinoflagelados) poseen ácidos grasos ω -3 poliinsaturados que son esenciales para el

zooplancton, en tanto que las clorofitas y cianofitas no contienen estos ácidos o tienen cantidades traza (Cottonnec et al., 2001; Ferrao-Filho et al., 2003; Gladyshev et al., 1999). Por otra parte los requerimientos de ácidos ω -3 poliinsaturados son mayores en los cladóceros que en los copépodos (Becker et al., 2004). Por lo tanto, durante el tiempo que se desarrollaron los cladóceros en el Embalse Río Tercero, las condiciones de alimentación tanto en cuanto a cantidad como a contenido de ácidos grasos esenciales fueron en teoría óptimas. En el Embalse Río Tercero, *B. huaronensis*, *C. dubia* y *D. birgei* fueron las especies más frecuentemente encontradas, coincidiendo con lo señalado por Ferrao-Filho et al. (2003) para *Bosmina* sp., *Ceriodaphnia cornuta* y *D. birgei* como las especies menos sensibles a la disponibilidad y calidad de los recursos.



VII

CONCLUSIONES



Las consecuencias del manejo realizado por la CNE en el embalse tienen que ver principalmente con una mayor estabilidad del nivel del agua y con la mayor probabilidad de rebalse por vertedero. Por otro lado -y a una escala local- produce efectos térmicos y la resuspensión de organismos bentónicos en la zona denominada pluma térmica.

Se demostró que la ocurrencia y duración de períodos de rebalse están estrechamente relacionadas con las precipitaciones en la cuenca, aún bajo las normas de manejo del posoperacional, por lo cual los efectos que el rebalse pudiera tener sobre la comunidad del plancton dependerá más de la abundancia de las precipitaciones que de la regulación realizada por la Central Nuclear.

Bajo las condiciones actuales se reconocieron como factores de perturbación del plancton a la tasa de renovación del agua y la duración y frecuencia de los períodos de rebalse por vertedero, que actuarían aumentando la diversidad y disminuyendo la densidad de fito y zooplancton.

En períodos de mayor tiempo de residencia del agua, es decir de mayor estabilidad, se maximiza el valor de las variables estructurantes internas, posibilitando los controles dados por medio de las relaciones tróficas ya que las condiciones permiten el desarrollo de organismos zooplanctontes de vida más larga, con mayor capacidad de control sobre el fitoplancton palatable.

Por el contrario, cuando la tasa de renovación es mayor y especialmente cuando se mantiene durante un período prolongado, ésta pasa a ser la principal variable estructurante, regulando la densidad de fito y zooplancton, y favoreciendo el predominio de los organismos de tiempo generacional más corto y con bajas tasas de clareado del agua como los rotíferos.

Los embalses aguas arriba estarían actuando de dos maneras distintas: por un lado, durante la mayor parte del tiempo, reteniendo parte del fósforo de la cuenca, lo cual ha favorecido la disminución del estado trófico del Embalse Río Tercero. Por otro lado, en los momentos en que aporta agua desde el Embalse Cerro Pelado, ingresando agua rica en nutrientes y con una flora y fauna propia que afectaría la composición del plancton del Embalse Río Tercero. Mientras estos ingresos coincidan con el desarrollo de fitoplancton palatable, se favorecerá su incorporación en niveles tróficos superiores. Si además se produce a fines del invierno o primavera, cuando típicamente se desarrollan los cladóceros y el tiempo de residencia del agua es suficientemente largo podrán manifestarse los efectos del clareado del agua por los cladóceros más grandes.

La importancia de estos aportes se magnifica si se considera que el Embalse Río Tercero presenta nutrientes en condiciones limitantes, principalmente el fósforo. Dos de los grupos algales más exitosos en el embalse (dinoflagelados y criptomonadales) comparten algunos rasgos morfológico-funcionales: la movilidad y la mixotrofia. Estas características pueden ser beneficiosas en un medio limitado por nutrientes y con una razón zona fótica/zona de mezcla menor a uno como es el Embalse Río Tercero. En

este caso, no se relacionó la movilidad con una forma de resistencia a la sedimentación porque en el embalse la condición de mezcla es predominante sobre la de estratificación y por lo tanto las algas son frecuentemente transportadas por los movimientos turbulentos del agua a lo largo de toda la columna de agua. Además, otra alga inmóvil *C. meneghiniana*, fue también exitosa y se caracteriza por tener su máxima tasa de división en condiciones de déficit de fósforo.

La profundidad de la zona fótica fue otra de las principales variables que condicionaron el medio físico, como resulta de los análisis multivariados realizados. Las condiciones de visibilidad dependieron generalmente de la biomasa de algas y no del abioseston, por lo cual muchos de los resultados encontrados en otros embalses con una mayor carga de sedimentos donde se evaluaron los efectos de la variación del nivel del agua no son aplicables en este caso.

La razón zona fótica / zona de mezcla condicionó en el embalse la distribución vertical del fitoplancton, así como la selección de ciertos tipos de estrategias adaptativas adaptados a mezcla profunda y exposición intermitente a la luz.

Frente a la existencia de gradientes térmicos, las algas capaces de regular su flotabilidad ajustaron su posición de acuerdo con sus preferencias por cierta intensidad lumínica, mientras que la distribución dentro de la columna de agua de las especies que no son capaces de regular su flotabilidad, dependió de otros factores como la abundancia y distribución de los pastoreadores. En cambio, en los casos en que la columna de agua es térmicamente homogénea, aún los grupos algales con mayor movilidad, no pudieron controlar su posición y posiblemente por los efectos del exceso de radiación una mayor proporción de clorofila se encontró degradada.

Por otro lado, la especie invasora *Ceratium hirundinella*, que tiene la habilidad de consumir fósforo en forma lujuriosa y además lo inmoviliza durante largos períodos que pasa en los sedimentos en forma de quistes, favoreció la limitación por nutrientes para otras algas. Durante los meses de mayores temperaturas, cuando *C. hirundinella* proliferó, la cantidad de fitoplancton palatable fue limitada, alcanzando para sostener una baja densidad de poblaciones de rotíferos y larvas nauplii con los menores requerimientos energéticos. Por lo tanto *C. hirundinella* sería una especie clave del sistema, con capacidad de influir en la densidad de fitoplancton y en la composición del zooplancton. Por otra parte la excreción de materia orgánica por parte de *C. hirundinella* pudo favorecer el desarrollo de la cadena microbiana que conduce a la depredación por ciliados y turbelarios y a la mayor proliferación de criptofitas que pueden consumir carbono orgánico disuelto.

En cuanto a los factores que influyen en la distribución horizontal a lo largo del eje del embalse predominan los procesos de pastoreo sobre los de sedimentación, dado que la densidad de zooplancton se incrementa desde la

zona de Confluencia hasta la de Garganta, a expensas de la disminución en la densidad del fitoplancton palatable. Las diatomeas coloniales grandes van en contra de esta tendencia, y presentan mayores densidades en la zona del Dique. Este grupo se caracteriza por ser difícilmente consumido por el zooplancton y por aprovechar las situaciones en que la zona fótica es mayor a la zona de mezcla debido a su capacidad de tolerar el déficit de luz. Su predominio en meses de invierno, con bajas intensidades lumínicas y una zona de mezcla igual a la profundidad de la columna de agua podría tener que ver con esta característica.

Por otra parte, los efectos de la advección se observaron durante un período acotado entre julio y octubre 2000, cuando las diatomeas unicelulares chicas dominaron tanto en densidad como en biomasa con las mayores densidades en la zona afótica de Confluencia, en relación con los aportes de agua desde aguas arriba. Su capacidad de tolerar la exposición intermitente a la luz favorece que soporten el trayecto desde el embalse Cerro Pelado.

Además, en el embalse se produjeron mecanismos de control interno del plancton en ciertos períodos de tiempo. Se demostró que las posibles relaciones tróficas son muy distintas según qué tipo de pastoreadores y de algas se encuentren. Además se mostró que de acuerdo con las concentraciones umbral requeridas y con la calidad del alimento predominarán determinados grupos de zooplancton:

- La abundancia de los rotíferos especialistas se relacionó con la de las algas palatables, aunque éstos no lograron tener un efecto negativo sobre la densidad de esta fracción del fitoplancton, debido a su baja tasa de clareado.

- La abundancia de los cladóceros estuvo condicionada por la disponibilidad de algas palatables y sólo los cladóceros grandes pudieron controlar el desarrollo algal, en tanto que los cladóceros pequeños consumieron el recurso sin agotarlo. Los cladóceros pequeños se asocian con las algas fácilmente palatables por dos razones: una es que sólo proliferan cuando hay alimento en abundancia, y otra es que no tienen la capacidad de agotar los recursos. En la medida en que los cladóceros más grandes (con mayor capacidad de clareado del agua) alcanzan su máximo poblacional, el recurso se agota y por esta razón si bien sólo se desarrollaron luego de un período con alta disponibilidad de alimento no se evidencian relaciones de asociación en el análisis multivariado.

- En cambio los calanoideos no se relacionan con la mayor disponibilidad de algas palatables, probablemente debido a que su mayor grado de especialización los hace capaces de explotar el recurso aún cuando este es escaso.

Con respecto a la secuencia temporal a largo plazo se concluye que hay diferencias en cuanto a la producción de sucesos de florecimientos algales. *Peridinium gatunense*, que característicamente causaba floraciones en años previos, probablemente haya sido desplazado por la aparición de *C. hirundinella*, otro dinoflagelado con un nicho muy similar. De las clorofitas citadas como causantes de floraciones en años anteriores sólo se registró un importante desarrollo *Closterium* spp., entre fines del invierno y principios de la primavera 2000, que sin embargo no llegó a dominar el fitoplancton ni a representar una floración. La clorofita *Sphaerocystis Schroeterii* tuvo una muy baja abundancia, en contraste con lo citado para algunos años previos tanto del período pre como del posoperacional. Probablemente, estas especies de mayor talla hayan sido excluidas por *C. hirundinella*.

Finalmente, y de acuerdo con las relaciones planteadas, dentro de este escenario, puede proponerse que si se produjera una mayor entrada de fósforo en el embalse, ya sea por alguna perturbación en la cuenca o por la salida de agua en profundidad desde Cerro Pelado, el resultado dependerá del momento del año en que ocurra y de las algas que conformen el plancton en ese momento. En invierno, si proliferan diatomeas y el tiempo de residencia es lo suficientemente largo se generará una cadena trófica más eficiente, formada por organismos de ciclo de vida más prolongado y mayor tamaño. Luego de un tiempo, el aumento en la biomasa de especies como *D. laevis* puede poner freno a esta cadena debido a su capacidad de clareado del agua y a su vez la biomasa alcanzada por los cladóceros podría ser consumida por los peces. Si el ingreso de fósforo, en cambio, se produjera en primavera o verano el resultado dependerá de qué algas resulten más exitosas. Si prevalecen los dinoflagelados, habría dos vías distintas para canalizar las entradas de nutrientes. Por un lado el fósforo puede quedar aislado en los sedimentos en forma de quistes de resistencia durante el invierno y por otro existe un depredador capaz de consumirlos (*A. girodi*). El plancton en general no alcanzará su máximo desarrollo tanto en riqueza como en abundancia y el aporte energético del fitoplancton a las cadenas superiores sería menor al mencionado anteriormente, ya que *A. girodi* no sería preferido por depredadores visuales como los peces. Si en cambio en este escenario prevalecen las cianofitas o grandes clorofitas, se vería favorecida una red trófica menos eficiente con ciliados y turbelarios como depredadores.



BIBLIOGRAFÍA



BIBLIOGRAFÍA

1. Agencia Córdoba D.A.C y T. Dirección de Ambiente; 2003. Gobierno de la Provincia de Córdoba. Regiones Naturales de la Provincia de Córdoba. Serie C Publicaciones Técnicas. Córdoba
2. Alcorlo, P. y Baltanás, A.; 1999. Limnología de las lagunas salinas de Los Monegros y caracterización de sus comunidades animales. Melic, A. y Blasco-Zumeta, J. (Eds). Manifiesto Científico Por Los Monegros. Bol. Sea. (24):113-120.
3. Alcorlo Pagés; 2004. Las redes tróficas en las lagunas salinas temporales de Los Monegros (Zaragoza, España). Ecosistemas. Revista Científica y Técnica De Ecología y Medioambiente. (2). <http://www.aeet.org/ecosistemas/042/investigacion5.htm>
4. APHA (American Public Health Association); 1985. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. Washington D.C.
5. Armengol, X.; Boronat, L.; Camacho, A., y Wurtsbaugh, W. A.; 2001. Grazing by a dominant rotifer *Conochilus unicornis* Rousset in a mountain lake: in situ measurements with synthetic microspheres. Hydrobiologia. 446-447:107-114.
6. Arndt, H.; 1993. Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates)- a review. Hydrobiologia. (255/256):231-246.
7. Auer, B.; Elzer, U., y Arndt, H.; 2004. Comparison of pelagic food webs in lakes along a trophic gradient and with seasonal aspects: influence of resource and predation. Journal of Plankton Research.; 26(6):697-709.
8. Balseiro, E. G.; Modenutti, B. E., y Queilmaliños, C. P.; 1992. The coexistence of *Bosmina* and *Ceriodaphnia* in a South Andes lake: an analysis of demographic responses. Freshwater Biology. 28:93-101.
9. Barbiero, R. P.; James, W. F., y Barko, J. W.; 1999. The effects of disturbance events on phytoplankton community structure in a small temperate reservoir. Freshwater Biology. 42:503-512.
10. Barbosa, F. A.; Padisák, J.; Espíndola, E. L. G.; Borics, G., y Rocha, O.; 1999. The cascading reservoir continuum concept (CRCC) and its application to the River Tiete-basin, Sao Paulo State, Brazil. En: Theoretical Reservoir Ecology and its applications. Tundisi, J.G. y Straskraba, M. (Eds). International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers; pp. 425-437.
11. Becker, C.; Feuchtmayr, H.; Brepohl, D.; Santer, B., y Boersma, M.; 2004. Differential impacts of copepods and cladocerans on lake seston, and resulting effects on zooplankton growth. Hydrobiologia. 526:197-207.
12. Berri, G. y Robio, C. A.; 1983. Estudio ambiental en la zona de emplazamiento de la Central Nuclear Embalse Córdoba. Evaluación meteorológica del emplazamiento de la Central Nuclear Embalse. Período 1972-1981: Comisión Nacional de Energía Atómica. Informe Interno.
13. Bold, H. C. y M.J. Wynne; 1985. Introduction to the algae. Structure and reproduction. New Jersey: Prentice Hall.

14. Boltovskoy, A.; Battistoni, P.; Gómez, N.; Escalante, A.; Gómez N.; Solari, L., y Vucetich, M. 1979; Estudio Limnológico del Embalse Río Tercero. Informe Final. Dir. Nac. De Energía Atómica-ILPLA.
15. Boltovskoy, A.; Battistoni, P.; Gómez, N.; Escalante, A.; Solari, L., y Vucetich, M. 1981; Estudio Limnológico del Embalse Río Tercero. Informe Final. Dir. Nac. De Energía Atómica-ILPLA.
16. Boltovskoy A.; Battistoni P. A. y Gómez N.; Escalante A. H.; Solari L. C., y Vucetich, M. C. 1980; El plancton del Embalse Río III, Córdoba, Argentina. VIII Reunión Argentina de Ecología; Santa Fé.
17. Boltovskoy A. y Foggetta M. 1985; Limnología física del embalse Río III. (Térmica Hidrología y derivaciones biológicas). Biología Acuática. (7):26 pp.
18. Bonetto, A. A.; Di Persia D. H.; Maglianesi R., y Corigliano M. del C. 1976; Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de Argentina. Ecosur. 3(5): 47-120.
19. Bonorino F. G. 1958. Cap. 1: Orografía. Eds. F de Aparicio y H A Difrieri. Ed Peuser. Bs. As. Enciclopedia La Argentina Suma de Geografía.
20. Boschi, E. E. y M. L. Fuster de Plaza; 1959. Estudio ecológico pesquero del pejerrey del Embalse del Río Tercero (*Basilichthys bonariensis*). Una contribución al conocimiento del ambiente. Secr. Agric. Ganad. Nac. Dpto. Invest. Pesq. Publ. (8): 1-61.
21. Bottrell, H. D.; Duncan, A.; Gliwicz, Z.; Grygierek, E. Herzig, A. Hillbriicht-Ilkowska, A.; Kurasawa, H. Larson, P. y Weglenska, T.; 1976. A review of some problems in zooplankton productions studies. Norw. J. Zool. 24: 419-459.
22. Bozelli, R. L.; 1998. Influences of suspended inorganic matter on carbon ingestion and incorporation rates of two tropical Cladocerans *Diaphanosoma birgeii* and *Moina minuta*. Arch. Hydrobiol. 142(4):451-465.
23. Bucka, H. y Zurek, R.; 1992. Trophic relations between phyto and zooplankton in a field experiment in the aspect of the formation and the decline of water blooms. Acta Hydrobiol. 1/2(34):139-155.
24. Bustamante, A.; Ruibal, A. L., and López, F. et al.; 2000. Estudio de la evolución trófica del embalse San Roque. Seminario Internacional: Identificación y control de algas en la producción de agua potable; Rosario, Santa Fé.
25. Cabrera, A. L.; 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Bol. Soc. Arg. Bot. 14 (1-2):1-42.
26. Carlson, R. E.; 1977. A trophic state index for lakes. Limnology & Oceanography. 22(2):361-369.
27. Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F., y Hodgson, J. R.; 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. BioScience. 35(10):634-635.
28. Casco, M. A.; Mac Donagh, M. E., and Claps, M. C. 2002; Long-term study of plankton in Río Tercero Reservoir (Argentina) in relation to a nuclear power plant operation. Verh. Internat. Verein. Limnol. 28:1027-1031.
29. Chow-Fraser, P. y Knoechel, R.; 1985. Factors regulating in situ filtering rates of cladocera. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42:567-576.
30. Cole, G. A.; 1988 Manual de Limnología. Editorial Hemisferio Sur.

31. Conzonno V. and A. Mariazzi; 1991. Eutroficación en el Embalse del Río Tercero (Córdoba). Influencia de la central nuclear. Biología Acuática. (15):38-39.
32. Cordini J. M.; 1950. Contribución al conocimiento limnológico del Embalse del Río Tercero (Córdoba). Min. Agric. De la Nac., Dción. Gral., de Pesca y Conserv. de la Fauna, Publ. Misc (331): 1-36.
33. Cottonnec, G.; Brunet, C.; Sautour, B. , y Thoumelin, G.; 2001. Nutritive value and selection of food particles by copepods during a spring bloom of *Phaeocystis* sp. in the English Cannel, as determined by pigment and fatty acid analyses. Journal of Plankton Research. 23(7):693-703.
34. Cruz, M. and Escalante, A.; 2001. Effect of temperature on copepod species growth and development time: an experimental study. Aquatic Sciences Meeting, Albuquerque.
35. Cruz Pizarro, L.; 1993. Function of zooplankton in lake ecosystems. En: Limnological bases of lake management. Eds: Salánki, J. and Bíró, P.; Hungary.41-59.
36. Cryer, M y Townsend, C R.; 1989. Generation time of *Acanthocyclops robustus* in relation to food availability and temperature in a shallow eutrophic lake. Hydrobiologia. 182:93-97.
37. Dangavs, N. V. 1976; Descripción sistemática de los parámetros morfométricos considerados en las lagunas pampásicas. Limnobiós. 1(2):35-49.
38. DeMott, W. R. y Kerfoot, W. C.; 1982. Competition among cladocerans: nature of interaction between *Bosmina* and *Daphnia*. Ecology. 63(6):1949-1966.
39. Diéguez, M. y Balseiro, E.; 1998. Colony size in *Coenochilus hippocrepis*: defensive adaptation to predator size. Hydrobiologia. 387/388:421-425.
40. Di Siervi M. A.; Mariazzi, A. A. y Donadelli. J. L.; 1990. Cuantificación y frecuencia de división celular y producción de bacterias planctónicas en el Embalse del Río III. Variables relacionadas. Ecosur. 16(27):1-12.
41. Dos Santos, A. C. A. and Calijuri M. C.; 1998. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita reservoir (Sao Paulo, Brazil). Hydrobiologia. (367):139-152.
42. Drago C. E. y Depetris P.J.; 1974. Erosión de la cuenca imbrífera y sedimentación en el Embalse de Río Tercero (Córdoba, Argentina). Rev. Asoc. Geol. Arg. XXIX(4):470-478.
43. Dumont, H.; Van De Velde, I. y Dumont, S. 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. Oecologia 19: 75-97
44. Edmondson, W. T.; 1965. Reproductive rate of planktonic rotifers as related to food and temperature in nature. Ecol. Monogr. (35):61-111.
45. Escalante A. H.; 1988 Cladóceros del Embalse Río Tercero (Prov. De Córdoba Argentina). An. Inst.Cienc.Del Mar y Limnol. Univ.Nal.Auton. México. 1(15):41-54.
46. Eskinazi-Sant'Anna, E. M.; Maia-Barbosa, P. M., y Barbosa, F. A. R.; 2002. On the natural diet of *Daphnia laevis* in the eutrophic Pampullha reservoir (Belo Horizonte, Minas Gerais). Braz. J. Biol. 3(62):445-452.
47. Ferrao-Filho, A. S.; Arcifa, M. S., and Fileto, C.; 2003. Resource limitation and food quality for cladocerans in a tropical Brazilian lake. Hydrobiologia. 491:201-210.
48. Foggetta, M. 1987; *Prorodon taeniatus* (Ciliophora Gymnostomata): Distribution espacio-temporal en el embalse Río Tercero. Limnobiós. 2(9):689-694.

49. Foissner, W.; Berger, H., y Scaumburg.; 1999. Identification and ecology of limnetic plankton ciliates. Informationberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft.
50. Ford, D. E.; 1990. Reservoir Transport Processes. En: Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. Eds: Thornton, K. W; Kimmel, B. L, y Payne, F. E. Wiley-Interscience.
51. Fulton, R. S.; 1988. Grazing on filamentous algae by herbivorous zooplankton. Freshwater Biology. 20:263-271.
52. Gálvez, J. A.; Niell, F. X., and Lucena, J.; 1988. Description and mechanism of formation of a deep chlorophyll maximum due to *Ceratium hirundinella* (O. F. Muller) Bergh. Arch. Hydrobiol. 112(1):143-155.
53. Geraldés A. M. and Boavida M. J.; 2003. Distinct age and landscape influence on two reservoir under the same climate. Hydrobiologia. (504):277-288.
54. Gervais, F.; 1997. Diel vertical migration of *Cryptomonas* and *Chromatium* in the deep chlorophyll maximum of a eutrophic lake. Journal of Plankton Research. 19(5):533-550.
55. Gervais, F.; 1998. Ecology of cryptophytes coexisting near a freshwater chemocline. Freshwater Biology. 39:61-78.
56. Gilbert, J. J. y Bogdan, K. G.; 1984 Rotifer grazing: In situ studies on selectivity and rates. En: Trophic interactions within aquatic ecosystems. Eds: Meyers, D. G. and Strickler, J. R. American Association for the Advancement of Science; pp. 97-133.
57. Gilbert, J. J. y Bogdan, K. G.; 1981. Selectivity of *Polyarthra* and *Keratella* for flagellate and aflagellate cells. Verh. Internat. Verein. Limnol. 21:1515-1521.
58. Gilbert, J. J. y Kirk, K. L.; 1988. Escape response of the rotifer *Keratella*: Description, stimulation, fluid dynamics, and ecological significance. Limnol. Oceanogr. 33(6, part 2):1440-1450.
59. Gilbert, J. J. y Stemberger, R. S.; 1985. Control of *Keratella* populations by interference competition from *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 30(1):180-188.
60. Gilbert, J. J. y Williamson, C. E.; 1978. Predator-prey behavior and its effect on rotifer survival in associations of *Mesocyclops edax*, *Asplanchna girodi*, *Polyarthra vulgaris* and *Keratella cochlearis*. Oecologia (Berl.). 37:13-22.
61. Girbal, A.; Lammel, E., and Busso, F.; 2000. Utilización de permanganato de potasio para mitigar un bloom de *Ceratium hirundinella*. Seminario Internacional: Identificación y control de algas en la producción de agua potable. Rosario, Santa Fé.
62. Gladyshev, M. I.; Temerova, T. A.; Dubovskaya, O. P., and Kolmakov, V. I.; 1999. Selective grazing on *Cryptomonas* by *Ceriodaphnia quadrangula* fed a natural phytoplankton assemblage. Aquatic Ecology. 33:347-353.
63. Gliwicz, Z y Umana, G. 1994; Cladoceran body size and vulnerability to copepods predation. Limnol.Oceanogr. 39(2):419-424.
64. Gliwicz, Z. M.; 1990. Why do cladocerans fail to control algal blooms? Hydrobiologia. (200/201):83-97.
65. Godlewska, M.; Mazurkiewicz-Borón, G.; Pocięcha, A.; Wilk-Wóznia, y Jelonek, M.; 2003. Effects of flood on the functioning of the Dobczyce reservoir ecosystem. Hydrobiologia. (504):305-313.

66. Gómez N.; 1984^a Distribución espacio temporal de *Closterium aciculare* var. *subpronum* (Desmidiaceae) en el Embalse de Río Tercero, Córdoba, Argentina. Limnobiós. 2(8):556-661.
67. Gómez N.; 1984^b; Presencia de *Actinocyclus normanii* f. *subsalsa* (Juhl.-Dannf) Hustedt 1957 (Bacillariophyceae) en aguas mediterráneas argentinas. Limnobiós. 2(8):579-580.
68. Gómez N.; 1988; Diatomeas del Embalse Río III. Tesis doctoral. Fac. Cs. Nat. y Museo de la Plata.; N508.
69. Gómez N.; 1989. Organización espacio-temporal de las diatomeas del embalse Río III (prov. Córdoba). XIV Reunión Argentina de Ecología. Jujuy. pp26.
70. Gómez N.; 1990^a Diatomeas del Embalse Río III (Prov. De Córdoba) nuevas para la Argentina. Darwiniana. 30(1-4):287-289.
71. Gómez N.; 1990^b; Variaciones morfológicas de *Aulacoseira granulata* (Freheenberg) Simonsen (Bacillariophyceae), en el Embalse Río III, Córdoba, Argentina. Biota. (6):45-51.
72. Gómez N.; 1991^a; Flora diatomológica del Embalse Río III (Prov. De Córdoba, Argentina) I. Centrales. Gayana, Bot. 48(1-4):3-9.
73. Gómez N.; 1991^b Poblaciones de diatomeas planctónicas en una represa subtropical: Embalse Río III, Argentina. Annls Limnol. 27(1):3-14.
74. Gómez, N., 1995. Changes in the phytoplankton of the reservoir Embalse Río Tercero (Prov. Córdoba, Argentina) as a result of the nuclear power plant operating there. Acta Hydrobiol., 37 (3): 129-139.
75. Green, D. W. y Oliver, R. L.; 2003. Using non-photochemical quenching of chlorophyll *a* fluorescence to assess the light climate and growth rate of the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. Eur. J. Phycol. 38:113-122.
76. Grover, J. P. y Chrzanowski, T. H.; 2006. Seasonal dynamics of phytoplankton in two warm temperate reservoirs: association of taxonomic composition with temperature. Journal of Plankton Research. 28(1):1-17.
77. Guerrero, J. M. y Echenique, R. O.; 1997. *Ceratium hirundinella* blooms in Argentine reservoirs. Harmfull Algae News. 16:3.
78. Hakanson, L.; 1881. A manual of lake morphometry. Springer-Verlag. Berlin. 79 pp.
79. Haphey-Wood, C. Ecology of freshwater planktonic green algae. En: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Ed: Sandgren, D. G. Cambridge University Press; 1988; pp. 175-226.
80. Harris, G. P.; Heaney S. I., and Talling, J. F.; 1979. Physiological and environmental constraints in the ecology of the planktonic dinoflagellate *Ceratium hirundinella*. Freshwater Biology. (9):413-428.
81. Hart, R. C.; 2004. Cladoceran periodicity patterns in relation to selected environmental factors in two cascading warm-water reservoirs over a decade. Hydrobiologia. (526):99-117.
82. Hart, R. C. y Jarvis, A. C.; 1993. In situ determination of bacterial selectivity and filtration rates by five cladocerans zooplankters in a hypereutrophic subtropical reservoir. Journal of Plankton Research. 15(3):295-315.
83. Havens, K. E.; 1998. Size structure and energetics in a plankton food web. Oikos. (81):346-358.

84. Heaney, S. I. y Furnass, T. I.; 1980. Laboratory models of diel vertical migration in the dinoflagellate *Ceratium hirundinella*. Freshwater Biology. (10):163-170.
85. Heaney, S. I. y Talling, J. F.; 1980. Dynamic aspects of dinoflagellate distribution patterns in small productive lake. J. Ecology. 68:75-94.
86. Henry, R.; 1999. Heat Budgets, Thermal structure and dissolved oxygen in brazilian reservoirs. En: Theoretical Reservoir Ecology and its applications. Eds: Tundisi, J.G. y Straskraba, M. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers; pp. 125-151.
87. Hillebrand, H.; Dürslen, C-D. Kirschtel D.; Pollingher, U., y Zohary, T.; 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. J. Phycol. (35):403-424.
88. Honorable Cámara de Diputados de la Nación. Expediente 4059-D-5 de julio de 2005.
89. Huszar, V. L. and Caraco, N. F.; 1998. The relationship between phytoplankton composition and physical-chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional descriptors in six temperate lakes. Freshwater Biology. (40):679-696.
90. Jones, H. L. J.; 1997. A classification of mixotrophic protists based on their behaviour. Freshwater Biology. (37):35-43.
91. Jones, R. I.; 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. Freshwater Biology. (45):219-226.
92. Jorcin, A. y Nogueira, M. G.; 2005. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment-water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Paranapanema River, south-east Brazil). Lakes & Reservoirs. 10(1):1.
93. Kasprzak, P.; Gervais, F.; Adrian, R. ; Weiler, W.; Radke, R.; Jager, I.; Riest, S; Siedel, U.; Schneider, B.; Bohme, M.; Eckmann, R., y Walz, N.; 2000. Trophic characterization, pelagic food web structure and comparison of two mesotrophic lakes in Brandenburg (Germany). Internat. Rev. Hydrobiol. 85(2-3):167-189.
94. Kennedy, R. H. and Walker, W. W.; 1990. Reservoir nutrient dynamics. En: Reservoir Limnology: Ecological perspectives. Eds: K.W. Thornton, B.L. Kimmel, and F.E. Payne. John Willey y Sons. pp. 109-131.
95. Kimmel, B. L.; Lind, O. T., and Paulson, L. J.; 1990. Reservoir Primary Production. En: Reservoir Limnology: Ecological perspectives. Eds: K.W. Thornton, B.L. Kimmel, and F.E. Payne. John Willey y Sons; pp. 133-194.
96. Kirk, K. L. y Gilbert, J.; 1990. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. Ecology. 71(5):1741-1755.
97. Klaveness, D.; 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. En: Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Ed: Sandgren. pp: 105-133
98. Kruk, C.; Mazzeo, N.; Lacerot, G., y Reynolds, C. S.; 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. Journal of Plankton Research. 24(9):901-912.
99. Lawrence, S. G.; Malley, D. F.; Findlay, W.; Maciver, M., y Delbaere, I.; 1987. Method for estimating dry weight of freshwater planktonic crustaceans from measures of length and shape. Canadian. J. Aquat. Sci. 44(1):264-274.
100. Legendre, L. y Legendre, P.; 1983. Numerical Ecology. Elsevier. 419 pp.

101. Lehman, J. T.; 1988: Selective herbivory and its role in the evolution of phytoplankton resource competition. En: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Ed: Sandgren, C. D. Cambridge University Press; pp. 369-387.
102. Lehman, J. T. y Sandgren, C. D.; 1985. Species-specific rates of growth and grazing loss among freshwater algae. Limnol. Oceanogr. 30(1):34-46.
103. Lehninger, A. L.; Nelson, D. L., and Cox, M. M.; 1995. Principios de bioquímica. Barcelona. Omega. 1013 pp.
104. Leising, A. W. and Franks, P. J. S.; 2000. Copepod vertical distribution within a spatially variable food source: a simple foraging-strategy model. Journal of Plankton Research. 22(6):999-1024.
105. Lindenschmidt, K. E. y Chorus, I.; 1998. The effect of water column mixing on phytoplankton succession, diversity and similarity. Journal of Plankton Research. 20(10):1927-1951.
106. Lindstrom, K.; 1992. *Ceratium* in Lake Erken: vertical distribution, migration and form variation. Nord. J. Bot.-Section of Phycology. 12(5):541-556.
107. Lorenzen, C. I.; 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments, spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr. (12):343-346.
108. Lund, J. W. G.; Kipling, C. y 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.
109. Mac Donagh, M. E.; Casco, M. A., and Claps, M. C. 2005; Colonization of a neotropical reservoir (Córdoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O. F. Muller) Berg. Ann. Limnol. 41(4):291-299.
110. Macedo, C. F. y Pinto-Cohelo, R. M.; 2001. Nutritional status response of *Daphnia laevis* and *Moina micrura* from a tropical reservoir to different algal diets: *Scenedesmus quadricauda* and *Ankistrodesmus gracilis*. Braz. J. Biol. 4(61):555-562.
111. Manly, B. F. J.; 1991. Multivariate Statistical Methods. A primer. Chapman y Hall.
112. Margalef, R.; 1983. Limnología. Barcelona. Omega.
113. Margalef, R.; Planas, D.; Armengol, J.; Vidal, A.; Prat, N.; Guiset, A.; Toja, J., y Miyares, M.; 1976. Limnología de los embalses españoles. España: Dirección General de Obras Hidráulicas. Ministerio de Obras Públicas.
114. Mariazzi, A. y Conzonno, V.; 1980. Distribución de la clorofila *a* y producción fotosintética del fitoplancton en el embalse del Río Tercero. I. Primeros resultados. Limnobios. 2(1):54-67.
115. Mariazzi, A.; Conzonno, V., y Romero, M.; 1981^b. Distribución espacio-temporal de bacterias heterotróficas, clorofila, seston y parámetros químicos (Embalse del Río III-Córdoba). Limnobios. 2(3):193-205.
116. Mariazzi, A.; Dippolito, A.; Battistoni, P.; Di Siervi, M.; Bonetto, C. 1993. Effect of a nuclear power plant on Embalse del Río tercero Reservoir. A long term survey. En: Strategiess for Lake Ecosystems beyond 2000. 5th International Conference on the conservation and management of lakes. Eds: Giussani, G. y Callieri, C. Proceedings.17-21 may, Italy.
117. Mariazzi, A.; Di Siervi, M.; Romero, M., y Nakanishi, M.; 1983^a. Distribución espacial y estacional de pigmentos fotosintéticos en la zona eufótica del Embalse del Río Tercero. Limnobios. 2(7):464-470.

118. Mariazzi, A.; Di Siervi, M. y Donadelli, J.; 1991. Bacterial secondary production and its relation with primary production in the Embalse del Río III Reservoir, Argentina. Hydrobiologia 211: 57-64
119. Mariazzi, A.; Donadelli, J.; Arenas, P.; Di Siervi, M.; y Bonetto, C.; 1992. Impact of a nuclear power plant on water quality of Embalse del Río Tercero Reservoir, (Córdoba, Argentina). Hydrobiologia 246: 129-140.
120. Mariazzi, A.; Donadelli, J.; Conzonno, V.; Di Siervi, M.; Hechem, M.; Arenas, P.; Battistoni, P.; Iwaszkiw, J.; Padín, O.; Casco, M.; Echenique, R.; 1994. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero, Córdoba. Informe Final.
121. Mariazzi, A.; Romero, C., y Arenas, P.; 1984. Contribución relativa del nanoplancton a la producción primaria y pigmentos fotosintéticos en el Embalse del Río Tercero (Córdoba, Argentina). Ecosur. 11(21/22):19-28.
122. Mariazzi, A.; Romero, C., y Conzonno, V.; 1981^c. Producción primaria, bacterias, nutrientes y otros factores ecológicos en el Embalse del Río Tercero, Córdoba. Limnobiós. 2(3):153-177.
123. Mariazzi, A.; Romero, C.; Conzonno, V., y Di Siervi, M.; 1985. Ritmo diario de la fotosíntesis, respiración pigmentos y bacterias heterotróficas (Embalse del Río Tercero, Córdoba, Argentina). Ecosur. 12/13(23/24):25-35.
124. Mariazzi, A.; Romero, C.; Conzonno, V., y Mariñelarena, A.; 1989. Results of a limnological study in a reservoir previous to the functioning of a nuclear power plant (Embalse del Río Tercero, Argentina). Rev. As. Cs. Nat. Lit. 20(1/2):57-68.
125. Mariazzi, A.; Romero, C.; Nakanishi, M., y Conzonno, V.; 1983^c. Influencia de la temperatura sobre la tasa de fotosíntesis en el Embalse del Río Tercero (Prov. de Córdoba, Argentina). Limnobiós. 2(6):419-429.
126. Mariazzi, A.; Romero, M., y Conzonno, V.; 1988. Ciclo anual y heterogeneidad espacial de procesos autotóxicos y heterotóxicos, y caracteres fisicoquímicos del Embalse Río Tercero, Córdoba, Argentina. Rev. Cs. Nat. Lit. 19(2):167-181.
127. Mariazzi, A.; Romero, M.; Villalobos; Di Siervi, M., y Mariñelarena, A. 1981^a. Estudio bacteriológico en el Embalse del Río Tercero (provincia de Córdoba, Argentina). Factores ecológicos y predicciones sobre efectos térmicos. Limnobiós. 2(2):89-110.
128. Marini, T. L. 1939. Trabajos de piscicultura en el Embalse Río Tercero. Physis. 18(50):497-510
129. Mariñelarena A.; Casco M.; Claps M.; Di Siervi M.; Donadelli J.; Colautti D.; Hechem M.; Remes Lenicov M., y Dipolitto A.; 1988. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero, Córdoba. Informe Final. Nucleoeléctrica Argentina S. A.
130. Mariñelarena, A.; Donadelli, J., y Di Siervi, M.; 1997. Cambios en el estado trófico del Embalse del Río Tercero posteriores al funcionamiento de una central nuclear. 7a. Conferencia Internacional Sobre Conservación y Gestión De Lagos. San Martín De Los Andes.
131. Mariñelarena A.; M.A. Casco; M.C. Claps; M.A. Di Siervi; J.L. Donadelli; M. Hechem, y D. Colautti. 1998. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero, Córdoba. Informe Final. Convenio ILPLA (Fac. Cs. Nat. y Museo, UNLP) - NASA (Nucleoeléctrica Argentina S. A.).
132. Mariñelarena A.; M.A. Casco; M.C. Claps; M.A. Di Siervi; J.L. Donadelli; J. Iwaszkiw; M. Maroñas, M. Hechem, y D. Colautti. 1996. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero, Córdoba. Informe Final. Convenio ILPLA (Fac. Cs. Nat. y Museo, UNLP) - NASA (Nucleoeléctrica Argentina S. A.).

133. Mariñelarena A.; M.A. Casco; M.C. Claps; M.A. Di Siervi; J.L. Donadelli; M. Hechem; D. Colautti; M. E. Mac Donagh; D. Ardohain, y M. Remes Lenicov. 2002. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero. Informe Final. NASA (Nucleoeléctrica Argentina S. A.).
134. Mariñelarena A.; M.A. Casco; M.C. Claps; M.A. Di Siervi; J.L. Donadelli; M. Hechem; D. Colautti; M. E. Mac Donagh, y M. Remes Lenicov.; 2001. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero. Informe Final. NASA (Nucleoeléctrica Argentina S. A.).
135. Mariñelarena A.M.A. Casco; M.C. Claps; M.A. Di Siervi; J.L. Donadelli; M. Hechem; D. Colautti; M. E. Mac Donagh, y M. Remes Lenicov. 1999. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero. Informe Final. NASA (Nucleoeléctrica Argentina S. A.).
136. Mariñelarena A.M.A. Casco; M.C. Claps; M.A. Di Siervi; J.L. Donadelli; M. Hechem; D. Colautti; M. E. Mac Donagh, y M. Remes Lenicov; 2000. Estudio Limnológico del Embalse del Río Tercero. Informe Final. NASA (Nucleoeléctrica Argentina S. A.).
137. Martínez, G. Conducta alimentaria de *Daphnia ambigua* Scourfield 1947, *Moina micrura* Kurz 1874 y *Ceriodaphnia dubia* Richard 1895 (Cladocera) frente a un gradiente de alimento. Revista Chilena de Historia Natural. 2000; 37(1):47-54.
138. Marzolf, R. G.; 1990. Reservoir as environments for zooplankton. Thronton, K. W.; Kimmel, B. L., and Payne, F. E. En: Reservoir Limnology: Ecological perspectives. Eds: K.W. Thronton, B.L. Kimmel, y F.E. Payne. Wiley-Interscience; pp. 195-208.
139. Matsumura-Tundisi, T. y Tundisi, J. G; 2003. Calanoida (Copepoda) species composition changes in the reservoirs of Sao Paulo State (Brazil) in the last twenty years. Hydrobiologia. 504:215-222.
140. May, L.; Bailey-Watts, A. E., y Kirika, A.; 2001. The relationships between *Trichocerca pusilla* (Jennings), *Aulacoseira* spp. and water temperature in Loch Leven, Scotland, U. K. Hydrobiologia. 446/447:29-34.
141. Mc Cauley, E.; 1984. The estimation of the bundance and biomass of zooplankton in samples. En: A manual on methods for the assesment of secondary productivity in fresh waters. Eds: Downing J. y Rigler, F. Blackwell Scientific Publications.
142. Mc Queen, D. J.; Post, J. R., y Mills, E. L.; 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43:1571-1581.
143. Mercado, L. y Gómez, N.; 1998. Fitoplancton del río Paraná de las Palmas y los efectos ocasionados por la Central Nuclear Atucha (Bs. As., Argentina). Aquatec 5:21-33
144. Modenutti, B. E.; 1998. Planktonic rotifers of Samborombón River Basin (Argentina). Hydrobiologia. 387/388:259-265.
145. Morrás, H.; 1999. Geochemical differentiation of Quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus contents as detected in the early 20th century. Quaternary International. 62:57-67.
146. Nakanishi, M.; Mariazzi, A.; Conzonno, V.; Claverie, E.; Di Siervi, M., y Romero, C.; 1985. Primary production studies on a Reservoir, Embalse del Río tercero, Argentina. Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. 10:49-62.
147. Nandini, S. y Sarma, S. S. S.; 2003. Population growth of some genera of cladocerans (Cladocera) in relation to algal food (*Chlorella vulgaris*) levels. Hydrobiologia. 491:211-219.

148. Naselli-Flores, L. y Barone L.; 1997. Importance of water-level fluctuation on population dynamics of cladocerans in a hypertrophic reservoir (Lake Arancio, south-west Sicily, Italy). Hydrobiologia. (360):223-232.
149. Naselli-Flores, L.; Padisák, J.; Dokulil, M. T., y Chorus, I.; 2003. Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. Hydrobiologia. (502):395-403.
150. Nogueira, M. G.; 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), Sao Paulo, Brazil. Hydrobiologia. (431):115-128.
151. Nogueira, M. G.; 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim reservoir (Paranapanema River), Sao Paulo, Brazil. Hydrobiologia. (455):1-18.
152. Nogueira, M.; Jorcin, A.; Vianna N. y Britto, Y.; 2002. Uma avaliacao dos processos de eutrofizacao nos reservatorios em cascata do rio Paranapanema (SP/PR) Brasil. En: De la limnología a la gestión en Sudamérica. Eds: Fernández Cirelli, A.; Vila, I.; Tundisi, J.; Armengol, J.; Quirós, R. y Marquisá, G. pp: 91-106
153. Noton, L. R.; 1975. The effect of thermal effluent on phytoplankton productivity in Lake Wabamun, Alberta. Verh. Internat. Verein. Limnol. 19:542-551.
154. Oggero H. y Bongiovanni, G.; 1999. Principales parámetros climáticos medidos en la C.N.E. desde el comienzo de la operación comercial. Informe Interno. CNE.
155. Ojala, A.; Heaney, S. I.; Arvola L., y Barbosa F.; 1996. Growth of migrating and non-migrating cryptophytes in thermal and chemical stratified experimental columns. Freshwater Biology. 35:599-608.
156. Oliver, R. L.; Whittington, J.; Lorenz, Z., y Webster, I. T.; 2003. The influence of vertical mixing on the photoinhibition of variable chlorophyll *a* fluorescence and its inclusion in a model of phytoplankton photosynthesis. Journal of Plankton Research. 25(9):1107-1129.
157. Ooms-Wilms, A. L.; Postema, G., y Gulati, R. D.; 1999. Population dynamics of planktonic rotifers in Lake Loosdrecht, the Netherlands, in relation to their potential food and predators. Freshwater Biology. (42):77-97.
158. Ortíz de Casas, J. L.; 1991. Indicadores de Eutrofización. Criterios de clasificación de embalses según el grado de eutrofia. Jornadas Sobre Eutrofización De Embalses e Indicadores Biológicos De La Calidad De Las Aguas En Ríos. pp: 25-52.
159. Pañosso, R.; Carlson P.; Kozłowski-Suzuki B.; Azevedo S. y M. Graneli E.; 2003. Effect of grazing by neotropical copepod, *Notodiaptomus*, on a natural cyanobacterial assemblage and on toxic and non-toxic cyanobacterial strains. Journal of Plankton Research. 25(9):1169-1175.
160. Pollinger, U.; 1988. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. En: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Ed: Sandgren, C. D. pp: 134-174
161. Porter, K. G.; 1976. Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton. Science. 192:1332-1334.
162. Porter, K. G.; 1977. The plant-animal interface in freshwater ecosystems. American Scientist. 65:159-170.
163. Porter, K. G.; 1973. Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. Nature. 244(5412):179-180.

164. Price, D. R. H.; 1999. Do reservoirs need ecological management? Hydrobiologia. 395-396:117-121.
165. Prosperi, C. H.; 2000. Competencia entre cianofíceas y pirrofíceas en el embalse San Roque, (Córdoba, Argentina). Seminario Internacional: Identificación y control de algas en la producción de agua potable; Rosario, Santa Fé.
166. Pérez, M.; Bonilla, S., and Martínez, G.; 1999. Phytoplankton community of a polymictic reservoir, La Plata River basin, Uruguay. Rev. Brasil. Biol. 4(59):535-541.
167. Pérez-Martínez C. y Sánchez-Castillo, P.; 2001. Temporal occurrence of *Ceratium hirundinella* in Spanish reservoirs. Hydrobiologia. 452:101-107.
168. Pérez-Martínez, C. y Sánchez-Castillo, P.; 2002. Winter dominance of *Ceratium hirundinella* in a southern north-temperate reservoir. Journal of Plankton Research. 24(1):89-96.
169. Pollinger, U.; 1988. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. En: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Ed: Sandgren, C. D. Cambridge University Press; pp.134-174.
170. Pollinger, U.; Bürgi, H. R. y Ambühl, H.; 1993. The cysts of *Ceratium hirundinella*: Their dynamics and role within a eutrophic (Lake Sempach, Switzerland). Aquatic Sciences. 55(1):10-17
171. Queimaliños, P. P. y Modenutti, B. E.; 1993. Experimental analysis of the rotifer-cladoceran effect on phytoplankton. Ver. Internat. Verein. Limnol. 25:943-946
172. Reynolds, C. S.; 1982. Phytoplankton periodicity: its motivation, mechanism and manipulation. Rep. Freshwat. Biol. Ass. 50:60-75
173. Reynolds, C. S.; 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press.
174. Reynolds, C. S.; 1997. Assembly of pelagic plant communities. En: Vegetation Processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ed: Reynolds, C. S. Excellence in Ecology. Germany: Ecology Institute; pp. 205-289.
175. Reynolds, C. S.; 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. En: Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Ed: Sandgren, C. D. Cambridge University Press; pp. 388-433.
176. Reynolds, C. S.; 1999. Phytoplankton assemblages in reservoirs. En: Theoretical reservoir ecology and its applications. Eds: Tundisi, J. G. Straskraba M. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers. pp. 439-456.
177. Richardson, K.; 1983. Fisiología del fitoplancton. En: Embalses, fotosíntesis y productividad primaria. Eds: Bahamonde, N. y Cabrera, S. [UNESCO]; Chile.
178. Roberts, E. C. y Laybourn-Parry, J.; 1999. Mixotrophic cryptophytes and their predators in the Dry Valley lakes of Antarctica. Freshwater Biology. 41:737-746.
179. Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T.; Espindola, E. L. G.; Roche, K. F., y Rietzler, A. C.; 1999. Ecological theory applied to reservoir zooplankton. En: Theoretical Reservoir Ecology and its applications. Eds: Tundisi, J.G. y Straskraba, M. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers; pp. 457-476.
180. Rodríguez, M.; Cossavella, A., and Oroná, C. et al.; 2000. Evaluación preliminar comparativa de la calidad del agua y de sedimentos de embalses destinados al abastecimiento de agua potable al gran Córdoba. Seminario Internacional: Identificación y control de algas en la producción de agua potable; Rosario, Santa Fé.

181. Rojo, C. and Álvarez-Cobelas, M.; 2003. Are there steady-state phytoplankton assemblages in the field? Hydrobiologia. (502):3-12.
182. Romanovsky, Y. E.; 1985. Food limitation and life-history strategies in cladocerans crustaceans. Arch. Hydrobiol. Belh. Ergebn. Limnol. (21):363-372.
183. Romero, C.; Mariuzzi A. A., y Arenas P.; 1988. Condiciones de luz subacuática como factores determinantes de la eficiencia fotosintética fitoplanctónica. I. Embalse del Río Tercero (Córdoba, Argentina). Oecologia Acuatica. (9):1-8.
184. Romero, C. Mariuzzi A. A. y Nakanishi M.; 1983. Relación entre la tasa de fotosíntesis fitoplanctónica y la intensidad luminosa en el embalse del Río Tercero (Prov. de Córdoba, Argentina). Limnobiós. 2(6):431-438.
185. Romero, M. y Mariuzzi, A.; 1984. Heterotrophic consumption by planktonic bacteria and algae in embalse del Río Tercero (Córdoba, Argentina). Ecosur. 11(21/22):29-38.
186. Romero, M. C.; Mariuzzi, A., y Mariñelarena, A.; 1987. The relationship between bacterial heterotrophic activity and algal autotrophic activity in Embalse del Río Tercero ((Córdoba, Argentina). Ecosur. 14/15(25/26):63-71.
187. Ruibal A. L.; A. Bustamante; M. Granero; F. López; A. Girbal; E. Lammel; M.E. Simonin, y F. Busso; 1999. Estudio de la evolución de la calidad del agua del embalse del dique San Roque (Córdoba) asociado al desarrollo de floraciones de *Ceratium*. Actas Del Congreso Argentino De Grandes Presas y Aprovechamientos Hidroeléctricos.
188. Ruttner-Kolisko, A.; 1977. Suggestions for biomass calculations of plankton rotifers. Archiv. Hydrobiol. (8):71-76.
189. Ryding, S. O. y Rast W.; 1989. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Madrid. Ed. Pirámide.
190. Sampaio, E. V.; Rocha, O.; Matsumura-Tundisi, T., y Tundisi, J. G.; 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River. Brazil. Braz. J. Biol. 3(62):525-545.
191. Sans, K.; Gómez Erache, M.; Menumarque, S., y Calliari, D.; 2003. Biodiversidad planctónica en el Río de la Plata. Informe de Avance. FREPLATA.
192. Santer B.; 1994. Influences of food type and concentrations on the development of *Eudiaptomus gracilis* and implications for interactions between calanoid and cyclopoid. Arch. Hydrobiol. 131(2):141-159.
193. Sendacz, S.; Kubo, E., y Cestarolli, M.; 1985. Limnología de reservatórios do sudeste do estado do Sao Paulo, Brazil. VIII. Zooplankton. B. Inst. Pesc. 12(1):187-207.
194. Shafik, H. M.; Herodek, S.; Présing, M.; Vörös, L., y Valgo, K. V.; 1997. Growth of *Cyclotella meneghiniana* Kutz. II. Growth and cell composition under different growth rates with different limiting nutrient. Annls. Limnol. 33(4):223-233.
195. Sleigh, M. Biología de los protozoos. España: Blume; 1979.
196. Smalley, G. W.; Coats, D. W., y Adam, E. J.; 1999. A new method using microspheres to determine grazing on ciliates by the mixotrophic dinoflagellate *Ceratium furca*. Aquat. Microb. Ecol. 17:167-179.
197. Sommer, U.; 1981. The role of r- and K- selection in the succession of phytoplankton in Lake Constance. Acta Oecologica. 2(4):327-342.

198. Sommer, U. Sommer F. Santer B. Zollner E. Jurgens K. Jamieson C. Boersma y M. Gocke K.; 2003. Daphnia versus copepod impact on summer phytoplankton: functional compensation at both trophic levels. Oecologia. (135):639-647.
199. Starkweather, P. L.; Gilbert, J. J., y Frost, M.; 1979. Bacterial feeding by the rotifer *Brachionus calyciflorus*: clearance and ingestion rates, behavior and population dynamics. Oecologia (Berl). 44:26-30.
200. Starkweather, P. L. y Walsh, E. J.; 1989. Influence of cyanobacterial diet on *Asplanchna* predation risk in *Brachionus calyciflorus*. Hydrobiologia. 186/187:35-38.
201. Stemberger, R. S. and Gilbert, J. J. 1985. Body Size, food concentration, and population growth in planktonic rotifers. Ecology; 66(4):1151-1159.
202. Sterner, R. W.; 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. En: Plankton Ecology. Succession in plankton communities. Ed: Sommer, U. Springer-Verlag; pp. 107-170.
203. Straskraba, M.; 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. En: Theoretical reservoir ecology and its applications. Eds: Tundisi, J. G. y Straskraba, M. pp: 385-410
204. Strickland, J. D. H. y Parsons, T. R.; 1968. Practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can. F.
205. Talling, J. F.; 1969. The incidence of vertical mixing, and some biological and chemical consequences, in tropical African lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 17:998-1012.
206. Tartabai, M. A.; 1974. Determination of sulphate in water samples. Sulphur Inst. J. 10:11-13.
207. Taylor, B. E. and Mahoney, D. L.; 1988. Extinction and recolonization: processes regulating zooplankton dynamics in a cooling reservoir. Verh. Internat. Verein. Limnol. (23):1536-1541.
208. Toja, J.; 1982. Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. Revista De Obras Públicas. 223-231.
209. Toja, J.; 1979. Estudio Limnológico Comparado de dos embalses con distinto grado de eutrofia: Aracena y La Minilla. Tesis Doctoral.
210. Trochine, C.; Modenutti, B., y Balseiro, E.; 2006. Influence of spatial heterogeneity on predation by flatworm *Mesostoma ehrenbergii* (Focke) on calanoid and cyclopoid copepods. Journal of Plankton Research. 28(3):267-274.
211. Tromboto, V. G.; 2004. Complejo Hidroeléctrico Río Grande Central en Caverna de Acumulación por Bombeo. Boletín Energético N° 14. Año 6. CNEA
212. Urabe J.; Gurung, T. B.; Yoshida, T.; Dekino, T., y Nakanishi, M.; 2000. Diel changes in phagotrophy by *Cryptomonas* in Lake Biwa. Limnol. Oceanogr. 45(7):1558-1563.
213. Van den Hoek, C.; Mann, D. G., y Jahns, H. M.; 1995. Algae: An introduction to phycology. 1 st. ed. Cambridge, Reino Unido: University Press, 623 pp.
214. Villar, C. y Bonetto, C.; 1998. Caracterización física y química del Bajo Paraná. Efecto de la central Nuclear Atucha. Aquatec 5:1-13.
215. Ward, J. V. y Stanford, J. A.; 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. En: Dynamics of Lotic Ecosystems. Eds: T. D. Fontaine y Bartell, S. M. pp.29-42.
216. Weithoff, G.; 2003. The concepts of "plant functional types" and "functional diversity" in lake phytoplankton -a new understanding of phytoplankton ecology? Freshwater Biology. (48):1669-1675.

217. Weithoff, G. y Walz, N.; 1995. Influence of the filamentous cyanobacterium *Planktothrix agardhii* on population growth and reproductive pattern of the rotifer *Brachionus calyciflorus*. Hydrobiologia. 313/314:381-386.
218. Westwood, K. J. y Ganf, G. G.; 2004. Effect of cell flotation on growth of *Anabaena circinalis* under diurnaly stratified conditions. Jouranl of Plankton Research. 26(10):1183-1197.
219. Wetzel, R. G. 1981 Limnología. 1era ed. Barcelona, España: Ediciones Omega.
220. Wetzel, R. G. y Likens, G. E., 1979. Limnological Analyses. Saunders Company.
221. Wolfinbarger, W. C.; 1999. Influence of biotic and abiotic factors on seasonal sucesion of zooplankton in Hugo Reservoir, Oklahoma, U.S.A. Hydrobiologia. (400):13-31.
222. Zunino R. C. y Migliori S.; 1983. Algunos aspectos hidrológicos del Río Tercero y registros térmicos en el embalse del mismo. Estudio ambiental en la zona de emplazamiento de la Central Nuclear en Embalse. Córdoba. CNEA- Gerencia de protección radiológica y seguridad. División estudios de emplazamiento. Buenos Aires: 1-226.
223. Zurek R y Bucka H.; 1994. Algal size classes and phytoplankton-zooplankton interacting effects. Journal of Plankton Research. 16(6):583-601.

Sitios de INTERNET citados:

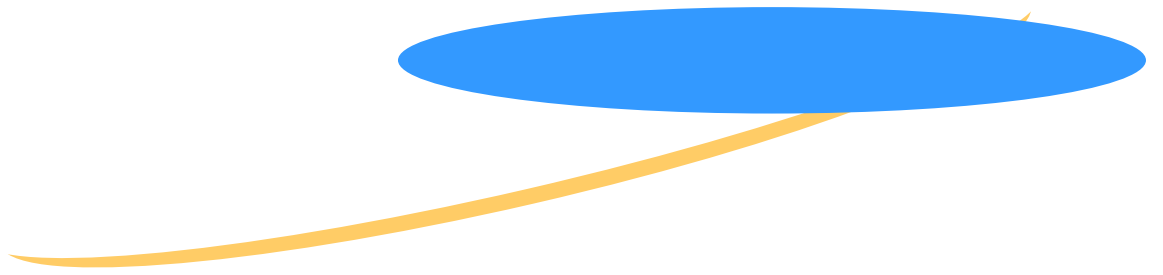
Secretaría de Agricultura y Ganadería de la provincia de Córdoba
(www.cba.gov.ar)

Subsecretaría de Energía Eléctrica de la Nación (<http://energia.mecon.ar>)

Secretaría de Minería de la Nación (<http://www.mineria.gov.ar/ambiente/estudios/irn/cordoba>)

Comisión Nacional de Energía Atómica
(www.cnea.gov.ar/xxi/divulgación/reactores/c_reactores_fii.html).

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) www.inta.gov.ar



ANEXOS



Tabla 3: especies de fitoplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
 p = presente, D = dominante, F = floración

CIANOFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Anabaena spiroides</i>	F-D	p	p	D	D	F
<i>Anabaena sp.</i>	p	p	p	p	p	-
<i>Anabaenopsis sp.</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Aphanocapsa elachista</i>	-	-	p	-	p	p
<i>A. pulchra</i>	-	-	D	-	p	p
<i>Aphanocapsa sp.</i>	-	-	p	-	p	-
<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>	-	-	-	p	p	-
<i>C. pusillum</i>	-	-	-	D	-	-
<i>Coelosphaerium sp.</i>	-	p	-	-	-	-
<i>Chlorogloea microcystoides</i>	-	-	p	-	p	p
<i>Chroococcus dispersus</i>	-	-	p	D	p	-
<i>C. minimus</i>	-	-	-	-	p	-
<i>C. minor</i>	-	-	-	-	p	p
<i>C. minutus</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Chroococcus sp.</i>	-	-	-	p	p	-
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	-	-	p	p	-	p
<i>Gomphosphaeria sp.</i>	-	p	-	p	-	-
<i>Lyngbya limnetica</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Lyngbya sp.</i>	-	-	-	p	p	-
<i>Merismopaedia sp.</i>	p	p	p	p	-	-
<i>M. aff glauca</i>	-	-	-	p	-	-
<i>M. tenuissima</i>	-	-	D	p	p	p
<i>Microcystis aeruginosa</i>	p	p	D	p	p	p
<i>M. firma</i>	-	-	-	-	p	p
<i>M. flos-aquae</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Microcystis sp.</i>	p	p	D	p	-	-
<i>Oscillatoria sp.</i>	p	p	p	p	p	p
<i>Pleurocapsa sp.</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Pseudoanabaena mucicola</i>	p	p	-	-	-	-
<i>Siphononema sp.</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Spirulina sp.</i>	p	p	-	-	-	-
<i>Synechococcus lepoliensis</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Synechococcus linearis aff.</i>	-	-	-	-	-	p

CLOROFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Actinastrum hantzschii</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Actinastrum sp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Ankyra judayii</i>	-	-	p	-	p	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	p	-	-	-
<i>Ankistrodesmus sp.</i>	-	-	p	-	-	-
<i>Botryococcus braunii</i>	-	p	p	p	p	-
<i>Carteria sp.</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Chlamydomonadaceae</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Chlamydomonas sp.</i>	-	-	p	-	p	p
<i>Chlorococcal</i>	p	-	p	p	p	p
<i>Chlorococcal sp.1</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Chlorococcal sp.2</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Chlorococcal sp.3</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Chodatella sp.</i>	-	-	p	-	-	-
<i>Closterium aciculare</i>	D	D	p	p	p	p
<i>C. acutum var. variable</i>	-	-	-	-	-	p
<i>C. kutzingii</i>	-	-	-	-	-	p

Tabla 3 (continuación): especies de fitoplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
 p = presente, D = dominante, F = floración

CLOROFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>C. parvulum</i>	p	p	p	p	-	p
<i>C. setaceum</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Closterium sp.2</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Closterium spp.</i>	p	p	-	p	p	p
<i>Coelastrum astroideum</i>	-	-	-	-	p	-
<i>C. microporum</i>	-	-	p	p	p	-
<i>C. pulchrum</i>	-	-	p	-	D	p
<i>C. reticulatum</i>	-	-	-	p	-	-
<i>Coelastrum spp.</i>	p	p	-	-	-	p
<i>Coenochloris aff mucosa</i>	-	-	-	p	p	p
<i>Cosmarium sp.</i>	p	p	p	-	-	p
<i>Cosmarium turpinii var. eximium</i>	p	-	-	-	-	-
<i>Crucigenia quadrata</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Crucigenia sp.</i>	-	-	p	p	p	-
<i>C. smithi</i>	-	-	p	-	-	-
<i>C. tetrapedia</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Crucigeniella apiculata</i>	-	-	-	-	p	-
<i>C. lunaris</i>	-	-	p	-	-	-
<i>Dictyosphaerium ehrebergianum</i>	-	-	p	-	p	-
<i>D. granulatum</i>	-	-	-	-	p	p
<i>D. pulchellum</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	-	-	p	-	p	-
<i>Didymocystis fina</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Didymogenes sp.</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Diplochlois lunata</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Franceia sp.</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Fusola viridis</i>	-	-	p	p	p	p
<i>Kirchneriella obesa</i>	-	-	p	-	-	-
<i>K. rosolata</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Kirchneriella sp.</i>	-	-	p	p	p	-
<i>Micractinium sp.</i>	-	p	p	-	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	-	-	-	-	-	p
<i>M. circinale</i>	-	-	-	-	D	p
<i>M. contortum</i>	-	-	-	-	p	p
<i>M. dybowskii</i>	-	-	-	-	p	p
<i>M. griffithi</i>	-	-	-	-	p	p
<i>M. minutum</i>	-	-	-	-	p	p
<i>M. tortile</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Monoraphidium spp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Oocys sp.</i>	-	-	p	-	-	p
<i>Oocystis parva</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Oocystis aff solitaria</i>	-	-	-	p	-	-
<i>Oocystis sp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Pandorina morum</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Pediastrum boryanum</i>	-	p	p	-	-	-
<i>P. duplex</i>	-	-	-	-	p	-
<i>P. simplex var. clathratum</i>	-	-	p	-	-	p
<i>P. simplex var. simplex</i>	-	p	-	p	p	p
<i>P. simplex var. sturmii</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Pediastrum sp.</i>	p	-	-	-	-	-
<i>Planktosphaeria sp.</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoquadrigula sp.</i>	-	-	p	-	p	-
<i>Quadrigula aff.</i>	-	-	-	-	-	p

Tabla 3 (continuación): especies de fitoplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
 p = presente, D = dominante, F = floración

CLOROFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Raphidonema sp.</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	-	-	-	-	-	p
<i>S. ecornis</i>	-	-	-	-	p	p
<i>S. intermedius</i>	-	-	p	-	-	p
<i>S. quadricauda</i>	-	-	p	p	p	p
<i>Scenedesmus spp.</i>	p	p	p	p	p	-
<i>Schroederia antillarum</i>	-	-	-	-	p	p
<i>S. setigera</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Sphaerocystis schroeterii</i>	-	D	p	D	p	p
<i>Sphaerocystis sp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Spondylosium planum</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Staurastrum avicula</i>	p	p	p	-	-	-
<i>Staurastrum cuspidatum</i>	p	-	-	-	-	-
<i>S. gracile</i>	p	p	p	-	p	p
<i>S. leptocladum</i>	p	p	p	p	-	-
<i>S. paradoxum</i>	p	p	-	-	-	-
<i>Staurastrum sp.</i>	-	-	p	p	-	p
<i>Staurodesmus cuspidatus v curvispina</i>	-	p	-	-	-	-
<i>Tetrachlorella elliptica</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Tetraedron minimum</i>	-	-	p	p	p	-
<i>Tetraedron sp.</i>	-	-	p	-	-	p
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	-	-	-	p	-	-
<i>Tetrastrum sp.</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Treubaria aff schmidlei</i>	-	-	p	p	p	-
Ulotrical	-	-	-	-	-	p

DIATOMEAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Achnanthes lanceolata</i>	-	-	-	-	p	-
<i>A. minutissima</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Achnanthes sp.</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Actinocyclus normanii f subsalsa</i>	D	D	p	p	p	D
<i>Aulacoseira alpigena</i>	p	p	D	p	D	D
<i>A. granulata</i>	D	D	p	p	D	p
<i>A. granulata var. angustissima f spiralis</i>	p	p	p	p	p	p
<i>A. granulata var. angustissima</i>	p	p	p	p	-	p
<i>A. granulata var. tenuis</i>	p	p	-	-	-	-
<i>A. italica</i>	-	-	-	p	p	-
<i>Aulacoseira sp.</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Ceratoneis arcus</i>	-	-	p	-	-	-
<i>Cocconeis placentula</i>	p	p	-	-	p	p
<i>Cocconeis sp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Coscinodiscus lacustris</i>	-	p	-	-	-	-
<i>Coscinodiscus sp.</i>	p	-	-	-	-	-
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	p	p	-	p	p	D
<i>Cyclotella sp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Cymatopleura solea</i>	p	p	-	-	-	p
<i>C. solea var. gracilllis</i>	p	p	-	-	p	-
<i>Cymbella affinis</i>	p	p	-	-	-	p
<i>C. cistula</i>	p	p	-	-	p	-
<i>Cymbella sp.</i>	-	-	-	p	-	p
<i>Cymbella sp. 1</i>	-	-	-	-	p	p
<i>Cymbella sp.2</i>	-	-	-	-	-	p

Tabla 3 (continuación): especies de fitoplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
 p = presente, D = dominante, F = floración

DIATOMEAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>C. tumida</i>	p	p	-	-	p	-
<i>C. turgidula</i> var. <i>turgidula</i>	p	p	-	-	-	-
<i>Diatoma</i> sp.	-	-	p	-	p	-
<i>Epithemia adnata</i>	-	-	-	-	p	-
<i>E. adnata</i> var. <i>proboscidea</i>	p	p	-	-	-	-
<i>E. sorex</i>	p	-	p	-	p	p
<i>Epithemia</i> sp.	-	-	p	-	p	-
<i>Fragillaria</i>	-	-	p	-	p	p
<i>Gomphoneis herculeana</i>	-	-	-	-	p	p
<i>G. acuminatum</i>	-	p	-	-	-	-
<i>G. constrictum</i> var. <i>coronata</i>	p	-	-	-	-	-
<i>Gomphonema</i> sp.	p	p	p	-	p	p
<i>G. subclavatum</i>	-	-	-	-	p	p
<i>G. subclavatum</i> var. <i>commutatum</i>	p	-	-	-	-	-
<i>G. truncatum</i>	p	p	-	-	p	-
<i>G. truncatum</i> var. <i>capitatum</i>	p	-	-	-	-	-
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	p	p	-	-	p	-
<i>Gyrosigma spenceri</i>	-	p	-	-	-	-
<i>Hantzschia amphioxys</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Hantzschia</i> sp.	-	-	p	-	p	-
<i>Melosira varians</i>	-	p	-	-	-	p
<i>Navicula cryptocephala</i>	p	p	-	-	p	p
<i>N. cuspidata</i>	p	p	-	-	p	p
<i>N. notha</i>	p	p	-	-	p	p
<i>Navicula</i> sp.1	-	-	-	-	p	p
<i>Navicula</i> sp.2	-	-	-	-	p	p
<i>Navicula</i> sp.3	-	-	-	-	p	p
<i>Naviculal</i>	p	p	p	p	p	p
<i>Nitzschia</i> aff. <i>dissipata</i>	-	-	-	-	p	p
<i>N. hungarica</i> var. <i>linearis</i>	p	-	-	-	-	-
<i>N. recta</i>	p	p	-	-	p	p
<i>N. sigma</i>	p	p	-	-	p	-
<i>N. sigmoidea</i>	p	p	-	-	p	p
<i>N. sinuata</i> var. <i>tabellaria</i>	p	p	-	-	-	p
<i>Nitzschia</i> sp.	-	p	p	p	p	p
<i>Pinnularia acrosphaeria</i>	p	p	-	-	p	p
<i>Pinnularia</i> sp.	-	-	-	p	p	-
<i>Rhoicosphaenia curvata</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Rhopalodia gibba</i>	p	p	p	-	p	-
<i>Rhopalodia</i> sp.	-	p	-	-	-	-
<i>Stephanodiscus</i> sp.	-	-	-	p	p	-
<i>Surirella biseriata</i>	p	p	-	-	-	p
<i>S. ovata</i>	-	-	-	-	p	-
<i>S. tenera</i>	p	-	-	-	-	-
<i>Surirella</i> sp.	p	p	-	-	-	-
<i>Synedra ulna</i>	p	p	-	p	p	p
<i>Synedra</i> sp.	p	-	p	-	p	p

EUGLENOFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Euglena</i> sp.	-	p	-	-	p	-
<i>Phacus</i> sp.	-	p	p	-	-	-
<i>Trachelomonas</i> spp.	p	p	p	p	p	-

Tabla 3 (continuación): especies de fitoplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
 p = presente, D = dominante, F = floración

CRISOFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>aff Chromulina pseudonebulosa</i>	-	-	p	-	-	p
<i>Chrysidalis peritaphrena</i>	-	-	p	-	p	p
<i>Mallomonas sp.</i>	-	p	p	-	p	-
<i>Synura sp.</i>	-	p	-	-	-	-

CRIFTOFITAS	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Cryptomonadal sp.1</i>	-	-	p	-	p	p
<i>Cryptomonadal sp.2</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Cryptomonas erosa</i>	-	-	-	-	p	p
<i>C. ovata</i>	-	-	p	p	p	p
<i>C. pusilla</i>	-	-	-	-	D	D
<i>Cryptomonas sp.</i>	-	-	p	p	-	-
<i>Rhodomonas minuta</i>	-	-	-	p	p	-
<i>Rhodomonas sp.</i>	-	-	-	-	-	p

PYRROPHYTA	77-78	80-81	87	93-94	96-98	99-00
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	-	F
<i>Glenodinium penardiforme</i>	-	p	-	-	-	-
<i>Glenodinium sp.</i>	p	p	-	-	p	-
<i>Gymnodinium aff inversum</i>	-	-	-	-	p	-
<i>Gymnodinium sp.</i>	-	-	p	p	p	p
<i>Gymnodinium sp.1</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Peridinal 1</i>	-	-	-	-	-	p
<i>Peridinium gatunense</i>	F-D	p	p	p	D	p
<i>P. volzii</i>	p	p	p	p	-	-
<i>P. willei</i>	p	p	p	p	-	-

Tabla 4: especies de zooplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
 p = presente, D = dominante

	77 - 79	80 - 81	96	97 - 98	99 - 00
AMEBAS					
<i>Arcella discoides</i>	-	-	-	-	p
<i>Arcella hemisphaerica</i>	-	-	-	p	p
<i>Centropyxis aculeata</i>	-	-	-	-	p
<i>Centropyxis ecornis</i>	-	-	-	-	p
<i>Cucubirtella sp</i>	-	-	-	-	p
<i>Cyphoderia sp.</i>	-	-	p	-	p
<i>Diffugia sp.</i>	-	-	-	p	-
<i>D. acuminata</i>	-	-	p	-	p
<i>D. corona</i>	-	-	p	-	-
<i>D. gramen</i>	-	-	p	-	-
<i>D. oblonga</i>	-	-	p	-	-
<i>D. pyriformis</i>	-	-	p	-	-
<i>Euglypha sp.</i>	-	-	p	-	p
<i>Trinema sp.</i>	-	-	-	-	p
CILIADOS					
<i>Amphileptus sp.</i>	-	-	-	-	p
<i>Askenasia sol</i>	-	-	-	-	p
<i>Codonella craterra</i>	D	D	D	p	D
<i>Halteria sp.</i>	-	-	p	-	-
<i>Holophrya simplex</i>	-	-	p	p	-
<i>Litonotus sp.</i>	-	-	p	-	-
<i>Paramecium sp.</i>	-	-	-	-	p
<i>Prorodon sp.</i>	-	p	-	p	p
<i>Pyxicola sp</i>	-	-	-	-	p
<i>Stentor sp.</i>	-	p	-	-	p
<i>Tintinidium fluviatile</i>	-	-	p	p	-
<i>Tintinnopsis sp.</i>	p	p	-	-	-
<i>Trichodina sp.</i>	-	p	p	-	p
<i>Vorticella sp.</i>	-	p	-	-	p
<i>Zoothamnium sp.</i>	-	-	p	-	p
CELEENTERADOS					
<i>Craspedacusta sowerbi</i>	p	p	-	-	-
CLADÓCEROS					
<i>Alona pulchella</i>	p	p	-	-	-
<i>Alona sp.</i>	-	-	-	p	p
<i>Bosmina huaronensis</i>	p	p	p	p	p
<i>Bosmina longirostris</i>	-	p	-	p	p
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	p	p	p	-	p
<i>Chydorus pubescens</i>	p	p	-	-	-
<i>C. sphaericus</i>	-	-	-	-	p
<i>Daphnia ambigua</i>	p	p	p	p	-
<i>D. laevis</i>	p	p	p	p	p
<i>Diaphanosoma birgei</i>	p	p	p	p	p
<i>Moina micrura</i>	p	p	p	p	p
<i>Pseudochydorus sp.</i>	-	-	-	-	p
<i>Simocephalus vetulus</i>	-	-	p	p	-
PLATELMINTOS					
<i>Mesostoma sp</i>	-	p	p	-	p

Tabla 4 (continuación): especies de zooplancton registradas en el embalse entre 1977 y 2000
p = presente, D = dominante

ROTÍFEROS	77 - 79	80 - 81	96	97 - 98	99 - 00
<i>Anuraeopsis fissa</i>	-	-	p	p	p
<i>Ascomorpha saltans</i>	-	-	p	p	-
<i>Asplanchna girodi</i>	p	p	p	p	D
<i>Asplanchnopus sp.</i>	p	p	-	-	-
Bdelloidea	-	-	p	-	p
<i>Brachionus angularis</i>	-	-	p	-	-
<i>B. calyciflorus</i>	p	p	p	p	p
<i>B. caudatus</i>	p	p	-	-	-
<i>Cephalodella sp.</i>	-	-	p	p	p
<i>Conochilus unicornis</i>	p	p	D	p	D
<i>Colurella uncinata</i>	-	-	-	-	p
<i>Dicranophorus sp.</i>	-	-	-	-	p
<i>Euchlanis sp.</i>	-	-	-	-	p
<i>Filinia longiseta</i>	p	p	p	p	p
<i>F. opoliensis</i>	-	-	-	-	p
<i>Gastropus sp.</i>	-	-	p	p	-
<i>Hexarthra fennica</i>	p	p	p	p	p
<i>Kellicottia longispina</i>	-	-	-	-	p
<i>Keratella americana</i>	-	-	p	p	p
<i>K. cochlearis</i>	D	D	p	p	p
<i>K. lenzi</i>	-	-	p	p	-
<i>K. tropica</i>	-	-	p	p	p
<i>Lecane arcula</i>	-	-	p	-	-
<i>L. bulla</i>	-	-	-	-	p
<i>L. closterocerca</i>	-	-	p	-	-
<i>L. luna</i>	-	-	-	-	p
<i>L. ovalis</i>	-	-	p	-	-
<i>L. salpina</i>	-	-	p	-	-
<i>Lecane sp.</i>	-	-	-	p	p
<i>Lepadella ovalis</i>	-	-	p	p	-
<i>L. rhomboides</i>	p	p	-	-	-
<i>Monostyla sp.</i>	p	p	-	-	-
<i>Notholca acuminata</i>	-	-	p	-	p
<i>Notomata sp.</i>	p	p	-	-	-
<i>Platylas quadricornis</i>	p	p	-	-	-
<i>Polyarthra vulgaris</i>	p	D	D	p	D
<i>Pompholix sulcata</i>	D	D	-	p	p
<i>Syntherina sp.</i>	p	p	-	-	-
<i>Synchaeta sp.</i>	-	-	p	-	-
<i>Trichocerca cylindrica</i>	-	-	p	-	p
<i>T. pusilla</i>	-	-	p	p	p
<i>T. similis</i>		p	p	p	p
<i>T. stylata</i>	p	p	p	p	-
<i>Trichocerca sp.</i>	p	p	-	-	p
<i>Trichothria sp.</i>	p	p	-	p	-

COPÉPODOS	77 - 79	80 - 81	96	97 - 98	99 - 00
<i>Acantocyclops robustus</i>	p	p	p	p	p
<i>Metacyclops mendocinus</i>	-	-	p	-	p
<i>Microcyclops sp.</i>	-	-	-	-	p
Nauplii	D	D	D	p	D
<i>Notodiaptomus incompositus</i>	p	p	p	p	p

Anexo 4

	Talla	Movilidad	Toma de N2	Toma de Si	mixotrofia	tipo morfológico	mucilago
Anabaena spiroides	4	0	1	0	0	2	1
Aulacoseira alpigena	1	0	0	1	0	3	0
A. granulata	5	0	0	1	0	3	0
A. g. angustissima	5	0	0	1	0	3	0
Actinocyclus normanii	1,5	0	0	1	0	1	0
Cyclotella meneghiniana	1	0	0	1	0	1	0
Cryptomonas pusilla	1	1	0	0	1	1	0
Cryptomonadal sp.1	1	1	0	0	1	1	0
Cryptomonadal sp.2	1	1	0	0	1	1	0
Cryptomonas ovata	2	1	0	0	1	1	0
Rhodomonas sp.	1	1	0	0	1	1	0
Ceratium hirundinella	4	1	0	0	1	1	0
Chlamydomonas sp.	1	1	0	0	0	1	0
Kirchneriella rosolata	2	0	0	0	0	3	1
M. contortum	1	0	0	0	0	1	0
M. arcuatum	2	0	0	0	0	1	0
M. griffithii	2	0	0	0	0	1	0
M. minutum	1	0	0	0	0	1	0
Monoraphidium tortile	2	0	0	0	0	1	0
M. dybowskii	1	0	0	0	0	1	0
M. circinale	1	0	0	0	0	1	0
Nitzschia sp.	1,5	0	0	1	0	1	0
Navicula sp.1	1,5	0	0	1	0	1	0
Navicula sp.3	1,5	0	0	1	0	1	0
Eutetramorus fortii	3,5	0	0	0	0	3	1
Chrysidalis peritaphrena	1	1	0	0	0	1	0
Chroococcus minutus	1	0	0	0	0	1	1
Actinastrum hantzschii	1	0	0	0	0	3	1
Closterium setaceum	4	0	0	0	0	1	0
Surirella biseriata	3	0	0	1	0	1	0
Hantzschia amphyoaxis	3	0	0	1	0	1	0
Oocystis parva	1,5	0	0	0	0	1	0
Chlorogloea microcystoides	2	0	0	0	0	3	1

Tabla 2: matriz de rasgos morfológico - funcionales utilizada en el cluster y en el análisis de las coordenadas principales realizados para construir los grupos morfológico - funcionales

Anexo 4

		Duch	Dcoch	Dcoog	Cry	Din	Cluch	Cif	unmov	TOTAL
Feb-99	CF	120.335	1.083.019	10.940	109.396	54.698	218.792	929.865	21.879	2.636.442
	CA	131.275	842.348	10.940	32.819	21.879	142.215	10.940	10.940	1.258.052
	GF	144.246	1.366.041	21.645	436.646	61.105	461.626	373.352	28.755	3.125.649
	GA	14.997	457.412	0	22.496	7.499	157.469	7.499	37.493	787.384
	DF	16.410	366.476	0	109.396	76.577	508.690	229.731	0	1.397.532
	DA	57.433	434.849	8.205	65.637	41.023	361.006	49.228	16.409	1.156.861

Abr-99	CF	365.318	56.261	18.754	628.244	0	759.520	46.844	140.652	2.034.763
	CA	169.967	114.978	39.992	279.946	0	319.935	19.996	59.988	1.064.795
	GF	496.267	183.785	99.568	814.140	1.641	529.320	5.392	43.836	2.326.615
	GA	536.039	164.094	16.409	415.705	0	328.188	0	0	1.537.012
	DF	506.347	168.782	84.391	571.984	0	131.275	4.688	0	1.570.612
	DA	196.913	98.456	73.842	180.503	0	24.614	8.205	32.816	689.194

Jun-99	CF	161.896	210.040	144.403	590.737	0	1.030.509	13.128	0	2.567.140
	CA	188.708	139.480	287.164	410.233	0	303.573	8.205	0	1.487.471
	GF	172.299	142.433	185.207	325.780	2.663	248.985	3.501	10.174	1.234.709
	GA	164.094	139.480	172.298	237.936	0	229.731	0	8.205	992.767
	DF	82.047	289.889	317.248	306.309	0	235.202	1.865	207.852	1.606.504
	DA	123.982	204.206	328.188	401.118	0	211.499	0	29.172	1.473.197

Ago-99	CF	155.889	10.519	73.842	164.094	123.070	278.959	0	0	874.115
	CA	377.416	8.205	106.661	98.455	32.819	205.118	0	0	902.516
	GF	462.844	20.258	46.080	337.737	95.978	144.224	3.281	57.995	1.255.537
	GA	875.168	32.819	98.456	196.913	16.409	109.397	0	76.577	1.515.136
	DF	449.913	44.991	52.490	329.937	71.236	149.972	0	127.476	1.323.495
	DA	319.983	16.409	73.843	65.637	24.614	114.866	0	82.047	1.025.586

Nov-99	CF	317.248	10.940	10.940	218.792	136.745	98.456	0	153.154	990.032
	CA	265.644	0	34.279	77.128	98.552	68.568	0	137.117	715.588
	GF	305.984	5.140	13.966	249.692	359.238	122.705	0	157.549	1.260.085
	GA	317.082	8.570	25.709	17.140	192.820	68.558	0	25.709	689.867
	DF	154.256	0	8.570	68.558	737.001	8.570	0	119.977	1.114.071
	DA	112.522	0	18.754	150.029	436.021	18.754	0	28.130	773.585

Ene-00	CF	284.430	21.880	0	339.128	273.490	43.759	0	0	973.623
	CA	90.252	0	0	24.614	57.433	24.614	0	0	229.731
	GF	225.793	2.406	8.314	121.430	412.969	50.978	0	0	855.913
	GA	42.585	2.407	7.499	0	7.499	14.997	0	0	89.983
	DF	364.653	0	0	72.930	335.481	29.172	0	0	853.288
	DA	167.740	0	7.293	43.758	72.930	65.638	0	0	357.360

Tabla 3: Abundancia (ind/l) de los grupos morfológico - funcionales y del fitoplancton total durante el período febrero 1999 - febrero 2001

Anexo 4

		Duch	Dcoch	Dcoo	Cry	Din	Cluch	Cif	unmov	TOTAL
Mar-00	CF	177.221	0	0	584.174	1.250.395	52.510	0	78.765	2.156.192
	CA	183.785	0	26.255	144.402	308.496	6.564	0	164.094	879.543
	GF	94.810	5.543	2.771	481.341	308.278	87.955	0	134.717	1.189.950
	GA	73.842	0	8.205	443.053	164.094	73.843	0	213.322	1.017.381
	DF	36.465	0	0	401.218	193.266	80.223	0	80.224	816.822
	DA	82.047	8.205	0	98.456	61.535	73.842	0	32.819	381.518

May-00	CF	253.174	0	0	965.808	135.963	46.884	0	9.377	1.429.960
	CA	271.926	0	9.377	534.477	84.391	56.261	0	0	975.186
	GF	254.455	1.313	2.954	863.024	4.048	55.026	0	9.846	1.201.166
	GA	213.322	0	8.205	410.235	8.205	98.457	0	180.503	927.130
	DF	188.706	0	8.205	492.281	0	139.480	0	8.205	845.084
	DA	190.349	0	0	341.316	3.282	111.584	0	13.128	666.221

Jul-00	CF	5.299.477	0	54.822	1.078.169	18.274	9.137	0	9.137	6.546.681
	CA	7.056.307	0	25.052	91.857	0	0	0	33.403	7.273.425
	GF	2.378.947	8.980	122.365	790.653	17.834	45.782	2.505	80.976	3.505.324
	GA	3.465.524	0	75.156	450.936	7.829	16.701	16.701	16.701	4.116.354
	DF	1.014.210	0	228.426	785.784	22.843	73.096	4.569	155.329	2.384.765
	DA	1.970.756	8.351	233.818	542.792	8.351	50.104	0	75.156	2.964.484

Oct-00	CF	1.754.309	0	0	1.909.639	0	82.233	0	109.644	4.092.932
	CA	7.816.218	0	8.351	225.468	8.351	66.805	0	58.455	8.396.588
	GF	3.069.242	1.371	3.955	1.228.842	4.868	185.774	0	128.667	4.935.263
	GA	4.752.718	14.315	21.473	486.724	7.158	78.735	0	150.312	5.699.325
	DF	1.528.171	0	0	1.386.210	0	125.259	0	75.156	3.311.037
	DA	1.507.610	0	22.843	374.618	9.137	118.781	0	191.872	2.364.206

Nov-00	CF	651.013	0	20.558	185.025	58.249	54.823	0	0	1.079.312
	CA	65.786	0	5.482	27.411	0	0	0	0	109.644
	GF	103.848	0	8.683	63.884	67.455	20.013	0	41.048	348.321
	GA	6.263	0	0	25.052	3.132	18.789	0	62.630	117.431
	DF	54.822	0	6.853	13.706	41.117	0	0	34.264	150.766
	DA	12.526	0	0	93.945	236.429	6.263	0	68.893	455.633

Feb-01	CF	448.658	7.355	44.130	183.876	27.581	36.775	0	22.065	974.544
	CA	345.058	44.130	14.710	411.883	23.536	294.202	0	0	1.216.893
	GF	305.550	0	30.261	247.760	61.782	51.696	0	5.844	768.113
	GA	75.652	0	25.217	58.840	8.406	0	0	0	193.333
	DF	184.927	0	4.203	117.681	4.203	0	0	25.217	416.086
	DA	78.454	0	29.420	39.227	0	19.613	0	0	215.748

Tabla 3 (continuación): Abundancia (ind/l) de los grupos morfológico - funcionales y del fitoplancton total durante el período febrero 1999 - febrero 2001

Anexo 4

		Duch	Dcoch	Dcog	Cry	Din	Cluch	Cif	unmov	TOTAL
Feb-99	CF	5%	41%	0%	4%	2%	8%	35%	1%	97%
	CA	10%	67%	1%	3%	2%	11%	1%	1%	96%
	GF	5%	44%	1%	14%	2%	15%	12%	1%	93%
	GA	2%	58%	0%	3%	1%	20%	1%	5%	90%
	DF	1%	26%	0%	8%	5%	36%	16%	0%	94%
	DA	5%	38%	1%	6%	4%	31%	4%	1%	89%
Abr-99	CF	18%	3%	1%	31%	0%	37%	2%	7%	99%
	CA	16%	11%	4%	26%	0%	30%	2%	6%	94%
	GF	21%	8%	4%	35%	0%	23%	0%	2%	93%
	GA	35%	11%	1%	27%	0%	21%	0%	0%	95%
	DF	32%	11%	5%	36%	0%	8%	0%	0%	93%
	DA	29%	14%	11%	26%	0%	4%	1%	5%	89%
Jun-99	CF	6%	8%	6%	23%	0%	40%	1%	0%	84%
	CA	13%	9%	19%	28%	0%	20%	1%	0%	90%
	GF	14%	12%	15%	26%	0%	20%	0%	1%	88%
	GA	17%	14%	17%	24%	0%	23%	0%	1%	96%
	DF	5%	18%	20%	19%	0%	15%	0%	13%	90%
	DA	8%	14%	22%	27%	0%	14%	0%	2%	88%
Ago-99	CF	18%	1%	8%	19%	14%	32%	0%	0%	92%
	CA	42%	1%	12%	11%	4%	23%	0%	0%	92%
	GF	37%	2%	4%	27%	8%	11%	0%	5%	93%
	GA	58%	2%	6%	13%	1%	7%	0%	5%	93%
	DF	34%	3%	4%	25%	5%	11%	0%	10%	93%
	DA	31%	2%	7%	6%	2%	11%	0%	8%	68%
Nov-99	CF	32%	1%	1%	22%	14%	10%	0%	15%	96%
	CA	37%	0%	5%	11%	14%	10%	0%	19%	95%
	GF	24%	0%	1%	20%	29%	10%	0%	13%	96%
	GA	46%	1%	4%	2%	28%	10%	0%	4%	95%
	DF	14%	0%	1%	6%	66%	1%	0%	11%	98%
	DA	15%	0%	2%	19%	56%	2%	0%	4%	99%
Ene-00	CF	29%	2%	0%	35%	28%	4%	0%	0%	99%
	CA	39%	0%	0%	11%	25%	11%	0%	0%	86%
	GF	26%	0%	1%	14%	48%	6%	0%	0%	96%
	GA	47%	3%	8%	0%	8%	17%	0%	0%	83%
	DF	43%	0%	0%	9%	39%	3%	0%	0%	94%
	DA	47%	0%	2%	12%	20%	18%	0%	0%	100%

Tabla 4: Abundancia (ind/l) relativa de los grupos morfológico - funcionales expresada en %. En la columna "Total" se indica qué porcentaje del fitoplancton total queda representado por la sumatoria de todos los grupos morfológico - funcionales.

Anexo 4

		Duch	Dcoch	Dcog	Cry	Din	Cluch	Cif	unmov	TOTAL
Mar-00	CF	8%	0%	0%	27%	58%	2%	0%	4%	99%
	CA	21%	0%	3%	16%	35%	1%	0%	19%	95%
	GF	8%	0%	0%	40%	26%	7%	0%	11%	94%
	GA	7%	0%	1%	44%	16%	7%	0%	21%	96%
	DF	4%	0%	0%	49%	24%	10%	0%	10%	97%
	DA	22%	2%	0%	26%	16%	19%	0%	9%	94%
May-00	CF	18%	0%	0%	68%	10%	3%	0%	1%	99%
	CA	28%	0%	1%	55%	9%	6%	0%	0%	98%
	GF	21%	0%	0%	72%	0%	5%	0%	1%	99%
	GA	23%	0%	1%	44%	1%	11%	0%	19%	99%
	DF	22%	0%	1%	58%	0%	17%	0%	1%	99%
	DA	29%	0%	0%	51%	0%	17%	0%	2%	99%
Jul-00	CF	81%	0%	1%	16%	0%	0%	0%	0%	99%
	CA	97%	0%	0%	1%	0%	0%	0%	0%	99%
	GF	68%	0%	3%	23%	1%	1%	0%	2%	98%
	GA	84%	0%	2%	11%	0%	0%	0%	0%	98%
	DF	43%	0%	10%	33%	1%	3%	0%	7%	96%
	DA	66%	0%	8%	18%	0%	2%	0%	3%	97%
Oct-00	CF	43%	0%	0%	47%	0%	2%	0%	3%	94%
	CA	93%	0%	0%	3%	0%	1%	0%	1%	97%
	GF	62%	0%	0%	25%	0%	4%	0%	3%	94%
	GA	83%	0%	0%	9%	0%	1%	0%	3%	97%
	DF	46%	0%	0%	42%	4%	0%	0%	2%	94%
	DA	64%	0%	1%	16%	0%	5%	0%	8%	94%
Nov-00	CF	60%	0%	2%	17%	5%	5%	0%	0%	90%
	CA	60%	0%	5%	25%	0%	0%	0%	0%	90%
	GF	30%	0%	2%	18%	19%	6%	0%	12%	88%
	GA	5%	0%	0%	21%	3%	16%	0%	53%	99%
	DF	36%	0%	5%	9%	27%	0%	0%	23%	100%
	DA	3%	0%	0%	21%	52%	1%	0%	15%	92%
Feb-01	CF	46%	1%	5%	19%	3%	4%	0%	2%	79%
	CA	28%	4%	1%	34%	2%	24%	0%	0%	93%
	GF	40%	0%	4%	32%	8%	7%	0%	1%	92%
	GA	39%	0%	13%	30%	4%	0%	0%	0%	87%
	DF	44%	0%	1%	28%	1%	0%	0%	6%	81%
	DA	36%	0%	14%	18%	0%	9%	0%	0%	77%

Tabla 4 (continuación): Abundancia (ind/l) relativa de los grupos morfológico - funcionales expresada en %. En la columna "Total" se indica qué porcentaje del fitoplancton total queda representado por la sumatoriade todos los grupos morfológico - funcionales.

Anexo 4

	talla	1	1	1	1	1 y 2	1 y 2	1 (2)	2	
		diatomeas coloniales chicas	unicelulares móviles no mixotróficas	cianofitas unicelulares con mucilago	clorofitas coloniales sin mucilago	diatomeas unicelulares chicas	clorofitas unicelulares chicas	cryptomonadales	colonias mucilaginosas chicas	facilmente palatables (Talla 1 y 2)
Feb-99	CF	1.051	8	0	1	115	20	34	6	1.235
	CA	817	2	0	0	112	15	11	6	964
	GF	1.325	11	0	3	169	64	213	168	1.952
	GA	444	14	0	2	24	17	4	69	574
	DF	356	0	3	0	102	85	64	63	673
	DA	422	2	0	0	47	58	22	9	561
Abr-99	CF	55	53	0	3	294	71	194	0	669
	CA	112	23	3	1	363	27	125	8	661
	GF	178	13	1	2	853	58	701	169	1.975
	GA	159	0	0	4	605	34	266	49	1.117
	DF	164	0	0	3	418	10	331	132	1.057
	DA	96	12	0	0	223	0	205	78	615
Jun-99	CF	204	0	41	0	563	47	315	0	1.170
	CA	135	0	22	0	332	59	156	2	706
	GF	138	4	19	1	253	44	121	13	594
	GA	135	3	10	0	135	59	46	0	388
	DF	281	72	8	1	108	34	214	31	750
	DA	198	11	19	2	265	45	146	0	686
Ago-99	CF	10	0	10	0	1.164	31	69	2	1.286
	CA	8	0	14	1	2.260	6	90	2	2.381
	GF	20	21	5	0	2.462	8	156	320	2.991
	GA	32	21	0	1	4.782	13	44	25	4.917
	DF	44	43	4	0	2.208	8	130	171	2.608
	DA	16	25	7	1	1.607	18	16	961	2.650
Nov-99	CF	11	58	0	2	1.484	6	64	0	1.624
	CA	0	52	0	0	1.237	2	23	39	1.352
	GF	5	47	1	0	1.394	5	77	5	1.534
	GA	8	10	0	0	1.413	1	5	0	1.437
	DF	0	35	0	0	1.209	0	20	0	1.264
	DA	0	11	0	0	510	2	40	0	563
Ene-00	CF	21	0	0	0	1.777	1	191	0	1.991
	CA	0	0	0	1	318	1	111	2	434
	GF	2	0	2	0	1.008	4	50	2	1.068
	GA	7	0	0	0	31	1	0	2	41
	DF	0	0	0	1	1.275	1	52	68	1.396
	DA	0	0	0	0	355	3	14	0	371
Mar-00	CF	0	30	0	1	149	3	490	0	672
	CA	0	62	0	1	692	1	122	3	882
	GF	5	51	0	1	221	6	174	3	461
	GA	0	81	0	0	64	2	227	2	376
	DF	0	30	2	1	33	6	203	1	277
	DA	8	12	2	0	74	3	24	0	123

Tabla 5: Biomasa de los diferentes grupos morfológico-funcionales (ug C/l)
En la última columna se indica la suma de la biomasa de las tallas 1 y 2

Anexo 4

	talla	1	1	1	1	1 y 2	1 y 2	1 (2)	2	
		diatomeas coloniales chicas	unicelulares móviles no mixotróficas	cianofitas unicelulares con mucilago	clorofitas coloniales sin mucilago	diatomeas unicelulares chicas	clorofitas unicelulares chicas	cryptomonadales	colonias mucilaginosas chicas	fácilmente palatables (Talla 1 y 2)
May-00	CF	0	4	0	0	974	0	378	4	1.360
	CA	0	0	0	1	433	1	218	3	656
	GF	1	4	0	0	638	1	464	1	1.108
	GA	0	68	0	0	602	1	263	0	935
	DF	0	3	0	0	582	1	298	0	885
	DA	0	5	2	0	352	1	114	0	474
Jul-00	CF	0	3	3	1	43.703	0	433	8	44.151
	CA	0	13	2	0	58.191	0	28	0	58.234
	GF	9	26	5	1	19.434	3	328	0	19.806
	GA	0	6	0	2	28.579	0	168	0	28.756
	DF	0	59	3	3	8.093	3	406	0	8.565
	DA	8	24	0	0	16.252	1	374	0	16.659
Oct-00	CF	0	33	11	3	14.128	5	693	11	14.882
	CA	0	22	15	4	64.210	3	68	4	64.325
	GF	1	46	9	3	24.430	4	382	2	24.877
	GA	14	52	17	1	38.506	2	185	0	38.778
	DF	0	24	15	2	12.169	8	548	8	12.774
	DA	0	70	0	0	11.755	2	142	0	11.968
Nov-00	CF	0	0	2	1	1.102	1	170	0	1.275
	CA	0	0	0	0	136	0	6	1	143
	GF	0	14	0	0	220	0	64	1	300
	GA	0	24	0	0	52	0	7	0	82
	DF	0	13	0	0	96	0	3	0	112
	DA	0	26	0	0	57	0	27	0	110
Feb-01	CF	7	8	0	0	2.524	3	116	17	2.675
	CA	43	0	2	1	1.284	18	598	0	1.946
	GF	0	2	1	1	1.764	6	126	3	1.904
	GA	0	0	0	0	377	0	19	0	397
	DF	0	10	0	1	661	0	37	19	728
	DA	0	0	0	0	360	0	12	44	415

Tabla 5 (continuación): Biomasa de los diferentes grupos morfológico-funcionales (ug C/l)
 En la última columna se indica la suma de la biomasa de las tallas 1 y 2

Anexo 4

	talla	3,5	4	4	5	5		
		colonias mucilaginosas grandes	cianofitas filamentosas	dinoflagelados	diatomeas coloniales grandes	clorofitas unicelulares grandes	difícilmente palatables (Talla mayor a 2)	Biomasa total
Feb-99	CF	57	9.744	11.373	20	0	21.194	22.429
	CA	0	115	0	20	0	134	1.098
	GF	80	3.912	12.375	51	0	16.419	18.371
	GA	0	79	1.648	0	0	1.726	2.300
	DF	0	2.407	15.858	0	0	18.265	18.938
	DA	0	516	9.014	15	223	9.767	10.328
Abr-99	CF	0	491	0	34	0	525	1.194
	CA	0	210	0	72	25	307	968
	GF	10	57	361	245	5	676	2.652
	GA	0	0	0	29	0	29	1.147
	DF	0	49	0	209	24	282	1.340
	DA	0	86	0	158	21	265	879
Jun-99	CF	0	138	2.224	259	0	2.620	3.790
	CA	0	86	195	515	0	796	1.502
	GF	0	37	428	332	0	797	1.391
	GA	0	0	0	309	0	309	697
	DF	0	20	0	577	22	619	1.369
	DA	0	0	0	589	172	761	1.447
Ago-99	CF	0	0	19.777	132	0	19.910	21.196
	CA	0	0	5.274	191	0	5.465	7.847
	GF	0	34	15.521	73	84	15.712	18.703
	GA	0	0	2.637	177	297	3.111	8.028
	DF	0	0	12.333	106	407	12.846	15.454
	DA	0	0	3.955	145	223	4.323	6.974
Nov-99	CF	0	0	23.855	20	0	23.875	25.499
	CA	0	0	17.193	61	233	17.487	18.838
	GF	8	0	62.669	35	201	62.913	64.447
	GA	0	0	33.638	46	233	33.917	35.354
	DF	0	0	128.571	29	233	128.832	130.096
	DA	0	0	76.064	34	0	76.098	76.661
Ene-00	CF	0	0	43.950	0	0	43.950	45.941
	CA	0	0	9.230	0	0	9.230	9.663
	GF	0	0	66.364	15	0	66.379	67.447
	GA	0	0	1.205	13	0	1.219	1.259
	DF	0	0	53.912	0	0	53.912	55.308
	DA	0	0	11.720	13	0	11.733	12.104
Mar-00	CF	0	0	201.326	0	0	201.326	201.999
	CA	0	0	49.575	47	178	49.801	50.683
	GF	0	0	49.695	5	20	49.720	50.181
	GA	0	0	26.370	15	21	26.406	26.781
	DF	0	0	31.058	0	0	31.058	31.335
	DA	0	0	9.889	0	0	9.889	10.012

Tabla 5 (continuación): Biomasa de los diferentes grupos morfológico-funcionales (ug C/l)
 En las dos últimas columnas se indica la biomasa de las tallas mayores a 2 y la biomasa total, respectivamente.

Anexo 4

	talla	3,5	4	4	5	5		
		colonias mucilaginosas grandes	cianofitas filamentosas	dinoflagelados	diatomeas coloniales grandes	clorofitas unicelulares grandes	difícilmente palatables (Talla mayor a 2)	Biomasa total
May-00	CF	0	0	21.849	0	0	21.849	23.210
	CA	0	0	13.562	31	0	13.593	14.249
	GF	0	0	793	5	101	899	2.007
	GA	0	0	1.319	15	0	1.333	2.269
	DF	0	0	0	27	223	250	1.135
	DA	0	0	527	0	0	527	1.001
Jul-00	CF	0	0	2.937	96	54	3.087	47.238
	CA	0	0	0	45	394	439	58.673
	GF	0	26	2.866	222	231	3.344	23.151
	GA	0	175	1.258	60	591	2.084	30.840
	DF	0	48	3.671	389	216	4.323	12.888
	DA	0	0	1.342	374	493	2.209	18.868
Oct-00	CF	0	0	0	0	2.022	2.022	16.904
	CA	0	0	1.342	15	1.232	2.589	66.913
	GF	0	0	489	7	1.448	1.944	26.821
	GA	0	0	0	39	1.372	1.411	40.189
	DF	0	0	0	0	1.035	1.035	13.808
	DA	0	0	0	62	1.213	1.275	13.243
Nov-00	CF	0	0	10.162	69	81	10.311	11.586
	CA	29	0	0	18	0	47	190
	GF	13	0	11.768	29	33	11.843	12.143
	GA	0	0	546	0	18	565	647
	DF	0	0	7.173	23	0	7.196	7.308
	DA	0	0	41.245	0	0	41.245	41.355
Feb-01	CF	39	0	4.867	147	192	5.245	7.919
	CA	0	0	5.172	25	0	5.196	7.142
	GF	8	0	11.243	96	56	11.404	13.308
	GA	0	0	1.351	84	99	1.534	1.931
	DF	44	0	675	8	0	727	1.455
	DA	0	0	0	98	116	214	629

Tabla 5 (continuación): Biomasa de los diferentes grupos morfológico-funcionales (ug C/l)
 En las dos últimas columnas se indica la biomasa de las tallas mayores a 2 y la biomasa total, respectivamente.