

ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE LIMNOLOGÍA

Presidencia: SERGI SABATER. Girona
Vicepresidencia: JULIA TOJA. Sevilla
Secretaría: JUAN MIGUEL SORIA. Valencia
Tesorería: EUGENIO RICO. Madrid

LIMNETICA

LIMNETICA es una revista internacional publicada por la Asociación Española de Limnología.

Editor

JOAN ARMENGOL

Editores adjuntos

ISABEL MUÑOZ

FRANCESC SABATER

Editores invitados

IRMA VILA

ALICIA FERNÁNDEZ CIRELLI

Comité editorial

J. Alba. Granada

M.J. Boavida. Lisboa, Portugal

X. Casamitjana. Girona

J. Catalán. Barcelona

M.A.S. Graça. Coimbra, Portugal

C. Granado. Sevilla

R.D. Gulati. Nieuwersluis, Holanda

R. Margalef. Barcelona

A. Palau. Lleida

C. Pedrós-Alió. Barcelona

D. Planas. Montreal, Canadá

N. Prat. Barcelona

A. Quesada. Madrid

K. Simek. Ceske Budejovice, Rep. Checa

T. Tundisi. Sao Carlos, Brasil

E. Vicente. Valencia

H.L. Golterman. Francia

Secretaria de Redacción

ELENA GUERRA

Toda correspondencia relativa a la ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE LIMNOLOGÍA y a la revista LIMNETICA, incluida la petición de altas, bajas, intercambios, suscripciones y ejemplares atrasados debe dirigirse a la Secretaria de la Asociación Española de Limnología, C/ Los Ángeles, 33, 46920-Mislata (Valencia).

Los manuscritos de trabajos científicos para su publicación en LIMNETICA deben ser enviados a Joan Armengol, Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028-Barcelona.

Limnetica está indexada en las siguientes bases de datos:

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA); Zoological Record of BIOSIS® database; Freshwater Biological Association (FBA); NISSC's FISHLIT database; Sistema de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, Caribe, España y Portugal (LATINDEX); Library of Natural Sciences of Russian Academy of Science (LNS); Índice Español de Ciencia y Tecnología (ICYT).

Volumen 22. Número 1-2. 2003

LIMNETICA

Revista de la
Asociación Española de Limnología

Volumen especial

II Jornadas Internacionales sobre Eutrofización
de lagos y embalses

Editores

Irma Vila (Universidad de Chile)
Alicia Fernández Cirelli (Universidad de Buenos Aires)
Joan Armengol (Universitat de Barcelona)

Publicacions



UNIVERSITAT DE BARCELONA



© Asociación Española de Limnología

Depósito Legal: V-2404-1986

ISSN: 0213-8409

Autoedición: Servei Gràfic NJR, SL

Impresión: Gráficas Rey

Impreso en España

Printed in Spain

Exordio

Este volumen contiene una serie de artículos presentados en las II Jornadas Internacionales sobre Eutrofización de Lagos y Embalses realizado en Barcelona del 2 al 4 de Junio de 2001. Estas Jornadas fueron organizadas conjuntamente por la Universidad de Barcelona, Aigües Ter-Llobregat y por el Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) como parte de las actividades desarrolladas dentro del Subprograma XVII Aprovechamiento y Gestión de Recursos Hídricos en el marco de la Red Temática XVIIIB Eutrofización de lagos y embalses de CYTED.

Las Jornadas se organizaron de acuerdo con los criterios que rigen el Programa CYTED-XVII, el intercambio de información y presentación de experiencias entre especialistas de diferentes países Iberoamericanos en el tema de aprovechamiento y gestión de recursos hídricos. En estas Jornadas se abordó la problemática de la eutrofización desde tres puntos de vista complementarios: 1) Los estudios ecológicos y las experiencias de gestión de lagos y embalses eutróficos con el objetivo de mejorar su estado trófico, 2) La problemática de la calidad del agua desde el punto de vista del abastecimiento, con énfasis en los sistemas de gestión, de vigilancia y control del agua que llega a las plantas potabilizadoras, y 3) La incidencia de la Directiva Marco del Agua de la UE en los lagos y embalses de los países europeos participantes en el programa CYTED.

Con la asistencia de cerca de 100 participantes de diferentes países Iberoamericanos, Argentina, Brasil, Chile, Colombia, España, Portugal, Uruguay y Venezuela, y la participación de las empresas de abastecimiento de agua potable de España, Aigües Ter-Llobregat, Aguas de Barcelona, Canal de Isabel II de Madrid, EMASESA de Sevilla, Consorcio de Agua de Bilbao, y Brasil, Companhia de Saneamento Básico do Estado de Sao Paulo, las Jornadas se celebraron de acuerdo con los objetivos previamente indicados.

A lo largo de las jornadas se presentaron 18 comunicaciones orales en sesiones plenarios en las que se abordaron, entre otros temas, el estudio ecológico de lagos y embalses, ejemplos de gestión y adecuación ambiental para reducir la eutrofización, el efecto de la realización de planes de saneamiento en cuencas hidrográficas sobre el estado trófico de los sistemas lacustres, el efecto de la actividad humana en la evolución trófica de los lagos, los ciclos del fósforo y del nitrógeno como factores clave en la eutrofización, los sistemas de control y seguimiento de los embalses a diferentes escalas temporales, la actividad de los organismos planctónicos desde el bacterioplancton al zooplancton o el efecto de la luz como factor clave en la actividad del fitoplancton de los embalses. La participación activa de algunas de las diferentes empresas de abastecimiento de agua potable a grandes ciudades españolas dio lugar a una serie de ponencias sobre modelos de gestión ecosistémica de los embalses asociado a la problemática de potabilización del agua. A lo largo de las Jornadas se realizaron mesas redondas sobre eutrofización, criterios de gestión de los embalses de abastecimiento de agua potable, la Directiva Marco del Agua de la UE y mejoras técnicas en la potabilización del agua.

Para la realización de las II Jornadas Internacionales sobre Eutrofización de Lagos y embalses ha sido fundamental la colaboración de diferentes organismos públicos y privados entre los que destacan de forma especial el Programa CYTED-XVII, Aigües Ter-Llobregat, la Universidad de Barcelona y el Parque Científico de Barcelona.

El desarrollo de algunas de las ponencias plenarios a dado lugar a los trabajos que se presentan en este volumen de *Limnetica*. Para su publicación se han seguido los criterios de revisión científica habituales de esta revista con el objetivo de que se sigan los criterios de calidad de la revista.

Este volumen es también un modesto, pero sincero homenaje a uno de los participantes en

las Jornadas, el Dr. Vicente Clavero de la Universidad de Málaga. El Dr. Clavero fue invitado para presentar una síntesis de los trabajos realizados durante muchos años sobre el ciclo del fósforo en sistemas acuáticos, en especial en el río Palmones y el embalse de Charco Redondo. Lamentablemente, su trágica muerte no solo nos ha privado de su trabajo publicado sino que ha truncado una trayectoria científica que, más que una promesa, era ya una realidad y con una gran proyección de futuro. Sus compañeros del Departamento de Ecología y los miembros de su equipo han querido también rendirle homenaje enviando un artículo como un recuerdo a su memoria. Igualmente, el Dr. Xavier Niell, su director de Tesis, codirector de muchos de sus proyectos y publicaciones, y un buen amigo, ha escrito la necrológica con la que iniciamos este volumen.

En la medida que estos trabajos publicados son el resultado de estudios concretos y aplicaciones a lagos y embalses Iberoamericanos y

cubren un amplio espectro de enfoques y soluciones a algunos problemas planteados cumplen uno de los objetivos más importantes del Programa CYTED-XVII. Por este motivo pensamos que puede ser una herramienta de trabajo de interés para muchos científicos y técnicos que en estos momentos están trabajando en el área de los recursos hídricos. En igual medida, este volumen supone el resultado de un trabajo común, de intercambio de ideas y experiencias entre especialistas de diferentes países que están trabajando con objetivos similares. Por este motivo los editores de este volumen queremos agradecer desde estas páginas toda la ayuda recibida empezando por los participantes en las Jornadas y por haber elegido este marco y esta revista para la presentación de sus resultados.

Los editores de este volumen
Irma Vila
Alicia Fernández Cirelli
Joan Armengol

EN MEMORIA DE

Vicente Clavero

El agua que corre libre
Es el agua que se bebe
El hombre que sueña vive.

C. Marquez

En sueños en el aire. (J. Peña El Lebrijano)



Vicente, nació en 1961, el día de San Elías. Nos dejó el día 14 de Agosto del año 2002. Era licenciado y doctor en Biología por “su” Universidad de Málaga. Me refiero a “su” Universidad porque además de dedicarse a ella, desde alumno, hasta que fue Profesor, actuó como un elemento dinamizador.

Vicente y yo trabajamos siempre juntos durante su investigación sobre Ecosistemas Acuáticos. Su capacidad y dedicación le permitieron embestir trabajos de modo versátil sobre micrométodos, su tesina versa sobre una puesta a punto de un microsoxhlet, o bien sobre procesos a gran escala, como los balances de nutrientes que preparaba sobre la cuenca de “nuestro” río Palmones, en el que realizó su Tesis, sobre su tema de investigación preferido, el intercambio de fosfato entre el agua y el sedimento.

Empezó a trabajar en el Departamento de Ecología de la Universidad de Málaga en 1985 y desde entonces hasta el año 2002 confirió alegría y compañerismo a todos. No tenía preveniciones a la hora de enfocar problemas nuevos, era un entusiasta de la reproducción de procesos a gran escala en modelos experimentales en el laboratorio. Desde 1994 era Profesor de Ecología de “nuestra” Universidad de la que fue Profesor Titular en 1999. Sus cualidades como docente fueron, y son aún, muy estimadas, comunicaba, muy directamente, con los alumnos de “su” Málaga, hablaba igual que ellos y trabajaba arduamente las clases, yo le decía que las sudaba.

Personalmente recuerdo qué gran entusiasmo derrochó explicando una asignatura que él hizo popular: Bioestadística y recuerdo la atracción que ejercía en asignaturas como Impacto Ambiental y Biogeoquímica de las cuales fue un pionero.

Participó activamente en la ejecución de 10 proyectos de investigación y publicó más de 40 trabajos de investigación. Su actividad era madrugadora, bromeaba con él diciéndole que abría la Facultad.

Su humanidad era formidable, quería a su Virgen de “La Zamarrilla” y le caracterizaba ser del F. C. Barcelona que tanto le hizo sufrir. Era apasionado, le gustaba Curro Romero y El Camarón. Los que le conocieron comprenden el significado de lo que he escrito, sin estas cosas, Vicente no era Vicente.

En la flor de su juventud, lleno de fuerza, terminó de reírse, pero su sonrisa queda por los rincones de todos los sitios donde le recordamos. Estaremos contigo siempre Vicente.

F. Xavier Niell, Amigo de Vicente y Profesor de “su” Universidad.

Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia

Antoni Palau Ibars

Departamento de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. Endesa Servicios S.L. Carretera de Tarragona, Km 89,300. 25001-Magraners (Lleida)

RESUMEN

La eutrofización es una alteración prácticamente inherente a la construcción de embalses y a su explotación. Ciertamente, existen diferentes tipos de embalses y no en todos la eutrofia se manifiesta con la misma intensidad. Por la misma razón, no siempre son aplicables con igual éxito las distintas medidas de atenuación del grado de eutrofia que se conocen.

En la ponencia se muestra una revisión cualitativa, pero suficientemente exhaustiva, de las medidas de predicción, prevención y corrección de la eutrofia, asociables a embalses, en sentido amplio.

En cualquier propuesta de control de perturbaciones provocadas por actuaciones humanas en sistemas naturales (como es el caso de la construcción de embalses), el punto de partida es la predicción; es decir, el reconocimiento previo a la actuación, de cual será la respuesta del medio a la perturbación en función de las características de este. Conocida la respuesta más probable, si esta se evalúa como crítica a los efectos de los objetivos de la obra hidráulica proyectada y/o a los costes y funcionalidad (eficiencia) de su explotación, se pueden adoptar una serie de medidas preventivas con el fin de minimizar en lo posible, la eutrofia y/o sus síntomas.

En la fase de explotación de un embalse, se reducen los grados de libertad en cuanto a posibles actuaciones de control y atenuación de la eutrofia y adquiere una importancia decisiva los usos a los cuales se dedica el embalse (abastecimiento urbano, riego, hidroelectricidad, etc.) a la hora de escoger las opciones de actuación.

Finalmente, la eutrofia es una alteración que no sólo afecta a los embalses, sino también a los tramos de río aguas abajo de ellos de modo que es necesario contemplar también medidas de control en este tipo de ambientes.

Palabras clave: Eutrofización, embalse, medidas de control y gestión.

ABSTRACT

Eutrophication is a rather inherent ecological disturbance of dam building and reservoir management. Certainly, there are different types of dams and not all of them show the same degree of eutrophication. For the same reason, not all the known eutrophy control measures can be applied with the same success. In this paper a qualitative but rather exhaustive revision is presented, about eutrophy's prediction, prevention, management and correction measures that can be related to dams in a general sense. As with any proposal for control of human disturbances in natural systems (such as the case of dam building), the starting point is prediction; that is, the acknowledgement before action is taken, about what will be the response of the environment to that perturbation according to its' characteristics. Once the most likely response in terms of potential eutrophication is known, and if this response is evaluated as a critique to the effects of the projected hydraulic construction objectives, and/or to the costs and functionality (efficiency) of its' operation, then a number of preventive measures can be adopted to minimize, as much as possible, eutrophy and/or its' symptoms. During a dam's operation phase, the degrees of freedom for possible eutrophy control and mitigation actions are reduced with respect to other phases, and the uses to which the dam is oriented (urban water provision, irrigation, hydroelectricity generation, etc.) become critical when is time to select eutrophy's control options. Finally, eutrophication is a change that not only affects reservoirs, but also sections of the rivers downstream the dam, so it is also necessary to keep in mind the control measures for this type of environment.

Keywords: Eutrophication, reservoir, control and management measures.

INTRODUCCIÓN

La eutrofización denominada “cultural” es percibida desde hace años como una alteración preocupante de la calidad de las aguas continentales (Margalef, 1976; Lee *et al.*, 1980) y de amplia distribución en los ecosistemas acuáticos. En algunos lugares, no obstante, la eutrofización no es vivida como una perturbación de los ecosistemas acuáticos sino como una forma de cultivo acuático, fuente de alimento, que hay que potenciar (Ryding & Rast, 1993). Por otro lado, la eutrofia como proceso y sus consecuencias, bien pudo jugar un papel clave hace unos 2.000 millones de años, en la transformación de la atmósfera de la tierra hacia las condiciones oxidantes actuales.

En el caso de los embalses es una alteración prácticamente inherente a su construcción y a su explotación, especialmente en zonas semiáridas, bien soleadas, con un régimen hidrológico marcadamente estacional y redes hidrográficas densamente ocupadas por población o usos agropecuarios. La mayor susceptibilidad de los embalses a la eutrofia, con relación a los lagos, se explica por la carga de materia orgánica que los primeros deben procesar de golpe en su inicio y por la alta relación entre las superficies de cuenca y de lámina de agua, que favorece el mantenimiento de unas mayores aportaciones relativas de nutrientes por unidad de superficie.

Este artículo no es ni pretende ser una revisión bibliográfica sobre las medidas de gestión y adecuación ambiental de los embalses frente a la eutrofia. Se trata de una recopilación cualitativa de propuestas fundamentadas en actuaciones, técnicas y procedimientos, que se sabe, en algunos casos por experiencia propia, pueden dar buenos resultados en el control de la eutrofia de los embalses, tanto desde un punto de vista predictivo, como preventivo o corrector.

Son en general propuestas bien conocidas desde hace años, recopiladas de diferentes fuentes, que se consideran absolutamente vigentes en la actualidad e incluso, algunas de ellas, insuficientemente documentadas, contrastadas y sancionadas por la práctica.

Un par de aspectos importantes son los siguientes. En primer lugar hay tener en cuenta que existe una amplia tipología de embalses y por tanto de condiciones y condicionantes para la manifestación de la eutrofia. Por esta razón, no todas las propuestas de control de la eutrofia son aplicables a todos los embalses y, en el caso de las que presentan un más amplio espectro de aplicación, no necesariamente han de alcanzar la misma eficiencia en cualquier embalse donde se apliquen.

En segundo lugar, si bien la eutrofización es un concepto originariamente acuñado para ecosistemas leníticos, afecta también y de forma muy significativa a los tramos de río regulados por embalses eutróficos, de modo que las actuaciones de prevención y corrección deben contemplar también esa parte del ecosistema fluvial.

EL CONTROL DE LA EUTROFIA EN EMBALSES

Las actuaciones de control de la eutrofia en embalses deben tratarse como cualquier otro aspecto técnico constructivo relevante y como tal deben empezar a considerarse en la propia concepción del proyecto de construcción de la presa que formará el embalse, o en su defecto, en el estudio de impacto ambiental que le acompaña. A este nivel, la primera cuestión a plantearse es la vocación trófica que tendrá el futuro embalse (Fig. 1), de acuerdo con la información disponible sobre el lugar donde se pretende construir y las características básicas del tipo de obra hidráulica que se proyecta.

Esta fase de predicción del grado de eutrofia que tendrá el embalse, puede tener un margen de error apreciable, pero debe permitir en cualquier caso precisar la necesidad o no de proyectar y planificar medidas de atenuación de la eutrofia. En esta fase es donde tiene mayor sentido la detección de las causas y/o los orígenes de la posible situación de eutrofia, al objeto de evaluar las opciones de actuación sobre ellos.

El diseño y la consideración a nivel de proyecto (o de su correspondiente estudio de

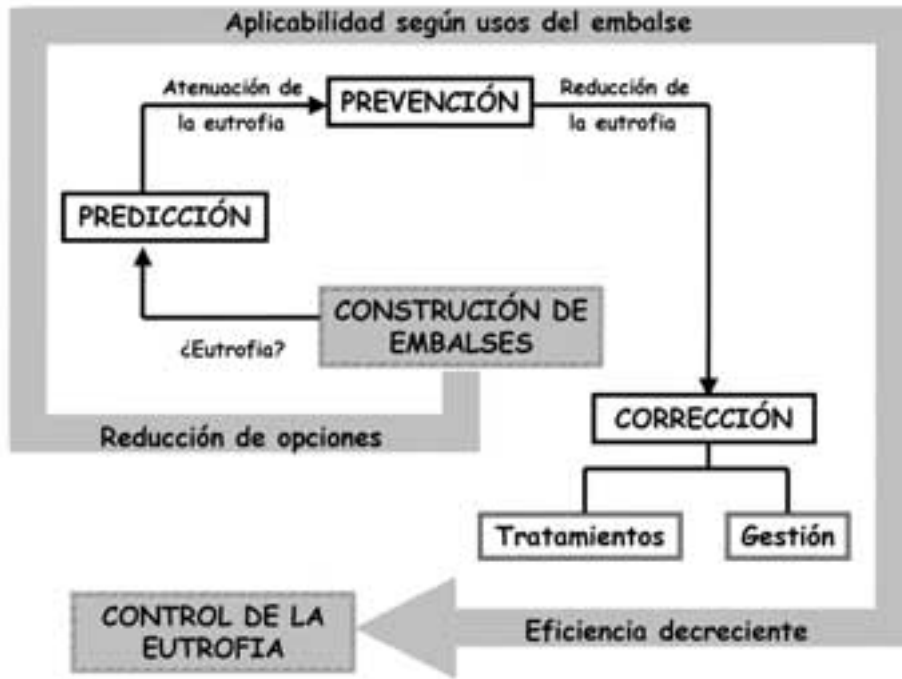


Figura 1. Esquema general del enfoque que recibe el control de la eutrofía en el presente artículo. *General diagram of the eutrophication control approach in this paper.*

impacto ambiental), de las posibles medidas de atenuación de la eutrofía, constituye la fase de prevención, que podrá incluir tanto obras e infraestructuras, como actuaciones de gestión ya programadas, encaminadas a evitar, en la medida de lo posible, la eutrofización de la masa de agua embalsada.

Finalmente, si a pesar de todo se llega (o existe) un grado de eutrofía inaceptable, bien sea desde un punto de vista ecológico, socioeconómico o de explotación de la obra hidráulica, no quedan más opciones que la adopción de medidas correctoras que, se aplicarán fundamentalmente sobre los síntomas de eutrofía, en forma de tratamientos y/o gestión del volumen de agua embalsada.

A lo largo de estas tres fases (predicción, prevención y corrección) desde la concepción de un proyecto de embalse hasta la consecución de un nivel aceptable de eutrofización, se van perdiendo grados de libertad a nivel de

posibilidades de actuación, en el sentido que las opciones de aplicación de medidas (obras, actuaciones, etc.) se van reduciendo o encareciendo, desde la fase de proyecto hasta la de explotación del embalse; es decir la falta de previsión en las consideraciones iniciales del proyecto de embalse, redundará en posibles limitaciones del uso del agua o en unos costes de control de la eutrofía crecientes, en la fase de explotación, lo que en definitiva puede interpretarse como una pérdida de la eficiencia o rendimiento del proyecto de embalse y el uso del agua, en la medida que la relación coste/beneficio aumenta.

Predicción de la vocación trófica

La eutrofía no se manifiesta por igual en cualquier ecosistema acuático, siendo los más afectados los de tipo lenítico (lagos y embalses) y aún dentro de estos, una misma aportación de fósforo

Tabla 1. Información básica en la predicción de la vocación trófica de un futuro embalse y de sus consecuencias río abajo. *Basic information for the prediction of possible trophic states of a future reservoir and its' consequences downstream.*

FUENTES DE INFORMACIÓN	ASPECTOS BÁSICOS A CONSIDERAR
Localización geográfica del futuro embalse	Climatología Hidrología Hidrogeología Características físico-químicas de las aguas Usos y estado de conservación de la cuenca Usos del futuro vaso de embalse Morfología del cauce y riberas en el tramo regulado Usos y estado de conservación de la ribera en el tramo regulado
Características del anteproyecto de embalse	Morfología del futuro vaso de embalse Usos y manejo del agua embalsada Profundidad y características de las tomas de agua en la presa Caudales de mantenimiento en el tramo regulado

puede tener efectos muy distintos según algunas características del ecosistema acuático receptor.

Toda predicción supone deducir la respuesta de un proceso o sistema concretos, frente a unas determinadas condiciones y por tanto en el caso de la eutrofización de embalses, hay que partir del conocimiento del tipo de embalse que se proyecta y de las características del medio donde se pretende construir. La tabla 1 muestra la información básica necesaria para la predicción.

A partir de la localización geográfica del lugar donde se proyecta el embalse y de su anteproyecto constructivo, no resulta demasiado complicado obtener información sobre los aspectos referidos en la tabla 1. De ellos puede deducirse, o al menos estimarse, el origen y la carga de nutrientes y/o de materia orgánica que recibirá el embalse, la dureza del agua y su contenido habitual en oxígeno disuelto o bien el tiempo medio de residencia del agua embalsada y su circulación por el vaso de embalse, así como el tipo de ciclo térmico anual del embalse y su estabilidad térmica, relacionándolo todo ello con la disponibilidad y el comportamiento de nutrientes. También puede obtenerse una serie de índices referidos a las aptitudes morfológicas del futuro vaso de embalse (Wetzel, 1981) de cara a la eutrofización que, aún no siendo definitivos, complementan el análisis de

la vocación trófica de un embalse. Conocidos estos aspectos, la predicción de la eutrofia, en la mayoría de casos, pasa por la cuantificación de las cargas de fósforo que recibirá el embalse y la modelización de sus consecuencias mediante alguno de los modelos, de diferente complejidad y precisión, que existen para la determinación de la vocación trófica del futuro embalse (Ryding & Rast, 1993).

Para el reconocimiento de los posibles efectos del estado trófico del embalse en el río aguas abajo, interesa conocer la profundidad de la toma (o tomas) de agua desde el embalse, así como las características de la incorporación de esas aguas al río. Resulta también esencial saber el régimen de caudales de mantenimiento y de explotación del embalse, así como las características morfológicas, hidráulicas y limnológicas del cauce y las riberas que afectarán a su capacidad de procesado de nutrientes y, en definitiva, a la intensidad de la manifestación de la posible eutrofia.

La estimación de las cargas de nutrientes y materia orgánica que recibe el cauce principal y los tributarios río abajo, permite reconocer posibles efectos sinérgicos o acumulativos, en especial en embalses que bien sea por capacidad de regulación o de derivación de aguas, reducen drásticamente los caudales circulantes río abajo.

Prevención de la eutrofia

El principal resultado de la predicción sobre la vocación trófica de un futuro embalse, es el reconocimiento de una parte de los posibles efectos ambientales del embalse proyectado sobre el ecosistema fluvial y la identificación de las limitaciones que la eutrofia puede suponer para los usos y objetivos de explotación del embalse. De todo ello, se podrán deducir las necesidades (y posibilidades) de actuación en la reducción de las cargas de nutrientes o en la atenuación de los síntomas de la posible eutrofización, que haya que incorporar al proyecto constructivo, con carácter preventivo. La Tabla 2 recoge las consideraciones más habituales en la

prevención de la eutrofia, susceptibles de tenerse en cuenta en nuevos embalses y algunas de ellas también como medidas de corrección del grado de eutrofia en embalses ya existentes.

Las actuaciones preventivas, para ser eficaces, deben quedar recogidas en el propio proyecto constructivo o en el preceptivo estudio de impacto ambiental que le acompaña. Es importante destacar que todas estas actuaciones, a diferencia de las indicadas en la fase de predicción, suponen ya unos costes económicos importantes y unos compromisos (decisiones) bastante irreversibles.

Con relación al diseño de las obras, equipos e infraestructuras (tabla 2) una primera consideración debe ser siempre el análisis de la reducción

Tabla 2. Niveles de actuación y posibles aspectos a considerar en cada uno de ellos, con relación a la prevención de la eutrofización en futuros embalses y la reducción de sus efectos negativos en el río aguas abajo. *Levels of intervention and possible issues to be incorporated to each one of them, in relation to eutrophication prevention the eutrophication of a new reservoir and to reduce its negative consequences downstream the dam.*

NIVEL DE ACTUACIÓN	POSIBLES ASPECTOS A CONSIDERAR
Proyecto técnico o estudio de impacto ambiental. Aspectos referidos a obras, equipos e infraestructuras	<ul style="list-style-type: none"> • Depuración de aguas residuales en la cuenca tributaria • Restauración hidrológico-forestal de la cuenca • Desviación (“by-pass”) de tributarios • Características y ubicación (localización en profundidad) de las tomas de agua • Dimensionado del vaso de embalse • Construcción de presas de cola
Proyecto técnico o estudio de impacto ambiental. Aspectos referidos al tratamiento previo del futuro vaso de embalse	<ul style="list-style-type: none"> • Reducción (extracción) de la carga de materia orgánica oxidable • Aprovechamiento de recursos inundables (suelos, vegetación, madera, áridos)
Proyecto técnico o estudio de impacto ambiental. Aspectos referidos a los usos del embalse	<ul style="list-style-type: none"> • Usos y tiempos de residencia del agua • Ordenación (limitación) de usos y actividades en el embalse
Proyecto técnico o estudio de impacto ambiental. Planificación del primer llenado del embalse	<ul style="list-style-type: none"> • Época del año para el inicio del llenado del embalse • Curva (velocidad) de llenado de embalse • Plan de extracción selectiva de agua a diferentes profundidades según la época del año
Proyecto técnico o estudio de impacto ambiental. Gestión del tramo de río regulado	<ul style="list-style-type: none"> • Vaciados periódicos totales o parciales del embalse • Régimen de caudales de mantenimiento • Restauración y/o consolidación de la vegetación de ribera • Capacidad de aireación del cauce • Características y ubicación (localización en profundidad) de las tomas de agua

en origen del exceso de nutrientes que vaya a recibir el embalse. Así, en función de la importancia socioeconómica del embalse, sería admisible plantearse actuaciones de saneamiento de aguas residuales directas y difusas, así como la restauración hidrológico-forestal a nivel de la cuenca tributaria. Una opción hasta cierto punto alternativa puede ser la construcción de una presa de cola, que además de poder contribuir a la retención (y extracción de nutrientes), a menudo puede convertirse en una infraestructura social y económicamente dinamizadora de la zona, si se diseña con capacidad para acoger actividades lúdicas y recreativas. Por otro lado, no es infrecuente que estas zonas represadas en las colas de embalses, acaben convirtiéndose en zonas húmedas con cierto valor de conservación. En el mismo sentido, si las condiciones del entorno del embalse y sus dimensiones lo permiten, puede plantearse la desviación parcial (o temporal) del tributario responsable de la eutrofización, hacia zonas húmedas de alrededor o río abajo, si bien hay que tener en cuenta que con ello se modifica la tasa de renovación del agua embalsada, la estructura de la comunidad algal y las relaciones agua-sedimentos (Moss *et al.*, 1989).

El dimensionado del vaso de embalse suele admitir pocas modificaciones, dado que está acotado por las características topográficas de la cerrada donde se proyecta la presa y por los objetivos del embalse, que corren el riesgo de perder sentido si se altera significativamente el volumen embalsable. En cambio, la ubicación y el diseño de las tomas de agua, desde las superficiales hasta los desagües de fondo, si admite cambios que no sólo no tienen porque penalizar el aprovechamiento del embalse, sino que pueden mejorarlo al aumentar las garantías de explotación; así, en la utilización de uno u otro tipo de válvula o compuerta en una toma, o también en su profundidad, puede estar la diferencia en suministrar río abajo unas aguas con poco o nada de oxígeno disuelto durante la estratificación estival o bien prácticamente saturadas al 100% durante cualquier época del año.

Sobre el tratamiento previo del futuro vaso de embalse, son bien conocidas las propuestas de

retirada de la vegetación como medida de reducción de la carga orgánica oxidable bajo el agua. La eficacia de esta medida no siempre ha quedado demostrada, dado que una fracción importante de la materia orgánica oxidable se encuentra en los horizontes superiores del suelo, componente este mucho más difícil de retirar, a pesar de ser, ecológica y económicamente, bastante más valioso que la cubierta vegetal. En cualquier caso, cualquier aprovechamiento que pueda hacerse de los recursos situados en la zona inundable por el embalse (madera, suelos, áridos, etc.) es, por principio, recomendable.

En cuanto a la prevención aplicada a los usos del agua y del embalse, dado que como ya se ha indicado el dimensionado de su volumen no es fácilmente modificable y la aportación de los tributarios tampoco (salvo si son ríos regulados), resulta que las posibilidades de gestión de los tiempos de residencia medios del total de agua embalsada, aspecto realmente clave en la prevención y la contención de la eutrofia (Straskraba, 1999), son limitados. Sin embargo, si se dispone de un sistema de tomas de agua a distintas profundidades suficientemente versátil (Cassidy, 1989), puede llevarse a cabo una actuación eficaz en el control de la producción primaria y por tanto de la manifestación de la eutrofia, mediante una gestión selectiva de la tasa de renovación del agua a diferentes profundidades y épocas del año (Toja, 1982; Palau, 1991).

Las propuestas de ordenación de usos y actividades son una opción con signo preventivo, pero de interés también en casos de embalses en explotación sujetos a aprovechamientos diversos, tanto de tipo hidráulico (riegos, producción hidroeléctrica, abastecimientos) como de tipo recreativo (navegación, pesca, etc.). En algunos casos, los resultados en materia de control y prevención de la eutrofia pueden ser apreciables a partir de medidas tan simples y aparentemente tan indirectas como la gestión de la pesca deportiva, por ejemplo controlando los efectos de la resuspensión de nutrientes (bioturbidez) por un exceso de ejemplares de gran tamaño de determinadas especies de peces de hábitos bentónicos detritívoros. En el mismo sentido, la

ordenación de otros usos frecuentes en embalses, como el baño y la navegación recreativa, además de lógicamente el control de vertidos directos o difusos al embalse mediante una planificación de usos y actividades en sus orillas y márgenes (Wilson & O'Sullivan, 1993) también pueden contribuir significativamente en la prevención y mitigación de la eutrofia.

Pero independientemente de los resultados que se consigan con medidas preventivas del tipo de las indicadas, no hay que olvidar que la eutrofia es, en la práctica, una condición inherente a cualquier nuevo embalse, de modo que siempre habrá que contar, con un proceso de eutrofia inicial más o menos intenso, asociado al primer llenado del embalse.

Una forma de incidir en una reducción de la intensidad y la duración de este proceso de maduración de un nuevo embalse es mediante una planificación del primer llenado del embalse, que debe tener en consideración al menos los aspectos relacionados al respecto en la tabla 2. Si bien no siempre es posible aplicar una programación de este tipo, en general es mejor proceder al primer llenado con aguas frías (más densas y oxigenadas) e ir llenando el embalse progresivamente en varios años, con unos tiempos de residencia del agua lo más bajos posible al inicio, gestionados mediante vaciados parciales (o totales, según el volumen de embalse y la aportación), preferentemente con extracción selectiva del agua a diferentes profundidades según la época del año. Los costes añadidos que puede suponer la aplicación de esta medida, se ven compensados en la mejor calidad del agua embalsada, lo que reduce la afectación ambiental del embalse en el río y no limita ni condiciona su explotación por tanto tiempo como el que se requiere sin una gestión del primer llenado.

Río abajo, las medidas preventivas frente a la eutrofización de un embalse tienen como objetivo común el favorecer la mezcla y la aireación del agua, junto con el mantener (o restablecer) el control trófico que la vegetación de ribera realiza sobre el cauce. Así, se trata de implantar un régimen de caudales de mantenimiento que contemple, no sólo un caudal mínimo o “ecoló-

gico” sino una distribución temporal del caudal acorde con el régimen hidrológico natural, incluyendo crecidas controladas (caudales generadores o renovadores) y otras consideraciones (Palau, 1994). Estos caudales de mantenimiento deben permitir una adecuada aireación del cauce y una limitada proporción de ambientes limnófilos, más propensos a permitir las formaciones de macrófitos y con ello a reconcentrar en un tramo habitualmente demasiado corto, la mayor parte del reciclado de nutrientes procedentes del embalse. Cabe indicar que en algunos casos sería planteable una situación totalmente contraria a la descrita; es decir dedicada a favorecer el estancamiento del agua en las inmediaciones del pie de presa para que la producción primaria del cauce retenga la mayor cantidad posible de nutrientes, evitando su dispersión aguas abajo.

Por otro lado, la restauración y/o consolidación de la vegetación de ribera, en la medida que ejerce un control sobre la temperatura del agua y la disponibilidad de luz y nutrientes para los productores primarios acuáticos, es también de interés si la opción escogida es la del procesado dosificado de los nutrientes, río abajo.

Tal y como ya se ha comentado, la profundidad de procedencia del agua embalsada y su forma de incorporación al cauce (en salto con caída libre, en conducción a presión), es la clave de la calidad del agua río abajo y por tanto son también aspectos a tener en consideración. En el caso de aprovechamientos hidroeléctricos, donde la conducción forzada (a presión) del agua hasta las turbinas es obligada, hay la opción de instalar turbinas con un diseño que favorece la aireación del agua y/o equipos de aireación propiamente (ASCE/EPRI, 1989). Con la primera opción, se consiguen resultados francamente significativos en cuanto a recuperación del contenido de oxígeno disuelto.

Corrección de la eutrofia

Si la eficacia de las medidas preventivas se fundamentaba en la precisión de las predicciones sobre la vocación trófica y su reflejo en fases

tempranas del proyecto constructivo del nuevo embalse, del éxito de la prevención dependerá la necesidad o no de llevar a cabo medidas correctoras durante la explotación que, en cualquier caso pueden evaluarse como indispensables para embalses ya eutróficos.

La corrección de la eutrofia en embalses puede abordarse desde dos perspectivas no necesariamente excluyentes, pero sí de muy distinto alcance y ámbito de aplicación. Tal y como se recoge en la figura 1, una opción es la gestión y la otra el tratamiento.

Gestión

La gestión se refiere a actuaciones de manejo del agua embalsada y/o de las comunidades naturales acuáticas. Como muestra la tabla 3,

estas actuaciones son en buena medida, comunes a las de tipo preventivo expuestas en la tabla 2, pero en este caso no se aplican para que no aparezcan los síntomas de la eutrofia sino para atenuar su manifestación o para que esta tenga lugar dentro de unos límites admisibles.

Como ya se ha indicado en el apartado sobre medidas preventivas, la reducción de los aportes de nutrientes en origen, bien sea mediante actuaciones directas (depuración de aguas residuales) o indirectas (restauración hidrológico-forestal de la cuenca y control de aportes difusos a partir de prácticas agropecuarias inadecuadas), debe ser siempre la opción de partida a considerar.

La conservación, o si es el caso la restauración hidrológico-forestal de la cuenca, además de evitar problemas de erosión y aterramiento

Tabla 3. Principales opciones para la corrección de la eutrofia en embalses y/o la atenuación de sus síntomas. *Main options for eutrophy correction in reservoirs and/or for mitigation of its' symptoms.*

TIPO DE ACTUACIÓN	NIVELES DE APLICACIÓN	POSIBLES ASPECTOS A CONSIDERAR O SOBRE LOS QUE ACTUAR
Gestión	Cuenca tributaria	<ul style="list-style-type: none"> • Depuración de aguas residuales • Desviación ("by-pass") de tributarios • Control de la contaminación difusa • Restauración hidrológico-forestal
Gestión	Agua embalsada	<ul style="list-style-type: none"> • Curva-guía de explotación del nivel de embalse y control de tiempo de residencia medio global y selectivo • Programación de vaciados periódicos • Instalación de equipos de aireación hipolimnética o de mezcla vertical de la columna de agua
	Comunidades Acuáticas del embalse	<ul style="list-style-type: none"> • Modificación de la estructura trófica • Manejo de zonas de cola de embalses como "filtros verdes"
	Agua y comunidades río abajo	<ul style="list-style-type: none"> • Aireación de las aguas salientes del embalse • Aumento de la capacidad de aireación del cauce • Implantación de un régimen de caudales de mantenimiento
Tratamiento	Agua embalsada	<ul style="list-style-type: none"> • Floculantes y precipitantes • Oxidantes
	Sedimentos del embalse	<ul style="list-style-type: none"> • Secado y aireación mecánica • Extracción • Oxidación
	Comunidades acuáticas del embalse	<ul style="list-style-type: none"> • Extracción mediante medios mecánicos • Alguicidas y desinfectantes • Aplicación de productos químico-biológicos

de embalses (que a su vez son un agravante de la eutrofización), puede contribuir eficazmente a la retención de nutrientes y a la conservación de los acumulados en el suelo.

El volumen de agua embalsada a lo largo del año, es un factor determinante en el estado trófico de los embalses (Pérez-Martínez *et al.*, 1989) por lo que cabe plantearse la posibilidad de establecer una curva-guía de explotación del nivel de embalse, coordinada con una extracción selectiva del agua a distintas profundidades, según la época del año, de modo que se limite al máximo el desarrollo algal y la desoxigenación hipolimnética (Vicente *et al.*, 2000). Esta curva-guía podría incluir vaciados periódicos del embalse (por ejemplo decenales), que además de mejorar la aireación del sedimento, permitirían actuaciones mecánicas sobre él, si fueran necesarias. El vaciado de embalses es, por otro lado, una forma de supervisar el estado de conservación de la presa y sus órganos de regulación, lo cual es obligatorio en Francia cada 10 años.

Desde hace años existen equipos y experiencia práctica en la inyección controlada de aire, oxígeno o agua en el hipolimnion de lagos y embalses (Jaeger, 1989; ASCE/EPRI, 1989). Estas técnicas, si bien permiten contener uno de los principales problemas de la eutrofización (el déficit de oxígeno), son bastante costosas, complejas (Ashley & Hall, 1989) y pueden llegar a tener un efecto contrario al buscado en función de la escala de tiempo considerada para evaluar los resultados, por ejemplo si se resuspenden sedimentos (y materia orgánica) y se rompe la estratificación térmica de la columna de agua, alimentando la zona fótica con más nutrientes.

Por el contrario, en sistemas poco profundos y bajo determinadas condiciones y objetivos, la desestratificación (mezcla vertical forzada) de la columna de agua, puede ser una buena opción para evitar o reducir la manifestación del déficit de oxígeno disuelto de fondo, asociable a la eutrofización.

A nivel de comunidades acuáticas, se han realizado experiencias sobre modificación de la estructura trófica para limitar el desarrollo algal,

fundamentalmente mediante la eliminación (Faafeng & Brabrand, 1989; Reinersten *et al.*, 1997) o la introducción de especies de peces filtradores (Proulx *et al.*, 1993; Bertolo *et al.*, 2000) o comedores de macrófitos. En todos los casos, los resultados conducen a una significativa correlación positiva entre la biomasa de peces filtradores y la de fitoplancton, sin duda debida al cambio de presión de predación sobre el zooplancton y su mayor eficiencia en el control del fitoplancton. En zonas como la península ibérica, que representan un “nicho ecológico” vacío para este tipo de especies por la falta de lagos, la introducción de especies de peces filtradores para el control de la eutrofia, como en algunas ocasiones se ha insinuado, podría conducir a resultados espectacularmente contrarios a los esperados.

En cualquier caso, la retirada de materia orgánica (vegetación acuática, peces) está claro que es una forma de reducir la carga de nutrientes que moviliza el ecosistema, de modo que debe considerarse como una opción de control de la eutrofia. En este sentido, la gestión (retirada) de la materia orgánica producida en zonas de cola de los embalses que funcionen como humedales (alta productividad) puede inscribirse como una medida de control de la eutrofia. Paradójicamente, suele ocurrir que este tipo de ambientes artificiales, dada la diversidad de especies que albergan, en especial de aves, son objeto de algún tipo de protección que limita las posibilidades de uso como “filtro verde” para el embalse.

Aún dentro de las medidas de gestión, en el río aguas abajo, las actuaciones de corrección de la eutrofia se centran en lo ya indicado para su prevención; es decir en maximizar la capacidad de oxigenación de las aguas, tanto a la salida del embalse como a lo largo del río, conservando como aspecto clave, un régimen de caudales de mantenimiento adecuado y un buen estado de la vegetación de ribera.

Tratamiento

En cuanto a la aplicación de tratamientos correctivos de la eutrofia, la tabla 3 recoge las

principales opciones existentes. Cabe indicar que se trata de actuaciones en su mayoría inaplicables a grandes embalses o en general masas de agua importantes, tanto por su coste económico, como por su eficacia y posibilidades de control. Son medidas por tanto adecuadas para pequeñas masas de agua, de usos muy específicos y fácilmente controlables a todo nivel, como es el caso de balsas de riego, depósitos de abastecimiento de agua, lagunas para actividades recreativas, etc.

A nivel del agua, existe la opción de aplicar tratamientos con productos químicos floculantes, precipitantes y oxidantes, que reduzcan la carga orgánica en la columna de agua a favor de la formación de sedimento más o menos mineralizado, que después se podrá retirar o tratar.

Dentro de los tratamientos del sedimento, está su oxidación mediante productos químicos, su secado y aireación mecánica para su mineralización, todo ello combinado o no con su retirada (Sebetich & Ferriero, 1997). Algunas experiencias de secado y aireación mecánica o retirada de sedimentos, realizadas sobre lagunas eutróficas de cierta extensión, pero poco profundas, se apuntan como soluciones eficaces en la reducción de la carga de sedimentos disponibles (Phillips & Jackson, 1989).

En cuanto a tratamientos sobre comunidades de organismos acuáticos, está la aplicación de alguicidas y productos desinfectantes, con las limitaciones inherentes al manejo de este tipo de sustancias, en ecosistemas acuáticos abiertos. Está también la ya citada retirada mecánica de organismos acuáticos (vegetación, peces), como una opción de reducción de la carga de materia orgánica (y nutrientes) procesable por el embalse.

También se han realizado algunas experiencias de corrección de la eutrofia en pequeñas masas de agua, basadas en aplicar compuestos químico-biológicos, de acción múltiple, formados por coprecipitantes, floculantes y microorganismos nitrificantes con sus capacidades enzimáticas aumentadas mediante ingeniería genética. Se trata probablemente del campo por el que avanzará (o debería avanzar) el tra-

tamiento de la eutrofia en pequeñas masas de agua, dado que se fundamenta en la potenciación de reacciones y procesos naturales del propio ecosistema acuático.

CONCLUSIONES

La corrección definitiva del proceso de eutrofización pasa forzosamente por la eliminación, o al menos la atenuación de la fuente causante de la alteración: el aporte excesivo de nutrientes. El problema es que esta opción no es siempre posible y en cualquier caso suele ser de difícil ejecución, no sólo por el carácter difuso que pueden tener parte de las aportaciones, sino porque la retirada de nutrientes requiere tratamientos poco extendidos en los planes de saneamiento de cuencas. De esta forma, el control de la eutrofia tiende a centrarse habitualmente en el control de sus efectos o síntomas, más que en la erradicación de sus causas.

En el caso de embalses además, se trata de ecosistemas "condenados" a padecer un cierto grado de eutrofia al menos en su primer llenado, como consecuencia de la mineralización bajo el agua, de la materia orgánica presente en su vaso. Sólo por esta razón, y al margen del interés social y económico que tiene, resulta obligada la consideración de la eutrofia como un aspecto relevante más del proyecto técnico de cualquier nuevo embalse.

Para embalses nuevos que se juzguen inapelablemente necesarios, a partir del reconocimiento del lugar donde se proyectan y de las características técnicas de su presa y su cubeta, recogidas a nivel de anteproyecto, es posible mediante modelos sencillos, establecer la vocación trófica de la futura masa de agua artificial (Fig. 2). En función de los resultados de esta predicción, se debería tratar la eutrofización potencial como un condicionante económicamente relevante para embalses con determinados usos y objetivos, recogiendo si es el caso, dentro del propio proyecto técnico definitivo y/o en el preceptivo estudio de efectos ambientales que lo acompaña, aquellas medidas pre-

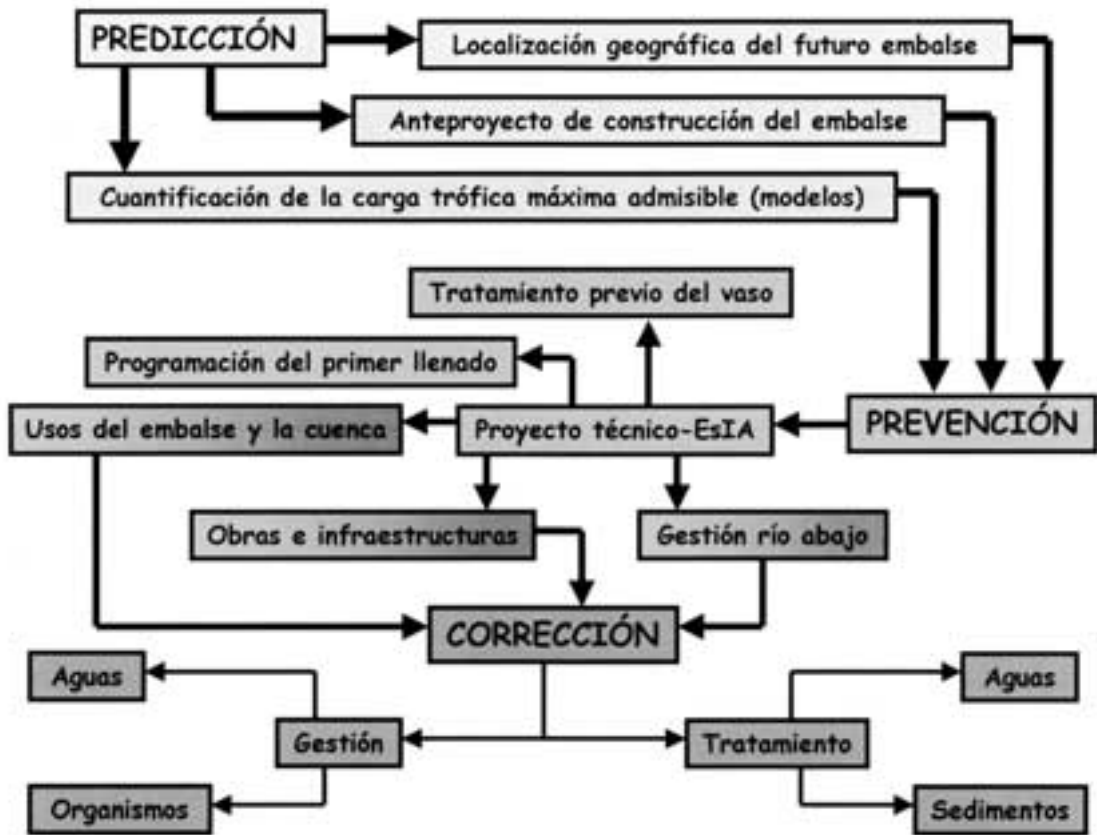


Figura 2. Principales medidas de control y gestión de la eutrofia a partir de la predicción del estado trófico de un anteproyecto de embalse, en la prevención a nivel de proyecto y en la corrección en un embalse en explotación (EsIA: Estudio de Impacto Ambiental). *Main measures for eutrophication control and management, from the trophic state prediction in the reservoir's preliminary draft phase, the incorporation of preventive measures on the definitive draft phase, and the corrective actions when the reservoir is operative.*

ventivas de la eutrofia que se consideren más adecuadas y que como mínimo podrán centrarse en el tratamiento previo del futuro vaso inundable del embalse, la programación del primer llenado y de los usos futuros del embalse, el diseño de elementos estructurales y las actuaciones y medidas de gestión necesarias para el tramo de río que quedará regulado.

Si a pesar de todo la eutrofia se manifiesta por encima de lo deseable, o se está delante de un embalse eutrófico ya en explotación, pueden aplicarse medidas correctoras a distintos niveles (aguas, sedimentos, organismos), recogidas en forma de actuaciones de gestión, bastante coin-

cidentes con las posibles actuaciones preventivas, o bien como tratamientos, en ese caso fundamentalmente adecuados para pequeños volúmenes de agua.

La disponibilidad de tomas de agua a diferentes niveles de embalse y la gestión selectiva de los tiempos de residencia del agua, se presentan como medidas eficaces en el control de la eutrofia, con una capacidad a la vez preventiva y correctora.

Desde la fase de proyecto a la de explotación de un embalse, las opciones de control de la eutrofia recogidas de forma genérica en la figura 2, tienden a ser cada vez menos eficien-

tes, bien sea por su mayor coste o la creciente disminución de la capacidad de autorecuperación del embalse potencialmente eutrófico. Puede ocurrir perfectamente que no se puedan controlar del todo los efectos de la eutrofia, a pesar de las medidas tomadas y de las inversiones realizadas, dado que otros factores no controlables (meteorología, aportación hidrológica, etc.), poco previsible (situaciones accidentales, etc.) o poco controlables (vertidos ilegales, etc.), pueden modificar de forma significativa el sentido de los resultados, al menos transitoriamente.

Por último, la eutrofización de embalses no hay que interpretarla como una perturbación localizada sólo aguas arriba de las presas, sino también con consecuencias importantes río abajo, donde por las propias características del ecosistema acuático lótico, el control de la eutrofia admite menos opciones, pero las disponibles son más simples y eficaces, todas ellas centradas básicamente en fomentar la aireación y evitar o promover (según los objetivos) zonas de acumulación (alto tiempo de residencia) de nutrientes y materia orgánica.

BIBLIOGRAFÍA

- ASCE/EPRI. 1989. *Civil Engineering Guidelines for Planning and Designing Hydroelectric Developments*. American Society of Civil Engineers (ASCE) y Electric Power Research Institute (EPRI). ASCE/EPRI Guides 1989, Vol. 1. N.Y. USA.
- ASHLEY, K. I. & K. J. HALL. 1989. Factors influencing oxygen transfer in hypolimnetic aeration systems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 179-183.
- BERTOLO, A., F. LESCHER-MOUTOUÉ & G. LACROIX. 2000. Interaction effects of depth and planktivorous fish on plankton biomass. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 1747-1751.
- CASSIDY, R. A. 1989. Water temperature, dissolved oxygen and turbidity control in reservoir releases. In: *Alternatives in regulated river management*. J.A. Gore & G.E. Petts (eds.): 28-62. CRC Press. Boca Raton, Florida (USA).
- FAAFENG, B. A. & A. BRABRAND. 1989. Biomanipulation of a small, urban lake-removal fish exclude bluegreen blooms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 597-602.
- JAEGER, D. 1989. TIBEAN- a new hypolimnetic aeration plant. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 184-187.
- LEE, G. F., W. RAST, R. A. JONES & J. L. ORTIZ. 1980. *Progresos recientes en la estimación de la respuesta de los lagos y embalses a las aportaciones de nutrientes*. Centro de Estudios y Experimentación del Centro de Estudios Hidrográficos (MOPU). Publicación nº 137. Madrid
- MARGALEF, R. 1976. Biología de los embalses. *Investigación y Ciencia*, 1: 50-62.
- MOSS, B., J. STANSFIELD & K. IRVINE. 1989. Problems in the restoration of a hypereutrophic lake by diversion of a nutrient-rich inflow. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 568-572.
- PALAU, A. 1991. Evolution of annual chlorophyll concentration in a high mountain pump-storage reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1401-1404.
- PALAU, A. 1994. Los mal llamados caudales "ecológicos". Bases para una propuesta de cálculo. *OP (Obras Públicas)*, 28 (2): 84-95.
- PÉREZ-MARTÍNEZ, C., R. MORALES-BAQUERO & P. SÁNCHEZ-CASTILLO. 1989. The effect of the volume decreasing on the trophic status in four reservoirs from Southern Spain. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1382-1385.
- PHILLIPS, G. & R. JACKSON. 1989. The control of eutrophication in very shallow lakes, the Norfolk Broads. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 573-575.
- PROULX, M., F. R. PICK, A. MAZUMDER & D. R. S. LEAN. 1993. Effects of planktivorous fish on phytoplankton biomass and community structure. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 331-334.
- RAVERA, O. 1989. The effects of hypolimnetic oxygenation in the shallow and eutrophic Lake Comabbio (Northern Italy) studied by enclosure. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 188-194.
- REINERSTEN, H., J. I. KOKSVIK & A. HAUG. 1997. Effects of fish elimination on the phytoplankton and zooplankton in a small eutrophic lake. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 593-598.

- RYDING, S. O. & W. RAST. 1993. *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des reservoirs*. Ed. Masson. UNESCO. París.
- SEBETICH, M. J. & N. FERRIERO. 1997. Lake restoration by sediment dredging. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 776-781.
- STRASKRABA, M. 1999. Retention Time as a Key Variable of Reservoir Limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its Applications*. J.G. Tundisi & M. Straskraba (eds.): 385-410. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.
- TOJA, J. 1982. Control de la eutrofia en embalses por utilización selectiva de agua a distintas profundidades. *Obras Públicas (Abril-Mayo)*: 223-231.
- VICENTE, E., A. CAMACHO, M. D. SENDRA, D. SANCHIS, J. M. SORIA, M. J. DASÍ & M. R. MIRACLE. 2000. Limnological management of the Amadorio Reservoir (Spain) during an extremely dry summer. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 2298-2302.
- WETZEL, R. G. 1981. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona.
- WILSON, H. M. & P. E. O'SULLIVAN. 1993. The control of eutrophication of small shallow lakes in the United Kingdom: The legal framework. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 461-464.

Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos

Ernesto J. González, Mario Ortaz, Carlos Peñaherrera, Enrique Montes,
María L. Matos y Janin Mendoza

Universidad Central de Venezuela, Instituto de Biología Experimental, Apartado 47106 – Los Chaguaramos, Caracas, 1041 – Venezuela. Fax: 58-212-7535897. E-mail: ergonza@reacciun.ve

RESUMEN

Se estudiaron las variaciones de abundancia, biomasa y producción primaria del fitoplancton en cinco embalses de la zona norte de Venezuela empleados para el suministro de agua potable, y que poseen diferentes estados tróficos: Pao-Cachinche, Quebrada Seca, La Mariposa, La Pereza y Lagartijo. Los muestreos se realizaron en diferentes momentos entre septiembre de 1997 y agosto de 1999. El fitoplancton se recolectó con una botella de captación del tipo van Dorn (3 l), y se fijó con solución de lugol hasta la posterior cuantificación de abundancia por sedimentación en cámaras de Utermöhl y conteo con la ayuda de un microscopio invertido. La biomasa se estimó mediante la extracción de clorofila-*a* con etanol y la producción primaria se estimó mediante la evolución de la concentración del oxígeno disuelto en botellas claras y oscuras e incubación “in situ” por dos horas. En Pao-Cachinche (hipereutrófico) se identificaron 59 especies del fitoplancton, Cyanobacteria fue el grupo dominante, la abundancia varió entre $25,9 \times 10^9$ y $410,2 \times 10^9$ org. m^{-2} , la biomasa entre 32,4 y 186,6 mg m^{-2} , mientras que la producción primaria bruta (PPB) promedio fue de 3229 y 2482 mg C $m^{-2} d^{-1}$ en las estaciones E1 y E2, respectivamente. En La Mariposa (hipereutrófico) se identificaron 50 especies, las Cryptophyta dominaron, la abundancia varió entre $6,2 \times 10^9$ y $35,5 \times 10^9$ org. m^{-2} , el máximo valor de biomasa fue de 161,8 mg m^{-2} , y la PPB varió entre 968 y 2633 mg C $m^{-2} d^{-1}$. En Lagartijo (oligotrófico) se identificaron 67 especies, siendo las algas verdes las más diversas y las dominantes; la abundancia fue relativamente baja en este ecosistema, con valores entre $4,7 \times 10^9$ y $27,2 \times 10^9$ org. m^{-2} ; la biomasa varió entre 0,01 y 50,0 mg m^{-2} , mientras que los valores de PPB variaron entre 376 y 2088 mg C $m^{-2} d^{-1}$. En La Pereza (eutrófico) se identificaron 48 especies, Cryptophyta dominó, la abundancia varió entre $26,7 \times 10^9$ y $102,9 \times 10^9$ org. m^{-2} , la biomasa varió entre 5,5 mg m^{-2} y 199,2 mg m^{-2} y la PPB entre 265 y 5619 mg C $m^{-2} d^{-1}$. En Quebrada Seca (hipereutrófico) se identificaron 48 especies, y Cyanobacteria dominó el fitoplancton; la abundancia varió entre $26,9 \times 10^9$ y $69,3 \times 10^9$ org. m^{-2} , la biomasa entre 53,7 y 355,4 mg m^{-2} y la PPB entre 1763 y 3494 mg C $m^{-2} d^{-1}$. La mayoría de los embalses evaluados empleados para el suministro de agua potable se encuentran eutrofizados, y en ellos predominan las Cyanobacteria y las Cryptophyta, con elevados valores de abundancia, biomasa y producción primaria, como consecuencia de la entrada excesiva de nutrientes desde sus cuencas de drenaje altamente erosionadas e intervenidas y a través de las aguas servidas sin tratamiento previo.

Palabras claves: Eutrofización, fitoplancton, abundancia, biomasa, producción primaria, Venezuela.

ABSTRACT

*Seasonal variations of phytoplankton abundance, biomass, and primary production were studied in five drinking water reservoirs located in the northern region of Venezuela, and that show different trophic states: Pao-Cachinche, Quebrada Seca, La Mariposa, La Pereza y Lagartijo. Samples were taken at different moments from September 1997 to August 1999. Phytoplankton was collected with a van Dorn type bottle (3 l) and fixed with lugol solution until later abundance quantification by sedimentation with Utermöhl chambers, and counting with inverted microscope. Biomass was estimated by chlorophyll-*a* extraction with ethanol, and primary production was estimated by dissolved oxygen evolution in light and dark bottles and “in situ” incubation for two hours. A total of 59 phytoplankton species were identified in Pao-Cachinche (hypertrophic); Cyanobacteria was the dominant group, abundance ranged between 25.9×10^9 and 410.2×10^9 cells m^{-2} , biomass ranged between 32.4 and 186.6 mg m^{-2} , while mean gross primary production (GPP) were 3229 and 2482 mg C $m^{-2} d^{-1}$ in stations E1 and E2, respectively. In La Mariposa (hypertrophic), a total of 50 species were identified; Cryptophyta dominated, abundance ranged between 6.2×10^9 and 35.5×10^9 cells m^{-2} , the highest biomass value was 161.8 mg m^{-2} , and GPP ranged between 968 and 2633 mg C $m^{-2} d^{-1}$. A total of 67 species were identified in Lagartijo (oligotrophic), being green algae the dominant and more diverse group; abundance was relatively low in this ecosystem, and ranged between*

4.7×10^9 and 27.2×10^9 cells m^{-2} ; biomass ranged between 0,01 and 50,0 mg m^{-2} , while GPP varied from 376 to 2088 mg C $m^{-2} d^{-1}$. In La Perezta (eutrophic), a total of 48 species were identified; Cryptophyta was the dominant group, abundance varied between 26.7×10^9 and 102.9×10^9 cells m^{-2} , biomass ranged between 5.5 mg m^{-2} and 199.2 mg m^{-2} and GPP ranged between 265 and 5619 mg C $m^{-2} d^{-1}$. A total of 48 phytoplankton species were identified in Quebrada Seca (hypertrophic); Cyanobacteria were the dominant group, abundance ranged between 26.9×10^9 and $69,3 \times 10^9$ cells m^{-2} , biomass ranged between 53.7 and 355.4 mg m^{-2} , and GPP ranged between 1763 and 3494 mg C $m^{-2} d^{-1}$. Most of these reservoirs that are employed for drinking water supply are eutrophic and Cyanobacteria and Cryptophyta were the dominant phytoplankton groups with elevated abundance values, biomass, and primary production as a result of the high nutrient input from their highly erosionated basins and from waste water without previous treatment.

Keywords: Eutrophication, phytoplankton, abundance, biomass, primary production, Venezuela

INTRODUCCIÓN

Los problemas asociados con la eutrofización son generalmente de experiencia reciente en los países tropicales (Harper, 1992). La construcción de embalses nuevos para el suministro de agua potable, aunado al aumento de asentamientos humanos en sus cuencas de drenaje, han resultado en un amplio espectro de problemas, con el consecuente incremento acelerado en la entrada de nutrientes.

Las masas de agua eutróficas se caracterizan por tener una productividad elevada y altos valores de biomasa en todos los niveles tróficos (Ryding & Rast, 1992). En estos cuerpos de agua proliferan las cianobacterias, y el hipolimnion presenta condiciones de anoxia durante los períodos de estratificación térmica, y a menudo poseen menos especies de plantas y animales que los sistemas oligotróficos.

En el caso de los cuerpos de agua empleados para el suministro de agua potable, los altos niveles de nutrientes producen el crecimiento excesivo de algas, las cuales pueden conferir olores desagradables al agua (Edmondson, 1969), además de bloquear los filtros en las estaciones de tratamiento y bombeo, lo cual encarece y retarda el tratamiento del agua (Ryding & Rast, 1992).

En Venezuela existen numerosos embalses en los que se desconocen completamente sus características limnológicas (González, 2000), por lo que se hace necesario conocer el funcionamiento de estos ecosistemas, para así lograr

un aprovechamiento racional de ellos (Infante *et al.*, 1992, Infante *et al.*, 1995).

Los embalses seleccionados en este estudio (Pao-Cachinche, La Mariposa, Lagartijo, La Perezta y Quebrada Seca), se emplean para el suministro de agua potable para densas regiones urbanas de la región centro – norte de Venezuela. En la mayoría de ellos se presentan grandes densidades de algas, especialmente de cianobacterias, que causan los problemas antes descritos.

En vista de lo anterior, y dado el interés de las compañías hidrológicas Hidroven, Hidrocentro e Hidrocapital en conocer las características limnológicas de los cinco embalses citados, se planteó el objetivo de estudiar las variaciones de abundancia, biomasa y producción primaria de esta comunidad en cada uno de los embalses.

MATERIALES Y MÉTODOS

En cada embalse se estimó la producción primaria del fitoplancton mediante el método de la evolución de oxígeno en botellas claras y oscuras, e incubación “in situ” por dos horas (Wetzel & Likens, 1991). Las muestras se tomaron con una botella de captación del tipo van Dorn (3 l) hasta tres veces la profundidad del disco de Secchi.

Las muestras de fitoplancton se recolectaron con la botella de captación del tipo van Dorn (3 l) a las mismas profundidades a las cuales se estimó la producción primaria. Para la determinación de abundancia, las muestras se fijaron

con solución de lugol en envases de 100 ml, mientras que para la determinación de biomasa, las muestras se almacenaron en envases de 2 l y se mantuvieron refrigeradas y en oscuridad hasta el momento de su análisis en el laboratorio.

Una vez en el laboratorio, la biomasa se estimó como concentración de clorofila-*a* por el método de extracción de pigmentos con etanol (Nusch & Palme, 1975).

La abundancia del fitoplancton se estimó por sedimentación en cámaras de Utermöhl y conteo en un microscopio invertido de luz (Wetzel & Likens, 1991). Su identificación se realizó con la ayuda de claves taxonómicas.

ÁREAS DE ESTUDIO

Los estudios se realizaron en los embalses Pao-Cachinche, La Mariposa, Lagartijo, La Perea y Quebrada Seca, cuyas localizaciones en Venezuela y sus principales características morfológicas se resumen en la Tabla 1.

Embalse Pao-Cachinche

Está ubicado en la región centro norte de Venezuela, en el límite entre los estados Carabobo y Cojedes, cerca de la ciudad de Valencia, aguas debajo de la confluencia de los ríos Paito y Chirgua, aproximadamente hacia el

centro de la cuenca del río Pao. En él confluyen los principales cursos que drenan de la cuenca alta: ríos Chirgua, Paito, Pirapira, Paya y San Pedro. Se encuentra a una cota de 353 m.s.n.m. (Ginez & Olivo, 1984). Sus aguas se utilizan para agricultura de subsistencia y uso pecuario intensivo y extensivo, además de suministrar agua potable al área metropolitana de Valencia y otras poblaciones de los estados Carabobo, Cojedes y Aragua. El río Paito transporta aguas residuales y domésticas, mientras que el río Chirgua transporta las aguas provenientes de granjas avícolas y porcinas. El embalse está rodeado por más de 50 cochineras y polleras, y recibe una alta carga de nutrientes (especialmente P), principalmente del río Paito.

Se realizaron muestreos mensuales desde septiembre de 1997 hasta febrero de 1999. Se seleccionaron 2 estaciones, ubicadas en el brazo oeste y en el brazo este del embalse, los cuales se encuentran separados por un canal estrecho. En el brazo oeste se encuentran el dique, el aliviadero y la torre-toma, y se ubicó la estación denominada E1. La estación ubicada en el brazo este se denominó E2.

Embalse La Mariposa

El embalse está ubicado en el Distrito Capital, en la ciudad de Caracas. La mayor parte del agua que recibe el embalse proviene del río El

Tabla 1. Características morfológicas de los embalses estudiados. *Morphometric features of the studied reservoirs.*

	Pao-Cachinche	La Mariposa	Lagartijo	La Perea	Quebrada Seca
Ubicación geográfica	9° 53' N 68° 08' W	10° 24' N 66° 33' W	10° 11' N 66° 43' W	10° 27' N 66° 46' W	10° 13' N 66° 43' W
Area del embalse (m ²)	16 100 000	540 000	4 550 000	562 500	950 000
Volumen del embalse (m ³)	170 000 000	7 000 000	80 000 000	8 000 000	7 250 000
Profundidad media (m)	10.6	13.0	17.5	14.0	7.6
Tiempo de renovación (días)	281	40	243	12	17

Valle al cual le vierten una considerable cantidad de agua bombeada desde el embalse Lagartijo mediante el Sistema Tuy. El embalse también recibe aguas de una pequeña quebrada conocida como Quebrada Los Indios ubicada en la zona oriental del mismo. El embalse está situado a 980 m.s.n.m. y su cubeta es alargada con dos brazos principales al sur y al este correspondientes a las desembocaduras del río El Valle y la Quebrada Los Indios, respectivamente. El embalse se encuentra intervenido antrópicamente y su cuenca está altamente erosionada (González & Ortaz, 1998).

Se realizaron muestreos mensuales de septiembre de 1998 a agosto de 1999. Las muestras se tomaron en la estación ubicada frente al dique y frente a la torre-toma.

Embalse Lagartijo

Se encuentra ubicado en el estado Miranda. Su principal tributario es el río Lagartijo, que aporta aproximadamente 3000 l/s (promedio anual) de agua relativamente limpia ya que este río nace dentro del Parque Nacional Guatopo, de modo que buena parte de su recorrido ocurre dentro de una zona protegida. El embalse además recibe de manera artificial agua bombeada desde el río Tuy, la cual antes de entrar al embalse es sometida a un tratamiento de sedimentación y cloración. Según Infante *et al.* (1992) el agua bombeada desde el río Tuy entra por un lugar que se encuentra cerca del punto de toma de agua que se envía para Caracas y posiblemente por esta razón, su efecto se deja sentir localmente, sin afectar significativamente las condiciones del agua en el resto del embalse.

El embalse Lagartijo es de baja altitud (188 m.s.n.m.) y muy dendrítico con pendientes pronunciadas en las montañas adyacentes de modo que la zona litoral, al igual que en el embalse La Mariposa, está poco desarrollada.

Los muestreos se realizaron de septiembre de 1998 a julio de 1999 en una estación cercana a uno de los diques del embalse, lejana de la zona de influencia del punto afectado por el río Tuy.

Embalse La Perea

Este embalse se encuentra ubicado en el estado Miranda a una cota de 1062 m.s.n.m. (Castillo *et al.*, 1973). Su principal función es el suministro de agua potable a las poblaciones aledañas al área metropolitana de Caracas. Este embalse es el más pequeño de los cinco estudiados, y recibe agua de la quebrada La Perea y, principalmente, de la proveniente de otros embalses del sistema Tuy.

Sus alrededores están muy intervenidos, con una alta erosión en las laderas contiguas. Así mismo, se pudo observar la descarga al embalse de aguas de desecho de origen doméstico e industrial, y fue evidente la presencia de cochineras en áreas aledañas así como de ganado vacuno. Todos los productos de desecho de las fuentes citadas son vertidas al embalses o arrastradas a él por escorrentía.

Los muestreos se realizaron en noviembre de 1998, febrero, abril, mayo y junio de 1999. Las muestras se tomaron en una localidad ubicada frente al dique.

Embalse Quebrada Seca

Este embalse se encuentra ubicado cerca del embalse Lagartijo en el estado Miranda, a una cota de 167 m.s.n.m. (Castillo *et al.*, 1973). Está rodeado de construcciones no planificadas y depósitos de basura en sus alrededores, lo que lo hace muy vulnerable a cualquier tipo de actividad contaminante.

Los muestreos se realizaron durante los meses de octubre y diciembre de 1998, y en marzo, mayo y junio de 1999. Las muestras se tomaron en una localidad frente al dique.

Los embalses La Mariposa, Lagartijo, La Perea y Quebrada Seca se encuentran interconectados mediante el sistema Tuy, un sistema de bombeo de agua entre los embalses de la cuenca del río Tuy.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se presentan algunas características físicas y químicas de los embalses estudia-

Tabla 2. Algunas características físicas y químicas de los embalses estudiados. Los promedios se colocan entre paréntesis. Datos tomados de Ortaz *et al.* (1999) para los embalses La Mariposa, Lagartijo, La Perezza y Quebrada Seca, y de González *et al.* (2000) para el embalse Pao-Cachinche. *Some physical and chemical features of the studied reservoirs. Mean values in parenthesis. Data from Ortaz et al. (1999) for La Mariposa, Lagartijo, La Perezza and Quebrada Seca reservoirs, and from Gonzalez et al. (2000) for Pao-Cachinche reservoir.*

	Pao-Cachinche E1	Pao-Cachinche E2	La Mariposa	Lagartijo	La Perezza	Quebrada Seca
Mezcla completa	No	No	Sí	No	Sí	Sí
Zona eufótica (m)	1 – 3	1 – 3	1 – 2	2 – 6	1 – 4	2 – 3
Transparencia (m)	0.5 – 1.3 (0.97)	0.90 – 1.50 (1.14)	0.3 – 0.8 (0.60)	0.9 – 5.0 (3.15)	0.7 – 1.9 (1.34)	0.6 – 1.5 (0.98)
Coef. atenuación (m ⁻¹)	0.87 – 2.97 (1.62)	0.56 – 2.01 (1.32)	1.46 – 4.07 (2.24)	0.40 – 1.41 (0.73)	0.72 – 1.47 (1.09)	1.02 – 2.35 (1.59)
Fósforo total (µg/l)	280.97 – 787.99 (462.45)	102.72 – 559.58 (365.93)	47.09 – 241.38 (129.47)	15.72 – 46.86 (24.46)	63.27 – 120.77 (89.82)	60.23 – 346.60 (168.71)
Nitrógeno total (µg/l)	1459.56 – 7164.84 (3583.74)	1937.30 – 14676.51 (4279.64)	758.64 – 2531.67 (1497.19)	275.59 – 754.24 (426.14)	790.51 – 1073.16 (984.83)	1538.62 – 3188.90 (2152.80)
Estado trófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico

dos, las cuales fueron tomadas de Ortaz *et al.* (1999) en el caso de los embalses La Mariposa, Lagartijo, La Perezza y Quebrada Seca, y de González *et al.* (2000) en el caso del embalse Pao-Cachinche.

El embalse Pao-Cachinche, por estar protegido de la acción del viento, no presentó circulación completa de sus aguas durante el período de estudio. Sus aguas presentaron un color verde turbio debido a la alta turbiedad generada por las densas poblaciones de fitoplancton, las cuales limitaron a su vez la penetración de la luz en la columna de agua en las dos estaciones. Se presentaron condiciones de hipoxia y de anoxia a partir de 7 – 10 m de profundidad durante todo el lapso de estudio en ambas estaciones. Las altas concentraciones de nutrientes, especialmente de fósforo total, permitieron clasificar este embalse como hipereutrófico, según el criterio de Salas & Martinó (1991) para lagos cálidos tropicales.

El embalse La Mariposa presentó circulación completa de sus aguas como producto de la acción del viento durante los meses de enero a

marzo de 1999 (estación de sequía). Fue en este período en que se registraron los mayores valores en las concentraciones de nutrientes. De igual modo, la entrada de las lluvias y el bombeo de agua desde otros embalses elevó los valores de los nutrientes a finales del período de estudio. El color de sus aguas fue marrón verdoso y verde oliva, como consecuencia de la alta turbiedad abiogénica, en primer término, que limitó la penetración de la luz en la columna de agua, y a la alta turbiedad biogénica, en segundo término, como consecuencia de las densas poblaciones de fitoplancton registradas. Se registraron condiciones de hipoxia en el hipolimnion hacia finales de la estación de lluvias (septiembre de 1998 y agosto de 1999). Este embalse también se clasificó como hipereutrófico (Salas & Martinó, 1991).

El embalse Lagartijo fue el que registró los mayores valores de transparencia de sus aguas, debido a que su cuenca se encuentra menos intervenida por estar dentro de un Parque Nacional. Sin embargo, al estar protegido de la acción del viento por las formaciones montaño-

Tabla 3. Lista de especies del fitoplancton encontradas en el embalse Pao-Cachinche. *List of phytoplankton species collected in Pao-Cachinche reservoir.***Cyanobacteria**

1. *Anabaena aphanizomenoides*
2. *Anabaena spiroides*
3. *Aphanocapsa* sp.
4. *Aphanothece nidulans*
5. *Chroococcus limneticus*
6. *Chroococcus pallidus*
7. *Coelosphaerium kuetzingianum*
8. *Coelosphaerium minutissimum*
9. *Coelosphaerium negelianum*
10. *Cylindrospermopsis raciborskii*
11. *Dactylococcopsis acicularis*
12. *Gomphosphaeria aponina*
13. *Lyngbya limnetica*
14. *Limnothrix* sp.
15. *Merismopedia elegans*
16. *Merismopedia tenuissima*
17. *Microcystis aeruginosa*
18. *Microcystis flos-aquae*
19. *Microcystis holsatica*
20. *Oscillatoria limosa*
21. *Pseudoanabaena mucicola*
22. *Rhaphidiopsis curvata*
23. *Spirulina* sp.
24. *Synechococcus bigranulatus*
25. *Synechocystis aquatilis*

Chlorophyta

26. *Botryococcus braunii*
27. *Chlorella vulgaris*
28. *Closterium macilentum*
29. *Closterium* sp.
30. *Cosmarium* sp.
31. *Crucigenia apiculata*
32. *Crucigenia rectangularis*

33. *Dictyosphaerium pulchellum*
34. *Elakatothrix gelatinosa*
35. *Kirchneriella lunaris*
36. *Monoraphidium braunii*
37. *Monoraphidium tortile*
38. *Nephrocytium limneticum*
39. *Oocystis lacustris*
40. *Phacotus lenticularis*
41. *Pleurotaenium* sp.
42. *Schroederia setigera*
43. *Sphaecocystis schroeteri*
44. *Staurastrum leptocladum*
45. *Volvox* sp.

Bacillariophyta

46. *Aulacoseira granulata*
47. *Cyclotella* sp.
48. *Denticula* sp.
49. *Gomphonema* sp.
50. *Navicula* sp.
51. *Rhizosolenia* sp.
52. *Ropalodia* sp.
53. *Synedra ulna*

Euglenophyta

54. *Euglena variabilis*
55. *Trachelomonas superba*
56. *Trachelomonas volvocina*

Pyrrophyta

57. *Peridinium* sp.

Cryptophyta

58. *Chroomonas* sp.
59. *Cryptomonas erosa*

sas aledañas, no presentó circulación completa de sus aguas durante el período de estudio, lo cual produjo, a su vez, el desarrollo de condiciones de hipoxia y de anoxia a partir de los 6 – 7 m de profundidad. Se registraron bajas concentraciones de nutrientes, y se clasificó como oligotrófico (Salas & Martínó, 1991).

El embalse La Pereza presentó grandes variaciones en su nivel de agua durante el período de estudio, lo cual es común en este sistema debido al manejo al que es sometido mediante la extracción y bombeo de agua desde y hacia el sistema Tuy, y a su tamaño pequeño. Esto fue

registrado por González *et al.* (1997) en un estudio previo, cuando el embalse disminuyó su nivel en diez metros y luego volvió a incrementarse otros diez metros en meses sucesivos (octubre a noviembre de 1997). Este hecho, más que las funciones de fuerza, dirigen la dinámica de este ecosistema, permitiendo así la mezcla completa de sus aguas. Se presentó, al igual que en La Mariposa, una alta turbiedad abiogénica, en primer término, y una alta turbiedad biogénica, en segundo término. Las altas concentraciones de fósforo total permitieron clasificarlo como eutrófico (Salas & Martínó, 1991).

El embalse Quebrada Seca presentó una zona eufótica restringida a unos 2 – 3 m, producto de la alta turbiedad biogénica (densas poblaciones de fitoplancton). Este embalse presentó circulación completa de sus aguas entre enero y marzo de 1999, lo cual seguramente también fue afectado por la influencia del bombeo de agua desde y hacia el sistema Tuy. Se presentaron condiciones de anoxia a partir de 5 – 7 m. También se registraron altas concentraciones de fósforo total, lo cual permitió clasificarlo como hipereutrófico (Salas & Martínó, 1991).

Embalse Pao-Cachinche

En la Tabla 3 se presenta la lista de las especies del fitoplancton registradas en el embalse Pao-Cachinche durante el período de estudio. Se lograron identificar 59 taxa, de los que las Cyanobacteria fueron las más diversas con 25 especies, seguidas por las Chlorophyta con 20 especies. Además, se identificaron 8 especies de diatomeas (Bacillariophyta), 3 especies de Euglenophyta, 2 especies de Cryptophyta y 1 especie de Pyrrophyta.

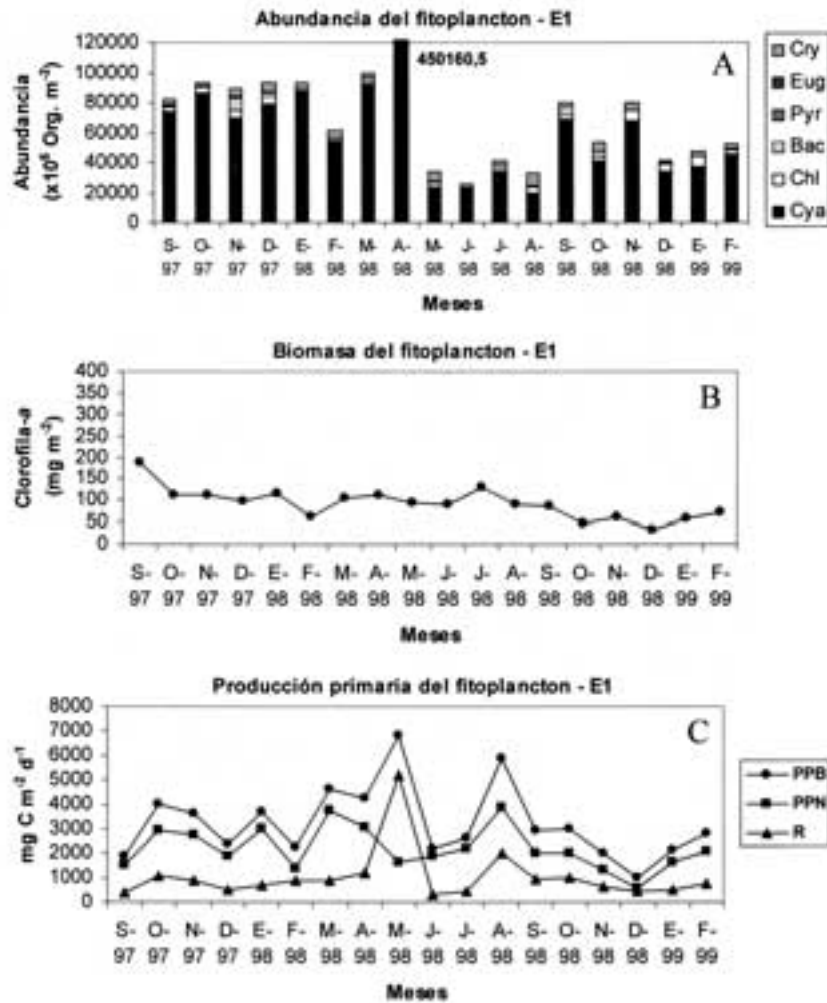


Figura 1. Fitoplancton del embalse Pao-Cachinche (E1). A. Abundancia, B. Biomasa, C. Producción primaria. *Phytoplankton from Pao-Cachinche reservoir (E1). A. Abundance, B. Biomass, C. Primary production.*

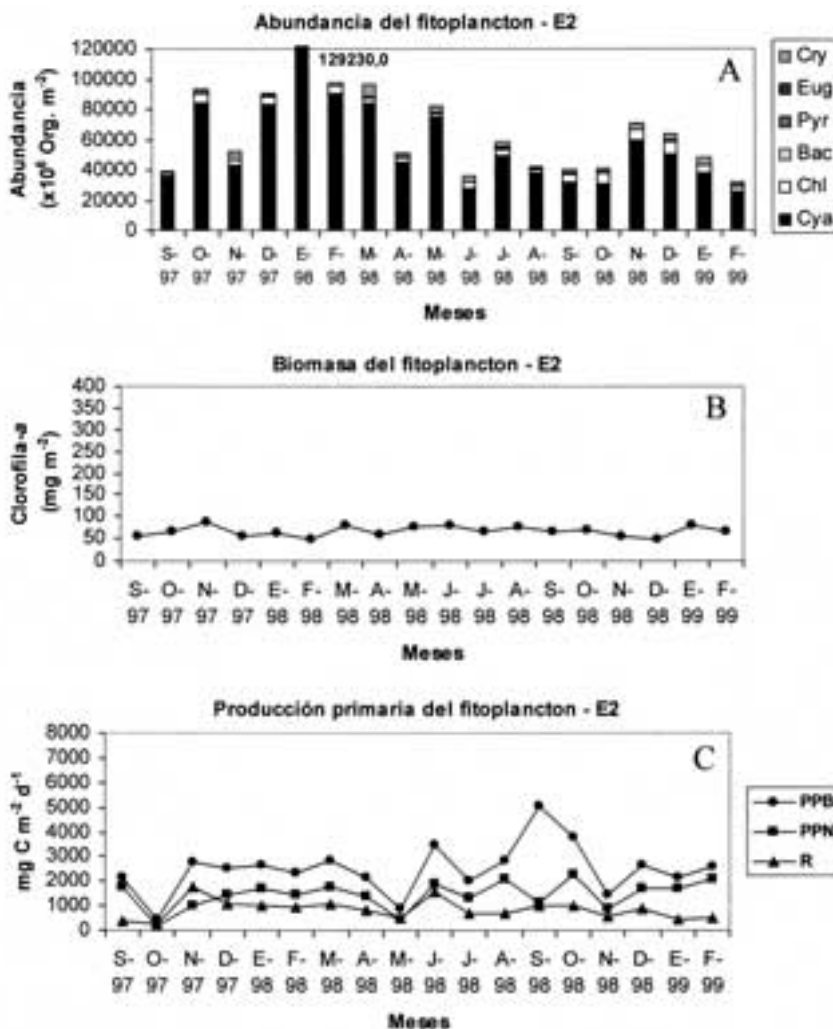


Figura 2. Fitoplancton del embalse Pao-Cachinche (E2). A. Abundancia, B. Biomasa, C. Producción primaria. *Phytoplankton from Pao-Cachinche reservoir (E2). A. Abundance, B. Biomass, C. Primary production.*

El grupo de las Cyanobacteria dominó el fitoplancton durante todo el período de estudio, tanto en E1 (Fig. 1) como en E2 (Fig. 2), con proporciones relativas siempre superiores al 75 % en ambas estaciones, excepto durante los meses de mayo y agosto de 1998 en E1, cuando representaron poco más del 60 % del total. Las especies dominantes fueron *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Synechocystis aquatilis*, *Lyngbya limnetica*, *Limnothrix* sp., *Microcystis* spp., *Dactylococcopsis acicularis* y *Raphidiopsis curvata*. La División Cryptophyta

presentó su mayor proporción relativa durante el mes de agosto en E1, mes en el que las Cyanobacteria presentaron su menor proporción relativa. *Cryptomonas erosa* fue una de las especies codominantes en agosto de 1998.

Los principales representantes de las algas verdes fueron *Chlorella vulgaris* y *Monoraphidium* spp. Las Chlorophyta presentaron proporciones cercanas al 10 % durante casi todo el período de estudio. El resto de los grupos tuvo una baja contribución relativa al fitoplancton total.

La abundancia del fitoplancton se estimó en las dos estaciones limnéticas, y en E1 la mayor abundancia se registró durante el mes de abril de 1998, con valores de 450×10^9 org./m² (Fig. 1A). Este valor extremo se debió a un gran desarrollo o floraciones (“bloom”) de las especies *Synechocystis aquatilis* y *Microcystis* spp. Por el contrario, la menor abundancia del fitoplancton se registró en junio, con una abundancia de 25.9×10^9 org./m², posiblemente como consecuencia de una menor disponibilidad de nutrientes (principalmente ortofosfatos). También pudo haber influido el hecho de que las aguas de esta estación fueron tratadas con alguicidas y otros químicos (sulfato de cobre, sulfato de aluminio e hipoclorito de calcio) durante el mes de mayo de 1998, a fin de controlar las densas poblaciones de algas. La abundancia promedio del fitoplancton fue de $86,1 \times 10^9$ org./m² en E1. Este valor puede considerarse bastante elevado.

La biomasa del fitoplancton en E1 varió entre 32.42 mg/m² (diciembre de 1998) y 186.63 mg/m² (septiembre de 1997), con un valor promedio de 92.13 mg/m² (Fig. 1B). Estos valores se pueden considerar elevados. En términos volumétricos, el valor promedio fue de 42.40 µg/l.

Se encontró una correlación estadísticamente significativa entre la abundancia del fitoplancton y el coeficiente de atenuación de la luz en E1 ($r = 0.5081$; $p < 0.05$), lo que confirmó que las algas fueron responsables en gran medida de la pobre penetración de la luz hacia los estratos más profundos en E1. La transparencia del agua estuvo significativamente correlacionada en forma negativa con la abundancia del fitoplancton (González *et al.*, 2000), reforzando la afirmación anterior ($r = -0.5623$; $p < 0.05$). De igual forma, la biomasa del fitoplancton, medida como concentración de clorofila-*a*, también estuvo correlacionada de manera significativa con el coeficiente de atenuación de la luz ($r = 0.5748$; $p < 0.05$).

Por su parte, en E2 se registraron valores de abundancia del fitoplancton con menores fluctuaciones que en E1 (Fig. 2A). La abundancia de las algas varió entre 31.6×10^9 org./m²

(febrero de 1999) y 129.2×10^9 org./m² (enero de 1998), con una media de 64.6×10^9 org./m². Este valor puede considerarse muy elevado, a pesar de ser menor que el determinado para E1.

La variación de la biomasa del fitoplancton en E2 también fue elevada, con valores entre 45.74 mg/m² (febrero de 1998) y 85.40 mg/m² (noviembre de 1997), y un promedio de 65.35 mg/m² (Fig. 2B). Este promedio también fue menor que el determinado para E1. La concentración de clorofila-*a* promedio, expresada en unidades volumétricas, fue de 25.08 µg/l.

Los mayores valores y las mayores fluctuaciones de abundancia y de biomasa del fitoplancton registrados en la estación ubicada al lado de la torre – toma, en relación con los estimados en la estación ubicada en el brazo este del embalse, pudieran ser el resultado de la presencia de un aliviadero en E1. El fitoplancton en esta región pareció responder rápidamente a la entrada de nutrientes desde los tributarios (especialmente desde el río Paito), pero en los meses en que se dio el flujo de salida del agua por el aliviadero se pudo acelerar la pérdida de nutrientes y de algas a una mayor tasa que en E2, en la que no había aliviadero y en la que las aguas parecieron estancarse un poco como consecuencia del estrecho que separa ambos brazos del embalse, el cual impide un flujo libre de agua entre ambas regiones de este cuerpo de agua.

Las figuras 1C y 2C muestran las variaciones de la producción primaria del fitoplancton en E1 y E2, respectivamente. E1 presentó mayores fluctuaciones que E2, probablemente debido a la extracción de agua desde la torre-toma. En este embalse, sólo en E1 las aguas fueron tratadas con alguicidas (CuSO₄ y AlSO₄) y, seguramente, esto también afectó los procesos del fitoplancton. La respiración representó, en promedio, el 32% y el 34% de la producción primaria bruta (PPB) en E1 y E2, respectivamente. Los valores promedios de la PPB fueron 3229 mg C m⁻² d⁻¹ y 2482 mg C m⁻² d⁻¹ para E1 y E2, respectivamente, que pueden considerarse como valores elevados.

Tabla 4. Lista de las especies del fitoplancton encontradas en el embalse La Mariposa. *List of phytoplankton species collected in La Mariposa reservoir.***Cyanobacteria**

1. *Anabaena* sp.
2. *Aphanocapsa* sp.
3. *Coelosphaerium kuetzingianum*
4. *Cylindrospermopsis raciborskii*
5. *Chroococcus limneticus*
6. *Chroococcus minutus*
7. *Dactylococcopsis acicularis*
8. *Gomphosphaeria aponina*
9. *Lyngbya limnetica*
10. *Microcystis aeruginosa*
11. *Microcystis delicatissima*
12. *Merismopedia glauca*
13. *Merismopedia punctata*
14. *Oscillatoria* sp.
15. *Phormidium* sp.
16. *Spirulina* sp.
17. *Synechococcus* sp.
18. *Synechocystis aquatilis*

Chlorophyta

19. *Actinastrum hantzschii*
20. *Asterococcus* sp.
21. *Closterium ehrenbergii*
22. *Coelastrum microporum*
23. *Cosmarium* sp.
24. *Crucigenia tetrapedia*
25. *Chlorella vulgaris*
26. *Dictyosphaerium pulchellum*
27. *Eudorina elegans*
28. *Micractinium pusillum*
29. *Monoraphidium minutum*

30. *Monoraphidium tortile*
31. *Oocystis* sp.
32. *Pediastrum simplex*
33. *Scenedesmus acuminatum*
34. *Schroederia setigera*
35. *Sphaerocystis schroeteri*
36. *Staurastrum* sp.

Chrysophyta

37. *Mallomonas* sp.

Bacillariophyta

38. *Aulacoseira granulata*
39. *Cyclotella meneghiniana*
40. *Denticula* sp.
41. *Gomphonema* sp.
42. *Navicula* sp.
43. *Nitzschia* sp.
44. *Rhizosolenia* sp.
45. *Synedra* sp.

Euglenophyta

46. *Euglena* sp.
47. *Trachelomonas volvocina*

Cryptophyta

48. *Cryptomonas erosa*
49. *Chroomonas* sp.

Pyrrophyta

50. *Peridinium* sp.

Embalse La Mariposa

En la Tabla 4 se presenta la lista de especies del fitoplancton presentes en el embalse La Mariposa durante el período de estudio. Se lograron identificar 50 especies. Las divisiones más diversas fueron las Chlorophyta (algas verdes) y las Cyanobacteria, cada una con 18 especies, seguidas por las Bacillariophyta con 8 especies. La especie dominante durante casi todo el período de estudio fue *Cryptomonas erosa* (Cryptophyta). Otras especies abundantes fueron *Chroomonas* sp. (Cryptophyta), *Mallomonas* sp. (Chrysophyta), *Chlorella vulgaris* y *Schroederia setigera* (Chlorophyta) y *Merismopedia elegans*

(Cyanobacteria). *Aulacoseira granulata* (Bacillariophyta) fue abundante durante los meses de septiembre y febrero.

La figura 3 presenta las variaciones de abundancia, biomasa y de producción primaria del fitoplancton durante el período de estudio.

La abundancia del fitoplancton, presentó el mismo patrón de variación que la biomasa, con picos de 35.5×10^9 org./m² y 34.8×10^9 org./m² en septiembre y febrero, respectivamente. El grupo dominante fue el de las Cryptophyta durante casi todo el período de estudio, con proporciones relativas que a veces superaron el 80 %. Las Chlorophyta dominaron en enero, durante la circulación completa de las aguas, y

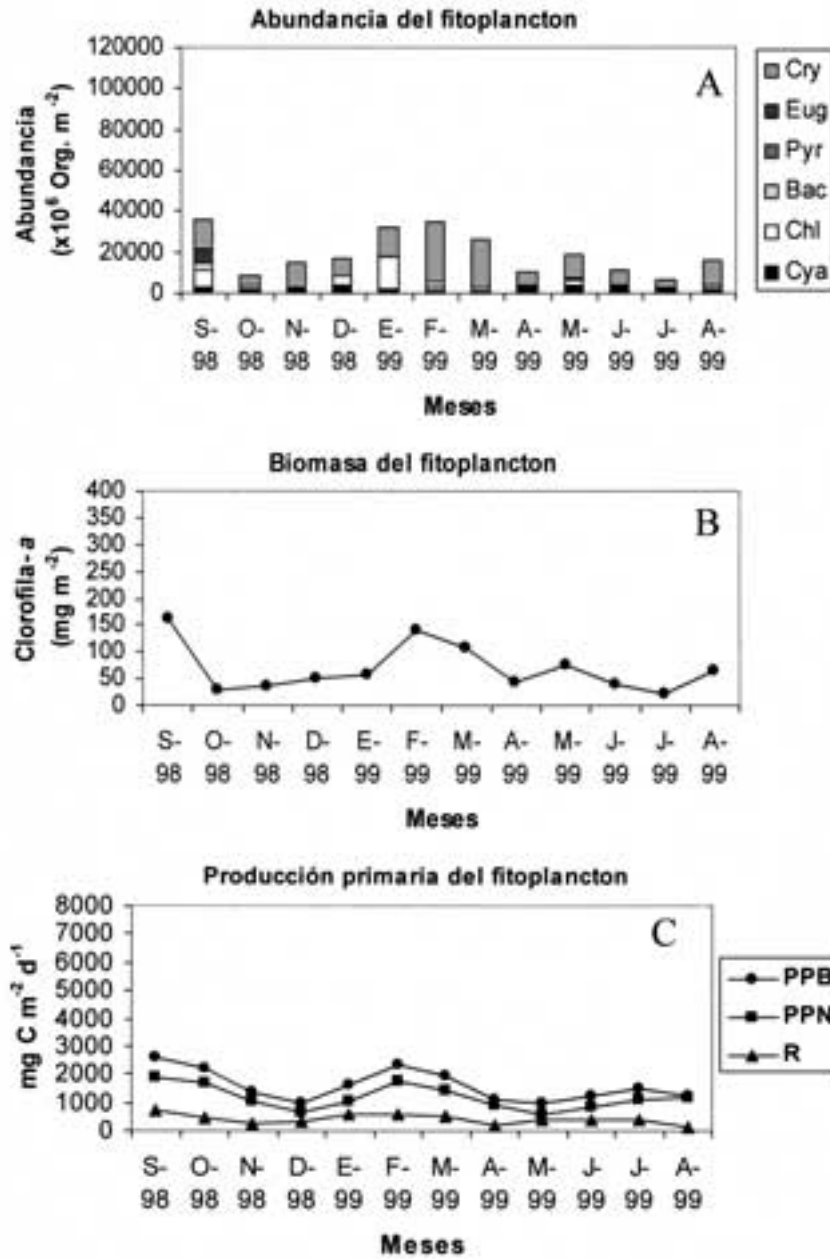


Figura 3. Fitoplancton del embalse La Mariposa. A. Abundancia, B. Biomasa, C. Producción primaria. *Phytoplankton from La Mariposa reservoir: A. Abundance, B. Biomass, C. Primary production.*

fue el grupo co-dominante durante la mayor parte del período de estudio. Las Cyanobacteria fue el siguiente grupo en lo que respecta a proporciones relativas, con una contribución de más del 30 % del total durante el mes de julio,

cuando se presentó el mínimo de abundancia (6.2×10^9 org./m²). La contribución de los otros grupos del fitoplancton fue baja con respecto al total, a excepción de las Euglenophyta durante septiembre, con una contribución cercana al

Tabla 5. Lista de especies del fitoplancton encontradas en el embalse Lagartijo. *List of phytoplankton species collected in Lagartijo reservoir.***Cyanobacteria**

1. *Anabaena aphanizomenoides*
2. *Aphanothece* sp.
3. *Cylindrospermopsis raciborskii*
4. *Chroococcus limneticus*
5. *Chroococcus minimus*
6. *Chroococcus pallidus*
7. *Dactylococcopsis acicularis*
8. *Gomphosphaeria* sp.
9. *Lyngbya limnetica*
10. *Microcystis holsatica*
11. *Oscillatoria annae*
12. *Spirulina laxissima*
13. *Synechococcus leopoliensis*
14. *Synechococcus linearis*
15. *Synechocystis aquatilis*

Chlorophyta

16. *Actinotaenium minutissimum*
17. *Botryococcus braunii*
18. *Closterium diana*
19. *Coelastrum microporum*
20. *Coelastrum reticulatum*
21. *Crucigenia fenestra*
22. *Crucigenia quadrata*
23. *Crucigeniella rectangularis*
24. *Chlamydomonas* sp.
25. *Chlorella saccharophila*
26. *Chlorella vulgaris*
27. *Dictyosphaerium pulchellum*
28. *Elakatothrix gelatinosa*
29. *Eudorina* sp.
30. *Gyoeerffiana humicola*
31. *Kirchneriella contorta*
32. *Monoraphidium minutum*
33. *Monoraphidium tortile*
34. *Nephrochlamys* sp.
35. *Nephrocytium aghardianum*
36. *Oocystis eremosphaeria*
37. *Oocystis lacustris*

38. *Oocystis parva*
39. *Phacotus* sp.
40. *Scenedesmus arcuata*
41. *Scenedesmus ecornis*
42. *Schroederia setigera*
43. *Sphaerocystis schroeteri*
44. *Spirotaenia minuta*
45. *Staurastrum tetracerum*
46. *Tetraedron incus*
47. *Tetraedron* sp.
48. *Tetrastrum triangulare*
49. *Volvox* sp.

Chrysophyta

50. *Mallomonas* sp.

Bacillariophyta

51. *Actinella* sp.
52. *Achnanthes* sp.
53. *Aulacoseira granulata*
54. *Cyclotella meneghiniana*
55. *Cymbella* sp.
56. *Denticula* sp.
57. *Gomphonema gracile*
58. *Navicula* sp.
59. *Nitzschia* sp.
60. *Rhizosolenia* sp.
61. *Stephanodiscus hantzschii*
62. *Synedra ulna*

Euglenophyta

63. *Euglena* sp.
64. *Trachelomonas volvocina*

Cryptophyta

65. *Cryptomonas erosa*
66. *Chroomonas nordstedtii*

Pyrrophyta

67. *Peridinium* sp.

20 % del total, y de las Bacillariophyta durante septiembre y febrero, meses en que su contribución fue cercana al 10 %.

El máximo valor de biomasa (como clorofila-*a*) fue de 161.77 mg/m², y se registró durante el mes de septiembre de 1998; otro pico de magnitud similar se registró en febrero de 1999, después de la mezcla completa de las aguas del embalse (valor de 140.16 mg/m²). El valor promedio fue de 68.74 mg/m² (media por unidad de

volumen = 41.92 µg/l). El patrón de la variación de la biomasa coincidió con los patrones de variación de la conductividad, nitrógeno total, fósforo total y los nitratos y ortofosfatos (Ortiz *et al.*, 1999). El fitoplancton, por lo tanto, respondió directamente a la mayor disponibilidad de nutrientes en el agua, los cuales fueron resuspendidos durante la época de circulación de las aguas (enero a marzo de 1999) y cuando se bombeó agua desde otros embalses (septiembre de 1998).

González & Ortaz (1998), realizando experimentos de fertilización con N y P en microcosmos en este embalse, demostraron que el enriquecimiento con estos nutrientes, a pesar de las altas concentraciones presentes en las aguas naturales, condujeron a un aumento de la biomasa del fitoplancton dentro de los microcosmos. Esto indica que el fitoplancton puede seguir aumentando sus densidades si continúa el proceso de eutrofización del embalse, ya que la entrada de nutrientes al embalse continúa siendo elevada.

La PPB del fitoplancton, presentó la misma tendencia que la abundancia y la biomasa del fitoplancton, con picos de 2633.29 y 2366.01 mg C m⁻² d⁻¹ durante los meses de septiembre y febrero, respectivamente. El primer pico pudo deberse a la entrada de nutrientes por escorrentía en plena estación de lluvias del año 1998, mientras que el pico de febrero pudo ser consecuencia de una mayor disponibilidad de nutrientes en la columna de agua como consecuencia de la circulación de las aguas. Un pico menor de producción primaria bruta (PPB) de 1516.66 mg C m⁻² d⁻¹ registrado en julio, pudo deberse al ligero aumento en la conductividad (aumento de la concentración de electrólitos) y al aumento en las concentraciones de nitratos, amonio y ortofosfatos (Ortaz *et al.*, 1999). El menor valor de la PPB fue de 968.21 mg C m⁻² d⁻¹, y se registró en mayo de 1999.

La PPB promedio fue de 1601.61 mg C m⁻² d⁻¹, valor que puede considerarse alto, y la respiración representó el 26 % de este valor.

Embalse Lagartijo

En la Tabla 5 se presenta la lista de especies del fitoplancton presentes en el embalse Lagartijo identificadas durante el período de estudio. Se lograron identificar 67 especies, siendo las más diversas las Chlorophyta (algas verdes) con 34 especies.

La figura 4 muestra las variaciones de abundancia, biomasa y de producción primaria del fitoplancton. La abundancia del fitoplancton también fue relativamente baja en este ecosis-

tema, con valores entre 4.6 x 10⁹ org./m² (mayo) y 27.2 x 10⁹ org./m² (diciembre). El pico de abundancia de diciembre se debió al notable aumento de densidad de la especie *Sphaerocystis schroeteri* (alga verde). Otros picos secundarios de abundancia se registraron en octubre y en julio, debido al desarrollo de las poblaciones de *Gomphonema gracile* (Bacillariophyta o diatomea) *Lyngbya limnetica* (Cyanobacteria) y *Cryptomonas erosa* (Cryptophyta), respectivamente.

Las algas verdes dominaron el fitoplancton durante casi todo el lapso de estudio, tal como se aprecia en la figura 4A. Las Chlorophyta llegaron a representar más del 80 % del total del fitoplancton presente en diciembre, cuando se desarrolló la especie colonial *Sphaerocystis schroeteri*, tal como se explicó anteriormente. En octubre y noviembre, las Bacillariophyta dominaron ligeramente sobre las Chlorophyta, debido al desarrollo de las poblaciones de *Gomphonema gracile*. En febrero hubo una contribución importante de la diatomea *Stephanodiscus hantzschii*, que generó un ligero aumento en la proporción de las diatomeas a casi el 25 % del total. Las Cyanobacteria contribuyeron con menos del 10 % del total de septiembre a diciembre, con un ligero aumento en enero a más del 25 % debido al desarrollo de las poblaciones de *Synechococcus* spp., para disminuir a menos del 10 % en febrero nuevamente. A partir de marzo, la contribución de este grupo aumentó gradualmente, hasta contribuir con más del 80 % del total del fitoplancton en junio, debido al incremento en las densidades de *Lyngbya limnetica* y *Cylindrospermopsis raciborskii*. En julio, *Lyngbya limnetica* fue la especie dominante del fitoplancton. Esta alta abundancia de las Cyanobacteria en el período de lluvias también fue registrado por Infante *et al.*, (1992) y por González *et al.* (1997).

La mayor contribución de las Cryptophyta se registró en julio de 1999, con cerca de un 25 % del total, cuando *Cryptomonas erosa* fue la especie co-dominante. Durante el resto del período, su contribución al fitoplancton del embalse Lagartijo fue baja, aunque en septiembre ésta

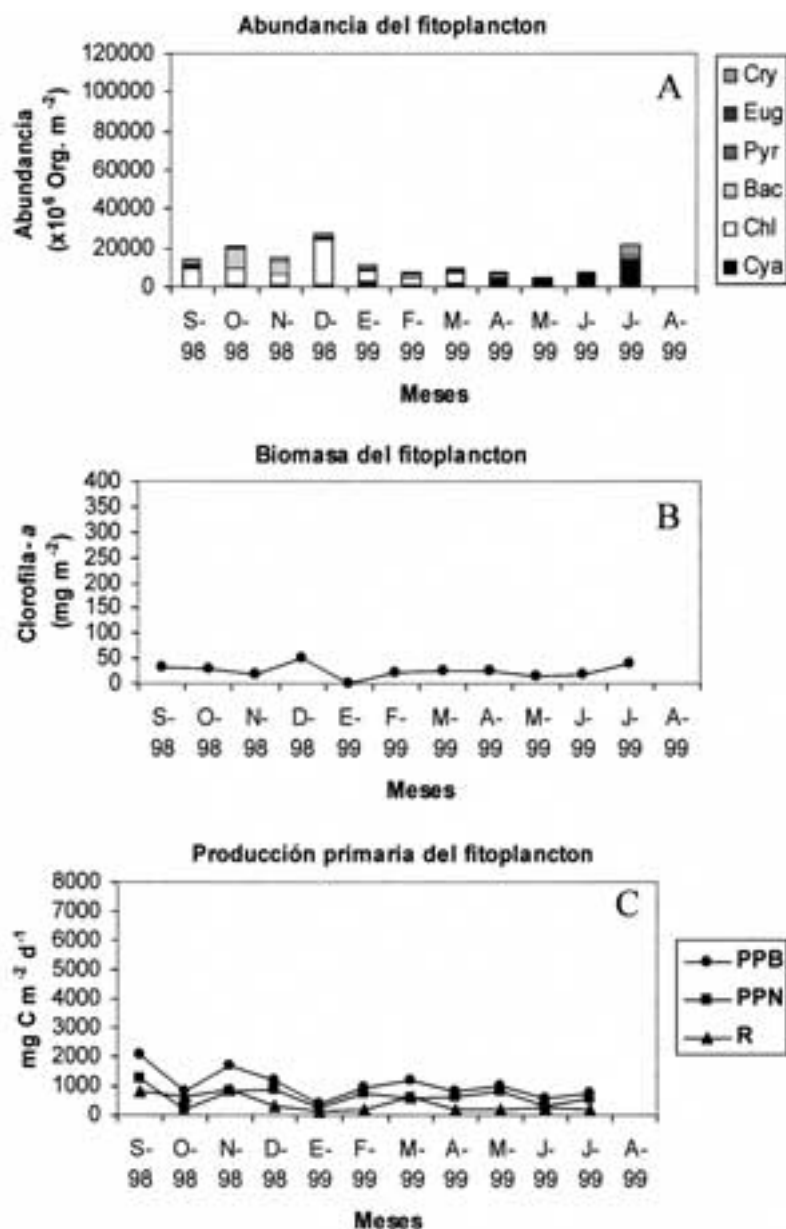


Figura 4. Fitoplancton del embalse Lagartijo. A. Abundancia, B. Biomasa, C. Producción primaria. *Phytoplankton from Lagartijo reservoir. A. Abundance, B. Biomass, C. Primary production.*

superó el 20 %. El resto de los grupos estuvo presente en muy bajas proporciones durante el lapso septiembre de 1998 - julio de 1999.

La biomasa, medida como concentración de clorofila-*a*, varió entre 0.01 mg/m² en enero, y 50.01 mg/m² en diciembre (Fig. 4B), con una media de 24.99 mg/m². Estos valores se pueden

considerar bajos, y se explican por las relativamente bajas concentraciones de nutrientes, especialmente de ortofosfatos (Ortiz *et al.*, 1999). La concentración promedio de clorofila-*a*, en términos volumétricos, fue de 5.78 µg/l. En líneas generales, la biomasa y la abundancia del fitoplancton presentaron tendencias similares.

La producción primaria bruta (PPB) presentó grandes variaciones durante el período de estudio (Fig. 4C), con valores entre 376.05 mg C m⁻² d⁻¹ en enero y 2087.80 mg C m⁻² d⁻¹ en septiembre. Estos valores se pueden considerar de bajos a moderados. El menor valor de producción primaria coincidió con el menor valor de biomasa, cuando dominaron las especies de pequeño tamaño, como *Cryptomonas erosa* y *Chlorella* spp. (unicelulares) y *Monoraphidium* spp. (filamentosas). Las diatomeas presentaron bajas densidades durante este mes. El aumento de la PPB en julio coincidió con el incremento de la abundancia y de la biomasa durante este mes. En promedio, la PPB fue de 1031 mg C m⁻² d⁻¹, y la respiración del fitoplancton representó el 38 % de la PPB. Debido a su condición oligotrófica, este embalse fue el que presentó los menores valores de

abundancia, biomasa y producción primaria de los cinco embalses estudiados.

Embalse La Pereza

En la Tabla 6 se presenta la lista de las especies identificadas en el embalse La Pereza. Se lograron identificar 48 especies, siendo las más diversas las Chlorophyta, con 21 especies. *Cryptomonas erosa* (Cryptophyta) y las diatomeas *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira granulata*, *Synedra* sp. y *Navicula* sp. dominaron el fitoplancton durante casi todo el período de estudio. Las Cyanobacteria *Synechococcus* sp. y *Synechocystis aquatilis*, y el alga verde *Chlorella vulgaris* dominaron el fitoplancton durante el mes de junio.

La abundancia, biomasa y producción primaria del fitoplancton se presentan en la Fig. 5. Las

Tabla 6. Lista de las especies del fitoplancton encontradas en el embalse La Pereza. *List of phytoplankton species collected in La Pereza reservoir.*

Cyanobacteria

1. *Cylindrospermopsis raciborskii*
2. *Chroococcus* sp.
3. *Dactylococcopsis acicularis*
4. *Gomphosphaeria* sp.
5. *Lyngbya limnetica*
6. *Marssoniella* sp.
7. *Merismopedia* sp.
8. *Microcystis holsatica*
9. *Oscillatoria* sp.
10. *Phormidium* sp.
11. *Raphidiopsis* sp.
12. *Spirulina* sp.
13. *Synechococcus* sp.
14. *Synechocystis aquatilis*

Chlorophyta

15. *Actinastrum hantzschii*
16. *Asterococcus* sp.
17. *Closterium* sp.
18. *Coelastrum* sp.
19. *Cosmarium* sp.
20. *Chlamydomonas* sp.
21. *Chlorella vulgaris*
22. *Chodatella* sp.
23. *Crucigenia* sp.
24. *Dictyosphaerium* sp.
25. *Elakatohris gelatinosa*
26. *Eudorina* sp.
27. *Monoraphidium* sp.

28. *Nephrocytium* sp.
29. *Oocystis* sp.
30. *Pandorina* sp.
31. *Scenedesmus ecornis*
32. *Schroederia setigera*
33. *Sphaerocystis Schroeteri*
34. *Staurastrum* sp.
35. *Tetraedron* sp.

Bacillariophyta

36. *Aulacoseira granulata*
37. *Cyclotella meneghiniana*
38. *Eunotia* sp.
39. *Gomphonema* sp.
40. *Navicula* sp.
41. *Nitzschia* sp.
42. *Stephanodiscus hantzschii*
43. *Synedra* sp.

Euglenophyta

44. *Euglena* sp.
45. *Trachelomonas* sp.

Cryptophyta

46. *Cryptomonas erosa*
47. *Chroomonas* sp.

Pyrrophyta

48. *Peridinium* sp.

Cryptophyta dominaron el fitoplancton en noviembre (aproximadamente 75 % del total), debido seguramente a la alta cantidad de materia orgánica presente en las aguas (Fig. 5A). Su contribución al total del fitoplancton fue disminuyendo gradualmente hasta junio, cuando su proporción relativa fue de aproximadamente el 10 %. De febrero a mayo, la proporción relativa de las Bacillariophyta (diatomeas) fue en aumento, hasta representar más del 50 % del total del fitoplancton. La contribución de las Cyanobacteria

fue menor al 10 % de noviembre a abril, para aumentar gradualmente hasta más del 50 % en junio. Las Chlorophyta, por otra parte, presentaron sus mayores proporciones relativas en junio y febrero, con porcentajes superiores al 20 %. Las Euglenophyta y las Pyrrophyta estuvieron presentes en muy bajas proporciones durante todo el período de estudio. Los valores mínimo y máximo fueron 2.8×10^9 org./m² en junio, y 102.9×10^9 org./m² en abril. Este último valor se puede considerar como muy alto.

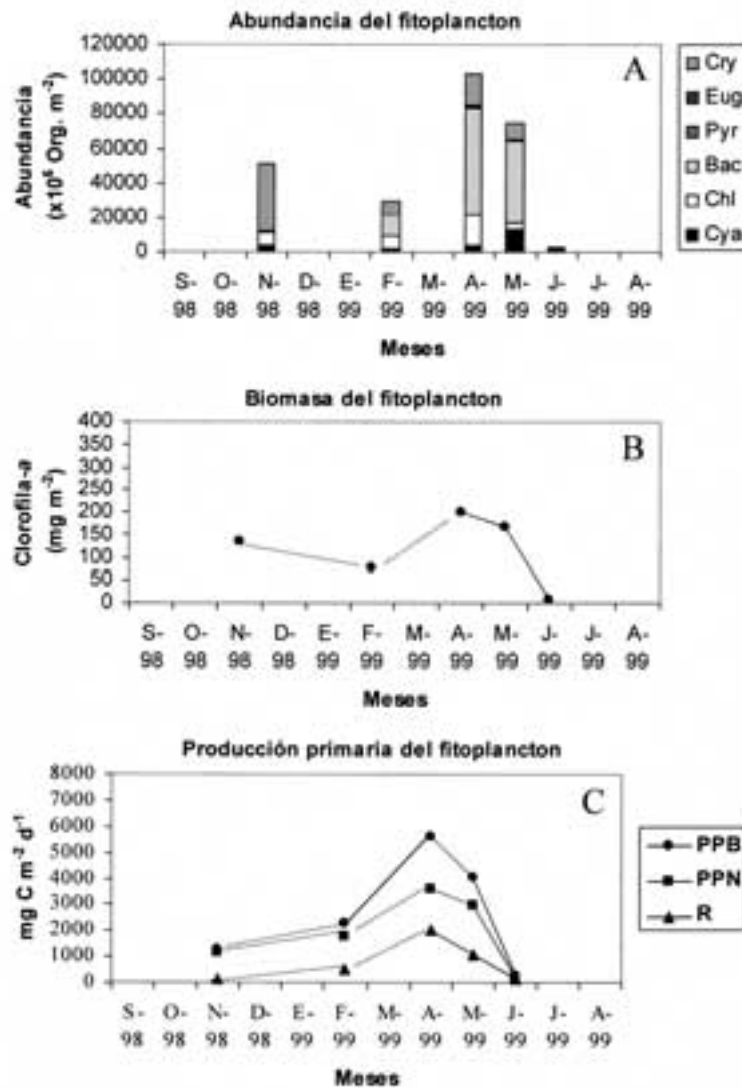


Figura 5. Fitoplancton del embalse La Perea. A. Abundancia, B. Biomasa, C. Producción primaria. *Phytoplankton from La Perea reservoir. A. Abundance, B. Biomass, C. Primary production.*

Tabla 7. Lista de especies del fitoplancton encontradas en el embalse Quebrada Seca. *List of phytoplankton species collected in Quebrada Seca reservoir.***Cyanobacteria**

1. *Anabaena* sp.
2. *Aphanocapsa* sp.
3. *Aphanothece* sp.
4. *Cylindrospermopsis raciborskii*
5. *Chroococcus* sp.
6. *Dactylococcopsis acicularis*
7. *Gomphosphaeria* sp.
8. *Lyngbya limnetica*
9. *Merismopedia elegans*
10. *Microcystis aeruginosa*
11. *Oscillatoria* sp.
12. *Raphidiopsis* sp.
13. *Spirulina* sp.
14. *Synechococcus* sp.
15. *Synechocystis aquatilis*

Chlorophyta

16. *Actinastrum hantzschii*
17. *Asterococcus* sp.
18. *Closterium* sp.
19. *Coelastrum* sp.
20. *Cosmarium* sp.
21. *Crucigenia* sp.
22. *Chlamydomonas* sp.
23. *Chlorella vulgaris*
24. *Dictyosphaerium pulchellum*
25. *Elakatothrix gelatinosa*
26. *Eudorina* sp.
27. *Monoraphidium* sp.
28. *Nephrocytium* sp.

29. *Oocystis* sp.
30. *Pandorina* sp.
31. *Phacotus* sp.
32. *Pediastrum* sp.
33. *Scenedesmus* sp.
34. *Schroederia setigera*
35. *Sphaerocystis* sp.
36. *Tetraedron* sp.

Chrysophyta

37. *Mallomonas* sp.

Bacillariophyta

38. *Aulacoseira granulata*
39. *Cyclotella* sp.
40. *Navicula* sp.
41. *Nitzschia* sp.
42. *Rhizosolenia* sp.
43. *Synedra* sp.

Euglenophyta

44. *Euglena* sp.
45. *Trachelomonas* sp.

Cryptophyta

46. *Cryptomonas erosa*
47. *Chroomonas* sp.

Pyrrophyta

48. *Peridinium* sp.

La biomasa, estimada como concentración de clorofila-*a*, varió entre 5.48 mg/m² en junio, y 199.21 mg/m² en abril (Fig. 5B), con una media de 117.10 mg/m². En términos de unidades de volumen, el promedio fue de 44.37 µg/l. Las condiciones de hipoxia en toda la columna de agua en junio, limitaron el crecimiento del fitoplancton, que presentó una notable disminución de su biomasa y abundancia de mayo a junio. El patrón de variación de la abundancia del fitoplancton coincidió con el de la variación de biomasa.

Los bajos valores de biomasa en junio se debieron a la dominancia de especies de pequeño tamaño, como *Synechococcus* sp., *Synechocystis aquatilis* y *Chlorella vulgaris*. El pico de biomasa en abril y los altos valores de mayo se debie-

ron a una alta tasa de desarrollo de las diatomeas *Cyclotella meneghiniana*, *Aulacoseira granulata*, *Synedra* sp. y *Navicula* sp. y de la especie flagelada *Cryptomonas erosa*, como consecuencia de la alta disponibilidad de nutrientes en el cuerpo de agua. La alta abundancia de diatomeas le confirieron al agua un color pardo amarillento en estos meses. La alta abundancia del fitoplancton en los meses de abril y mayo, fueron responsables de los menores valores de transparencia del agua y de los mayores valores del coeficiente de atenuación de la luz registrados en las aguas del embalse (Ortiz *et al.*, 1999).

La producción primaria bruta del fitoplancton siguió la misma tendencia de la abundancia y de la biomasa (Fig. 5C). El pico de producción se

registró en abril, con un valor de 5618.67 mg C m⁻² d⁻¹, valor comparable a uno de los registrados en uno de los ecosistemas más productivos y eutrofizados del país, como lo es el Lago de Valencia (Infante, 1997). Esta alta PPB fue la responsable de la sobresaturación de oxígeno registrada durante el mes de abril (Ortiz *et al.*, 1999). En mayo también se registró un alto valor de PPB, equivalente a 4055.85 mg C m⁻² d⁻¹, responsable de la sobresaturación de oxígeno superficial en este mes. En cambio, durante junio, debido a la limitación causada por los bajos valores de oxígeno disuelto en el agua, la producción disminuyó a 264.49 mg C m⁻² d⁻¹. La PPB promedio fue de 2690.68 mg C m⁻² d⁻¹, mientras que la respiración promedio fue de 753.94 mg C m⁻² d⁻¹, lo cual representó el 29 % de la PPB.

Embalse Quebrada Seca

La Tabla 7 presenta la lista de especies del fitoplancton encontradas en el período de estudio. En total, se encontraron 48 especies, siendo las Chlorophyta las más diversas con 21 especies. La Cyanobacteria *Cylindrospermopsis raciborskii* dominó durante casi todo el período de estudio.

La figura 6A muestra que las Cyanobacteria dominaron el fitoplancton de octubre a marzo, con proporciones superiores al 60 % del total. *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Oscillatoria* sp., y *Anabaena* sp. estuvieron presentes en altas densidades en este período. Las Cyanobacteria codominaron con las algas verdes en junio, con una proporción de 50 %; las Cyanobacteria *Dactylococcopsis acicularis* y *Synechocystis aquatilis*, y las Chlorophyta *Chlorella vulgaris* y *Schroederia setigera* fueron las especies predominantes en este mes. En mayo dominaron las Bacillariophyta, debido al desarrollo de las poblaciones de *Aulacoseira granulata*. Las Chlorophyta codominaron también en este mes, debido a las altas abundancias de *Phacotus* sp. y *Nephrocytium* sp. Las Cryptophyta presentaron sus mayores proporciones relativas en octubre, superando el 10 % del total. En el resto del período de estudio, este grupo presentó bajas contribuciones relativas al total del fitoplancton presente,

al igual que los demás grupos de esta comunidad.

La abundancia del fitoplancton varió entre 26.9 x 10⁹ org./m² y 69.3 x 10⁹ org./m² en octubre y diciembre, respectivamente, con un promedio de 42.5 x 10⁹ org./m².

La biomasa del fitoplancton presentó su máximo valor durante marzo, con una concentración de clorofila-*a* de 355.35 mg/m² (Fig. 6B). La mayor disponibilidad de ortofosfatos en la zona eufótica hizo posible este valor extremo (Ortiz *et al.*, 1999). Los menores valores se registraron en mayo (53.73 mg/m²) y diciembre (59.20 mg/m²), con un promedio de 134.74 mg/m² (en términos volumétricos, el promedio fue de 62.71 µg/l).

La abundancia del fitoplancton presentó una tendencia inversa a la de la biomasa del fitoplancton. El pico de abundancia de diciembre se debió a las altas densidades de *Cylindrospermopsis raciborskii* y gran abundancia de especies de pequeño tamaño (*Cryptomonas erosa*, *Chlorella vulgaris*) o de filamentos delgados (*Oscillatoria* sp., *Raphidiopsis* sp.), las cuales poseen menor contenido de pigmentos fotosintéticos que las que predominaron en marzo, como lo fueron los grandes filamentos de *Anabaena* sp. Otro pico de abundancia se presentó en mayo, cuando la diatomea *Aulacoseira granulata* fue dominante. Esta diatomea tiene en el citoplasma vacuolas de gran tamaño, por lo que el contenido de clorofila-*a* es limitado, lo cual explica los mínimos valores de biomasa encontrados.

La producción primaria bruta mostró la misma tendencia que la biomasa del fitoplancton, con valores entre 1762.50 y 3493.99 mg C m⁻² d⁻¹ en mayo y marzo, respectivamente (Fig. 6C), con una media de 2466.92 mg C m⁻² d⁻¹. Estos valores se pueden considerar altos. La respiración representó en promedio el 21 % de la PPB.

En la figura 7 se presentan, a modo de resumen, las proporciones promedios de los diferentes grupos del fitoplancton en cada uno de los embalses estudiados. Se puede notar que las Cyanobacteria dominaron en aquellos embalses con alto grado de eutrofización, en los que la turbiedad se debió en primer término a la materia orgánica (fitoplancton), como lo fueron Pao-

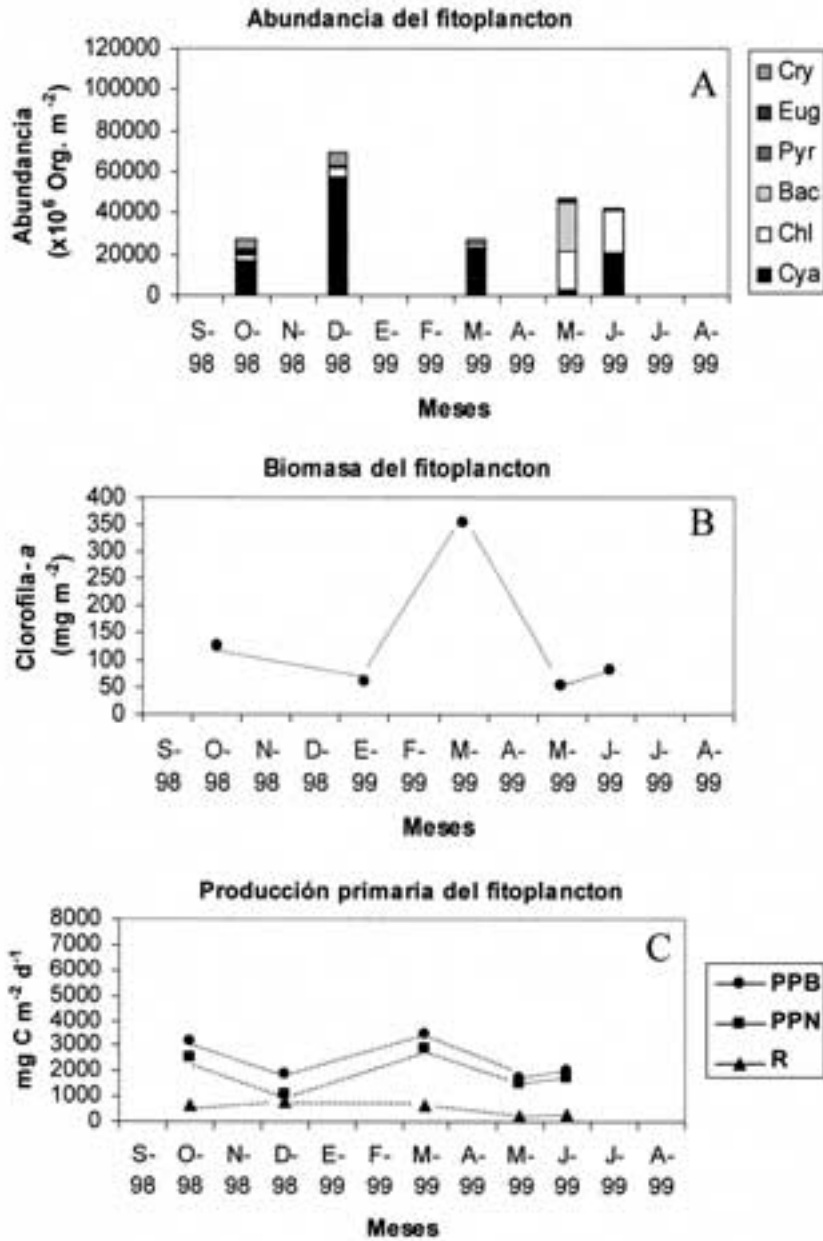


Figura 6. Fitoplancton del embalse Quebrada Seca. A. Abundancia, B. Biomasa, C. Producción primaria. *Phytoplankton from Quebrada Seca reservoir. A. Abundance, B. Biomass, C. Primary production.*

Cachinche y Quebrada Seca. En La Mariposa, las Cryptophyta fueron las predominantes y, a pesar de su condición hipereutrófica, las Cyanobacteria no fueron las predominantes. La Pereza presentó dominancia de las Bacillariophyta, seguida de las

Cryptophyta. En el único embalse oligotrófico de este estudio, Lagartijo, las Chlorophyta fueron las dominantes.

Una prueba de correlación no paramétrica de Spearman mostró que no hubo diferencias signifi-

ficativas ($p < 0.05$) entre el orden jerárquico de los grupos del fitoplancton de E1 y E2 del embalse Pao-Cachinche ($r_s = 0.9429$), ya que pertenecen a un mismo embalse y con una condición hipereutrófica similar, y entre los embalses Lagartijo y Quebrada Seca ($r_s = 0.9429$), los cuales sólo difieren en el orden jerárquico de dos grupos: Cyanobacteria dominó en Quebrada Seca, seguida de Chlorophyta, mientras que en Lagartijo dominó Chlorophyta, seguida de Cyanobacteria.

CONSIDERACIONES FINALES

Además de las funciones de fuerza naturales (viento, temperatura y precipitación), el manejo de los cuerpos de agua estudiados afecta notablemente la dinámica de todos los parámetros determinados en todos los embalses evaluados, lo que lo convierte en una función de fuerza básica también (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 1990). Las variaciones de volumen de los embalses, especialmente en La Perezza, Quebrada Seca y La Mariposa, pudo contribuir enormemente con la resuspensión de los elementos nutritivos desde el fondo de la columna de agua, así como también a su reposición en la zona eufótica donde pudieron ser asimilados por el fitoplancton. Adicionalmente, las grandes fluctuaciones en el nivel de agua aumentan las posibilidades de erosión de la línea de costa de los embalses,

lo cual contribuiría a aumentar la carga de sedimentos inorgánicos y al pobre desarrollo de comunidades litorales.

En el caso del embalse Pao-Cachinche, las fluctuaciones en la abundancia, biomasa y producción primaria del fitoplancton se debieron a la entrada de nutrientes, al autosombreo de las algas y al tratamiento con los químicos CuSO_4 y AlSO_4 .

La mayoría de los embalses evaluados en este estudio, y que son empleados para el suministro de agua potable, se encuentran eutrofizados, y en ellos predominan las Cyanobacteria y las Cryptophyta, con elevados valores de abundancia, biomasa y producción primaria, como consecuencia de la entrada excesiva de nutrientes desde sus cuencas de drenaje altamente erosionadas e intervenidas y a través de las aguas servidas sin tratamiento previo. Aún en el embalse oligotrófico, durante el inicio de la temporada de lluvias, las Cyanobacteria aumentaron sus proporciones relativas, lo cual puede ser un problema al momento de la utilización de las aguas, ya que todos estos son embalses que se emplean para el suministro de agua potable.

Los embalses La Mariposa, La Perezza y Quebrada Seca pudieran presentar mayores grados de eutrofización, de no ser por el bajo tiempo de residencia de sus aguas (Straskraba, 1999).

De los cuatro embalses eutrofizados, sólo en el embalse Pao-Cachinche se tiene previsto un plan para su mitigación (desestratificación), a ser aplicado próximamente. En todos los casos, el control de la entrada de nutrientes (especialmente fósforo) a los embalses, parece ser la vía para mitigar la eutrofización y controlar efectivamente el crecimiento de las algas indeseables (colonias y filamentos de Cyanobacteria, especialmente), de acuerdo a los sugerido por González & Ortaz (1998), Ortaz *et al.* (1999) y González *et al.* (2000).

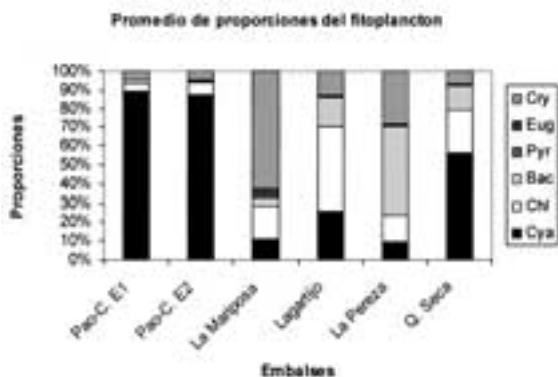


Figura 7. Proporciones promedio de los grupos del fitoplancton en los cinco embalses estudiados. *Mean proportions of the phytoplankton groups in the five studied reservoirs.*

AGRADECIMIENTOS

A las empresas hidrológicas Hidroven, Hidrocentro e Hidrocapital, y a la empresa Hidroimpacto, por financiar los proyectos de investiga-

ción. A Pasquale Molinaro, Pablo Borjas, Aldo Cróquer, Sandra Cano y Sandra Keri, por su colaboración en la ejecución del proyecto. Al personal de vigilancia y de operaciones de Hidrocapital y de Hidrocentro en los embalses La Mariposa, La Pereza y Pao-Cachinche, por su apoyo en los trabajos de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- CASTILLO, C., J. GÓMEZ & C. MONTES. 1973. *Embalses de Venezuela*. Serie El Agua N° 1. Caracas.
- EDMONDSON, W. T. 1969. Eutrophication in North America. *Nat. Acad. Sci.*: 124-149.
- GINEZ, A. & M. L. OLIVO. 1984. *Inventario de los embalses con información básica para la actividad piscícola. I. Sinopsis de los embalses administrados por el MARNR. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables*. Serie Informes Técnicos DGSPOA/IT/183. Caracas, 142 pp.
- GONZÁLEZ, E. J., M. ORTAZ, C. PEÑAHERRERA & E. MONTES. 1997. *Estudio control de algas en los embalses La Pereza, Quebrada Seca, La Mariposa, Lagartijo y Camatagua mediante técnicas de biomanipulación*. Informe técnico presentado a las compañías Hidroimpacto C.A. e Hidrocapital.
- GONZÁLEZ, E. J. & M. ORTAZ. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). *Rev. Biol. Trop.*, 46: 27-34.
- GONZÁLEZ, E. J., M. ORTAZ & C. PEÑAHERRERA. 2000. *Caracterización limnológica del embalse Pao-Cachinche (Estados Carabobo y Cojedes)*. Informe técnico presentado a las compañías Hidroven e Hidrocentro.
- GONZÁLEZ, E. J. 2000. *Caracterización limnológica del embalse El Pueblito (Estado Guárico, Venezuela)*. Trabajo de ascenso a la categoría de Profesor Agregado. Universidad Central de Venezuela. Caracas, 40 pp.
- HARPER, D. 1992. *Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall. London, 327 pp.
- INFANTE, A. 1997. Primary production of phytoplankton in lake Valencia (Venezuela). *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 82: 469-477.
- INFANTE, A., O. INFANTE & T. VEGAS. 1992. *Caracterización limnológica de los embalses Camatagua, Guanapito y Lagartijo, Venezuela. Proyecto Multinacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Organización de los Estados Americanos y Universidad Central de Venezuela, Caracas.
- INFANTE, A., O. INFANTE. & E. GONZÁLEZ. 1995. *Caracterización limnológica de los embalses El Cuji y El Andino, Venezuela. Proyecto Multinacional de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Organización de los Estados Americanos y Universidad Central de Venezuela, Caracas.
- NUSCH, E. A. & G. PALME. 1975. Biologische Methoden für der Praxis der Gewässeruntersuchung, Bestimmung des Chlorophyll-a und Phaeopigment-gehaltes in Oberflächenwässer. *GWF-Wässer/Abwässer*, 116: 562-565.
- ORTAZ, M., E. J. GONZÁLEZ, J. MANDUCA, C. PEÑAHERRERA & E. MONTES. 1999. *Características limnológicas de los embalses La Pereza, Lagartijo, La Mariposa y Quebrada Seca y preservación del zooplancton como controlador de microalgas, mediante técnicas de biomanipulación*. Informe técnico presentado a las compañías Hidroimpacto C.A. e Hidrocapital.
- RYDING, S. O. & W. RAST. 1992. *El control de la eutroficación en lagos y pantanos*. Ediciones Pirámide S.A. Unesco. Madrid, 385 pp.
- SALAS, H. & P. MARTINÓ. 1991. A simplified phosphorus trophic model state for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.*, 25: 341-350.
- STRASKRABA, M. 1999. Retention time as a key variable of reservoir limnology. En: *Theoretical reservoir ecology and its applications*. J. G. Tundisi & M. Straskraba (eds.): 385-410. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences & Blackhuys Publishers. São Carlos, Rio de Janeiro & Leiden.
- TUNDISI, J. G. & T. MATSUMURA-TUNDISI. 1990. Limnology and eutrophication of Barra Bonita reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33: 661-676.
- WETZEL, R. G. & G. E. LIKENS. 1991. *Limnological analyses*. 2nd edition. Springer-Verlag, New York, 391 p.

The relationship between nitrate and ammonia concentrations in the pelagic zone of lakes

Rolando Quiros

Area de Sistemas de Producción Acuática, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453, (1417) Buenos Aires, Argentina. E-mail: quiros@mail.agro.uba.ar

ABSTRACT

Both nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) and ammonia ($\text{NH}_4\text{-N}$) concentrations are in general highly variable during a lake's seasonal cycle. During the growing seasonal peak, such concentrations can be very low due mainly to its' sequestration by phytoplankton. With the aim to study $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ mean concentration variation along the increase of the trophic state of lakes, this study simultaneously analyses the information for more than 400 lakes worldwide. Both forms of nitrogen are directly related to the trophic state of a lake when lakes are compared with total phosphorous concentration (TP) ranging across five magnitude levels. However, in lakes a pronounced non-linearity dominates the relationships among the different forms of nitrogen and phosphorous. Our results suggest that the empirical basis for both the limiting resource and inorganic nitrogen hypotheses are related. The $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratio is directly related to the TN: TP ratio for lakes in general and shallow ones in particular.

Key words: lakes, nutrients, ammonia, nitrate, lake comparisons, trophic state

RESUMEN

Las concentraciones de nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) y de amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) generalmente son altamente variables durante el ciclo estacional de un lago. Durante el pico de la estación de crecimiento tales concentraciones pueden llegar a ser muy bajas, debido principalmente a su captación por parte del fitoplancton. Con el objeto de estudiar la variación de las concentraciones medias de $\text{NO}_3\text{-N}$ y de $\text{NH}_4\text{-N}$ con el aumento del estado trófico de los lagos, fue analizada información simultánea para más de 400 lagos distribuidos mundialmente. Ambas formas de nitrógeno están directamente relacionadas con el estado trófico de un lago, cuando son comparados lagos con concentraciones de fósforo total (TP) que abarcan cinco órdenes de magnitud. Sin embargo, una pronunciada no-linealidad domina las relaciones entre las diversas formas de nitrógeno y fósforo en lagos. Nuestros resultados sugieren que la base empírica de las hipótesis del nutriente limitante y del nitrógeno inorgánico están relacionadas. La relación $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ esta directamente vinculada con la relación TN:TP para los lagos en general y para los poco profundos en particular.

Palabras clave: lagos, nitrógeno disuelto, amonio, nitratos, estado trófico

INTRODUCTION

The change in nitrogen and phosphorus loadings to lakes led to changes in the biogeochemical cycles of these nutrients in lakes. However, the cycling of N is expected to be more affected by external loadings due to the open characteristic of the N cycle.

That increases in nutrient loadings to lakes implied the augmentation of in-lake nutrient concentrations, and the subsequent enhancement of lake biological standing stocks, is now

widely recognized (Sakamoto, 1966; Dillon and Rigler, 1974; Schindler *et al.*, 1978; Hanson and Leggett, 1982; Hanson and Peters, 1984; Bird and Kalff, 1984; Yan, 1986; Quiros, 1990; Brown *et al.*, 2000; among many others). Increased levels of living and dead organic matter in eutrophic and hypertrophic lakes when compared with oligotrophic lakes permit us to predict an augmentation of reductive characteristics of the lake environment with the increase in lake trophic status (Stumm and Morgan, 1996).

Both nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$) and ammonia ($\text{NH}_4\text{-N}$) concentrations are highly variable during lake seasonal cycles. For deep stratified lakes nitrate is higher during mixing events and usually decreases in late summer and fall. For the trophogenic zone of shallow lakes, both concentrations would be lower during periods of water column stability and they will increase during vertical mixing events. $\text{NH}_4\text{-N}$ is generated by heterotrophic bacteria as the primary nitrogenous end product of decomposition of organic matter, and is readily assimilated by plants in the trophogenic zone (see Wetzel, 2001). $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations are usually low in oxygenated waters of oligo- to mesotrophic deep lakes because of utilization by plants in the photic zone and nitrification to N oxidized forms. At relatively low dissolved oxygen, nitrification of ammonia ceases, the absorptive capacity of the sediments is reduced, and a marked increase of the release of $\text{NH}_4\text{-N}$ from the sediments then occurs. As a result, the $\text{NH}_4\text{-N}$ concentration would increase for the water column of shallow lakes and of deep lakes during mixing processes. $\text{NO}_3\text{-N}$ is the common form of inorganic nitrogen entering lakes from the drainage basin; in relatively aerobic waters nitrification prevails (see Wetzel, 2001). When $\text{NO}_3\text{-N}$ from external sources reaches lakes it is taken by autotrophs and bacteria, transformed in organic matter that on decay and food web transmission ultimately goes to the $\text{NH}_4\text{-N}$ pool. Therefore, $\text{NH}_4\text{-N}$ accumulates respect to $\text{NO}_3\text{-N}$ in relatively standing waters like those of lakes and reservoirs. In eutrophic and hypertrophic lakes, a large lake concentration of organic matter implies a large potential pool of ammonia. In more reductive media denitrification and nitrate reduction to ammonia would prevail (Stumm and Morgan, 1996). The removal of N from lakes is usually dominated by $\text{NO}_3\text{-N}$ denitrification concomitantly with the oxidation of organic matter, but in highly productive surface waters, high pH would favor N release to the atmosphere as NH_3 .

Therefore, and due mainly to in-lake N cycling, it has to be expected that the ratio of $\text{NO}_3\text{-N}$ to $\text{NH}_4\text{-N}$ ($\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$) in lakes

would be less variable in relation to natural and pollutional sources of both forms of nitrogen that in direct connection to total lake biomass and other lake characteristics like morphometry, water alkalinity and pH, and dissolved oxygen regime. For lake steady states, the supply of nutrients to lake surface waters includes both external inputs and internal inputs such as releases from sediments, transport from deep-water layers, and, in the case of nitrogen, from N_2 fixation. Following P and N loadings, the principal destiny of both nutrients usually is incorporation into lake biota followed by sedimentation. The principal sinks for N usually are the same as for P, the uptake by the biota followed by sedimentation. However, a lake could control TN concentration in its waters by denitrification, $\text{NH}_4\text{-N}$ releases from sediments and N_2 fixation. All these mechanisms would contribute to determine both the TN:TP and the ratio $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ for lake surface waters.

A large number of theories have been proposed to explain the success of pelagic cyanobacteria in lakes. These hypotheses embrace many spatial and temporal scales (see Hyenstrand *et al.* (1998) for a review), and the most general theories are environmentally connected and it is probable that their empirical bases would be related (Reynolds and Petersen, 2000). One of most recognized theories, the low TN:TP hypothesis (Schindler, 1977; Smith, 1982; 1983; Bulgakov and Levich, 1999), predicts that cyanobacteria will dominate lakes with a low TN:TP ratio. However, lakes with low TN:TP ratios usually also have high TP concentrations (Downing and McCauley, 1992; Quiros, 2002). With basis in their physiological requirements, it has been proposed that non- N_2 -fixing cyanobacteria would be disfavored in nitrate rich (McQueen and Lean, 1987) oxidizing environments and favored in ammonia rich (Blomqvist *et al.*, 1994) more reductive environments. The TN:TP hypothesis has been seriously challenged by Reynolds (1998) argumentation about selective process in the phytoplankton, and the inorganic N hypothesis had to be modified to include iron effects (Hyenstrand *et al.*, 1999).

In this paper, the relationship between the empirical bases of the limiting resource theory (Tilman *et al.*, 1982; Smith, 1983) and the inorganic nitrogen hypothesis (Blomqvist *et al.*, 1994) is studied in among lake comparisons. More specifically, the relationship between the TN:TP and the $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratios is explored.

MATERIALS AND METHODS

With the purpose of exploring trophic state effects on nitrate and ammonia concentrations for the pelagic zone of lakes a variety of published and unpublished data was used, comprising measurements of total phosphorus (TP), total nitrogen (TN), total organic nitrogen (TON), dissolved inorganic N, and mean depth for 425 world lakes and ponds ranging from ultraoligotrophic to hypertrophic.

Depending on available information, the database includes data for: a) Northwest Canadian Territories (Pienitz *et al.*, 1997a; 1997b), Quebec (D'Arcy and Carignan, 1997), north-temperate lakes in Wisconsin (LTER data, Bowser *et al.*, 1999), and northeastern USA lakes (EMAP data, Larsen *et al.*, 1991); b) world lake data for Europe (ILEC, 1994), Asia and Oceania (ILEC, 1993), and the Americas (ILEC, 1995); c) Mississippi alluvial valley lakes (Wylie and Jones, 1986); d) Southamerican reservoirs (Tundisi *et al.*, 1991) and Brazilian lakes (Mitamura *et al.*, 1997); d) Andean-Patagonian lakes (Pedrozo *et al.*, 1993; Diaz and Pedrozo, 1996); e) fish ponds in Thailand, Kenya, and Honduras (PD/A CRSP data); f) water quality data for USA lakes and reservoirs (Nebraska (STORET, 2001) and USGS (USGS, 2001); g) others lakes and reservoirs distributed through temperate and tropical regions (Quiros files). Morphometric and nutrient data were used as published and each water body is represented once in data. Most nutrient data are mean annual values but for some lakes, available data for just one year were included.

Several data subsets were used for nutrient analyses. The total world lake and pond set

(total lake data, TOTAL) comprised nutrient data for 425 lakes, reservoirs, and ponds distributed in both temperate and tropical regions, independently of their trophic conditions, morphometry, and water characteristics. A subset of the TOTAL ($n = 425$), is comprised by lakes and reservoirs with available morphometric data (ZLAKES, $n = 191$). For the latter, two lake subsets for deep (DEEP, mean depth $> 10\text{m}$, $n = 42$) and shallow (SHALLOW, mean depth $< 10\text{m}$, $n = 149$) lakes were also contemplated. To compare lake depth effects between deep and shallow lakes, a SHALLOW65 lake subset ($n = 80$) was defined as a part of the SHALLOW subset but only including lakes with TP concentrations ranging the same range of TP concentrations than deep lakes ($< 65 \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$). In order to stabilize the variance for correlation and regression analysis, all the variables were log-transformed. Curvilinear trends in data were studied using robust locally weighted regression and smoothing graphic techniques (LOWESS). The Number Cruncher Statistical System (NCSS 2000) (Hintze, 1998) was used. Throughout this paper, the TP concentration will be considered as the main indicator of lake trophic state.

RESULTS

Lake data

Total lake data represents better eutrophic and hypertrophic lakes, and TP concentrations ranged over five orders of magnitude (Table 1). However, TP ranges were narrow when deep and shallow lakes were considered separately (Table 1).

As a result of lake trophic state augmentation, all lake nutrient forms increase their concentrations, as expected. Mean $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in surface waters increase 7 and more than 20 times, respectively, from oligotrophic and mesotrophic to hypertrophic lakes (Table 1). Correlation analysis showed that lakes with the highest total nutrient levels tended to have higher $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ concen-

Table 1. General characteristics for the group of databases used for this study. Lake data sets are defined in the text. *Características generales para el conjunto de bases de datos utilizada para este estudio. Las bases de datos sobre lagos están definidas en el texto.*

	TOTAL (425)	DEEP (42)	SHALLOW (149)	SHALLOW65 (80)	TP<15 (111)	100>TP>15 (188)	TP>100 (126)
NO ₃ -N	255 (0.3-5120)	89 (0.8-898)	224 (1-2685)	75 (1-733)	69 (0.8-945)	206 (0.3-4180)	492 (1.4-5120)
NH ₄ -N	112 (0.3-2032)	28 (1.3-146)	176 (1-1700)	39 (1-347)	20 (1-146)	64 (0.3-473)	264 (15-2032)
TP	206 (0.5-8740)	17 (3.4-65)	396 (3-3700)	20 (3-63)	7.9 (0.5-14.3)	43 (15-100)	623 (107-8740)
TN	1348 (130-6480)	471 (130-1077)	1954 (200-6480)	744 (220-3018)	409 (130-1500)	970 (278-5100)	2423 (200-6480)
NO ₃ -N:NH ₄ -N	5.0 (0.012-165)	10.3 (0.24-85)	4.8 (0.013-165)	6.8 (0.08-165)	6.8 (0.08-165)	5.2 (0.012-85)	3.1 (0.013-54)
TN:TP	32.4 (0.11-798)	34.6 (13-79)	20.9 (0.11-129)	40.0 (10.8-128.5)	87.9 (13-798)	26.4 (3.6-111)	8.4 (0.11-26)
NO ₃ -N:TP	7.87 (0.0002-582)	5.33 (0.02-37)	3.50 (0.01-71)	5.69 (0.07-71)	19.9 (0.07-582)	4.71 (0.02-84)	1.98 (0.0002-37)
NO ₃ -N:TN	0.17 (0.0005-0.82)	0.11 (0.002-0.37)	0.14 (0.007-0.71)	0.12 (0.014-0.71)	0.20 (0.013-0.84)	0.15 (0.002-0.82)	0.23 (0.0005-5.1)
NH ₄ -N:TP	1.91 (0.0018-78.4)	2.88 (0.02-12.6)	1.37 (0.04-12.2)	1.98 (0.08-12.2)	3.57 (0.14-78)	1.72 (0.02-12)	0.74 (0.002-9)
NH ₄ -N:TN	0.08 (0.0013-0.50)	0.07 (0.001-0.28)	0.10 (0.005-0.50)	0.07 (0.005-0.30)	0.06 (0.005-0.28)	0.07 (0.001-0.30)	0.11 (0.005-0.5)
DIN:TP	9.8 (0.002-613)	7.6 (0.043-38)	4.9 (0.053-71)	7.7 (0.15-71)	23.5 (0.15-613)	6.4 (0.031-86)	2.7 (0.002-38)
DIN:TN	0.25 (0.003-0.9)	0.18 (0.003-0.52)	0.25 (0.019-0.83)	0.19 (0.039-0.71)	0.26 (0.023-0.86)	0.22 (0.003-1.0)	0.30 (0.006-5.3)

trations (Table 2). NH₄-N was more related with total nutrient concentrations than with NO₃-N. As expected, the TN:TP ratio was inversely related with TP but, unexpectedly, it was also inversely related with the TN concentration. Lakes with low TN:TP ratios have high NH₄-N concentrations (Table 2), though the NO₃-N concentration was not related with the TN:TP ratio. However, the higher values for the NO₃-N:NH₄-N ratio were found in lakes with intermediate TP concentrations (200 > TP > 3) and relatively high TN:TP ratios (> 7, weight basis).

Linear log-log patterns

Further analyses of nutrient ratios suggest that the relationships among different forms of dissolved N are dependent on the lake trophic state. For the total data set, both NO₃-N and NH₄-N

ratios on TP decrease with both TP ($r = -0.48$ and $r = -0.54$, $P < 0.0001$, respectively) and TN concentrations ($r = -0.18$ ($P < 0.001$) and $r = -0.26$ ($P < 0.0001$), respectively) (see Table 1). However, this reduction is more dramatic for the NO₃-N:TP than for the NH₄-N:TP ratio (Table 1) and, as a result, the NO₃-N: NH₄-N ratio decreases significantly with trophic state augmentation (Tables 1 and 2).

The behavior of nitrate and ammonia concentrations depends on the lake trophic state. The relationships between NH₄-N and NO₃-N had different slopes when different ranges of TP concentrations were considered (Table 3). At relatively low TP concentrations (< 15 mg m⁻³), NO₃-N decreased (Table 3) probably by increased algal captation and denitrification whereas NH₄-N stood low (Table 1) most likely due to relatively low regeneration from sediments,

Table 2. Matrix correlation coefficients among nutrients, and some ratios for whole lake data set (TOTAL). Variables as they have been defined in the text. *Matriz de coeficientes de correlación entre los nutrientes y algunos cocientes para todo el conjunto de la base de datos (TOTAL). Las variables según han sido definidas en el texto.*

	TN	TN:TP	NO ₃ -N	NH ₄ -N	NO ₃ :NH ₄
TP	0.75	-0.88	0.47	0.72	-0.20
TN		-0.35	0.57	0.72	-0.05 (a)
TN:TP			-0.19 (a)	-0.50	0.29
NO ₃				0.63	0.57
NH ₄					-0.27

N = 425. (a); t-test, P > 0.00001

algal uptake, and higher nitrification to more oxidized N forms. At intermediate TP (100 > TP > 10-15), both NO₃-N and NH₄-N concentrations were directly related with TP (Table 3). An increased NH₄-N regeneration from sediments and a relative acceleration of nitrification can be supposed for this range of TP concentrations. N₂-fixation usually is an important N compensation mechanism at this intermediate TP levels (Levine and Schindler, 1999). For high TP concentrations (> 100 mg m⁻³), NO₃-N did not increase or its increase was negligible. For this range of TP, NH₄-N was directly related with TP but with a lower slope for the NH₄-N regression on TP (Table 3). Nitrification appears to be highly reduced when compared with NH₄-N regeneration from sediments. The latter fact is ultimately related to higher organic matter con-

centration and living biomass for high TP lakes. In conclusion, this is also an expected result because eutrophic and hypertrophic lakes are more reductive environments when compared with oligotrophic and mesotrophic lakes (Stumm and Morgan, 1996).

Our described pattern for NO₃-N and NH₄-N variability in lakes presented some differences when deep and shallow lakes have been analyzed separately (Table 4). Shallow lakes presented higher level of nutrients when compared with deep lakes. Most of those deviations may be due to differences in lake trophic state (Table 1, compare DEEP and SHALLOW data). However, some differences between shallow and deep lakes were apparent when lakes with equivalent TP variability had been compared (Table 1, compare DEEP and SHALLOW65 data). Both NH₄-N and TN concentrations were higher for SHALLOW65 lakes, as well as the NO₃-N:NH₄-N ratio was lower for SHALLOW65 than for DEEP lakes. High data variability precludes us to conclude about significant differences for means except those for TN and TON (t-test, P < 0.01 and 0.02, respectively). When lakes were compared using multiple regression models including a “dummy” variable for lake depth, TN, TON, and TN:TP ratios were higher for shallow than for deep lakes (P < 0.05). On the other hand, NO₃-N:NH₄-N ratios were lower for SHALLOW65 lakes (P < 0.05) when TP concentration was held constant. The huge increase of NO₃-N at inter-

Table 3. Slope values for the log-log regression models between nutrient and total phosphorus (TP) for the whole data set (TOTAL) and for three data subsets as defined by its' variation range of variation. Standard error for slopes are indicated. *Valores de las pendientes para los modelos de regresión log-log entre nutrientes y el fósforo total (TP) para todo el conjunto de datos (TOTAL) y para tres subconjuntos definidos por su rango de variación. Se indican los errores estándar de las pendientes.*

	n	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₃ -N:NH ₄ -N	TN	NH ₄ -N:TP	NO ₃ -N:TP	TN:TP
TP < 15	111	0.225 (0.151) (a)	-0.710 (0.228)	-0.947 (0.200)	0.102 (0.073) (a)	-0.775 (151)	-1.710 (0.223)	-0.904 (0.073)
100>TP>15	188	0.705 (0.131)	1.024 (0.184)	0.307 (0.186) (a)	0.479 (0.063)	-0.295 (0.131)	0.024 (0.184) (a)	-0.521 (0.064)
TP>100	126	0.486 (0.079)	-0.047 (0.118) (a)	-0.628 (0.106)	0.204 (0.057)	-0.514 (0.078)	-1.047 (0.118)	-0.787 (0.056)
TOTAL	425	0.620 (0.029)	0.490 (0.045)	-0.171 (0.041)	0.387 (0.018)	-0.380 (0.029)	-0.510 (0.045)	-0.620 (0.018)

(a), P > 0.05

mediate TP concentrations appears to be more related with deep than with shallow lakes (Table 4). More than half of lakes included in the DEEP subset (55 %) were lakes with $TP < 15 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. On the other hand, the dissolved N increases for the SHALLOW65 subset at low and intermediate TP levels was related with $\text{NH}_4\text{-N}$ (Table 4). That TN:TP ratios are higher for shallow than for deep lakes when TP is held constant has been shown before for a larger set of world lakes (Quirós, 2002).

Non-linear log-log patterns

As it has been shown above, $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations were both positively log-log correlated with TP (Table 2, Fig. 1). However, those results also suggest that the relationships between the dissolved forms of N and the lake trophic state are more complex than just log-log linear relationships. A close inspection of figure 1 shows that $\text{NO}_3\text{-N}$ did not increase when TP was very high ($> 100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) or even decreases when it was low ($< 8\text{-}10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$) (Table 3). In contrast, $\text{NO}_3\text{-N}$ showed a sharp increase when TP was between 15 and $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. This range

of TP is in close coincidence with the TP range where lake TN increases sharply with TP (Fig. 2). For this latter TP range an acceleration of lake nitrification processes fueled by higher organic matter contents and sustained by enough dissolved oxygen, can be suspected. Moreover, a noticeable change of curvature was displayed for TP between 20 and $30 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Fig. 1). From this TP range upward $\text{NO}_3\text{-N}$ diverged from $\text{NH}_4\text{-N}$ up to TP near $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. It has to be stressed here that a TP concentration of $25 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ has been repeatedly mentioned in literature as a lower limit for *Microcystis* plankton dominance (see Reynolds *et al.*, 2000). The $\text{NO}_3\text{-N}$:TP ratio declined for all the range of TP concentrations with exception of TP ranging between 15 and $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Table 3, Fig. 3a).

Contrasting with the behavior of $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ did not present huge changes of slope under TP augmentation. It increased at a low rate for TP below $8\text{-}10 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, its rate of increase was maximum for TP between 15 and $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, and increased at a declining rate for TP higher than $100 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Table 2, Fig. 1). This fact may indicate that $\text{NH}_4\text{-N}$ returns from sediments increased with lake trophic state (Tables 1 and 2) but also that those returns, per unit of

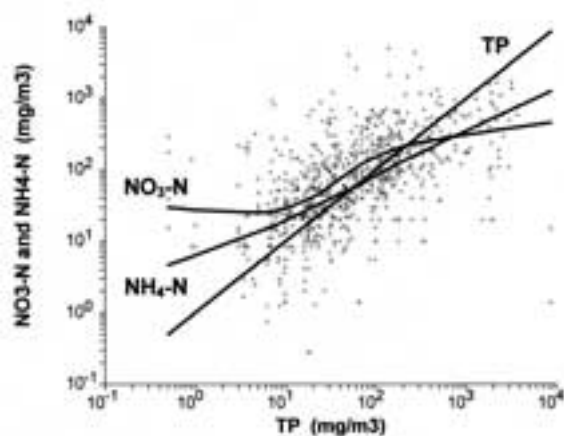


Figure 1. Relationships between nitrate ($\text{NO}_3\text{-N}$), ammonia ($\text{NH}_4\text{-N}$), and total phosphorus (TP), for all lakes and ponds (TOTAL data, $n = 425$). LOWESS smoothing relationships and the TP line are indicated. *Relaciones entre nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) y fósforo total (TP), para todos los lagos y lagunas (TOTAL data, $n=425$). Se indican las relaciones según un suavizado LOWESS y la línea TP.*

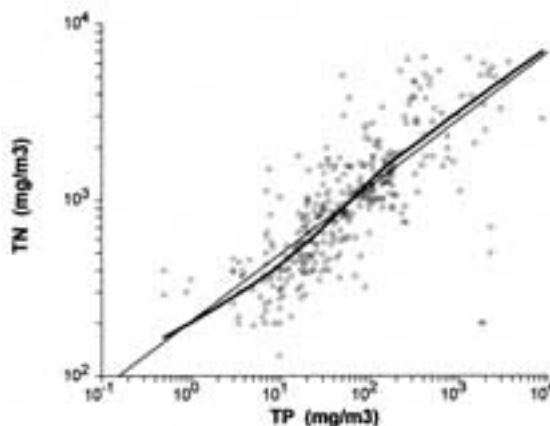


Figure 2. Relationship between total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP). The relationship after a LOWESS smoothing is indicated. *Relación entre el nitrógeno total (TN) y el fósforo total (TP). Se indica la relación con suavizado LOWESS.*

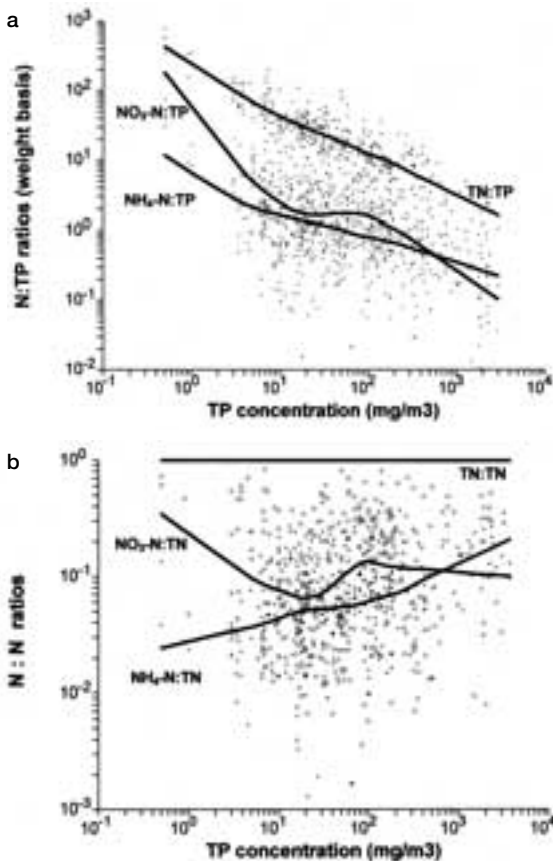


Figure 3. a) Relationships between $\text{NO}_3\text{-N:TP}$, $\text{NH}_4\text{-N:TP}$, and TN:TP ratios and total phosphorus concentration for (TP) for the whole data set; b) Relationships between $\text{NO}_3\text{-N:TN}$, and $\text{NH}_4\text{-N:TN}$, and total phosphorus concentration (TP) for the whole data set; the constant total nitrogen (TN) lines and the LOWESS smoothing relationships are indicated.

a) *Relaciones entre los cocientes $\text{NO}_3\text{-N:TP}$, $\text{NH}_4\text{-N:TP}$, y TN:TP y el concentración de fósforo total (TP) para todo el conjunto de datos; b) *Relaciones entre $\text{NO}_3\text{-N:TN}$, y $\text{NH}_4\text{-N:TN}$, y la concentración de fósforo total (TP) para todo el conjunto de datos; se indican las líneas de la relación constante para el nitrógeno total (TN) y para las relaciones con suavizados LOWESS.**

TP, declines from oligotrophic to hypertrophic lakes (Fig. 2). One striking result is that $\text{NH}_4\text{-N:TP}$ ratio decline was a minimum for lakes with TP between 10 and 100 mg m^{-3} (Fig. 3a). For this latter TP range, $\text{NH}_4\text{-N}$ returns from sediments must be higher than losses produced by nitrification to $\text{NO}_3\text{-N}$. Anyway, $\text{NH}_4\text{-N}$ accumulates continuously in the water column during lake eutrophication.

The proportions of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ in total nitrogen both change with lake trophic state. $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ accounted for 30-35 % and 2 % of the N in the water, respectively, for oligotrophic lakes, and about 10% and 20%, respectively, for high TP lakes (Fig. 3b). The dissolved inorganic N had a minimum at low TP concentrations (TP = 5-6 mg m^{-3}) (Fig. 1), but for TP of about 20 mg m^{-3} the proportion of $\text{NO}_3\text{-N}$ in TN was minimum (Fig. 3b). For total lake data, $\text{NO}_3\text{-N:TN}$ was not log-log related to TP. However, it had its greater values for low TP lakes and decreased abruptly up to TP near 20 mg m^{-3} . From this TP concentration upwards it decreased steadily (Fig. 3b). On the other hand, $\text{NH}_4\text{-N:TN}$ increased gently from its smaller values for low TP lakes to its higher values for high TP lakes. Other surprising result was that the LOWESS line slope for the relationship between $\text{NH}_4\text{-N:TN}$ and TP declined considerably for TP concentrations between 20 and 50-60 mg m^{-3} . A close inspection of Figure 3b reinforce that $\text{NO}_3\text{-N}$ was the most important form of dissolved inorganic N for oligotrophic lakes whereas $\text{NH}_4\text{-N}$ was critical for hypertrophic lakes with very high TP concentrations (> 700-800 mg m^{-3}).

The behaviors of $\text{NH}_4\text{-N}$ and TN concentrations under TP augmentation were similar (Fig. 3a, and compare Figures 1 and 2). The change of slopes for the TN:TP ratio was close to the changes displayed for the $\text{NH}_4\text{-N:TP}$ ratio when different ranges of TP concentrations were considered (Table 3).

Relationship between TP-TN and $\text{NO}_3\text{-N:NH}_4\text{-N}$ ratios

Lakes with high TP concentrations and low TN:TP ratios also tend to have low $\text{NO}_3\text{-N:NH}_4\text{-N}$ ratios (Table 2). For total lake data, both TN:TP and $\text{NO}_3\text{-N:NH}_4\text{-N}$ ratios were inversely related to TP ($r = -0.88$ ($P < 10^{-6}$) and $r = -0.20$ ($P < 10^{-4}$)). Both ratios were significantly correlated between them ($r = 0.29$, $P < 10^{-6}$).

For the low range of TP (< 10-15 mg m^{-3}), the slope for the TP-TN relationship was the smallest when compared with upper ranges of TP (Fig. 2,

Table 4. Slope values for log-log regression models between nutrients and total phosphorus (TP) for the whole data set (ZLAKES) and three data subsets as defined in the text. *Pendientes de los modelos de regresión log-log entre los nutrientes y el fósforo total (TP) para el total de los datos (ZLAKES) y tres subconjuntos de datos que se definen en el texto.*

	n	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₃ -N:NH ₄ -N	TN	NH ₄ -N:TP	NO ₃ -N:TP	TN:TP
DEEP	42	0.178 (0.293) (a)	0.867 (0.328)	0.652 (0.327) (a)	0.632 (0.102)	-0.822 (293)	-0.133 (0.328) (a)	-0.402 (0.103)
SHALLOW65	80	0.823 (0.135)	0.312 (0.199) (a)	-0.495 (0.193)	0.488 (0.068)	-0.177 (0.135) (a)	-0.688 (0.199)	-0.532 (0.073)
SHALLOW	149	0.691 (0.039)	0.498 (0.058)	-0.256 (0.057)	0.354 (0.034)	-0.309 (0.039)	-0.502 (0.058)	-0.657 (0.034)
TOTALZ	191	0.692 (0.039)	0.496 (0.053)	-0.263 (0.054)	0.403 (0.027)	-0.308 (0.039)	-0.504 (0.053)	-0.607 (0.028)

(a), $P > 0.05$

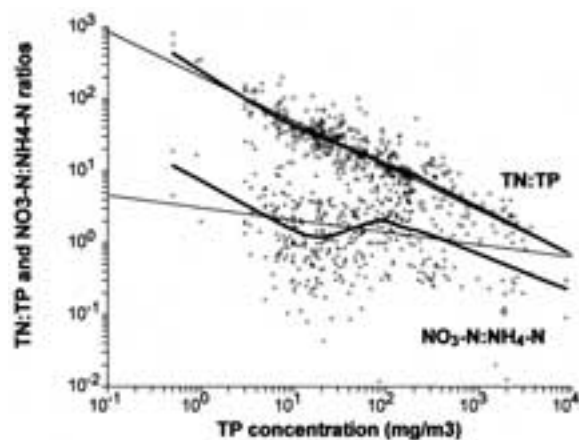


Figure 4. Relationships between TN:TP and NO₃-N:NH₄-N ratios and total phosphorus concentration (TP) for the whole data set. LOWESS smoothing relationships are also presented. *Relaciones entre los cocientes TN:TP y NO₃-N:NH₄-N y la concentración de fósforo total (TP) para todo el conjunto de datos. Se presenta, además la relaciones según un suavizado LOWESS.*

Table 3) and both ratios, TN:TP and NO₃-N:NH₄-N, decrease abruptly with TP augmentation (Fig. 4). At intermediate TP, a huge impulse to nitrification may be suspected. The NO₃-N:NH₄-N ratio changes its decreasing tendency and stabilizes or even increases whereas the TN:TP ratio maintains its decreasing tendency but with a lower slope (Fig. 4). At high TP concentrations ($> 100 \text{ mg m}^{-3}$), there appears to be no lake mechanism completely able to resiliate successfully TN:TP lowering; both ratios continue their decreasing tendency with TP. Moreover, high primary productivity for these lakes usually conduces to pH increasing that may also favors N (as NH₃-N) evolution to the atmosphere.

When deep and shallow lakes were considered separately, shallow lakes followed a similar pattern to that for total lakes; NO₃-N:NH₄-N and TP were inversely correlated for SHALLOW and SHALLOW65 data sets ($r = -0.35$, $P < 0.0001$, and $r = -0.28$, $P = 0.01$, respectively). On the contrary, NO₃-N:NH₄-N and TP were directly correlated for the DEEP data set ($r = 0.30$, $P = 0.05$). These differences between deep and shallow lakes at similar TP concentrations may be related to different lake mechanisms involved in N processing for deep and shallow environments (Levine and Schindler, 1992 and 1999).

Lakes with low TN:TP ratios tend to present low NO₃-N:NH₄-N ratios. A close inspection of figure 5 shows that lakes with TN:TP ratios higher than 50 (weight basis) also tend to have the higher values for the NO₃-N:NH₄-N ratio. This

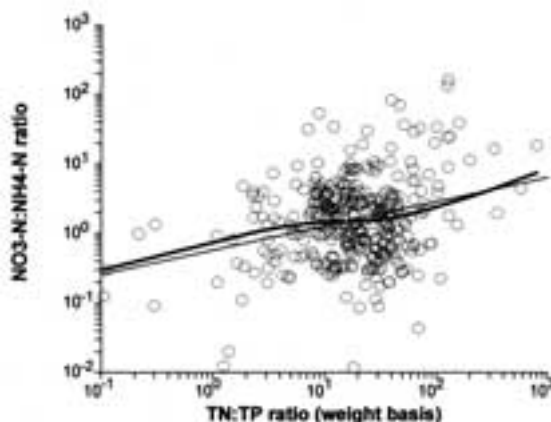


Figure 5. Relationships between NO₃-N:NH₄-N and TN:TP ratios the whole data set. LOWESS smoothing relationship is also presented. *Relaciones entre los cocientes NO₃-N:NH₄-N y TN:TP con TN:TP para el total de datos. Se presenta, además, la relación según un suavizado LOWESS.*

ratio have a tendency to be stabilized for TN:TP ratios between 50 and 10 and decreases for TN:TP ratios lesser than 8-7. A change of curvature for the fitting line is noticeable when TN:TP equals 25 (Fig. 5). However, when the relationships between $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ and TN:TP have been analyzed for deep and shallow lakes separately there were not noticeable differences in between. $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ and TN:TP were directly related for both deep and shallow lakes though it was not significant for deep lakes ($r = 0.27$, $P = 0.14$, and $r = 0.44$, $P < 0.01$, for DEEP and SHALLOW65 data sets, respectively).

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Our results strongly support that the concentration of $\text{NH}_4\text{-N}$ and the proportion of $\text{NH}_4\text{-N}$ in total nitrogen in lake surface waters rise steadily with lake trophic state for lakes and shallow lakes. The analysis of our data for deep lakes did not show that $\text{NH}_4\text{-N}$ increase for deep lakes with TP concentrations lower than 65 mg m^{-3} . However, our results also support that $\text{NH}_4\text{-N}$ will also increase for deep eutrophic and hypertrophic lakes with very high TP concentrations. The behavior of $\text{NO}_3\text{-N}$ under lake eutrophication is relatively more complex than $\text{NH}_4\text{-N}$ behavior. The concentrations of $\text{NO}_3\text{-N}$ in lake surface waters increase clearly with lake trophic state only for lakes with TP concentrations between 10 and 100 mg m^{-3} , as well as for deep and shallow lakes, but it did not show a clear intensification for shallow lakes with TP concentrations lower than 65 mg m^{-3} . As well as for total nitrogen, when the total trophic continuum is considered, both forms of inorganic N decline per unit of TP, but that declination is reduced for TP concentrations between 10-15 and 100 mg m^{-3} .

The $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratio decreases with TP for lakes and shallow lakes, but it increased for deep lakes with TP concentrations lower than 65 mg m^{-3} in our total lake data set. $\text{NH}_4\text{-N}$ was greater than $\text{NO}_3\text{-N}$ for TP concentrations from $600\text{-}700 \text{ mg m}^{-3}$ upwards (Fig. 1). When only shallow lakes were considered, it was higher than

$\text{NO}_3\text{-N}$ for TP concentrations from $70\text{-}90 \text{ mg m}^{-3}$ upwards. These results are consistent with the view that shallow lakes compensate high TP loadings better than deep lakes, mainly through $\text{NH}_4\text{-N}$ processing. Moreover, total nitrogen, as well as total organic nitrogen, is higher for shallow than for deep lakes at equivalent concentrations of total phosphorus (Quiros, 2002; this paper). However, both $\text{NO}_3\text{-N}:\text{TP}$ and $\text{NH}_4\text{-N}:\text{TP}$ ratios decrease with lake trophic state for lakes and shallow lakes, but neither $\text{NO}_3\text{-N}:\text{TP}$ nor $\text{NH}_4\text{-N}:\text{TP}$ decreased for deep and shallow lakes, respectively, when lakes have had TP concentrations lower than 65 mg m^{-3} . This latter result suggests that $\text{NO}_3\text{-N}$ is a major form in N dynamics for surface waters of deep lakes whereas $\text{NH}_4\text{-N}$ is prominent for shallow lakes, at low and intermediate TP concentrations ($< 70\text{-}100 \text{ mg m}^{-3}$).

Some similarities are apparent between the behaviors of inorganic N dissolved forms displayed for low and very high TP lakes. The $\text{NO}_3\text{-N}:\text{TP}$ and $\text{NH}_4\text{-N}:\text{TP}$ ratios both decrease with TP for oligotrophic and hypertrophic lakes. The proportion of $\text{NO}_3\text{-N}$ in total nitrogen decreases with TP for low and very high TP concentrations, whereas the proportion of $\text{NH}_4\text{-N}$ increases for both oligotrophic and hypertrophic lakes. An increase of the reductive characteristics of the environment with the lake trophic state (Stumm and Morgan, 1996) may explain both $\text{NH}_4\text{-N}$ intensification and $\text{NO}_3\text{-N}$ reduction. It is to be expected that both deep and shallow lakes will present a similar pattern for $\text{NO}_3\text{-N}$ reduction and $\text{NH}_4\text{-N}$ rise for high TP concentrations. However, a change for in-lake operating mechanisms is apparent for TP concentrations between 8-15 and 100 mg m^{-3} . This range of TP is coincidental with non-linear nitrogen and phytoplankton biomass increases showed for several data sets distributed worldwide. The lower part of this range of TP is where occur most of the changes in species composition for lake communities (e.g.: Colby *et al.*, 1972; Leach *et al.*, 1977; Quiros, 1998; Reynolds *et al.*, 2000).

Our results support that there are not relatively simple log-log models to explain relationships between lake nutrient concentrations. Both

$\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations presented complex non-linear log-log patterns when have related with TP. The multiple changes of slope for log-log regressions may reflect the complex interplay of internal mechanisms and the influences of external forces. The relationships in lakes are still more complex because all the analyzed forms of N and the biomass for lake communities are really a potentially decreasing function of lake TP (Quiros, 2000). Curvilinear relationships among total phosphorus, total nitrogen, and phytoplankton biomass have been shown for many lake data sets (Straskraba, 1976; Prairie *et al.*, 1989), but we still have a rudimentary understanding of the factors that determine TP-TN and TP-Chl sigmoid patterns. McCauley *et al.* (1989) called for an elucidation of the underlying biological mechanisms that produce the nonlinear response with TP. Furthermore, Watson *et al.* (1992) suggested that non-linearity reflects an underlying systematic variation in the biomass of functional algal groups. Mazumder (1994) showed that sigmoid patterns appear to be related to the transition from stratified to mixed lakes along the TP gradient, and Quiros (1998) have related those patterns to the transition from lakes with balanced fish populations to planktivore dominated lakes. Our earlier results (Quiros, 2002) suggest that previous explanations for nonlinear patterns might be included in a systemic view for N variability under P loading and its differences between deep and shallow lakes. It has been proposed that underlying mechanisms for observed nonlinear patterns are hidden behind differences in the N biogeochemical cycling for lakes with different trophic states and that an impulse to lake nitrification process may be suspected for intermediate lake trophic states (Quiros, 2002).

The physical-chemical characteristics of lake water are influenced by external and in-lake processes. The complexity of these processes often limits us to discriminate between internal and external causes for some in-lake process. As is usual in studying open systems with complex behaviors, a mix of both internal and external influences on in-lake processes can be identified.

It has been proposed two sources of change for the TN:TP ratio change in lakes. The first, mostly external (Downing and McCauley, 1992) hypothesis, proposes that the lake TN:TP ratio decreases under nutrient enrichment is due related primarily with the N:P ratio for the nutrient loads. A second mostly internal theory (Schindler, 1977) considers that lakes compensate high P loadings throughout the most open N cycling. However, our results suggest that internal and external influences may be not equally distributed throughout the trophic continuum. The quantities of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ from external sources are highly diverse and variable because of marked differences in the inputs from surface and groundwater sources, particularly as affected by human activities (see Wetzel, 2001). $\text{NH}_4\text{-N}$ is oxidized rapidly to nitrate in aerobic waters of rivers and streams. However, in lakes, $\text{NO}_3\text{-N}$ is rapidly reduced into organic compounds within organisms and liberated as ammonia during the metabolism of these organisms. External influences would be most important at low and very high TP concentrations but in-lake N processing is highly active in determining nutrient relationships for lakes at TP concentrations between 10-15 and 100 mg m^{-3} . The more holistic external-internal view (Quiros, 2002) suggests that in-lake processes always work against external changes but they are particularly successful in opposing external influences only at intermediate lake trophic states. Experimental results support part of our contentions; the external sources may dominate the N inputs to lake waters for high TN:TP lakes whereas waters of low TN:TP lakes could receive more than half of their N from internal lake sources such as $\text{NH}_4\text{-N}$ from sediments or N_2 fixation (Levine and Schindler, 1992).

The TN:TP and $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratios are dependent on lake trophic state but also on lake morphometry. The $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratio is consistently very low for eutrophic and hypertrophic lakes. However, it appears to be relatively low also for ultraoligotrophic lakes (Fig. 4). Maximum values for $\text{NO}_3:\text{NH}_4$ were displayed at TP concentrations between 3 and 30 mg m^{-3} . Anyway, our results suggest that the em-

pirical basis for both the limiting resources (Tilman *et al.*, 1982; Smith, 1982; Smith and Bennett, 1999) and the inorganic nitrogen hypotheses (Blomqvist *et al.*, 1994) are related. The $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratio is directly related to the TN:TP ratio for lakes and shallow lakes. A similar relationship was shown for deep lakes but it is something that needs to be investigated further. As was repeatedly suggested in literature (see Hyenstrand *et al.* (1998) for a review), $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ would not be equivalent forms of dissolved inorganic N for different species composing the phytoplankton community. A high organic matter content in a high trophic state lake implies a more reductive environment where ammonia accumulates respect to nitrate (Fig. 3b). Therefore, it is to be expected, that different proportions of $\text{NO}_3\text{-N}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ in total nitrogen or some other factors (e.g. some elements other than N or P) related with the continuum that goes from high oxidizing to more reductive environments throughout the trophic continuum, may be reflected in phytoplankton structure.

Our results suggest that leading mechanisms responsible of N cycling in lakes would be different for different lake trophic states and between deep and shallow lakes. The central role of P in lake ecology was shown more than 30 years ago (Schindler, 1977; Schindler *et al.*, 1971), and most lakes distributed worldwide were phosphorus (P) restricted before cultural eutrophication, independent of its original trophic state. However, the role of N has been discussed for many years in literature. The effect of internal compensating processes is to increase rather than lower, the TN:TP ratio (Fig. 2). Internal mechanisms that can compensate low TN:TP nutrient loadings include: N_2 fixation, sedimentation of N and P at a ratio different from the external supply ratio, differential P and N releases from sediments, and denitrification. At the lake system level, these mechanisms would operate differently for deep than for shallow lakes. It is not our intention here to hypothesize about hidden mechanisms behind described patterns. We believe that an adequate mix of well-known

N processing mechanisms may explain quite adequately our described behavior for inorganic dissolved forms. The high variability in our data precludes us to conclude that some of those differences are significantly.

Our obtained relationships will be only valid for stagnant surface waters. Therefore, for the $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratio, a variable dependence on the water renewal time may be suspected. Flowing waters usually have higher dissolved oxygen contents that modify N processing and conduct to higher $\text{NO}_3\text{-N}:\text{NH}_4\text{-N}$ ratios for running waters when lakes and rivers were compared at constant TP concentration (Quirós, unpublished results).

ACKNOWLEDGMENTS

R. Quirós acknowledges research support from the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET). We thank Hugo T. von Bernard for technical assistance. This work was supported by Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica grant PICT 04698.

REFERENCES

- BIRD, D. F., & J. KALFF. 1984. Empirical relationships between bacterial abundance and chlorophyll concentration in fresh and marine waters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1015-1023.
- BLOMQVIST, P., A. PETTERSON & P. HYENSTRAND. 1994. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.*, 132: 141-164.
- BOWSER, C. J., D.E. ARMSTRONG, J. J. MAGNUSON & T. K. KRATZ. 1999. Nutrient Data of North Temperate Lakes Primary Studies—Trout Lake Area. LTER Program, USA. <http://limnology.wisc.edu/catalog/html#chemical>
- BROWN, C. D., M. V. HOYER, R. W. BACHMANN, AND D. E. CANFIELD Jr. 2000. Nutrient-chlorophyll relationships: an evaluation of empirical nutrient-chlorophyll models using Florida and

- north-temperate lake data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57: 1574-1583.
- BULGAKOV, N. G. & A. P. LEVICH. 1999. The nitrogen to phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure. *Arch. Hydrobiol.*, 146: 3-22.
- COLBY, P. J., G. R. SPANGLER, D. A. HURLEY & A. M. MCCOMBIE. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 29: 975-983.
- D'ARCY, P., AND R. CARIGNAN. 1997. Influence of catchment topography on water chemistry in southeastern Quebec Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 2215-2227.
- DIAZ, M. & F. PEDROZO. 1996. Nutrient limitations in Andean-Patagonian lakes at latitude 40°41' S. *Arch. Hydrobiol.*, 138: 123-143.
- DILLON, P. J., & F. H. RIGLER. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 767-773.
- DOWNING, J. A. & E. MCCAULEY. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 936-945.
- EMAP. *Surface Waters Northeast Lakes 1991-94 data*. EPA, USA. <http://www.epa.gov/emap/html/datal/surfwatr/data/nelakes>
- HANSON, J. M., & W. C. LEGGETT. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 257-263.
- HANSON, J. M., & R. H. PETERS. 1984. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 439-445.
- HINTZE, J. L., 1998. *Number cruncher statistical system (NCSS). Version 2000. Graphics*. Dr. Jerry L. Hintze. Kaysville, Utah, USA.
- HYENSTRAND, P., P. BLOMQUIST & A. PETTERSON. 1998. Factors determining cyanobacteria success in aquatic systems - a literature review. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 51: 41-62.
- HYENSTRAND, P., E. RYDIN & D. M. GUNNERHERD. 1999. Response of pelagic cyanobacteria to iron additions - enclosure experiments from Lake Erken. *Journal of Plankton Research*, 22: 1113-1126.
- ILEC, 1993. *Data Book of World Lake Environments. 1. Asia and Oceania*. International Lake Environment Committee. United Nations Environment Programme. Kusatsu, Shiga, Japan.
- ILEC, 1994. *Data Book of World Lake Environments. 2. Africa and Europe*. International Lake Environment Committee. United Nations Environment Programme. Kusatsu, Shiga, Japan.
- ILEC, 1995. *Data Book of World Lake Environments. 3. The Americas*. International Lake Environment Committee. United Nations Environment Programme. Kusatsu, Shiga, Japan.
- LARSEN, D. P., D. L. STEVENS, A. R. SELLE & S. G. PAULSEN. 1991. Environmental monitoring and assessment program, EMAP-surface waters: a northeast lakes pilot. *Lake and Reservoir Management*, 7: 1-11.
- LEACH, J. H., M.G. JOHNSON, J. R. M. KELSO, J. HARTMANN, J. NUMANN & B. ENTZ. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 34: 1964-1971.
- LEVINE, S. N. & D. W. SCHINDLER. 1992. Modification of the N:P ratio in lakes by in situ processes. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 917-935.
- LEVINE, S. N. & D. W. SCHINDLER. 1999. Influences of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 451-466.
- MAZUMDER, A., 1994: Phosphorus - chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 390-400.
- MCCAULEY, E., J. F. DOWNING & S. WATSON. 1989. Sigmoid relationships between nutrients and chlorophyll among lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 1171-1175.
- MCQUEEN, D. J. & D. R. S. LEAN. 1987. Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in Lake St. George, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44: 598-604.
- MITAMURA, O., Y. SAIJO, K. HINO & F.A.R. BARBOSA. 1997. The significance of regenerated nitrogen for phytoplankton productivity in lakes Dom Helvecio, Jacare and Carioca. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valleys Lakes, Brazil*. J. S. Tundisi and Y. Saijo (eds.): 141-153. Brazilian Academy of Sciences, Brazil.
- PD/A CRSP. *Pond Dynamics/Aquaculture CRSP data base*, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.
- PEDROZO, F., S. CHILLRUD, P. TEMPORETTI & M. DIAZ. 1993. Chemical composition and nutrient limitation in rivers and lakes of Northern

- Patagonian Andes (39.50-42o S; 71o W) (Rep. Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 207-214.
- PRAIRIE, Y. T., C. M. DUARTE & J. KALFF. 1989. Unifying nutrient - chlorophyll relationships in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46: 1176-1182.
- QUIROS, R., 1990b: Factors related to variance of residuals in chlorophyll - total phosphorus regressions in lakes and reservoirs of Argentina. *Hydrobiologia*, 200/201: 343-355.
- QUIROS, R. 1998. Trophic cascade effects in a temperate - subtropical water body continuous. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2315-2319.
- QUIROS, R. 2002. The nitrogen to phosphorus ratio for lakes: A cause or a consequence of aquatic biology? In: *El agua en Iberoamérica: De la limnología a la gestión en Sudamérica*. A. Fernández y G. Chalar (eds.): 11-26. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED), Buenos Aires, Argentina.
- PIENITZ, R., J. P. SMOL & D. R. S. LEAN. 1996a. Physical and chemical limnology of 59 lakes located between the southern Yukon and the Tuktoyaktuk Peninsula, Northwest Territories (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 330-346.
- PIENITZ, R., J. P. SMOL & D. R. S. LEAN. 1996b. Physical and chemical limnology of 24 lakes located between Yellowknife and Contwoyto Lake, Northwest Territories (Canada). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54: 347-358.
- REYNOLDS, C. S. 1998. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? In: *Phytoplankton and Trophic Gradients*. *Hydrobiologia*, 369/370: 11-26.
- REYNOLDS, C. S. 1999. Non-determinism to probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol.*, 146: 23-65.
- REYNOLDS, C. S., S. N. REYNOLDS, I. F. MUNAWAR & M. MUNAWAR. 2000. The regulation of phytoplankton dynamics in the world's largest lakes. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 3: 1-21.
- REYNOLDS, C. S. & A. C. PETERSEN. 2000. The distribution of planktonic Cyanobacteria in Irish lakes in relation to their trophic states. *Hydrobiologia*, 424: 91-99.
- SAKAMOTO, M. 1966. Primary production by the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, 62: 1-28.
- SCHINDLER, D. W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195: 260-262.
- SCHINDLER, D. W., F. A. ARMSTRONG, S. K. HOLMGREN & G. J. BRUNSKILL. 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 28: 1763-1782.
- SCHINDLER, D. W., E. J. FEE, & T. RUSZCZYNSKI. 1978. Phosphorus input and its consequences for phytoplankton standing crop and production in the Experimental Lakes Area and in similar lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 190-196.
- SMITH, V. H. 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Ocenogr.*, 27: 1101-1112.
- SMITH, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*, 221: 669-671.
- SMITH, V. H. & S. J. BENNETT. 1999. Nitrogen:phosphorus supply ratio and phytoplankton community structure in lakes. *Arch. Hydrobiol.*, 146: 37-53.
- STORET, 2001. STORET Water Quality Data for Nebraska Lakes, USA. http://nrcnt2.nrc.state.ne.us/cgi-win/storet.exe/station_search
- STRASKRABA, M., 1976. Empirical and analytical models of eutrophication. In: *Proceedings of an International Symposium on eutrophication and rehabilitation of surface waters "EUTROSYM 76"*. : 352-371. Karl-Marx-Stadt, GDR, Vol. III.
- STUMM, W. & J. J. MORGAN. 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. 3rd. ed. J. Wiley & Sons, Inc. New York, USA.
- TILMAN, D., S. S. KILHAM & P. KILHAM. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 13: 349-372.
- TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA TUNDISI, M. C. CALIJURI, AND E. M. L. NOVO. 1991. Comparative limnology of five reservoirs in the middle Tiete River, S.Paulo State. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 1489-1496.
- USGS, 2001. *Water Quality Samples for USA*. US Geological Service, USA. <http://water.usgs.gov/nwis/qwdata>

- WATSON, S., E. MCCAULEY & J. A. DOWNING. 1992. Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass, and algal community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49: 2605-2610.
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. 3rd. Ed. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- WYLIE, G. D. & J. R. JONES. 1986. Limnology of a wetland complex in the Mississippi alluvial valley of southeast Missouri. *Arch. Hydrobiol./Suppl.*, 74: 288-314.
- YAN, N.D. 1986. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient-poor Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 788-796.

Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile Central

Oscar Parra, Claudio Valdovinos, Roberto Urrutia, Marcos Cisternas, Evelyn Habit y María Mardones

Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción. Casilla 160-C, Concepción, Chile. E-mail: oparra@udec.cl

RESUMEN

El presente trabajo corresponde a una caracterización geográfica y limnológica de un sistema de 5 lagos costeros, localizados en la fachada occidental de la Cordillera de Nahuelbuta (VIII Región Chile), denominados "Lagos Nahuelbutanos" (Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro, Laguna Quillenco, Lago Lanalhue y Lago Lleulleu). Estos exhiben diversos niveles de intervención humana, debido principalmente al uso turístico y recreativo, a la influencia urbana y al intenso uso forestal de sus cuencas hidrográficas. Los estudios realizados comprenden la geomorfología y origen de los lagos, usos históricos y actuales del suelo, caracterización y evolución de la cubierta vegetal, morfometría y batimetría, características sedimentológicas y paleolimnológicas, calidad del agua y biota acuática (fitoplancton, bentos y fauna ictica), así como algunos aspectos asociados al metabolismo de la columna de agua. Se realizó un análisis limnológico y ambiental comparativo en relación con la condición trófica actual de estos sistemas. Los resultados indican diferencias en los niveles de trofia, siendo el Lago Lleulleu el más oligotrófico y Laguna Grande de San Pedro el más eutrófico. En general el grado de trofia y de calidad del agua de estos cuerpos de agua se relacionan con indicadores biológicos y con el nivel de intervención a que han sido sometidas sus cuencas de drenaje.

Palabras clave: cuencas hidrográficas, uso del suelo, paleolimnología, calidad del agua, biota, eutrofización, intervención antrópica.

ABSTRACT

The present work correspond to a geographical and limnological characterization dealing with a coastal five-lake system located at the eastern piedmont of the Nahuelbuta mountain range (VIII Region, Chile) named "Lagos Nahuelbutanos" (Laguna Grande de San Pedro, Laguna Chica de San Pedro, Laguna Quillenco, Lago Lanalhue and Lago Lleulleu). The lakes show several levels of human intervention, mainly due to tourist and recreational uses, urban influence, and forestal intensive use in their hydrographic basins. The performed studies comprise the geomorphology and origin of the lakes, historical and current soil use, characterization and evolution of the plant coverage, morphometry and bathymetry, sedimentological and paleolimnological characteristics, water quality and aquatic biota (i.e., phytoplankton, benthos, and ichthyic fauna, as well as some topics associated with the water column metabolism. A comparative environmental and limnological analysis was performed, in relation to the current trophic conditions of these systems. The results show differences in trophic state, being Lago Lleulleu the most oligotrophic, and Laguna Grande de San Pedro the most eutrophic. In general, the trophic degree and water quality of these water bodies are related with biological indicators and with the level of intervention to which their drainage basins have been subjected.

Keywords: basins, soil usage, paleolimnology, water quality, biota, eutrophication, anthropic intervention.

INTRODUCCIÓN

Los lagos se originan principalmente por la obstrucción del drenaje superficial debido particularmente a procesos morfogenéticos, conformando una estructura temporal, en la historia erosional de los sistemas geográficos (Bellair &

Pomero, 1977; Mosetti, 1977). Ellos reciben aportes sólidos y líquidos de su cuenca de drenaje, mediante escurrimiento lineal, laminar y subterráneo, razón por la cual las características de la calidad del agua y de las comunidades biológicas allí presentes, reflejan los efectos acumulados de todos los aportes de agua y materiales

procedentes del entorno. Diversos autores destacan la estrecha relación existente entre el estado trófico de un sistema limnético y las condiciones geográficas y particularmente geomorfológicas del lago y de su cuenca de drenaje (Ryding & Rast, 1992). Aspectos tales como la extensión, la profundidad de un lago y el aporte de material particulado, son relevantes en la determinación del ciclo de vida del sistema limnético; éstos se relacionan estrechamente con los procesos morfogenéticos de la cuenca lacustre.

La diversidad climática y geológica de Chile continental conforma una realidad territorial latitudinal, de tal magnitud, que permite la diferenciación de una gran variedad de ecosistemas terrestres y acuáticos, algunos de ellos ambientalmente relevantes. Entre estos ecosistemas acuáticos continentales relevantes se observan de norte a sur (Fig. 1), el sistema de lagos del altiplano, el sistema de lagunas hipersalinas de la segunda región, el sistema de lagos nord-patagónicos o araucanos, el sistema de lagos de la isla de Chiloé, el sistema de lagos magallánicos o patagónicos y el sistema de lagos costeros de la región centro sur denominados como “Lagos Nahuelbutanos” (Parra *et al.*, 1999) por estar insertos en un dominio geográfico común; la vertiente litoral centro-norte de la Cordillera de Nahuelbuta.

Particularmente, en la Región del Biobío, la disponibilidad de cuerpos de aguas lénticos es bastante escasa comparada con la magnitud de las aguas corrientes. En esta Región los sistemas de lagos más importantes se encuentran en la precordillera de los Andes, sobre los 800 m.s.n.m, en las zonas de nacimiento del sistema fluvial del río Biobío. Estos son el lago Laja (“Laguna de la Laja”) y las lagunas Icalma y Galletué. En el sector costero de la Región, se encuentra el sistema de lagos anteriormente nombrado, los que corresponden a lagos costeros de aguas dulces, localizados en las estribaciones occidentales de la Cordillera de Nahuelbuta. El sistema de lagos “Nahuelbutanos” está constituido por 6 cuerpos lénticos localizados en la vertiente sur occidental de la Cordillera de Nahuelbuta (parte de la Cordillera de la Costa) que se alinean de norte a

sur entre los sistemas fluviales de los ríos Biobío e Imperial. Entre ellos destacan: Laguna Chica de San Pedro, Laguna Grande de San Pedro, Laguna La Posada, Laguna Quiñenco, Lago Lanalhue y Lago Lleu-Lleu.

A diferencia de los lagos que se encuentran en la parte alta y la precordillera andina de la Región, cuyas aguas tienen bajos contenidos de nutrientes, debido a una mínima intervención de sus cuencas de drenaje y ninguna influencia de asentamientos urbanos, los lagos nahuelbutanos exhiben diversos niveles de intervención humana de norte a sur. Así, los lagos nahuelbutanos septentrionales se encuentran rodeados en parte por centros urbanos, desarrollándose una importante actividad turística y recreativa en ellos. Además, la mayor parte de sus cuencas hidrográficas han sido y están sometidas a una intensa actividad forestal. Por otra parte, los dos lagos nahuelbutanos meridionales (Lanalhue y Lleulleu) corresponden a áreas de desarrollo indígena, lo cual constituye un componente cultural, actualmente relevante en Chile para la toma de decisiones respecto al uso de estos recursos acuáticos.

Desde esta perspectiva, los procesos que afectan la calidad y usos de estos recursos, como la eutrofización, requieren una especial atención de la comunidad científica. Es necesario generar el conocimiento de base para decidir acciones de protección ambiental que permitan su control y su uso sustentable. La eutrofización representa el proceso de envejecimiento natural de los lagos, como resultante de la acumulación gradual de nutrientes, un incremento de la productividad biológica y la depositación paulatina de sedimentos provenientes de su cuenca de drenaje. En condiciones naturales el proceso de eutrofización es lento, y las tasas de cambio ocurren normalmente a escala temporal de milenios. Sin embargo, por causas antrópicas relacionadas con el mal uso del suelo, el incremento de la erosión y por la descarga de aguas servidas domésticas, se ve acelerado a escala temporal de décadas o menos (Vollenweider, 1968).

La evaluación cuantitativa del estado trófico y el grado de contaminación de los sistemas

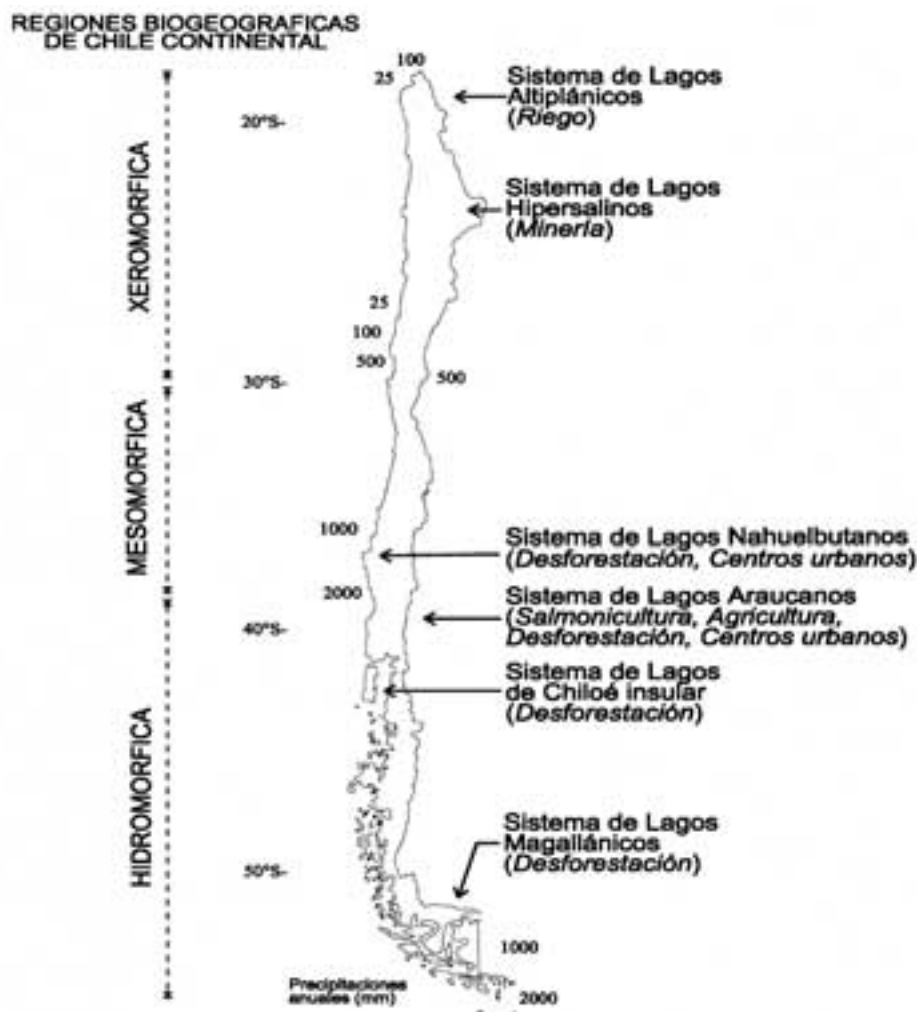


Figura 1. Localización latitudinal de los principales sistemas lacustres de Chile. *Latitudinal location for the main lake systems in Chile.*

lacustres, es de gran trascendencia en gestión ambiental territorial, ya que permite determinar restricciones de uso de estos recursos (e.g. abastecimiento de agua para consumo humano, baño), y orientar medidas de recuperación y mitigación cuando corresponda (e.g. colectores de aguas lluvia, forestación). Los sistemas tradicionales de evaluación del estado trófico de sistemas lacustres, se basan fundamentalmente en el contenido de fósforo y nitrógeno, y los clasifican en oligo-, meso- y eutróficos. Sin embargo, en las últimas décadas, esta aproximación ha sido motivo de discusión en la literatura

científica (Tundisi *et al.*, 1997), sugiriendo la utilización de un mayor número de indicadores ambientales, no solo del cuerpo de agua en sí, sino también de las relaciones con su cuenca de drenaje y con una escala temporal más amplia, que permita explicar en el tiempo las acciones y los procesos que determinaron las condiciones actuales.

Nuestro grupo de trabajo ha estudiado los cuerpos de aguas anteriormente nombrados a través de sus distintos componentes, obteniendo información básica de las características limnológicas de cada uno de ellos. Esto ha permitido

realizar un análisis comparativo de los cinco cuerpos de agua y de sus respectivas cuencas hidrográficas, explicando en parte el estado trófico actual, sus causas, sus efectos, sus indicadores y sus tendencias.

Considerando el valor como patrimonio natural, el uso actual y potencial que representa el sistema de lagos nahuelbutanos para la segunda área mas poblada e industrializada del país, se ha decidido realizar la presente contribución, que tiene como objetivo integrar esta información y aquella todavía no publicada, realizando un análisis ambiental comparativo de las características limnológicas de los cinco cuerpos acuáticos, incluidas sus cuencas de drenaje,

poniendo especial énfasis en la condición trófica y estado de eutrofización y estimar su tendencia, para posteriormente identificar acciones de conservación y protección ambiental.

ÁREA DE ESTUDIO

Los sistemas acuáticos estudiados (Fig. 2), tienen la característica de ser cuerpos de agua cercanos a la zona litoral marina. Estos poseen similar base geológica y climatológica, donde las diferencias radican fundamentalmente en el uso de suelo, la intensidad de la actividad forestal silvícola, las actividades turísticas y la ocupación urbana de sus respectivas cuencas hidrográficas (Tabla 1).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los estudios realizados comprendieron: geomorfología y el origen de los lagos (Mardones & Reuther, 1999), erosión, sedimentación, usos históricos y actuales del suelo de las cuencas lacustres y la caracterización y evolución de la cubierta vegetal (Cisternas *et al.*, 1997, 1999a, 1999b, 2000, 2001), morfometría y batimetría de los cuerpos de agua, características sedimentológicas y paleolimnología (Urrutia *et al.*, 2000a, 2000b), calidad del agua y biota acuática (fitoplancton, bentos y fauna íctica) en cuanto a biodiversidad y como organismos indicadores, y algunos aspectos asociados al metabolismo de la columna de agua (Parra, 1989; Parra *et al.*, 1976, 1989, 1999; Scasso & Campos, 1998, 1999; Valdovinos & Figueroa, 2000; Valdovinos *et al.*, en prensa).

Geología, Hidrografía, Clima y Geomorfología

La información geológica, hidrográfica y del clima se obtuvo de los trabajos de Ferraris (1981), Ferraris & Bonilla (1981), Fuenzalida (1971), Cier-Serplac (1976), Devynck (1970), Endlicher & Mackel (1985), Veil (1961), Katz

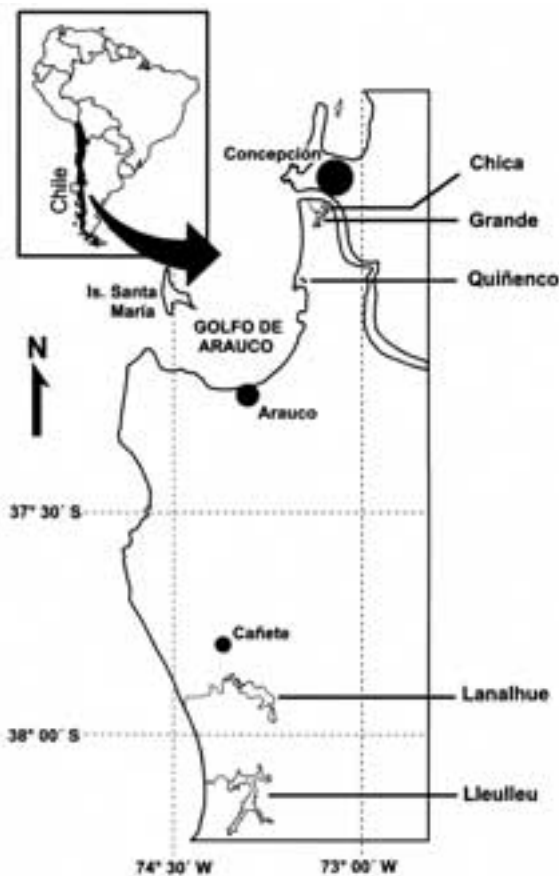


Figura 2. Localización de las lagunas Grande de San Pedro, Chica de San Pedro y Quiñenco, y de los lagos Lanalhue y Llleulleu. *Geographic location of the lagoons Grande de San Pedro, Chica de San Pedro y Quiñenco, and the Lanalhue y Llleulleu lakes.*

Tabla 1. Características generales de las cuencas hidrográficas y grado de intervención humana. *General characteristics of the hydrographic basins and degree of human intervention.*

PARAMETROS Y USOS DEL SUELO	L. CHICA	L. GRANDE	L. QUIÑENCO	L. LANALHUE	L. LLEU-LLEU
Area del lago (km ²)	0.82	1.55	0.29	31.9	39.8
Area cuenca (km ²)	4.5	12.7	3.0	327.43	538.82
Rel. Área cuenca / área lago	5.5	8.2	10.3	10.2	16.8
Rel. Área cuenca / vol. lago	523.3	992.2	3333.3	777.5	717.3
Desarrollo línea de costa	1.8	2.1	1.5	2.9	4.2
% Bosque y matorral nativo	27.13%	5.68%	17%	25.2%	14.42%
% Plantaciones	48.86%	52.35%	70.3%	52.42%	40.21%
% Agricultura	3.35%	1.02%	1.6 %	22.35%	45.32%
% Urbano	4.9%	4.1%	0%	¿	0%
%Prot.ecológica	0%	0%	0%	0%	0%
Evacuación aguas servidas	no	antes	no	antes	no
Actividad turística y recreativa (camping y playas)	intensa	regular	ninguna	0.11%	0.05%
Invasión de macrófitas	Sí	Sí	No	No	No
Grado trófico	Mesotrófico	Eutrófico	Distrófico	Eutrófico	Oligotrófico
Macrófitas acuáticas	Abundantes	Muy abundantes	Escasas	Regular	Escasas
Estratificación de verano	Sí	No	No	Sí	Sí

(1970). El levantamiento geomorfológico detallado se efectuó mediante la fotointerpretación de los vuelos (1994-1995) y de un vuelo particular (1996) solicitado por los investigadores. El sistema morfogenético fue clasificado basándose en criterios morfológicos, morfométricos, sedimentológicos, litológicos y de uso del suelo, aspectos que fueron relevados, analizados y evaluados directamente en terreno (Mardones & Reuther, 1999).

Uso histórico del uso del suelo

Se realizó un detallado análisis de fotointerpretación para una de las cuencas más representativas. Se utilizaron fotografías aéreas de la cuenca de Laguna Chica (vuelo Trimetrogon 1943, vuelo Hycon 1955, vuelo OEA 1961, vuelo SAF, 1981, vuelo SAF 1994). La información se traspasó, corrigiendo digitalmente las diferentes escalas, a la cartografía base (1:10 000). Se lograron seis diferentes cartas de uso mostrando su evolución de los últimos 50 años. Esta carto-

grafía fue ingresada al SIG Arc/Info, separando los usos en diferentes coberturas. A través del SIG se obtuvo el Cambio Total entre periodos, es decir, se identificó, por traslape digital, las áreas que sufrieron cambios entre los años estudiados, independientemente de los tipos de uso (Cisternas *et al.*, 2001).

Cambios en las tasas de erosión y sedimentación

Se determinaron las tasas de erosión-sedimentación de Laguna Chica, considerándola como representativa de los 5 lagos en estudio. Esta información fue posteriormente comparada con las modificaciones de uso del suelo. Mediante geocronología isotópica (²¹⁰Pb y ¹³⁷Cs) y paleopalínología (Cisternas *et al.*, 1997, Urrutia *et al.*, 2000, Cisternas *et al.*, 2001), se determinaron las tasas de sedimentación de un *core* obtenido en la parte más profunda del lago. Considerando determinadas premisas se infirieron las tasas históricas y actuales de erosión en la cuenca.

Comparación entre las condiciones prehispánicas y actuales

Se tomaron *cores* en la parte más profunda de las Lagunas Grande y Chica de San Pedro y en cada caso se obtuvieron los centímetros superficiales (representando a las condiciones actuales) y los más profundos (representando a las condiciones prehispánicas). Los sedimentos inferiores fueron datados con ^{14}C , para corroborar su condición prehispánica. Se analizaron las diatomeas, para determinar calidad del agua, y su polen, para reconocer la evolución de la vegetación en la cuenca. (Cisternas *et al.*, 1999a, b; Urrutia *et al.*, 2000, Cisternas *et al.*, 2001).

Morfometría y batimetría

El levantamiento batimétrico se realizó utilizando un ecosonda Lowrance X-16 con 192 kHz de frecuencia y un transductor de 8° (Lowrance Electronics, INC.) con una sensibilidad de $\pm 0,1$ m. El posicionamiento de los transectos se realizó utilizando las cartas del IGM, escala 1:50 000 y puntos notables en las orillas de los lagos. En el caso de Laguna Chica de San Pedro, Laguna Grande de San Pedro y el Lago Lanahue se procedió a una actualización de los mapas batimétricos realizados por Dellarossa & Parra (1985) y Scasso (1996). La determinación de los principales parámetros morfométricos se realizó siguiendo a Hutchinson (1957).

Sedimentología

La determinación de MOT se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por Mills (1978), el análisis granulométrico y textural siguiendo Wentworth (1922).

Calidad del agua

Con el objeto de considerar la variabilidad temporal de las características físicas y químicas de los lagos, fueron muestreados estacionalmente durante los periodos de verano (enero 1997), otoño (mayo 1997), invierno (agosto 1997) y pri-

mavera (diciembre 1997). Las muestras fueron obtenidas a las distintas profundidades con una botella Rüttner de 2 L de capacidad y transportadas al laboratorio en frascos plásticos de 5 L a *ca.* 4°C, y analizadas dentro de las primeras 6 horas de obtenidas. Las muestras fueron analizadas de acuerdo a las metodologías estándar indicadas por la American Public Health Association (APHA). Las determinaciones realizadas *in situ* fueron las siguientes: temperatura (termómetro de mercurio), pH (pH-metro Shott), conductividad (conductímetro Hanna), transparencia (disco Secchi Hydro-Bios) y turbidez (turbidímetro Milton-Roy Co.). Las determinaciones realizadas en laboratorio fueron las siguientes: oxígeno disuelto (método de Winckler), nitrógeno total (método de Kjendall), fósforo total (método molibdato-tungstato), alcalinidad (titulación con HCl) y seston total (gravimetría).

Fitoplancton

En cada lago se establecieron dos o tres estaciones de muestreo, una en el sector de entrada del (o los) afluentes principales, otra en la zona de mayor profundidad y que generalmente correspondió al centro del lago y finalmente una tercera, en las proximidades del efluente principal del lago. Estos se efectuaron en verano (enero 1997), otoño (mayo 1997), invierno (agosto 1997) y primavera (diciembre 1997). Se utilizaron una red de 55 mm de trama y la botella muestreadora Rüttner. Se trabajó con un microscopio invertido Karl Zeiss y para el recuento se utilizó el procedimiento descrito en Utermöhl (1957). Mayor información sobre la metodología relacionada con la comunidad fitoplanctónica referirse a Parra *et al.*, (1999). La determinación taxonómica se basó fundamentalmente en los trabajos de Parra *et al.*, 1976, 1980, 1981, 1982, 1983 y Rivera *et al.*, 1983.

Metabolismo bentónico

Empleando un core de gravedad (48 mm de diámetro interior; 0.51 de longitud), en enero de 1997 se obtuvieron muestras no perturbadas de

sedimento en los sectores más profundos de los lagos. Las tasas de decaimiento de oxígeno fueron determinadas incubando los cores en oscuridad a temperatura constante ($18 \pm 0.5^\circ\text{C}$) siguiendo a (Newrkla & Gunatilaka, 1982). Para el estudio de la dinámica de la temperatura y contenido de oxígeno sobre el fondo de los lagos, en enero, mayo, agosto y diciembre de 1997, se obtuvieron muestras de agua con una botella Rüttner a *ca.* 30 cm del fondo. La temperatura fue medida con un termómetro de alcohol (Hydro-Bios), y el oxígeno disuelto determinado con el método de Winckler (ver Strickland & Parsons, 1979).

Zoobentos

Los muestreos se realizaron en los meses de agosto-septiembre de 1997. Se tomaron 8 réplicas para la parte litoral y 4 réplicas para la zona profunda. En la zona litoral se muestreó manualmente empleando cuadrantes de 0.1 m^2 . Las muestras de la parte profunda se obtuvieron mediante una draga Petit-ponar de 0.02 m^2 de mascada. Todas las muestras se tamizaron con una trama de $500 \mu\text{m}$, se fijaron con formalina al 10%. La macrofauna se separó e identificó una lupa binocular. Para el análisis espacial de las comunidades bentónicas, se analizó una matriz de densidad (individuos por m^2 por especie y estación de muestreo) empleando un análisis de conglomerados y escaleo no-métrico multidimensional (NMDS). Las estaciones (muestras) se compararon y agruparon, para definir áreas con similar composición biológica (análisis normal o tipo-*q*).

Fauna íctica

El análisis de las comunidades de peces se realizó sobre la base de la información aportada por Corfo (1995) para los lagos Lleulleu y Lanalhue, y Scasso (1996) y Scasso & Campos (1998 y 1999) para lagunas Grande y Chica. No existen antecedentes sobre la ictiofauna del lago Quiñenco. El estudio de la fauna íctica de Lleulleu y Lanalhue se basó en dos muestreos

realizados en invierno y verano de 1995. En ambos casos se utilizó un único arte de pesca, consistente en redes de trasmallo, por lo que no se incluyó en este estudio el muestreo de la zona litoral de los lagos. El estudio de lagunas Grande y Chica incluyó 5 muestreos en los meses de noviembre de 1993, enero, marzo, junio y septiembre de 1994. Las comunidades pelágicas se estudiaron mediante métodos hidroacústicos (ecosonda Lowrance X16) y capturas con redes monofilamento de 40 m de largo y 2.5 m de ancho y 32, 35, 45 y 55 mm de entretendido. La producción se estimó mediante los modelos de Downing *et al.*, (1990) y Downing & Plante (1993) y el máximo rendimiento sostenido mediante el método de Graham (Ricker, 1981). La comparación de estos parámetros entre ambos sistemas se efectuó utilizando ANOVA. La comunidad litoral se muestreó mediante redes de arrastre en las mismas épocas de año. Para el estudio de edades y crecimiento de *Odontesthes bonariensis* se utilizó el método de von Bertalanffy (1938).

RESULTADOS

Geología

Los sistemas lacustres se distribuyen de Norte a Sur en la ladera occidental de la Cordillera de Nahuelbuta, unidad morfoestructural de la Cordillera de la Costa de Chile Centro-Sur (Región del Biobío). Sus cuencas hidrográficas se abren y drenan hacia las llanuras costeras en el sector septentrional y hacia las plataformas marinas y llanuras litorales en el Sur.

Los afloramientos rocosos varían en naturaleza y en edad de E a W; mientras que la vertiente cordillerana donde se emplazan las cuencas lacustres está conformada por rocas cristalinas y metamórficas, la franja más cercana al litoral, se estructura en rocas sedimentarias clásticas y sedimentos de origen marino, fluvial y eólico.

Desde el margen septentrional del lago Lanalhue hasta el río Biobío, aflora el Basa-

mento metamórfico Serie Oriental, constituido por metagrauvas, filitas, rocas córneas y gneises, de edad Paleozoico superior. Al Sur del lago Lanalhue y en toda la hoya del lago Llleu, las rocas estructurantes del relieve corresponden a la Serie Occidental del Basamento metamórfico. Esta serie comprende principalmente micaesquistos y metacherts, muy deformados; profundamente meteorizados por los diferentes agentes climáticos, los que han generado suelos arcillosos de color rojizo-castaño, interestratificados con depósitos de ladera (Endlicher & Mäckel, 1985). Las rocas cristalinas intrusivas, reconocidas principalmente en el margen nororiental de la cuenca del lago Lanalhue, corresponden al Batolito de la Costa, unidad informal compuesta de granitos, tonalitas, granodioritas y dioritas, con zonas de migmatitas y gneises. Este emerge en la parte central de la Cordillera de Nahuelbuta, intruye al Basamento metamórfico y ha sido datado del Paleozoico superior (Ferraris, 1981).

En el margen N del área de estudio, en la zona de contacto entre la Cordillera costera y las llanuras litorales afloran rocas sedimentarias continentales eocénicas atribuidas a la Formación Cosmito (Veyl, 1961), conformada principalmente por lutitas y arcosas. Estos afloramientos se distribuyen como una franja discontinua de dirección NE-SO, alternando con las rocas metamórficas Paleozoicas, al S de Laguna Grande de San Pedro. Hacia el extremo Sur de dicha área estas características litológicas se mantienen, ya que se adosan al cordón montañoso terrazas esculpidas en rocas sedimentarias de edad Terciaria; las formaciones más antiguas observadas son de edad Eocénica y las más recientes, corresponden a rocas de la Formación Tubul, de edad Plioceno superior. En ambos casos, predominan rocas del tipo lutitas y areniscas (Ferraris & Bonilla, 1981).

Las llanuras situadas al Oeste de las cuencas lacustres están constituidas por sedimentos marinos, fluviales y eólicos de edad Pleistocénica-Holocénica.

Desde el punto de vista tectónico, el rasgo más destacado es la foliación de la Serie meta-

mórfica Occidental, la que está asociada a un proceso de metamorfismo-deformación y fallamientos en bloque, de edad Postmiocénica; deformaciones que se relacionan con el alzamiento de la Cordillera de Nahuelbuta. Las fracturas de gran ángulo (mayor de 45°), la mayoría con manteo cercano a la vertical, parecen corresponder a movimientos de tipo normal, presentando rumbos generalmente ENE, NW y NNE. Dichas fracturas, son fundamentales para comprender tanto el trazado geométrico de la red hidrográfica, como la morfología y la batimetría de las cuencas lacustres. Esta influencia es clara en la Laguna Grande de San Pedro, cuyo sistema léntico ocupa un valle de línea de falla, de dirección NNE-SSO, que discurre casi paralelo a la línea costera. También tiene incidencia en el flujo de agua subterránea que alimenta los sistemas lacustres.

Clima

Este sistema de lagos está localizado en la zona media y húmeda del área costera dentro del área de influencia Mediterránea (Fuenzalida, 1971). Según Cier-Serplac (1976) las precipitaciones incrementan de Oeste a Este debido al efecto climático de barrera que ejerce la Cordillera de Nahuelbuta. Desde el norte hacia los lagos mas al sur del sistema, las precipitaciones varían entre 1.250 mm a cerca de 2500 mm. Las lluvias se concentran principalmente en invierno (Mayo-Octubre). La temperatura media anual es 12 a 13 °C. Desde Mayo a Agosto la dirección de viento dominante varía entre W y N y durante el resto del año varía entre S y SW. Esta alternancia es debida a una influencia anticiclónica durante el verano, y durante la influencia ciclónica con la aproximación del frente polar que es el que genera alteraciones atmosféricas en el invierno.

Geomorfología

Los cinco lagos se emplazan en valles de la Cordillera de Nahuelbuta cuyo drenaje local ha sido bloqueado. Existen importantes diferencias

morfométricas y morfogenéticas entre los tres lagos situados en el margen N del área de estudio (Lagunas Chica y Grande de San Pedro y Laguna Quiñenco) y aquellos situados en la zona meridional (lagos Lanalhue y Lleulleu).

Los sistemas lacustres septentrionales

Las cabeceras de las cuencas lacustres se emplazan en los cordones montañosos de erosión hídrica, de la naciente Cordillera de Nahuelbuta, estructurados en roca metamórfica Paleozoica; cuyos interfluvios presentan orientación N y ONO y altitudes > 400m. Adosada a la cordillera se aprecia una terraza de erosión marina de 65 a 100m de altitud, 450m de ancho dispuesta como una franja continua de dirección N-S y pendiente <5°, conformada tanto por roca sedimentaria Eocénica, como por filitas y esquistos Paleozoicos. El contacto con la cordillera es generalmente abrupto y lineal, lo que permitiría suponer que se trata de un escarpe adaptado a líneas de falla. Tanto los cordones como las terrazas están disectados por pequeños y estrechos valles de fuertes pendientes longitudinales.

Al Oeste y ONO de estas unidades morfológicas se sitúa la llanura litoral de San Pedro-Coronel, cuya altitud media es de aproximadamente 6 m.s.n.m. Conforman una franja continua de 1-4 km de ancho, de dirección N-S, modelada por cordones litorales y dunas. Por el número y grado de conservación de cordones litorales observados, se estima que la llanura se habría modelado entre el Tardiglacial y el Reciente, al menos en seis estadios de retroceso del mar. Este tipo de modelado se presenta particularmente, en el frente de los lagos Quiñenco y San Pedro Grande. En el margen Norte de las dos Lagunas de San Pedro, el río Biobío construye una terraza de acumulación constituida por sedimentos arenosos basálticos, de edad Pleistocénica-Holocénica, parcialmente modelada por dunas.

Los sistemas lacustres meridionales

En el margen Sur del área de estudio, los lagos Lanalhue y Lleulleu emplazan sus cabeceras en el eje mismo de la Cordillera de Nahuelbuta. La

cordillera está modelada por cordones y restos de superficies de erosión de origen continental, estructurados en rocas metamórficas (filitas y esquistos) de edad Paleozoica, los que se elevan progresivamente hacia el E de 500 a 800 m.s.n.m., a través de bloques quebrados por un sistema de fallas ONO-ESE y ENE-OSO.

Siguiendo las mismas direcciones estructurales citadas anteriormente, los ejes de los lagos se han emplazado en antiguos valles adaptados a la estructura, tal como se aprecia por su morfología y batimetría. Del mismo modo, las cuencas hidrográficas de ambos sistemas, presentan trazados angulosos que evidencian la influencia estructural.

El contacto con la llanura litoral se produce a través de niveles decrecientes de terrazas conformadas por areniscas y lutitas Terciarias, cuyas altitudes varían entre 25 y poco más de 200 m.s.n.m. La morfología plana, su disposición en franjas paralelas a la línea costera, el afloramiento de rocas sedimentarias marinas de edad Terciaria testigos de antiguas fases de transgresión marina, permiten asumir que estos niveles de terraza adosados a la Cordillera de Nahuelbuta, son de abrasión marina. Los niveles de terraza mejor desarrollados son aquellos situados más próximos a la costa, suponiéndose por esta razón que son también los más jóvenes. Ellos se distribuyen irregularmente entre los 25-30m, 50m y 70-80m.s.n.m. El resto de las terrazas, están representadas por retazos muy fragmentados, exceptuando el nivel de 200 m.s.n.m. que presenta mayor continuidad.

El frente del lago Lleulleu está modelado por la terraza marina de 25-30m, sobre la cual sobreyacen dunas longitudinales, las que no están relacionadas con la obstrucción del drenaje, puesto que sobreyacen a las terrazas marinas, a un nivel superior al espejo de agua. La terraza de 50m de altitud, está ampliamente representada en el frente del lago Lanalhue; sobre ella no se observan modelados de origen eólico. Esta planicie de origen marino-eólico inclinada hacia el Oeste, tiene 6 km de ancho en el sector Norte y se estrecha progresivamente hacia el Sur, hasta desaparecer en el sector de Quidico, donde las

estribaciones cordilleranas caen directamente al océano formando acantilados rocosos. Se reconocen aquí una secuencia de cordones dunarios de diferentes edades y de altitudes que varían entre 16 y 47m. En el lago Lanalhue las dunas más próximas al cuerpo de agua, quedan distantes unos 4 km del frente del lago, de modo que sus riberas están modeladas en areniscas de edad Terciaria. En el frente del lago Lleulleu, la llanura litoral tiene cerca de 2.6 km de ancho y las dunas se aproximan al frente mismo del lago, observándose allí que los sedimentos eólicos sobreyacen una formación de rocas sedimentarias de edad probablemente Eocénica. Este modelado no tiene mayor influencia en la formación del lago, pero lo nutren de sedimentos por la deflación eólica cuando la cobertura vegetal es débil. Los lagos están drenados por los ríos Lleulleu y Puyehue-Paicaví.

El lago Lanalhue se sitúa a 12 m.s.n.m., inunda un estrecho valle de la Cordillera de Nahuelbuta de orientación SE-NO. Su morfología y batimetría tienen estrecha relación con los accidentes tectónicos que estructuran la cuenca. El lago se divide en tres secciones: la sección interior es la menos profunda (4m) y de fondo plano; se dispone en dirección Norte-Sur y tiene 3 km de longitud y 1.5 km de ancho. Está parcialmente seccionada por el delta de los ríos Elicura y Calebu y se comunica con el resto del lago, a través de un estrecho (Pta. El Sapo). La parte central tiene 8 km de longitud y 2-3 kms de ancho; se dispone en dirección SE-NO y su fondo tiene la forma de un estrecho canal, de laderas irregulares, cuya profundidad aumenta en dirección a la costa, de 14 a 22 m.b.n.m. El trazado de las riberas se presenta accidentado por penínsulas y ensenadas. Finalmente, el sector frontal es el más estrecho y profundo: tiene la forma de una T volcada hacia el Oeste, 3 km de largo, entre 0.5 y 0.8 km de ancho y 24 m.b.n.m. de profundidad. Hacia el Este, una península estructurada por rocas sedimentarias de la terraza de abrasión marina localizada en el sector de El Banquete, genera un umbral que dificulta la conexión entre las dos últimas secciones.

El lago Lleulleu tiene una forma lobulada, angulosa, cuyo trazado repite las direcciones estructurales observadas en la cordillera: NNE-SSO y O-E. Se ha formado por la obstrucción de dos valles principales de dirección E-O: los valles de Huillinco y Mahuilque y un eje de dirección NNE-SSO, casi paralelo a la línea costera, situado en la falla que separa la Cordillera de Nahuelbuta de las terrazas litorales. El lago tiene una altitud de 20 m.s.n.m., 0.5 a 3 km de ancho y el eje mayor, de dirección NNE-SSO se extiende por aproximadamente 17 km de longitud. En cuanto a su batimetría, la parte frontal del lago que se inserta en las terrazas litorales es la de menor profundidad (10 m), mientras que en los lóbulos internos se ha estimado en más de 40m. La compartimentalización batimétrica del sistema, al igual que en el Lanalhue se relaciona con líneas de falla que accidentan el borde cordillerano.

Origen de los lagos

Los sistemas lacustres de Lanalhue y Lleulleu, emplazados al sur del área de estudio tienen un origen distinto a aquellos situados en las cercanías de Concepción (las Lagunas Chica y Grande de San Pedro y laguna Quiñenco). La formación de los primeros, ha sido interpretada a la luz de los modelos neotectónicos para la plataforma de Arauco. Estos autores demuestran que a partir del Pleistoceno, la plataforma de Arauco habría funcionado como una zona de deformación co-sísmica, tectónicamente independiente de la Cordillera de Nahuelbuta. Movimientos de emergencia de la plataforma estarían asociados a la ocurrencia de grandes terremotos, con recurrencia de al menos uno por siglo. Se estiman movimientos de sollevamiento de las terrazas costeras de 0.25m/siglo en la parte frontal de los lagos. Esto permite sugerir que dichos lagos corresponden a valles costeros, cuyo drenaje habría sido obstruido en el Pleistoceno reciente, por las formaciones rocosas de la plataforma de Arauco debido a las periódicas crisis sísmicas.

Los lagos litorales Lagunas Chica y Grande de San Pedro y Laguna Quiñenco, se emplazan

en antiguos valles de la Cordillera de la Costa cuyo drenaje ha sido bloqueado por dunas y cordones litorales. Tres factores se combinan para explicar su formación: el importante aporte de arenas basálticas a la costa provocado por descargas lacustres en el alto valle del Laja (Mardones & Jaque, 1996), las transgresiones y regresiones marinas de origen glacioeustático y la neotectónica co-sísmica Cuaternaria, que en este sector ha actuado con menor intensidad y distintamente en los bloques y fosas que estructuran la llanura de Concepción y Coronel.

En relación a Las lagunas de San Pedro, a juzgar por la batimetría y la potencia de los depósitos de arena en su frente, es posible que éstas se hayan formado y destruido subsecuentemente desde fines del Riss al Actual, debido a las variaciones glacioeustáticas del nivel marino en el Pleistoceno superior. De hecho, la última transgresión marina ocurrió entre el 8000 BP y el 6400 BP; ésta aumentó en 5m el nivel actual del mar el que habría inundado al menos parcialmente éstos valles, formando lagunas. A partir de este momento, viene una fase de regresión marina posiblemente asociada a sollevamientos co-sísmicos, lo que permite la formación sucesiva de crestas de playa y cordones dunarios, que finalmente construyen los sistemas lacustres actuales, desconectados del mar. En cuanto a la laguna Quiñenco, ésta ha sido originada en un periodo previo a la llegada de la última formación de arenas negras, ya que el cordón litoral que la cierra está construido por arenas cuarcíferas. Si se considera la propuesta morfogenética de Mardones & Jaque (1996), su formación sería previa al periodo Tardiglacial (>15 000 BP) y relacionada estrictamente con la transgresión flandriana y los sollevamientos costeros posteriores a este evento.

Hidrografía

Las hoyas hidrográficas de estos cinco lagos están conformadas por pequeñas cuencas costeras exorreicas, que drenan la vertiente occidental de la Cordillera de Nahuelbuta y tienen como nivel de base los sistemas lénticos. La jerarquía

de estas cuencas va desde drenes de orden 6 en las cuencas más grandes observadas en el Lago Lleulleu (ríos Huillenco y Mahuilque) hasta orden 1 en las cuencas más pequeñas. En las lagunas de San Pedro las cuencas de mayor jerarquía son de orden 3. La red de drenaje se caracteriza por distintos patrones y densidades de canales, debido al control geológico y estructural del área. Sobre el Basamento cristalino, el patrón de drenaje es dendrítico con densidad media. En las terrazas de abrasión marina, en cambio, se observa un patrón de drenaje paralelo, con orientación principal de NNE a SSW o SSE-NNW. Según Ferraris y Bonilla (1981), esto se debe a una adaptación de los cursos fluviales a los lineamientos estructurales. Aquí la densidad de drenaje es gruesa, debido a la alta permeabilidad de estas rocas, lo que además permite el desarrollo de valles profundos.

Vegetación y uso del suelo

La vegetación original del área de localización del sistema lacustre se inserta en la transición entre las regiones meso e hidromórfica (Di Castri, 1968). El bosque esclerófilo se contacta con el del roble-laurel-lingue (*Nothofagus* spp. - *Crptocarya alba*, *Persea lingue*), que se desarrolla más al Sur. En las partes altas de las cuencas todavía existen especies de *Nothofagus*, *N. oblicua* ("Roble") y *N. procera* ("Raulí"). Este bosque al ser talado origina matorrales esclerófilos, los cuales a su vez al ser explotados, se convierten en comunidades arbustivas bajas. Estos hábitats son rápidamente colonizados por malezas introducidas, como la "retamilla" (*Tellina monspessulana*), las que forman comunidades asociadas a renovales del antiguo bosque esclerófilo. Sobre esta situación vegetacional y edáfica se ha desarrollado el proceso de reforestación con especies exóticas, *Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp., el primero en mucho mayor porcentaje (cerca del 80 % de la actual cubierta vegetacional). En las quebradas más profundas de las cuencas del sistema se observan restos de vegetación nativa como especies de "Olivillo" (*Aextoxicum punctatum*), "Peumo"

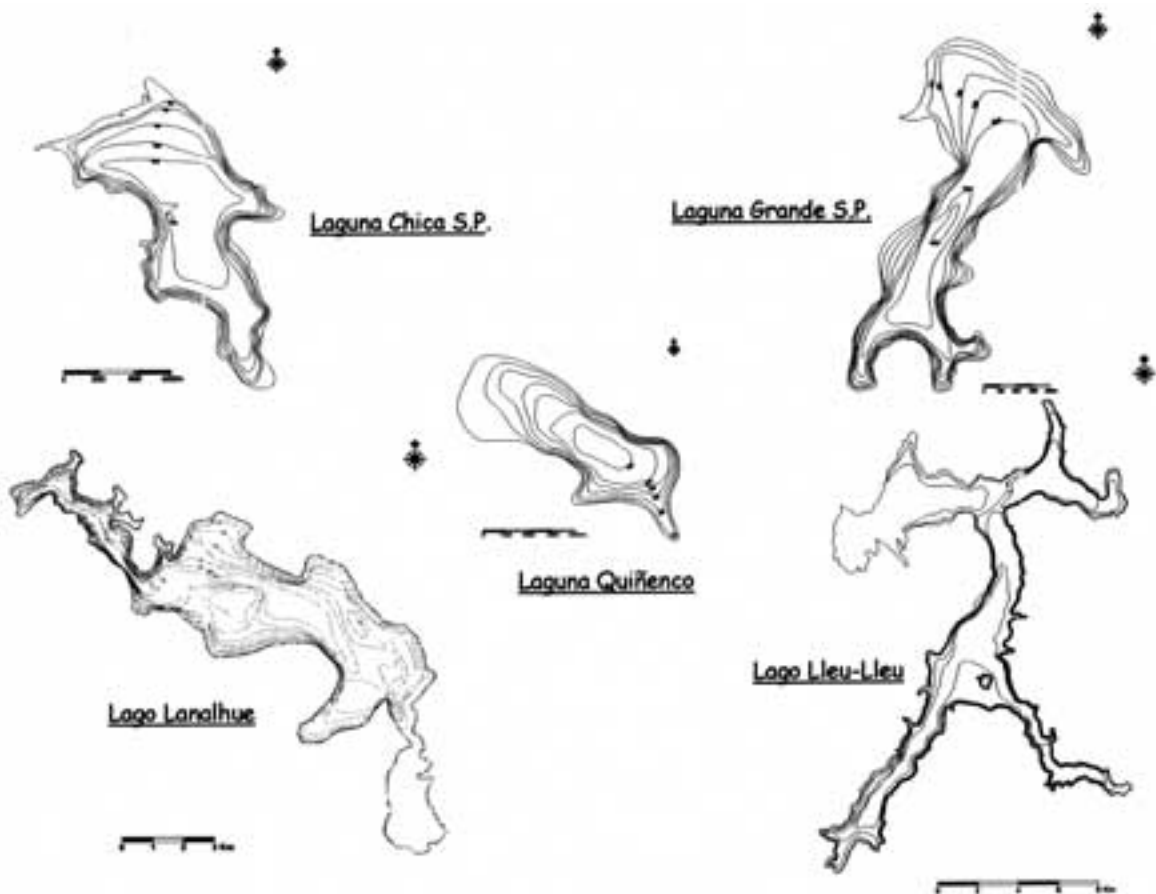


Figura 3. Batimetría de los cuerpos de agua. *Bathymetry of the water bodies.*

(*Cryptocarya alba*), “Boldo” (*Peumus boldus*), “Avellano” (*Gevuina avellana*), “Litre” (*Lithrea caustica*), “Maqui” (*Aristotelia chilensis*) y Canelo (*Drymis winteri*). En los últimos años la vegetación presenta una tendencia notoriamente degradativa hacia comunidades del tipo matorral y pastizal, degradación que se traduce en erosión de los suelos (Barrientos, 1990).

Los usos del suelo de los cinco lagos son: a) bosque y matorral nativo, generalmente una forma degradada de bosque, debido a la temprana intervención humana (e.g. corta y quemas), b) plantaciones forestales, áreas ocupadas por plantaciones forestales principalmente *P. radiata* y *Eucalyptus globulos*, c) áreas deforestadas con escasa o nula cobertura vegetal generadas por diversas intervenciones humanas (corta, quemas, incendios), con suelos expues-

tos, d) áreas con sectores de humedales y e) áreas con cobertura urbana y residencial. La Tabla 1 presenta un cuadro comparativo de los usos del suelo de las respectivas cuencas de drenaje de los lagos estudiados.

Por otra parte es necesario indicar que la actividad forestal en la Región, basada mayormente en plantaciones de especies exótica, es el carácter dominante en el paisaje, ocupando cerca del 40 % de todo el territorio regional y más del 50% del área de estudio. Al mismo tiempo representa la principal actividad económica en cuanto a usos de recursos naturales.

Morfometría y batimetría

La morfología de los lagos estudiados presentó un amplio rango de variación tanto en forma

como tamaño (Fig. 3). Es así que el tamaño de los lagos fluctuó entre 39.8 km² (Lleulleu) y los 3.0 km² (Quiñenco) de superficie, con profundidades que fluctuaron entre los 46.5 m (Lleulleu) y 6.1 m (Quiñenco). Por su parte la forma fluctuó entre contornos muy regulares, con bajo desarrollo de costa, como el caso de laguna Quiñenco (1.5, Laguna Chica (1.8) y Laguna Grande (2.1) de San Pedro, hasta formas y contornos muy irregulares, representados por altos valores de desarrollo de línea de costa de los lagos Lleulleu (4.2) y Lanalhue (2.9).

La poca profundidad de los lagos estudiados es consistente con la uniformidad geológica del área y la escasa altura del relieve donde se encuentran ubicados (Mardones & Reuther, 1999). Sólo el Lago Lleulleu presentó una profundidad máxima superior a los 30 m. Estos resultados indican que todos los lagos, con excepción del Lleulleu, presentan el 100% de su área sobre la cota que determina la zona de aguas someras que según Campos *et al.*, (1992) está determinada por la isóbata de los 30 m. El lago Lleulleu presentó una zona de aguas someras que corresponden aproximadamente al 50% de su área total. La batimetría de estos cuerpos de agua esta estrechamente asociado al origen de cubetas que contienen las masas de agua. Los

lagos Quiñenco, Chica y Grande de San Pedro presentan una sola gran cubeta de fondo plano, que ocupa la mayor extensión en superficie, con fuertes pendientes en las riberas asociadas a la cordillera de Nahuelbuta y una suave batimetría hacia el extremo opuesto. En cambio la batimetría de los lagos Lanalhue y Lleulleu esta determinado por el origen tectónico de estos cuerpos de agua. Es posible encontrar una completa caracterización morfométrica de los lagos en Urrutia *et al.*, (2000), (Tabla 2).

Caracterización sedimentológica

Los sedimentos de los cinco lagos estudiados se caracterizaron por presentar texturas fangosas (limos y arcillas) muy homogéneas, con ausencia de fracciones gruesas (arenas y gravas). En todos los casos se trata de fangos sin características reductoras, de colores “Grises medianamente oscuros” (N4) con tonalidades “Gris café” (5YR4/1) y “Gris oliva” (5Y4/1), de acuerdo a la Carta de Colores de la Geological Society of América (1975).

Considerando el tamaño medio de las partículas de sedimento, el fango de todos los lagos se clasificó texturalmente (Wentworth, 1922) como “limos finos”. Por otra parte y de acuerdo

Tabla 2. Características morfométricas de los lagos. *Lakes' morphometric characteristics.*

PARAMETROS	L. CHICA	L. GRANDE	L. QUIÑENCO	L. LANALHUE	L. LLEU-LLEU
Latitud (S)	36° 51'	36° 51'	36° 59'	37° 55'	38° 09'
Longitud (W)	73° 05'	73° 06'	73° 07'	73° 19'	73° 19'
Altura (m.s.n.m.)	5.0	4.0	5.0	12.0	20.0
Profundidad máx. (m)	18.0	13.5	6.1	26.0	46.5
Profundidad media (m)	10.3	8.3	3.0	13.1	23.5
Largo máx. (km)	1.9	2.7	1.1	9.6	13.2
Ancho máx. (km)	0.87	1.4	0.36	4.3	3.7
Perímetro (km)	5.7	9.4	2.94	58.6	93.3
Area del lago (km ²)	0.82	1.55	0.29	31.9	39.8
Area cuenca (km ²)	4.5	12.7	3.0	325.0	670.0
Volumen (km ³)	0.0086	0.0128	0.0009	0.418	0.934
Desarrollo línea de costa	1.8	2.1	1.5	2.9	4.2
Rel. Prof. media / Prof. máx.	0.57	0.61	0.49	0.50	0.50
Rel. Área cuenca / área lago	5.5	8.2	10.3	10.2	16.8
Rel. Área cuenca / vol. lago	523.3	992.2	3333.3	777.5	717.3
Prof. criptodepresión (m)	13.0	9.5	1.1	14.0	26.9

Tabla 3. Parámetros granulométricos, texturales y Materia Orgánica Total (MOT) promedio de los lagos estudiados. *Granulometric parameters, texture and Total Organic Matter (TOM) means for the studied lakes.*

Lagos	Total estaciones	Tamaño Medio (ϕ)	Selección (ϕ)	Asimetría	MOT (%)
L. Chica	24	6.57	0.79	-0.13	14.8
L. Grande	28	6.51	0.81	-0.18	20.0
L. Quiñenco	27	6.59	0.84	-0.26	21.8
L. Llanahue	44	6.48	0.80	-0.06	14.7
L. Lleu-Lleu	81	18.3	6.57	0.83	18.3

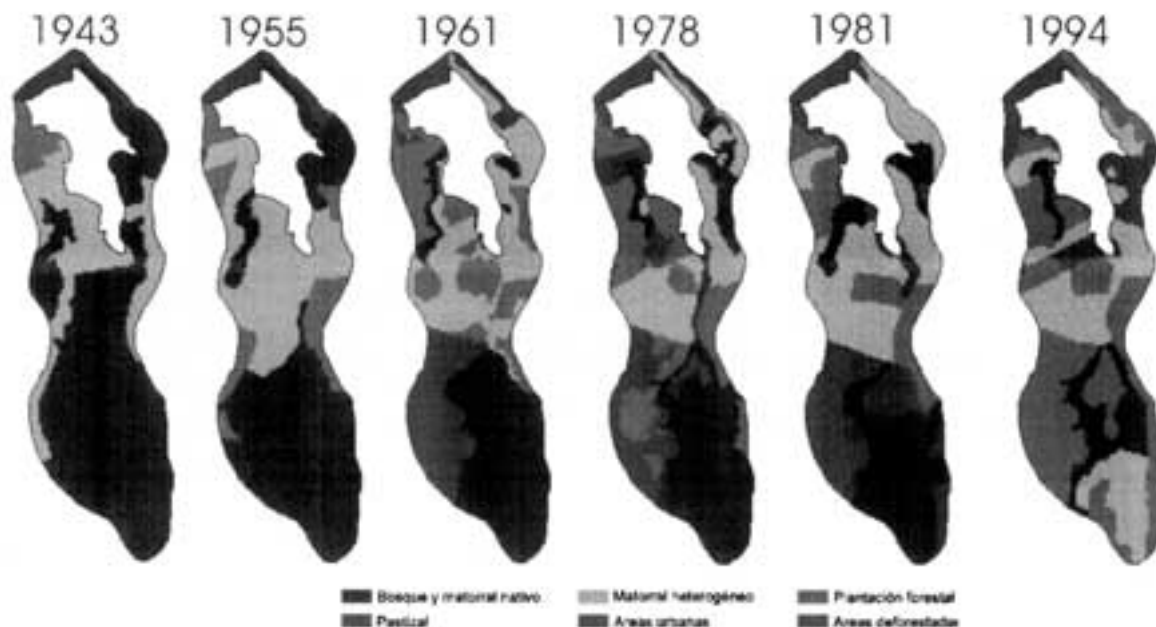


Figura 4. Evolución del uso del suelo en Laguna Chica de San Pedro. *Soil use evolution in Laguna Chica de San Pedro.*

al grado de selección de los granos, estos se ubican en el rango “moderadamente seleccionados”. El parámetro de asimetría presentó una mayor variabilidad; sin embargo, todos los valores fueron negativos (Tabla 3). Mayor información sobre las características sedimentológicas se encuentra en Urrutia *et al.* (2000) y Valdovinos & Figueroa (2000).

Uso histórico del Uso del Suelo

En los estudios de Cisternas *et al.*, (1999, 2000, 2001), Mardones & Reuther (2000) se reconocieron seis categorías de uso del suelo: i) bosque y matorral nativo, ii) matorral hete-

rogéneo, iii) áreas deforestadas, iv) plantaciones forestales, v) áreas urbanas y residenciales, y vi) pastizales.

La figura 4 muestra la evolución del uso histórico del suelo en la cuenca de Laguna Chica. Se aprecia una sostenida disminución de la vegetación nativa, que hacia 1994, queda reducida a las quebradas más estrechas y profundas de la cuenca. Contrariamente, las plantaciones forestales muestran un continuo incremento. Entre 1961 y 1981, las áreas deforestadas presentan una importante extensión superficial. El uso residencial aparece por primera vez en 1961 y se mantiene relativamente estable hasta 1994 (Cisternas *et al.*, 1999 a, b).

Respecto al Cambio Total, la figura 5 muestra las áreas que modificaron su uso entre los periodos estudiados. Se aprecia un incremento de las modificaciones con el tiempo, del mismo modo, se reconoce que el cambio se fue trasladando hacia el sur, a los sectores de altas pendientes (Cisternas *et al.*, 1999 a, b). La Figura 6 muestra el total de modificaciones ocurridas entre 1943 y 1994. Se observa que la casi totalidad de la superficie de la cuenca fue transformada en un periodo de 50 años.

Considerando estas tendencias y la evolución histórica de la vertiente occidental de la cordillera de Nahuelbuta, es posible inferir que las cinco cuencas lacustres sufrieron un proceso de reemplazo de la vegetación nativa de un modo similar al reconocido para Laguna Chica. De este modo, Cisternas *et al.*, (1999 b) proponen un modelo de reemplazo de vegetación nativa por plantaciones forestales para toda la cordillera de Nahuelbuta (Fig. 7). El Periodo I, representado por los años cuarenta, muestra una cobertura de bosque y matorral nativo degradado, minoritariamente en los sectores planos y mayoritariamente en las áreas de pendientes. Con el avance de las plantaciones (Periodo II), principalmente ubicadas en lugares llanos, los remanentes de nativo están limitados sólo a los sectores altos (probablemente

por las dificultades de explotación). A diferencia de la rápida transición en los dos primeros periodos, el Periodo III presenta áreas deforestadas, que se mantienen por largo tiempo en los sectores más frágiles de las cuencas (Periodos III-IV). Finalmente, el propio proceso de forestación hará desaparecer las áreas deforestadas (Periodo V), quedando las cuencas completamente cubiertas con las plantaciones exóticas.

Cambios en las tasas de erosión y sedimentación

En la figura 8 es posible observar los resultados del análisis cronológico para Laguna Chica. Tanto el ^{137}Cs como la concentración de polen de *P. radiata* comprueban el modelo cronológico propuesto (Cisternas *et al.*, 2001). De acuerdo con el modelo cronológico utilizado (CRS) la tasa neta de acumulación de sedimentos de Laguna Chica ha variado en un orden de magnitud, desde $50 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ hacia 1883 a $600 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en 1968. Los cambios en las tasas de sedimentación muestran tres pulsos durante el s. XX. El primero comienza a fines del s. XIX y alcanza su máximo al final de los años cuarenta ($580 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Otro pulso comienza a inicios de los años cincuenta ($240 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y alcanza su máximo a

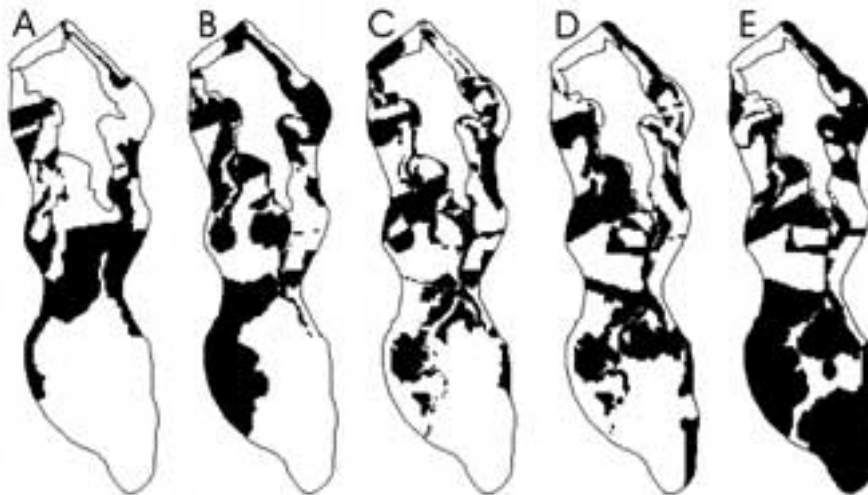


Figura 5. Evolución del Cambio Total durante los intervalos temporales estudiados (A= 1943-1955; B= 1955-1961; C= 1961-1978; D= 1978-1981; E= 1981-1994). *Total change evolution during the studied temporal intervals (A= 1943-1955; B= 1955-1961; C= 1961-1978; D= 1978-1981; E= 1981-1994).*

finales de los sesenta ($600 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). El evento más reciente comienza alrededor de 1978 ($260 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) y continúa en los noventa, cuando el máximo fue $520 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Cisternas *et al.*, 2001). En Chile, como en el resto del hemisferio sur, no se detectaron aumentos de las concentraciones de ^{137}Cs ambiental por efecto del accidente de Chernobyl ocurrido en Ucrania en 1986 (Surface Air Sampling Program; Larsen *et al.*, 1995). En un monitoreo realizado en Chile entre los años 1966-1994 (Piñones & Tomacic, 1995), no se detectaron los efectos de dicho accidente nuclear. Del mismo modo, análisis realizados en sedimentos de la Antártica (Appleby *et al.*, 1995) no se reconocieron indicios de *fallout* radioactivo generado por dicho accidente. Lo anterior, se debe a que la inyección de ^{137}Cs en Chernobyl no fue de una magnitud suficiente para incorporarse a la estratosfera. De este modo, la contaminación no fue transportada a escala planetaria, afectando principalmente al norte de Europa (Larsen *et al.*, 1995). Considerando lo anterior, el *peak* detectado en la columna sedimentaria de Laguna Chica de San Pedro, debe responder más bien al máximo de emisión estratosférica de 1963.

La erosión en la cuenca del lago fue calculada como $S \cdot A_L / A_W$, donde S es la tasa de sedimentación calculada para el *core*, A_L es el área del fondo del lago, y A_W el área de la cuenca hídrica (Cisternas *et al.*, 2001). Se obtuvieron las tasas de erosión para los 10 primeros centímetros del núcleo (1942-1996). El registro de lluvia para el área (Figura 9 A) muestra que las precipitaciones no han tenido una tendencia a aumentar o disminuir durante los últimos 50 años. De este modo, es posible inferir que las variaciones en la erosión de la cuenca han estado controladas principalmente por el uso de suelo. Este mismo periodo temporal es cubierto por la información de uso del suelo obtenida más arriba. La tasa de erosión, a escala lineal de tiempo (Figura 9 B), presenta los mismos tres máximos que las tasas de sedimentación; sin embargo la escala lineal muestra que fueron breves. Los primeros dos *peaks*, alrededor de 1950 y 1970, duraron unos pocos años; el tercer máximo en los años noventa, dura 7 años. Los



Figura 6. Total de modificaciones ocurridas entre 1943 y 1994. *Total changes occurred between 1943 and 1994.*

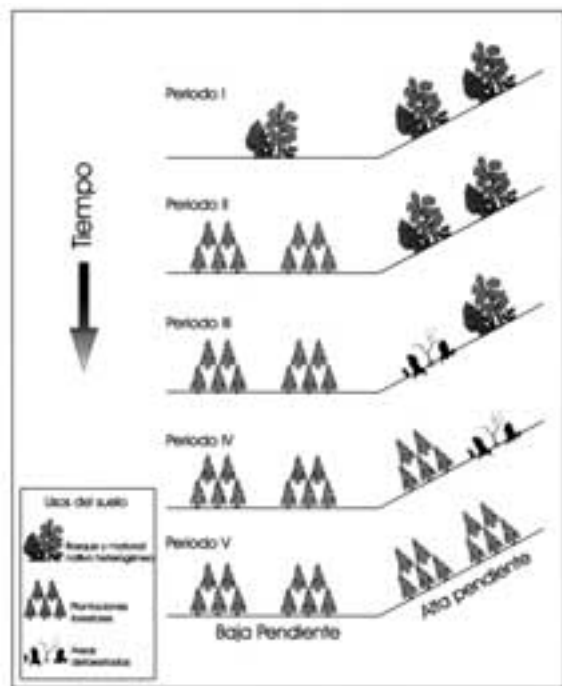


Figura 7. Modelo conceptual del proceso de cambio de uso del suelo para la cordillera de Nahuelbuta (Cisternas *et al.*, 1999 b). *Conceptual model of the soil use change process for the Nahuelbuta range (Cisternas et al., 1999 b)*

tres máximos se aproximan a $1 \text{ tm ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Valores bajo la media ($0.5 \text{ tm ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) predominan por periodos más largos (Cisternas *et al.*, 2001).

Tabla 4. Síntesis de los resultados obtenidos en las determinaciones de los parámetros físicos y químicos, en la cual se han considerado en conjunto los datos obtenidos en los cuatro periodos de muestreo realizados a lo largo de 1997. *Synthesis of the obtained results in the determination of the physical and chemical parameters, in which the data obtained for the four sampling periods along 1997 have been considered as a whole.*

Parámetro	Chica (n=16)		Grande (n=22)		Quiñenco (n=16)		Lanahue (n=35)		Lleu-lleu (n=32)						
	x	máx	mín	x	máx	mín	x	máx	mín	x	máx	mín			
Temperatura (°C)	17.4	24.0	12.5	18.1	24.0	12.2	18.0	27.0	12.0	16.8	21.8	11.5	15.5	23.0	11.4
pH	7.0	7.4	6.5	7.0	7.6	6.5	6.6	7.1	6.3	6.8	7.5	6.4	7.1	7.8	6.6
Conductividad (mS/cm)	70.6	89.6	50.0	84.1	107.4	35.0	58.8	71.8	40.1	42.3	52.0	36.4	33.7	42.5	25.3
Oxígeno disuelto (mg/L)	9.2	10.9	5.9	8.8	10.7	4.9	8.6	9.9	7.4	9.1	10.7	1.2	9.6	11.6	5.4
Alcalinidad (meq/L)	0.4	0.5	0.4	0.5	0.6	0.5	0.4	0.7	0.3	0.3	0.4	0.3	0.2	0.3	0.2
Turbidez (FTU)	1.4	2.9	0.6	2.6	6.8	1.3	7.3	14.5	2.4	4.0	11.2	1.3	1.3	5.8	0.3
Transparencia (m)	5.2	6.3	4.2	3.7	4.5	3.0	1.5	2.0	1.0	3.0	5.0	1.1	8.0	10.0	5.5
Seston total (mg/L)	2.1	6.8	<0.1	3	7.2	<0.1	5.1	9.4	1.0	4.9	22.4	1.5	2.1	7.6	<0.1
P-total (mg/L)	4.9	8.2	1.2	11.9	26.0	5.1	11.8	17.18	7.8	13.2	106.6	6.7	3.4	8.9	1.4
N-total (mg/L)	0.166	0.320	0.061	0.225	0.340	0.084	0.250	0.433	0.127	0.196	0.300	0.114	0.154	0.430	0.036

La figura 9C muestra las relaciones detectadas entre el uso del suelo y las tasas de erosión. Más que la tipología de uso, el cambio total resultó ser el parámetro con mejor explicación. Se observa que modificaciones en el cambio total se traducen en incrementos en las tasas de erosión (Cisternas *et al.*, 2001). La Figura 9 D presenta la correlación obtenida entre ambas variables ($r^2=0.95$).

Comparación entre las condiciones prehispánicas y actuales

La comparación realizada entre sedimentos prehispánicos y actuales de los lagos estudiados, indican que han sufrido drásticas transformaciones desde la llegada de los españoles, evolucionando, de acuerdo al polen, desde una cobertura vegetal natural a una fuerte presión de uso forestal (Cisternas *et al.*, 2000). Del mismo modo, el estudio cualitativo del agua, a través de las diatomeas, reconoce un cambio en sus características tróficas; desde aguas oligotróficas a eutróficas en Laguna Grande, y desde oligotrofia a mesotrofia en Laguna Chica (Urrutia *et al.*, 2000).

Calidad del agua

En la Tabla 4 se presenta una síntesis de los resultados obtenidos en las determinaciones de los parámetros físicos y químicos, en la cual se han considerado en conjunto los datos obtenidos en los cuatro períodos de muestreo realizados a lo largo de 1997. El número total de muestras que se integró para cada lago fue el siguiente: Laguna Chica de San Pedro $n=16$, Laguna Grande de San Pedro $n=22$, Laguna Quiñenco $n=16$, Lago Lanalhue $n=35$ y Lago Lleu-lleu $n=32$. Considerando la serie de 5 lagos, los rangos de variación por parámetro son los siguientes: temperatura 11.4-27.0 °C, pH 6.3-7.8, conductividad 25.3-107.4 $\mu\text{S}/\text{cm}$, oxígeno disuelto 1.2-11.6 mg/L, alcalinidad 0.2-0.7 meq/L, turbidez 0.3-14.5 FTU, transparencia 1-10 m, seston total <0.1-22.4 mg/L, P-total 1.4-106.6 $\mu\text{g}/\text{L}$ y N-total 0.036-0.430 mg/L.

El Lago Lleulleu y la Laguna Chica de San Pedro presentan una buena calidad de agua considerando, los valores de la transparencia, del seston, oxígeno disuelto y las concentraciones de fósforo y nitrógeno, mientras que considerando los valores que alcanzan los mis-

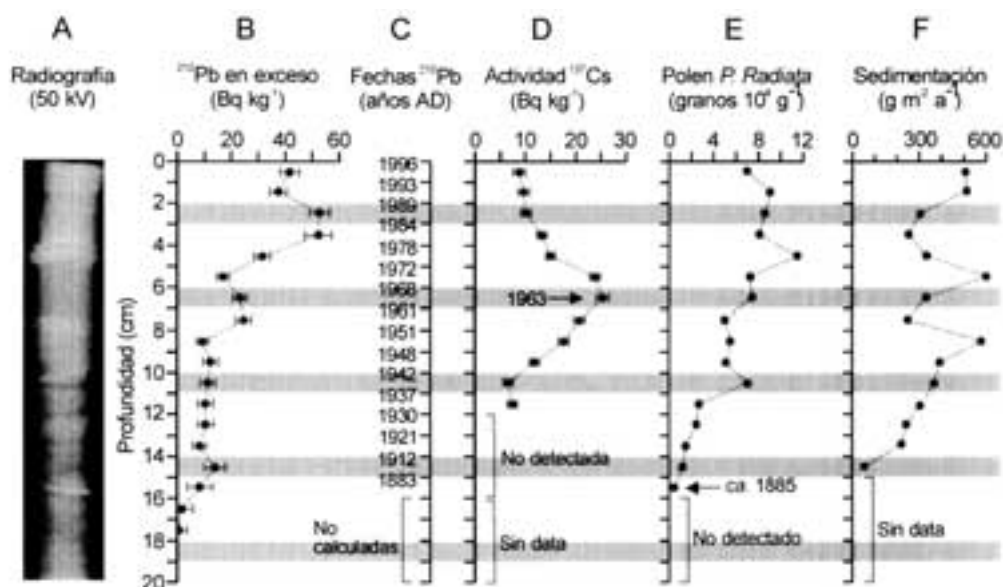


Figura 8. Radiografía (A), actividad de ^{210}Pb en exceso (B), modelo cronológico (C), actividad de ^{137}Cs (D), concentración de polen de *P. radiata* (E), tasas de sedimentación (F) del registro sedimentario de Laguna Chica (Cisternas *et al.*, 2001). X-Ray (A), activity of ^{210}Pb in excess (B), chronologic model (C), ^{137}Cs activity (D), *P. radiata* pollen concentration (E), sedimentation rates (F) of the sedimentary record of Laguna Chica (Cisternas *et al.*, 2001)

mos parámetros en las lagunas Quiñenco y Grande de San Pedro, y el Lago Lanalhue, ellas presentan una moderada calidad de agua (Tabla 4). Las variables asociadas a la entrada de sólidos en suspensión debido a la erosión

de sus cuencas de drenaje, afectan a todos los sistemas estudiados, aunque en diverso grado. Los sistemas más afectados por este proceso corresponde a la Laguna Quiñenco y al Lago Lanalhue.

Tabla 5. Cuadro comparativo de la comunidad fitoplanctónica de los 5 lagos. *Comparative chart of the phytoplankton community for the five lakes.*

Parámetros Comunitarios	Laguna Chica de San Pedro	Laguna Grande de San Pedro	Laguna Quiñenco	Lago Lanalhue	Lago Lleu-Lleu
Riqueza específica	39	57	39	48	44
Grupos taxonómicos con mayor riqueza de especies	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Bacillariophyceae
Taxa Cyanophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Chlorophyceae
Taxa Chrysophyceae	Cyanophyceae	Cyanophyceae	Chrysophyceae	Cyanophyceae	Cyanophyceae
Taxa Xanthophyceae	4	3	1	5	5
Taxa Dinophyceae	1	1	2	3	1
Taxa Cryptophyceae	-	-	-	-	-
Taxa Euglenophyceae	2	-	1	3	2
Taxa Bacillariophyceae	2	3	1	2	3
Taxa Chlorophyceae	-	-	2	-	-
Taxa Desmidiaceae	15	19	10	20	24
Taxa marinos	15	31	22	15	9
Indice acumulativo fitoplanctónico	9	13	16	4	-
Especies más frecuentes	-	-	-	3	3
	4.33	4.38	2.43	12.0	-
	<i>M. elachista</i>	<i>M. aeruginosa.</i>	<i>Anabaena</i> sp	<i>A. spiroides</i>	<i>C. limneticus</i>
	<i>G. lacustris</i>	<i>Mallomonas</i> sp.	<i>Mallomonas</i> sp.	<i>M. wesenbergii</i>	<i>G. lacustris</i>
	<i>Cymbella</i> sp.	<i>A. formosa</i>	<i>A. granulata</i>	<i>R. lacustris</i>	<i>Peridinium</i> sp.
	<i>Navicula</i> sp.	<i>A. granulata</i>	<i>S. tenera</i>	<i>C. erosa</i>	<i>C. ovata</i>
	<i>Di. subovalis</i>	<i>Fragilaria</i> sp.		<i>A. granulata</i>	<i>C. erosa.</i>
	<i>S. schroeteri</i>	<i>M. distans</i>		<i>Fragilaria</i> sp.	<i>A. granulata</i>
		<i>S. tenera</i>		<i>M. distans</i>	<i>N. viridula</i>
		<i>C. acutum</i>		<i>Navicula</i> sp.	<i>Navicula</i> sp.
		<i>S. ecornis</i>		<i>O. acutum</i>	<i>Nitzschia</i> sp.
		<i>S. dejectus</i>		<i>O. lacustris</i>	<i>S. schroeteri</i>
		<i>S. gracile</i>		<i>S. gracile</i>	
		<i>S. leptocladum</i>		<i>S. leptocladum</i>	
Especies más abundantes	<i>S.schroeteri</i>	<i>M. distans</i>	<i>A. granulata</i>	<i>A. granulata</i>	<i>A. granulata</i>
	<i>M. elachista</i>	<i>A. granulata</i>	<i>G. monotaenium</i>	<i>A. spiroides</i>	<i>G. lacustris</i>
	<i>Fragilaria</i> sp.	<i>E. fotti</i>	<i>Mallomonas</i> sp.	<i>M. varians</i>	<i>C. limneticus</i>
	<i>Di. subovalis</i>	<i>S. schroeteri</i>	<i>D. divergens</i>	<i>M. dikiei</i>	<i>D. divergens</i>
	<i>Peridinium</i> sp.	<i>M. contortum</i>	<i>X. antilopaeum</i>	<i>S. schroeteri</i>	<i>M. elachista</i>
			<i>Anabaena</i> sp.	<i>M. distans</i>	<i>Fragilaria</i> sp.
				<i>M. wesenbergii</i>	
promedio (cél. · L ⁻¹)	122 957	487 849	77 515	495 608	130 328
Máxima densidad celular y estación (cél. · L ⁻¹)	340 950 (verano)	1 074 230 (invierno)	77 515 (primavera)	1 135 260 (invierno)	205 147 (verano)

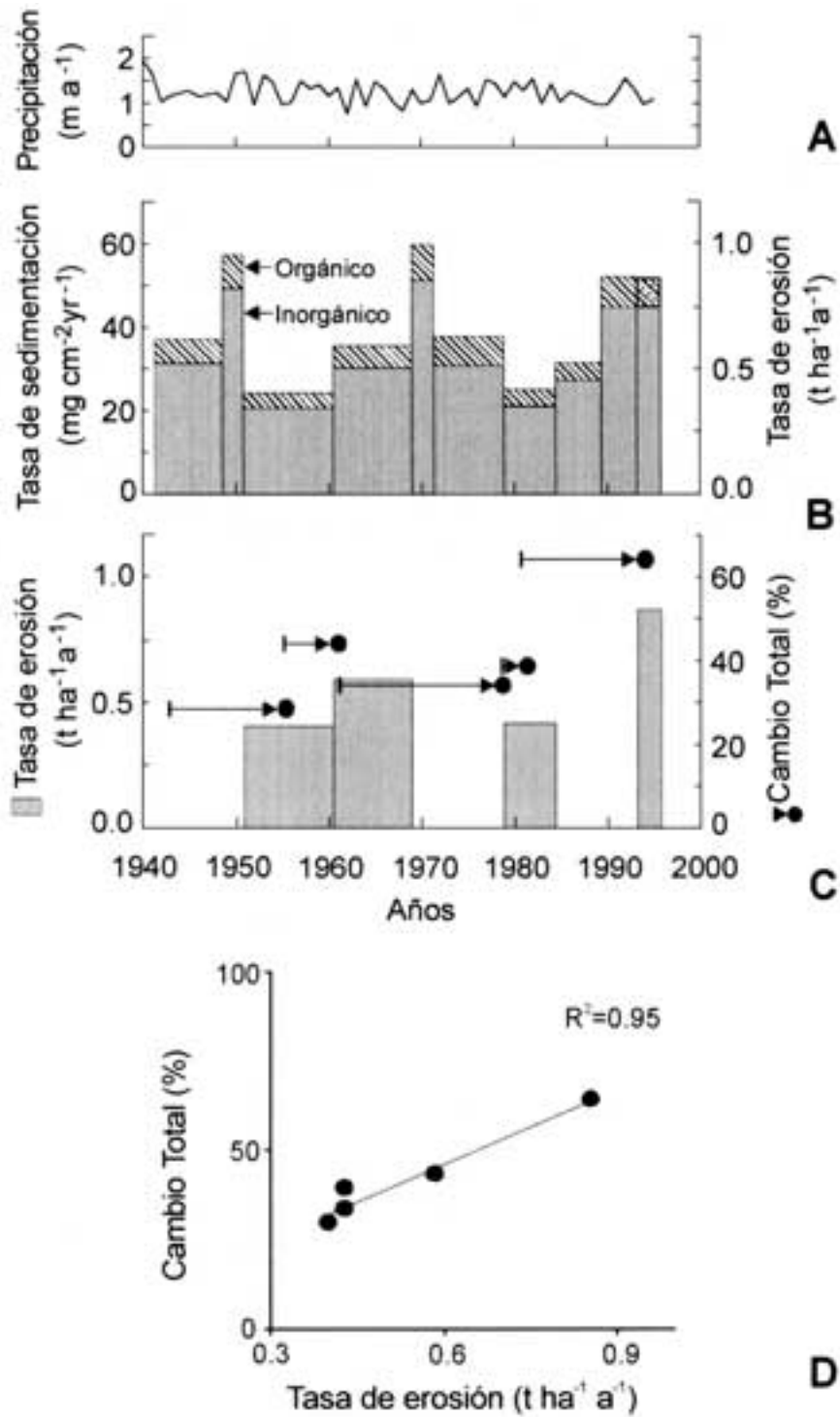


Figura 9. Registro de precipitación (A), tasa de sedimentación y tasa de erosión (B), relación entre Cambio Total y tasas de erosión (C) y correlación entre Cambio Total y erosión (D). *Rainfall record (A), sedimentation and erosion rates (B), relationship between Total Change and erosion rates (C), and correlation between Total Change and erosion (D)*

Los contenidos de P-total en el agua del Lago Lleulleu y en la Laguna Chica de San Pedro son bajos, y moderados en la Laguna Quiñenco. Por el contrario las concentraciones de la Laguna Grande de San Pedro y del Lago Lanalhue son críticas, al favorecer una elevada producción de materia orgánica que produce condiciones hipóxicas en las aguas del fondo durante el período estival.

Componentes biológicos

Fitoplancton

Estudios previos sobre el fitoplancton de estos lagos corresponden a los de Parra *et al.*, (1976, 1980, 1981, 1982, 1983, 1989) y Dellarossa & Parra (1985). Estos estudios han permitido también comparar temporalmente las comunidades fitoplanctónicas para tres de los cinco lagos estudiados (Chica y Grande de San Pedro, Lanalhue).

La Tabla 5 resume las principales características referidas a la comunidad fitoplanctónica de estos lagos. El estudio de Parra *et al.*, (1999) indica que de los tres cuerpos de aguas que poseían información sobre el fitoplancton, se ha detectado importantes cambios en la composición específica y abundancias relativas de las especies, especialmente en el caso de las Lagunas Chica y Grande de San Pedro y un leve cambio en el Lago Lanalhue. Estos cambios se han reflejado mayormente, en el grupo de las algas verdes o Chlorophyceae, y dentro de éste, particularmente en las Desmidiaceae, grupo muy sensible a cambios de condiciones ambientales, especialmente aquellos asociados a contaminación orgánica y eutroficación. En los mismos tres lagos se habían registrado floraciones acuáticas (“blooms”), los cuales no se detectaron en el presente estudio. Los “blooms” detectados anteriormente, han sido generados por especies del género *Microcystis*, que para el caso de Laguna Grande de San Pedro, correspondió a la especie *M. aeruginosa*, para el Lago Lanalhue *M. wessenbergii* y para la Laguna Chica de San Pedro, importantes abundancias de *B. braunii*. Esta situación es un indicio que las condiciones ambientales de éstos lagos han cambiado. Tanto en la Laguna Grande de San Pedro como en el Lago Lanalhue, los eventos de floraciones algales disminuyeron y en algunos años

hasta el presente no se han desarrollado producto del control de las aguas servidas las cuales fueron desviadas de curso a partir de los años 1992 y 1993, respectivamente. Lo anterior también se ha reflejado en las mediciones de colimetrías fecales.

Bentos

Las comunidades bentónicas reaccionan drásticamente a las perturbaciones en el ambiente y son predecibles ante las influencias humanas sobre los

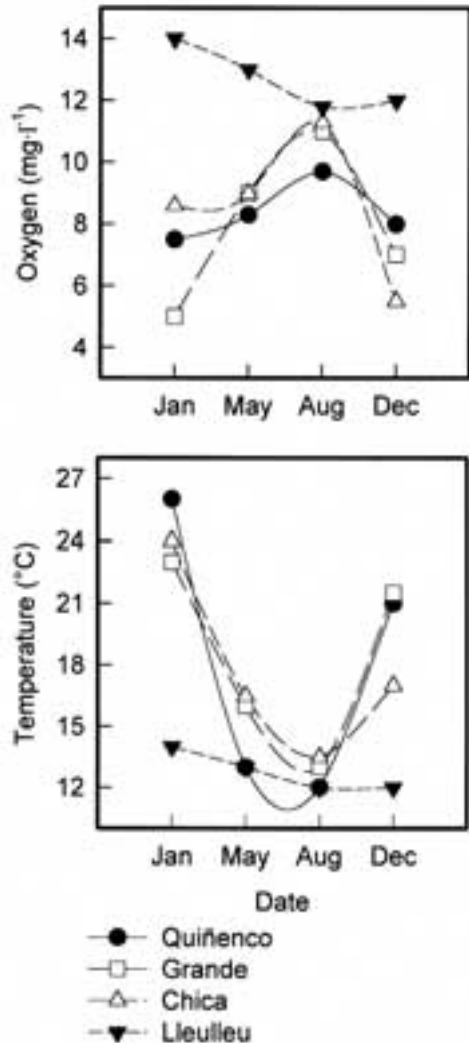


Figura 10. Variaciones anuales en las concentraciones de oxígeno (mg O₂·l⁻¹) y temperatura (°C) en las aguas de fondo de los lagos Grande de San Pedro, Chica de San Pedro, Quiñenco y Lleulleu. Annual variations in the oxygen concentrations (mg O₂·l⁻¹) and temperature (°C) in deep waters of Grande de San Pedro, Chica de San Pedro, Quiñenco and Lleulleu lakes.

Tabla 6. Caracterización de los sedimentos superficiales (macroinvertebrados, granulometría, potencial redox (Eh) y carbono orgánico) y contenido de nutrientes de las aguas de fondo (P-total y N-total) de los lagos Quiñenco, Grande de San Pedro, Chica de San Pedro y Leulleu. *Superficial sediments characterization (macroinvertebrates, granulometry, redox potential, (Eh) and organic carbon), and nutrient content of benthic waters (Total-P and Total-N) for lakes Quiñenco, Grande de San Pedro, Chica de San Pedro, and Leulleu.*

		Quiñenco		Grande		Chica		Leulleu	
		Core 1	Core 2	Core 1	Core 2	Core 1	Core 2	Core 1	Core 2
Macroinvertebrados	(>250 µm)	No	No	No	No	No	No	No	No
Granulometría	(Phi medio)	6.5	6.5	6.5	6.5	6.5	6.5	6.5	6.5
Potencial redox ¹	(mV)	-250	-270	-350	-310	+45	-10	+200	+170
Carbono orgánico	(%)	25.3	28.5	21.4	22.5	15.3	19.0	14.0	17.1
Total-P	(µg l ⁻¹)	35.6	35.0	52.0	52.4	16.4	16.1	4.76	4.70
Total-N	(mg l ⁻¹)	0.86	0.84	0.68	0.60	0.64	0.65	0.07	0.07

¹bajo los primeros 50 mm de la columna de sedimento.

ecosistemas acuáticos, como es el caso de la eutroficación cultural (Rosenberg & Resh, 1993). En el presente estudio, se analizó el efecto de la trofia de los sistemas lénticos, sobre la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Los resultados muestran que el estado trófico de un lago tiene un importante efecto sobre las comunidades bentónicas. En la figura 12 se presenta un cuadro que resume la relación existente entre las características bióticas de los lagos y su nivel de trofia (niveles de materia orgánica de los sedimentos, y niveles de Seston orgánico, P-total y N-total). Nótese que los 5 lagos están ordenados en el espacio bidimensional de acuerdo a su macrofauna, coincidiendo con el incremento del nivel de trofia de los lagos siguiendo la secuencia: L. Leulleu, L. Chica de San Pedro, L. Quiñenco, L. Grande de San Pedro y L. Lanalhue.

En la figura 13 se señalan las sucesiones de especies (o formas) responsables de la ordenación de las 23 estaciones de muestreo. La línea diagonal divide el NMDS en dos campos: el derecho incluye a las estaciones de fondos blandos (círculos blancos) y el izquierdo a las de fondos duros (círculos negros). Cada campo posee grupos característicos de taxa que están ordenados secuencialmente de acuerdo al nivel trófico de los lagos. En fondos duros de lagos pobres en nutrientes dominan *Meriadialaris* sp., *Aegla* sp. y *Oligochaeta* indet.3; mientras que en lagos ricos en nutrientes dominan *Dugesia anceps*, *Arrenuridae* indet., *Micropsectra* sp. y *Chironomus* sp. Por otra parte, en fondos

blandos de lagos pobres en nutrientes dominan *Diplodon chilensis* y *Pisidium chilense*, mientras que en los más ricos en nutrientes, *Oribatuloidea* indet. y *Chironomidae* indet.3.

Los resultados del análisis de regresión múltiple entre las variables abióticas y bióticas (Tabla 7), indican que la agrupación de las estaciones de muestreo basándose en su macrofauna, es explicada fundamentalmente (en orden jerárquico) por el contenido de materia orgánica de los sedimentos, Seston orgánico, Seston total, Nitrógeno total, Fósforo total y Seston inorgánico.

Los resultados sugieren que: a) los factores abióticos de la columna de agua y sedimentos, afectan la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos; b) existe una sucesión de especies a lo largo del gradiente de trofia de los lagos, tanto en fondos duros litorales como en fondo blandos sublitorales. En fondos duros de lagos pobres en nutrientes dominan *Meriadialaris* sp., *Aegla* sp. y *Oligochaeta* indet.3; mientras que en lagos ricos en nutrientes dominan *Dugesia anceps*, *Arrenuridae* indet., *Micropsectra* sp. y *Chironomus* sp. Por otra parte, en fondos blandos de lagos pobres en nutrientes dominan *Diplodon chilensis* y *Pisidium chilense*, mientras que en los más ricos en nutrientes, *Oribatuloidea* indet. y *Chironomidae* indet.3.

Las tasas de decaimiento de oxígeno disuelto en columnas de sedimento no perturbadas, han sido empleadas como una medida integradora de la actividad metabólica de las comunidades ben-

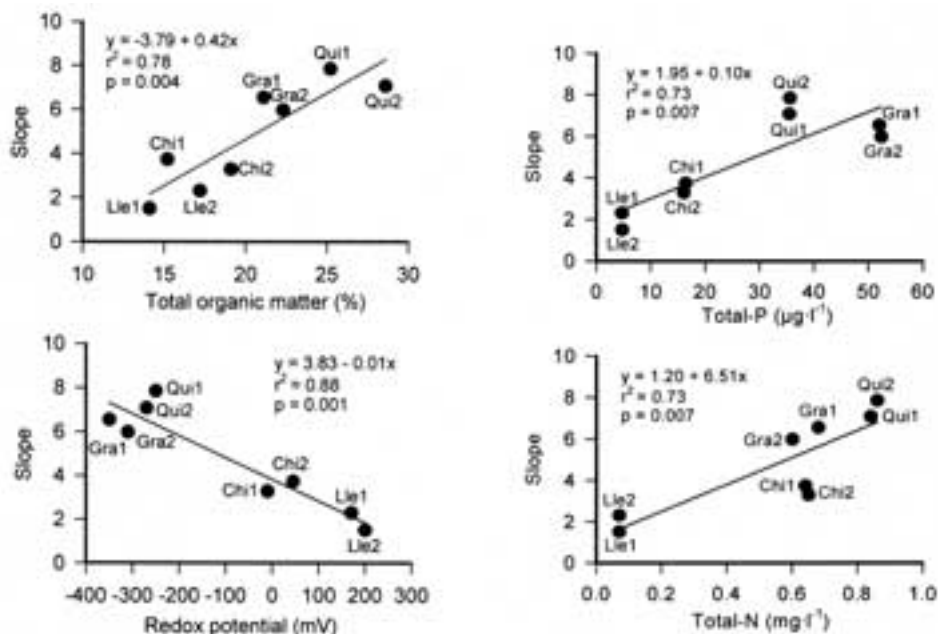


Figura 11. Relaciones entre las pendientes de las curvas de regresión de las tasas de consumo de oxígeno de cada core y las características de los sedimentos (material orgánica total y potencial redox) y de las aguas de fondo (fósforo y nitrógeno total). Chi= Chica, Gra= Grande, Qui= Quiñenco, Lle= Lleulleu, 1= core 1, 2= core 2. *Relationships between regression curves' slopes for the oxygen consumption rates of each core and the sediment characteristics (total organic matter and redox potential), and those of deep waters (total phosphorous and nitrogen)* Chi= Chica, Gra= Grande, Qui= Quiñenco, Lle= Lleulleu, 1= core 1, 2= core 2.

tónicas de los lagos (Edwards & Rolley, 1965; Pamatmat & Banse, 1969; Smith, 1973; Margrave, 1976; Newrkla & Gunatilaka, 1982). Debido a que la intensidad de los procesos metabólicos de la zona profunda de un lago es dependiente de la producción de materia orgánica en la zona pelágica, las tasas de decaimiento de oxígeno reflejan la condición trófica de todo el lago (Hayes & MacAuley, 1959; Rybak, 1969; Margrave, 1973; Newrkla & Gunatilaka, 1982).

Cuatro de los lagos estudiados, que difieren marcadamente en sus condiciones tróficas, presentan una serie de características que permiten la comparación de las tasas de decaimiento de oxígeno bajo diferentes condiciones de oxigenación: Quiñenco, Grande, Chica y Lleulleu. Al respecto, Valdovinos y Figueroa (2000), realizaron un estudio cuyo principal objetivo fue establecer las relaciones entre las características sedimentarias de lagos con diferentes condiciones tróficas, y las tasas de decaimiento de oxígeno causado por el componente bentónico. La caracterización de los

sedimentos estudiados y de las aguas de fondo se presentan en la Tabla 6. Estos muestran claramente un gradiente en los valores de todos los parámetros analizados desde condiciones de oligotrofia (Lleulleu) a eutrofia (Quiñenco). Con respecto a las variaciones anuales en las concentraciones de oxígeno (mg/L) y temperatura (°C) en las aguas de fondo de los lagos, estos muestran un marcado comportamiento estacional, con valores más elevados en invierno y más bajos en verano. Los valores más bajos se corresponden con los lagos con mayores niveles de trofia, tales como en los lagos Quiñenco y Grande de San Pedro (Fig. 10).

Con respecto a las tasas de consumo de oxígeno de los sedimentos, los resultados mostraron que existe una clara correlación entre esta variable y el estrado trófico de los lagos (Fig. 11). A 8 mg O₂·l⁻¹ en la columna de agua de los cores estudiados, las tasas de consumo de oxígeno fueron: Quiñenco 51.2 - 56.0 mg O₂ m² h⁻¹ (eutrófico), Grande 41.2 - 46.4 mg O₂ m² h⁻¹ (mesotrófico), Chica 23.2 - 18.1 mg O₂ m² h⁻¹ (mesotrófico), y

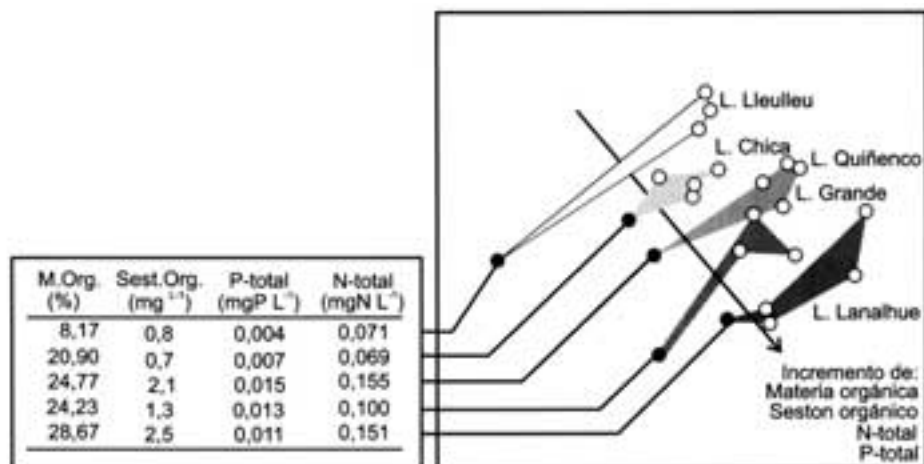


Figura 12. Ordenación de lagos en función de la biota bentónica y nivel de trofia. *Lakes arrangement as a function of the benthic biota and trophic state.*

Tabla 7. Regresión múltiple entre las variables abióticas y bióticas (valores de los dos primeros ejes del NMDS, que ordena las 23 estaciones de muestreo realizadas en los 5 lagos estudiados. r^2 -ajustado: coeficiente de determinación múltiple ajustado, el cual indica la fracción de la varianza explicada por una variable. Para ANOVA: * $p < 0,05$, ** $p < 0,001$, n.s.: no significativa. *Multiple regression between abiotic and biotic variables (values for the two first axes of the NMDS, that arranges the 23 sampling stations in the five studied lakes. Adjusted r^2 : adjusted multiple determination coefficient, which indicates the fraction of the variance explained by a variable. For ANOVA: * $p < 0,05$, ** $p < 0,001$, n.s.: not significant.*

Variable	r^2 -ajustado	F	g.l.	p	
Sedimento					
Materia orgánica	0.723	29.65	2.2	0.0000	**
Columna de agua					
Seston orgánico	0.619	18.84	2.2	0.0000	**
Seston total	0.529	13.38	2.2	0.0002	**
Nitrógeno total	0.504	12.18	2.2	0.0003	**
Fósforo total	0.475	10.96	2.2	0.0006	**
Seston inorgánico	0.404	8.46	2.2	0.0021	**
Alcalinidad	-0.002	0.98	2.2	0.3920	n.s.

Lleulleu 11.7 - 16.0 mg O₂ m² h⁻¹ (oligotrófico). Por otra parte, exponiendo en laboratorio los sedimentos a diferentes niveles de oxígeno, se observó que el metabolismo de la comunidad bentónica se reduce al decrecer las concentraciones de oxígeno.

Las pendientes de las curvas de regresión, que relacionan las tasas de decaimiento del oxígeno con las concentraciones de oxígeno, difieren significativamente entre los lagos estudiados. Estas pendientes estuvieron relacionadas con el contenido de materia orgánica total del

sedimento (pendiente= $-3.79 + 0.42 \cdot MO$, $r^2 = 0.78$, $p < 0.05$), con el potencial redox (pendiente= $3.83 - 0.01 \cdot Eh$, $r^2 = 0.88$, $p < 0.05$), con el fósforo total de las aguas de fondo (pendiente= $1.95 + 0.10 \cdot P$, $r^2 = 0.73$, $p < 0.05$), y con el nitrógeno total de las aguas de fondo (pendiente= $1.20 + 6.51 \cdot N$, $r^2 = 0.73$, $p < 0.05$).

Fauna íctica

El nivel de nutrientes en los lagos no solo influye en la producción íctica, sino también en la

Tabla 8. Especies de peces registradas en los 4 sistemas estudiados. *Fish species registered for the 4 studied systems.*

Especies	Lleulleu	Chica	Lanahue	Grande
Nativas				
<i>Percilia irwini</i>		✓		✓
<i>Galaxias maculatus</i>		✓	✓	✓
<i>Cheirodon galusdae</i>		✓		✓
<i>Nematogenis inermis</i>		✓		✓
<i>Percichthys trucha</i>			✓	✓
<i>Geotria australis</i>				✓
Introducidas				
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		✓		✓
<i>Salmo trutta</i>	✓			
<i>Odontesthes bonariensis</i>	✓	✓	✓	✓
<i>Cyprinus carpio</i>	✓	✓	✓	✓
<i>Gambusia holbrooki</i>		✓		✓
<i>Cichlasoma facetum</i>		✓		✓
<i>Carassius carassius</i>				✓
Total Nativas / introducidas	0/3	4/5	2/2	6/6
Total	3	9	3	12

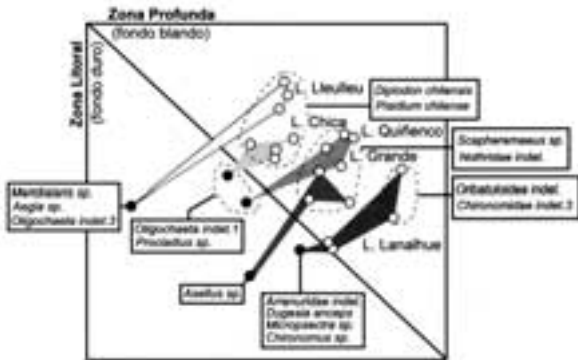


Figura 13. Especies indicadoras del bento de la condición trófica de los lagos para ambientes litorales y profundos. *Benthos trophic condition index species of the lakes, for littoral and deep environments*

composición específica de la comunidad (Colby *et al.*, 1972). En los sistemas estudiados la riqueza de especies varía de 3 en Lleulleu a 12 especies en Laguna Grande (Tabla 8), reflejando una tendencia al incremento en la riqueza y diversidad de especies en este ambiente de mayor trofia (Scasso, 1996). En los cuatro lagos, la relación de especies nativas a introducidas es cercana a 1:1, a excepción del lago Lleulleu (Corfo, 1995), donde, debido al uso de un único arte de pesca, no ha sido registrada la presencia de especies en la zona litoral. En la

zona pelágica, *Odontesthes bonariensis* corresponde a la especie más abundante de los cuatro sistemas, seguida por *Oncorhynchus mykiss* en Laguna Chica y *Cyprinus carpio* en Lanahue y Laguna Grande. La alta abundancia de *O. bonariensis* y *C. carpio* es común en sistemas eutróficos, donde son especies exitosas gracias a sus hábitos alimentarios oportunistas (Prochelle & Campos, 1985; Vila & Soto, 1984).

Por su parte, las especies de salmónidos responden inicialmente a la eutrofización con un aumento en su tasa de crecimiento corporal, pero luego disminuyen su reproducción, siendo finalmente reemplazadas por otras especies (Colby *et al.*, 1972). Ello se refleja en la ausencia de *S. trutta* en los lagos Lanahue, Grande y Chica, en tanto que habita en Lleulleu, al igual que en otros tres lagos oligotróficos de la región (Laja, Icalma y Galletué; Campos *et al.*, 1993, Scasso & Campos, 1998). La segunda especie salmonídea presente en estos sistemas, *O. mykiss*, parece adaptarse mejor que *S. trutta* a mayores niveles de eutrofización, ya que se encuentra presente en las lagunas Chica y Grande. Sin embargo, su aporte porcentual a la biomasa de la comunidad pelágica disminuye de un 26% en Laguna Chica a un 19% en Laguna Grande (Scasso, 1996). Su mejor adaptación a niveles intermedios de eutrofización quedan demostrados además en la

mayor abundancia, biomasa y producción que alcanza en laguna Chica respecto de laguna Grande (Scasso & Campos, 1998), (Tabla 9). De igual forma, *O. bonariensis* también refleja una mayor adaptación a ambientes mesotróficos, alcanzando mayor biomasa y producción en Laguna Chica y obteniendo un largo asintótico y edades significativamente mayores en Laguna Chica (longitud total máxima observada 53 cm y VIII años) que en Laguna Grande (43 cm y V años) (Scasso & Campos, 1999). Sin embargo, la mayor tasa de crecimiento de *O. bonariensis* se produce en Laguna Grande, lo que se relacionaría con una mayor disponibilidad de alimento (Scasso & Campos, 1999).

A pesar del mayor nivel de trófia de Laguna Grande, los valores de densidad íctica (1171 peces ha⁻¹) y biomasa íctica (563±177 kg ha⁻¹) no presentan diferencias significativas con los obtenidos en Laguna Chica (896 peces ha⁻¹ y 591±86 kg ha⁻¹). Sin embargo, ambos valores son significativamente mayores a los del Lago Icalma, oligotrófico (184 peces ha⁻¹ y 164±24 kg ha⁻¹; Scasso, 1996). De igual forma, la producción íctica y el máximo rendimiento sostenido no son significativamente diferentes en ambos sistemas, aún cuando, Laguna Grande permite la extracción de mayores cuotas de captura por especie (Tabla 9).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los ecosistemas acuáticos continentales interactúan con el sistema terrestre de diferentes maneras, así, la mantención de los procesos ecológicos son muy dependientes de esta relación (Tundisi *et al.*, 1997), las que también dependen de las características geomorfológicas que han dado origen a las cuencas lacustres. Por lo tanto, es importante analizar estas interacciones en un contexto regional, histórico y a una escala geológica y actual. La evolución física y biológica de un lago es el resultado de un proceso dinámico el cual a su vez es dependiente de un sistema geomórfico (Tundisi *et al.*, 1997). Así, las relaciones entre superficie terrestre, la hidrología de pendientes, la superficie del cuerpo de agua y el desarrollo de la línea de costa, entre otras, son fundamentales para entender la magnitud y carácter de las entradas de material alóctono a los lagos y en la formación de los patrones estacionales de estratificación física, química y biológica. Pero también es relevante tener presente la acción humana en una escala temporal apropiada a dicha acción, la que puede incidir fuertemente en el establecimiento de nuevos patrones geomorfológicos y también en las interacciones entre los sistemas terrestres y acuáticos.

El sistema estudiado ofrece una oportunidad para comprender las características ecológicas

Tabla 9. Producción íctica, máximo rendimiento sostenido y cuotas de captura por especie en Laguna Grande y Chica (Basado en Scasso 1996). *Ichthyc production*

Especie	Laguna Chica de San Pedro			Laguna Grande de San Pedro		
	Producción íctica (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Máximo Rendimiento Sostenido (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Cuota de captura (peces/día)	Producción íctica (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Máximo Rendimiento Sostenido (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Cuota de captura (peces/día)
<i>O. mykiss</i>	94	33.7	32	63	21.7	50
<i>O. bonariensis</i>	269	123.5	36	159	114.3	96
<i>P. trucha</i>	-	-	-	33	12.5	45
<i>C. carpio</i>	-	-	-	65	21.5	s/r
TOTAL	384	157	68	364	170	191

s/r: sin restricción

presentes considerando que estas son las consecuencias de las interacciones en el tiempo que se han dado con los ecosistemas terrestres. Esto es posible por: a) la información limnológica base disponible y generada, b) el conocimiento que se ha logrado últimamente sobre los sistemas terrestres y c) por la evaluación de la magnitud de las actividades humanas efectuadas en ambos sistemas. De lo anterior resulta importante definir un marco de referencia respecto a los puntos indicados lo cual facilitará el entendimiento de algunas relaciones causa-efecto postuladas.

1. El sistema de lagos nahuelbutanos comparten en gran medida importantes características naturales básicas relacionadas con la geología, climatología, geomorfología, hidrografía, cobertura vegetal pretérita y actual.
2. Al mismo tiempo, producto de las relaciones que emergen entre el sistema geomórfico y el cuerpo de agua, se generan particularidades de cada ecosistema acuático, determinadas por relaciones cuantitativas como por ejemplo, las relaciones entre las superficies de las áreas de drenaje y la de los cuerpos de aguas, el desarrollo de la línea de costa, tiempo de renovación de las aguas, que a su vez determinan algunas de las características limnológicas (estratificación térmica, concentración de nutrientes) y el grado de impacto de algunas acciones humanas (contaminación orgánica, concentración de coliformes, modificación de sustratos de fondo).
3. Las principales acciones humanas efectuadas en el sistema son:
 - Remoción del bosque nativo en las áreas de drenaje y su reemplazo por actividad agrícola y/o en mayor parte por plantaciones forestales (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.).
 - Establecimiento de asentamientos humanos, actividades turísticas y recreativas, y construcción de caminos civiles y forestales afectando la configuración de pendientes cerca de los lagos.
 - Introducción de especies de peces (*Cyprinus carpio*, *Carassius carassius*, *Odontesthes bonariensis*, *Oncorhynchus mykiss*).

- Introducción de especies de malezas acuáticas (e.g. *Egeria densa*).

A lo anterior se debe agregar que ninguno de los sistemas acuáticos y sus respectivas cuencas se encuentran sometidos a un régimen de protección especial y prácticamente todas sus superficies son de carácter productivo y de desarrollo indígena (áreas de los Lagos Lanalhue y Lleulleu), lo que explica el alto nivel de intervención que ha sido sometido el sistema.

Como se indicó en los resultados, durante gran parte del presente siglo, el área de emplazamiento del sistema de lagos nahuelbutanos, ha sufrido una de las más importantes modificaciones medio ambientales generadas desde la llegada de los colonizadores españoles; el reemplazo del bosque nativo por plantaciones forestales de *P. radiata* y *Eucalyptus* spp. Este proceso es el factor más importante que ha producido el paulatino incremento de la exportación de sedimentos y nutrientes (Cisternas *et al.*, 1997, 1999, 2000). Esta situación también ha sido descrita para otras áreas de la Región (Oyarzun 1993, 1997). Por las características de la actividad forestal, los periodos de cosechas son negativos, especialmente si las plantaciones se localizan en pendientes altas. Según los mismos autores, más que las plantaciones forestales por sí mismas, aparentemente es negativa la localización adoptada, y más aún la aplicación de la tala rasa como método de cosecha. La historia "ambiental" propuesta para laguna Chica de San Pedro y aplicable a todos las cuencas de drenaje del sistema de lagos nahuelbutanos consiste en: i) fase de degradación antrópica del bosque nativo, caracterizado principalmente por tala y quemas, para realizar siembras; ii) fase de preparación del suelo para las primeras plantaciones forestales y finalmente, iii) fase de activo proceso de crecimiento urbano desarrollado con mayor intensidad en las cuencas cercanas a la conurbación de Concepción.

Todo lo anterior indica que durante los últimos 50 años las cuencas hidrográficas localizadas en el sector norte de la Cordillera de Nahuelbuta han sido modificadas entre un 50 a

un 90% de sus superficies, lo que en el transcurso del tiempo ha significado modificación de los gradientes de pendientes, incremento y alteraciones en los patrones de sedimentación y aportes de nutrientes a los cuerpos acuáticos, situación que se mantiene hasta hoy día.

La circulación de materia orgánica de origen terrestre en los lagos produce una considerable producción de nutrientes inorgánicos y pasa a constituir la base de varias cadenas tróficas a partir del detritus. En el área de estudio se han estimado aportes de sedimentos entre 0.10 a 1.16 tm ha⁻¹ por año⁻¹ (Cisternas *et al.*, 2000). Así una de las consecuencias primaria del corte de los bosques son los cambios en las tasas de sedimentación. Después de la remoción de la cubierta vegetal, los suelos pueden permanecer descubiertos por meses (5-6 meses hasta un año). Todo lo anterior explicaría los cambios en la composición química de los sedimentos indicados por Urrutia *et al.* (2000) y Valdovinos y Figueroa (2000). Por otra parte las modificaciones en la cobertura vegetal produce también alteración en la pendiente modificando los patrones de escorrentía y de erodabilidad afectando también la entrada de sedimentos y nutrientes afectando las características de los sustratos litorales para invertebrados.

Otro efecto de las plantaciones tanto de *Pinus* como de *Eucalyptus* es la homogenización del detritus vegetal, muy diferente al producido por coberturas vegetales nativas, lo que produce cambios en la composición iónica de las aguas (Tundisi *et al.*, 1997).

La influencia humana ha sido mayor en los lagos Grande y Chica de San Pedro y en el Lago Lanalhue por las influencia de áreas urbanas de Concepción y Contulmo respectivamente. Lo anterior ha significado por algún tiempo la entrada de aguas lluvias y aguas servidas, la modificación de sus pendientes por la construcción de caminos y accesos públicos y una fuerte alteración de la línea de costa por infraestructura turística y recreativa. Es justamente en los dos primeros lagos donde se han introducido malezas acuáticas dominadas por *Egeria densa*, que hasta hoy cubren toda la zona litoral de los lagos. Otros efectos fueron sobre la calidad del agua, particu-

larmente en aquellos parámetros relacionados con la calidad microbiológica, la transparencia, las concentraciones de nutrientes, la presencia de floraciones algales, y la presencia de indicadores algales y bentónicos de incremento de la trofia.

Si se comparan los resultados de la clasificación de la calidad de agua de los lagos, con variables de respuesta biológica a los procesos de eutroficación, tales como indicadores fitoplanctónicos (Parra *et al.*, 1999), bentónicos (Valdovinos *et al.*, 2000) y fauna íctica (Scaso y Campos, 1998; 1999), se observan claras diferencias, las cuales pueden ser atribuidas al estado trófico de estos cuerpos de aguas. En los lagos que presentan una menor concentración de nutrientes y mejor calidad de agua, *e.g.* Lago Lleulleu y la Laguna Chica de San Pedro, la abundancia fitoplanctónica es de moderada a baja (<150 000 cél./L). Esta condición es congruente con algunas características de las comunidades bióticas que son indicadores de buena calidad de agua, típicas de lagos oligo- a mesotróficos, tales como la elevada relación Bacillariophyceae / Chlorophyceae (>8). Con respecto a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, se observa una gran abundancia de bivalvos suspensívoros tales como *Diplodon chilensis* (Bivalvia: Hyriidae), lo cual de igual forma sugiere condiciones de buena calidad de agua. Lo mismo ocurre con la presencia de *Salmo trutta* en el lago Lleulleu, especie salmonídea de altos requerimientos de calidad de agua.

Por el contrario, en los lagos que presentan una mayor trofia y calidad de agua inferior, tales como Laguna Grande de San Pedro y el Lago Lanalhue, la abundancia fitoplanctónica es elevada (>400 000 cél./L) y la comunidad posee indicadores de moderada a mala calidad de agua, típicos de lagos meso- eutróficos tales como la baja proporción Bacillariophyceae / Chlorophyceae (<8), y la presencia de *Microcystis aeruginosa* y *M. wesenbergii* y desarrollo de floraciones algales. En relación a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, se observa la presencia de bioindicadores de regular calidad de agua tales como isópodos del género *Asellus* y ácaros Oribatuloidea que también son

bioindicadores de moderada a mala calidad de agua. En los peces, son abundantes especies generalistas y tolerantes tales como *Cyprinus carpio* y *Carassius carassius*.

El análisis comparativo de los parámetros asociados a la comunidad fitoplanctónica de los cinco lagos, demostró que cada uno de ellos presenta una comunidad particular, con diferencias notables entre ellos y por lo tanto, no existe un patrón que los asimile. En ninguno de los lagos estudiados en periodo del año 1997 se detectaron floraciones algales o abundancias relevantes de especies indicadoras de contaminación orgánica. Se postula, sobre la base de la composición específica, especies más frecuentes y más abundantes, así como la densidad total del fitoplancton, la siguiente clasificación trófica: oligotrofia para el lago Lleulleu, una mesotrofia a una ligera eutrofia para la laguna Chica de San Pedro, eutrofia para Laguna Grande y Lanalhue y una condición trófica particular, que correspondería a una distrofia producto del material particulado orgánico y probablemente una importante concentración de material húmico, para laguna Quiñenco.

Laguna Quiñenco posee una condición de moderada calidad de agua, sin embargo, a diferencia de las Laguna Grande de San Pedro y el Lago Lleulleu, posee una baja abundancia fitoplanctónica (<80 000 cél./L), a pesar de poseer significativas concentraciones de nutrientes. Esto se debería a que el factor limitante de la comunidad fitoplanctónica sería la baja penetración de la luz, asociada fundamentalmente a la elevada carga de seston y al color, debido a la presencia de ácidos húmicos, por lo cual corresponde a un típico lago distrófico (Wetzel, 1983). Por el contrario, la comunidad de macroinvertebrados bentónicos está compuesta por taxa indicadores de regular a buena calidad de agua.

Lo anterior también se ajusta a los resultados obtenidos sobre la tasa de consumo de oxígeno de los sedimentos (Valdovinos & Figueroa, 2000). Este parámetro se utiliza como una medida integradora de la actividad metabólica de las comunidades bentónicas. Considerando que la intensidad de los procesos

metabólicos de la zona profunda de un lago es dependiente de la producción de materia orgánica en la zona pelágica, las tasas de consumo de oxígeno de los sedimentos reflejan la condición trófica de todo el lago (Newrkla y Gunatilaka, 1982). A mayor tasa de consumo de oxígeno, menor es su calidad de agua. Los lagos con bajos contenidos de nutrientes y buena calidad de agua, coinciden con los que poseen las tasas de consumo de oxígeno más bajas (Lleulleu y Chica de San Pedro). Por el contrario, el lago con una calidad inferior, posee una elevada tasa de consumo de oxígeno (Grande de San Pedro). Laguna Quiñenco posee una condición intermedia. No se cuenta con datos de consumo de oxígeno del Lago Lanalhue que puedan ser discutidos.

Los lagos pueden ser clasificados también como oligotróficos, mesotróficos o eutróficos, basados en sus concentraciones de nutrientes o en las tasas de producción de materia orgánica (Valdovinos & Figueroa, 2000). En los lagos estudiados, asumiendo que las entradas alóctonas de materia orgánica no tienen tanta relevancia como la producida en el interior de los lagos, la producción de la zona pelágica se traduce en una significativa sedimentación de material alóctono. De esta forma, los nutrientes asociados a la materia orgánica, son removidos temporalmente de la columna de agua. Estos nutrientes estarán nuevamente disponibles para la producción primaria, como resultado de la actividad metabólica de la comunidad bentónica. Debido a que la densidad y composición de especies de la comunidad bentónica profunda es fuertemente dependiente de la cantidad de materia orgánica producida en la zona pelágica, su actividad metabólica está ligada a la productividad del lago (Hayes & MacAuley, 1959; Rybak, 1969; Margrave, 1973; Newrkla & Gunatilaka, 1982; Riise & Roos, 1997).

En el estudio de Valdovinos y Figueroa (2000), las tasas de consumo de oxígeno más elevadas fueron medidas en los sedimentos de Quiñenco seguidas por Grande. Comparativamente, bajos valores fueron medidos en los sedimentos de Chica y Lleulleu. Los resultados también muestra-

ron que exponiendo en laboratorio los sedimentos a diferentes niveles de oxígeno, se observó que el metabolismo de la comunidad bentónica se reduce al decrecer las concentraciones de oxígeno. Eso es explicable debido a que la falta de oxígeno favorece la descomposición anaeróbica de la materia orgánica e incrementa la cantidad de metabolitos, incrementando el déficit de oxígeno en los sedimentos (Rybak, 1969; Dechev *et al.*, 1977; Newrklá & Gunatilaka, 1982; Riise & Roos 1997). La falta de oxígeno suficiente actúa disminuyendo las tasas de consumo bentónico de oxígeno, como fue demostrado en los cuatro lagos. Las altas pendientes en las curvas de regresión en Quiñenco y Grande.

Los métodos empleados en este estudio comparativo de las tasas de consumo de oxígeno son simplificados y no necesariamente duplican las condiciones ocurridas en condiciones naturales, sin embargo, a pesar de estas dificultades, estas herramientas serían útiles para la evaluación cuantitativa del compartimento bentónico de un lago, en relación a su nivel trófico. Los resultados obtenidos sugieren que los factores abióticos de la columna de agua y sedimentos, afectan la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos. Las comunidades varían siguiendo un continuo a lo largo de un gradiente de nivel trófico, a lo largo del cual se observa una clara sucesión de especies. Los datos son consistentes con la hipótesis que señala que un incremento del nivel trófico de un lago, debido a un aumento de macronutrientes como P y N, favorece la productividad fitoplanctónica generando un incremento del contenido de materia orgánica de los sedimentos, lo cual afecta la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos.

En cuanto a la ictiofauna, la dispar información disponible hace difícil el reconocimiento de patrones ictiofaunísticos debidos a los diferentes niveles de trofia. A pesar de ello, la información existente muestra algunas tendencias, tales como el aumento en el número de especies en el sistema más eutrófico, correspondiente a laguna Grande. Según Scasso & Campos (1999) este hecho se debe a la mayor adición y mejor adaptación de especies exóticas

como *C. carpio* y *C. carassius* a las aguas eutróficas. Además, es posible que la mayor heterogeneidad ambiental de la zona litoral de Laguna Grande, dada por la abundancia de hidrófitas vasculares, favorezca la presencia de un mayor número de especies. A pesar de esta mayor riqueza específica, la información existente muestra la tendencia de Laguna Grande (eutrófica) a presentar una menor productividad que Laguna Chica (mesotrófica).

Esto resulta consistente con la tendencia de la productividad íctica de sistemas leníticos a aumentar con el nivel de trofia sólo hasta cierto límite, ya que los estados avanzados de eutroficación presentan efectos negativos sobre las poblaciones de peces (Campos, 1993). Al respecto, Scasso (1996) indica que la menor productividad de Laguna Grande puede ser explicada en parte por el déficit de oxígeno durante primavera y verano, lo cual implica que los peces sólo utilicen los primeros 9 metros de la columna de agua en dichas épocas. Al evitar las zonas profundas de baja oxigenación las poblaciones de peces ven reducido el espacio disponible (Scasso, 1996; Scasso & Campos, 1999), lo que estaría frenando la productividad en este sistema.

De todo lo expuesto queda de manifiesto que el grado de trofia y de calidad del agua de este sistema lacustre se relacionan con indicadores biológicos expresados en las diversas comunidades existentes y estos a su vez con el nivel de intervención de las cuencas hidrográficas. Queda todavía por avanzar en el conocimiento de mayor detalle sobre estas relaciones, ya que ellas permitirían predecir con mayor precisión la incidencia de acciones humanas sobre la integridad de estos ecosistemas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Yely Ambiado, Mauricio Aguayo, Ricardo Faúndes por su valiosa ayuda para la preparación del material gráfico. Esta investigación fue financiada por el Proyecto FONDECYT 196-0600.

BIBLIOGRAFÍA

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 1980. *Standard methods for the examination of water and waste-water*, New York.
- APPLEBY, P.G., V. J. JONES & J. C. ELLIS-EVANS. 1995. Radiometric dating of lake sediments from Signy Island. *Journal of Paleolimnology*, 13 :179-191.
- BARRIENTOS, C. 1990. *Estructura dinámica de la vegetación en la hoya hidrográfica de la Laguna Chica de San Pedro*. Tesina de Diplomado en Análisis y Gestión del Ambiente. Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, 23 pp.
- BELLAIR, P. & CH. POMEROL. 1977. *Elementos de Géologie*. A. Collin.
- BERTALANFFY, L. 1938. A quantitative theory of organic growth inquiries on growth laws. *Human biology*, 10(2): 181-213.
- CAMPOS, H., W. STEFFEN, G. AGÜERO, O. PÁRRA. & L. ZÚÑIGA, L. 1992. Limnology of lake Ranco (Chile). *Limnológica*, 22 (4): 337-353.
- CAMPOS, H., V. H. RUIZ, J. F. GAVILÁN & F. ALAY. 1993. *Peces del Río Biobío*. Serie Publicaciones de Divulgación EULA, 5
- CAMPOS, H. 1993. *Procesos de eutroficación en lagos del sur de Chile. Estimación de los efectos de la acuicultura intensiva*. Seminario Internacional Acuicultura y Medio Ambiente Fundación Chile.
- CIER-SERPLAC. 1976. *Atlas Regional, VIII Región del Biobío*. Chile.
- CISTERNAS, M., A. ARANEDA, O. RETAMAL & R. URRUTIA. 1997. Variaciones Históricas en las tasas de erosión-sedimentación de un cuerpo lacustre antropizado: Utilización de geocronología radioisotópica. *Revista de Geografía Norte Grande*, 24: 151-156.
- CISTERNAS, M., P. DEBELS, P. MARTÍNEZ & R. SANHUEZA. 1999a. Cambios Históricos en el Uso del Suelo de una Pequeña Cuenca Lacustre de Nahuelbuta. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 44: 141-153.
- CISTERNAS, M., P. MARTÍNEZ, C. OYARZÚN. & P. DEBELS. 1999b. Caracterización del proceso de reemplazo de vegetación nativa por plantaciones forestales en una cuenca lacustre de la Cordillera de Nahuelbuta, VIII Región, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 661-676.
- CISTERNAS, M., L. TORRES, R. URRUTIA, A. ARANEDA & O. PARRA.. 2000 Comparación ambiental mediante registros sedimentarios entre las condiciones prehispánicas y actuales de un sistema lacustre. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73: 151-162.
- CISTERNAS, M., A. ARANEDA, P. MARTINEZ & S. PEREZ. 2001. Effects of historical land use on sediment yield from a lacustrine watershed in central Chile. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26(1): 63-76.
- COLBY, P., G. R. SPANGLER, D. A. HURLEY & A. M. MCCOMBIE. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 29: 975-983.
- CORFO. 1995. *Potencialidad de las aguas interiores en la zona sur de la Provincia de Arauco (comunas de Cañete a Tirúa): Lagos Lanalhue y Lleulleu*. Fondos Estudios e Investigaciones CORFO.
- DECHEV, G., S. YORDANOV & E. MATVEEVA. 1977. Oxygen consumption and oxygen debt in bottom sediments. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 52: 63-71.
- DELLAROSSA, V. & O. PARRA. 1985. *Estado Ambiental de la laguna Grande de San Pedro y del lago Lanalhue*. Red Mínima de Control de Lagos. Convenio Dirección General de Aguas y Universidad de Concepción, Chile. Informe Final, 209 pp.
- DEVYNCK, J. L. 1970. *Contribución al estudio de la circulación atmosférica en Chile y clima de la región del Biobío*. Universidad de Concepción, Depto. Geofísica, 174 pp.
- DI CASTRI, F. 1968. *Esbozo ecológico de Chile*. In *Biologie de L'Amérique australe*. Deboutteville. C & E. Rapoport (Eds.). Centre National de la Recherche Scientifique, 34 pp.
- DOWNING, J. A., C. PLANTE & S. LALONDE. 1990 Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 1929-1936.
- DOWNING, J. A. & C. PLANTE. 1993 Production of fish populations in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50: 110-120.
- EDWARDS, R. W. & H. L. J. ROLLEY. 1965. Oxygen consumption of river muds. *J. Ecol.*, 53: 1-19.
- ENDLICHER, W. & W. MACHEL. 1985. Natural Resources, land use and degradation in the coastal zone of Arauco and Nahuelbuta Range. *Geojournal*, 11 (1):43-64.
- FERRARIS, F. 1981. *Hoja Los Angeles-Angol, Región del Biobío, 1: 250.000*. Mapa Geológico Preliminar N° 5, 10 pp, Sernageomin, Santiago.

- FERRARIS, F. & R. BONILLA. 1981. Hoja *Arauco-Lebu, Región del Biobío, 1: 250.000*. Mapa Geológico Preliminar N° 6, 26pp, Sernageomin, Santiago.
- FUENZALIDA, H. 1971. *Climatología de Chile*. Publicación Int. Fac. de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 73 pp.
- HARGRAVE, B. T. 1973. Coupling carbon flow through some pelagic and benthic communities. *J. Fish. Res. Bd Canada*, 30: 1317-1326.
- HARGRAVE, B. T. 1976. Metabolism at the benthic boundary. In: *The benthic boundary layer*. I. N. McCave (ed.). Plenum Press. 232 pp.
- HAYES, F. . & M. A. McAULEY, M.A. 1959. Lake water and sediment V. Oxygen consumed in water over sediment cores. *Limnol. Oceanogr.*, 4: 291-298.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. *A treatise on Limnology*, Vol. 1. John Wiley, New York.
- KATZ, H. R. . 1970. Randpazifische Bruchtektonik am Beispiel Chiles und Neuseelands. *Geologische Rundschau*, 59: 898-926.
- LARSEN, R. J., C. G. SANDERSON & J. KADA. 1995. *EML Surface Air Sampling Program*. Data Report. ONU, 248 pp.
- LEWIS, D.W. 1984. *Practical Sedimentology*. Hutchinson Ross Publishing company. Stroudsburg, Pennsylvania. 229 pp.
- MARDONES, M. & E. JAQUE. 1996. *Geomorfología del valle del río Laja*. I Taller Internacional de geocología de Montaña y desarrollo Sustentable de los Andes del Sur. The United Nations University: 271-286.
- MARDONES, M. & C. D. REUTHER. 1999. Geomorphological aspects of the drainage pattern around lake Lanalhue and lake Lleulleu in the active convergent margin setting of South-Central Chile. *Mitteilungen Geologische und Paläontologisches Institut und Museum, Universität Hamburg*, 83: 75-88.
- MILLS, A. 1978. *A comparison of methods of determining carbon in marine sediments from the National Status and Trends Program*. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 59: 112 pp.
- MOSSETTI, F. 1977. *Le acqua*. Colección II Nostro Universo. UTET.
- NEWKLA, P. & A. GUNATILAKA. 1982. Benthic community metabolism of three Austrian pre-alpine lakes of different trophic conditions and its oxygen dependency. *Hydrobiologia*, 92: 531-536.
- NYGAARD, G. 1949. Hydrobiological studies in some ponds and lakes. II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. *Biol. Skr.*, 7: 1-293.
- OYARZUN, C. E. 1993. Evaluación del modelo U.S.L.E. para predecir pérdidas de suelo en áreas forestadas de la cuenca del río Bio-Bio. *Bosque*, 14(1): 45-54.
- OYARZUN, C. E. 1995. Land use, hydrological properties, and soil erodibilities in the Bio-Bio river basin, Central Chile. *Mountain Research and Development*, 5(4): 331-338.
- PAMATMAT, M. M. & K. BANSE. 1969. Oxygen consumption by the seabed - II. In situ measurements to a depth of 180 m. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 250-259.
- PARRA O. 1989. La eutroficación de la Laguna Grande de San Pedro: Un caso de estudio. *Ambiente y Desarrollo*, 5(1): 117-136.
- PARRA, O., V. DELLAROSSA & E. UGARTE. 1976. Estudio limnológico de las lagunas "Chica de San Pedro", La Posada" y "Lo Méndez" I. Análisis cuali y cuantitativo del plancton invernal. *Bol. Soc. Biol. Concepción*, 50: 73-86.
- PARRA, O., E. UGARTE, E. BALABANOFF, S. MORA, M. LIEBERMANN & A. ARON. 1980. Remarks on a bloom of *Microcystis aeruginosa* Kuetzing. *Nova Hedwigia*, 33: 971-1004.
- PARRA, O., E. UGARTE & V. DELAROSSA. 1981. Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lénticos de la Región de Concepción, Chile. *Gayana Botánica*, 36 :1-35.
- PARRA, O., M. GONZALEZ, V. DELLAROSSA, P. RIVERA. & M. ORELLANA. 1982-1983. *Manual taxonómico del fitoplancton de aguas continentales de Chile*. Vol. I, 70 pp; Vol. II, 82 pp.; Vol. III, 99 pp. Vol. V 353 pp.
- PARRA, O., C. JARA & L. GUZMÁN. 1989. *Las lagunas intraurbanas de Concepción: Estado actual y perspectivas de recuperación y uso*. Actas del III Encuentro Nacional del Medio Ambiente, 301-313.
- PARRA, O., H. CAMPOS, W. STEFFENS, G. AGÜERO, S. BASUALTO, D. AVILES & M. VIGHI. 1993. *Estudios limnológicos de los lagos Icalma y Galletué: Lagos de origen del río Biobío (Chile Central)*. Monografía Científicas EULA, Ed. Universidad de Concepción, Chile. 12: 161-188.
- PARRA, O., C. VALDOVINOS & A. FIGUEROA. 1998. Caracterización física y química de 5 lagos de Chile Central. *Gayana*, (in press).
- PARRA O., S. BASUALTO, R. URRUTIA & C. VALDOVINOS. 1999. Estudio comparativo de la

- diversidad fitoplanctónica de cinco lagos de diferentes niveles tróficos. *Gayana*. 56(2):25-40.
- PIÑONES, O. & I. TOMICIC. 1995. Estudio de los niveles radiológicos-ambientales en Chile durante el periodo 1966-1994. *Nucleotécnica*, 29:67-82.
- PROCELLE, O. & H. CAMPOS. 1985. The biology of the introduced carp *Cyprinus carpio* L., in the river Cayumapu, Valdivia, Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 20(29): 65-82.
- RICKER, W.E. 1981. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*:191-382.
- RIISE, J. C. & N. ROOS. 1997. Benthic metabolism and the effects of bioturbation in a fertilised polyculture fish pond in Northeast Thailand. *Aquaculture*, 150(1-2): 45-62.
- RIVERA, P., O. PARRA, M. GONZÁLEZ, V. DEALLAROSSA & M. ORELLANA. 1983. *Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales*. Editorial Universidad de Concepción, Vol. IV, Bacillariophyceae. 97 pp.
- ROSENBERG, D. M. & V. H. RESH. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall.
- RYBAK, J. I. 1969. Bottom sediments of lakes of various trophic type. *Ecol. Pol.*, 17: 611-662.
- RYDING, S. & W. RAST. 1992. *El control y de la eutrofización en lagos y pantanos*. UNESCO, Ed. Pirámide, Madrid.
- SCASSO, F. 1996. *Productividad ictica en lagos de diferente estado trófico: recomendaciones de conservación para pesca deportiva*. Tesis de Grado Centro EULA-Chile Universidad de Concepción.
- SCASSO, F. & H. CAMPOS. 1998. *Oncorhynchus mykiss* (Pisces, Salmonidae) populations in lakes of different trophic levels of the Biobío river basin, Chile. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2320-2323.
- SCASSO, F. & H. CAMPOS. 1999. Comparison of two populations of silverside (*Odontesthes bonariensis*) in Eutrophic lakes of Central Chile. *Journal of Freshwater Ecology*, 14(1): 61-70.
- SMITH, K. L. 1973. Respiration of a sublittoral community. *Ecology*, 54: 1065-1075.
- STRICKLAND, J. D. H. & PARSONS, T. R. 1978. *A practical handbook of seawater analysis*. *Bull. Fish. Res. Bd Canada*, 167.
- TUNDISI, J. G., Y. SAIJO & T. SUNAGA. 1997. Ecological effects of Human Activities in the Middle Rio Doce Lakes. In: *Limnological Studies on the Rio Doce Valley Lakes, Brazil*. J. G. Tundisi & Y. Saigo (eds.).
- URRUTIA, R., K. SABBE, F. CRUCES, K. POZO, J. BECERRA, A. ARANEDA, W. VYVERMAN & O. PARRA. Paleolimnological studies of Laguna Chica of San Pedro (VIII Region): Diatom, hydrocarbons and fatty acid records. *Revista Chilena de Historia Natural*, 73:593-604. 2000.
- URRUTIA, R., M. CISTERNAS, A. ARANEDA, O. RETAMAL, O. PARRA & M. MARDONES. 2000. Caracterización morfométrica y sedimentológica de cinco lagos costeros de la VIII Región, Chile. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, 45:7-24.
- UTERMOHL, H. 1957. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. Int. Vereinigung Theor. Angew. Limnol.*, 15: 158-163.
- VALDOVINOS, C. & A. R. FIGUERO. 2000. Benthic community metabolism and trophic conditions of four South American lakes. *Hydrobiologia*, 429: 151-156.
- VALDOVINOS, C., O. PARRA, R. FIGUEROA, R. URRUTIA & M. CISTERNAS. 2000. Clasificación de la Calidad de las Aguas de Cinco Sistemas Lacustres de Chile Central sometidos a distintos niveles de intervención Humana (enviada).
- VEYL, C., 1961. *Contribución al conocimiento de la Geología regional de la provincia de Concepción*. Inst. de Química. Geología. Universidad de Concepción. Publicación interna.
- VILA, I. & D. SOTO. 1984. *Odontesthes bonariensis* "pejerrey argentino", una especie para cultivo extensivo. FAO Documento técnico, 4: 224 - 228.
- VOLLENWEIDER, R. A. 1968. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Rep. Organ. Econ. Coop. And Dev., DAS/CSI/68.27. Paris.
- WENTWORTH, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.*, 30:377-392.

Incidencia de los embalses en el régimen térmico del río. El caso del tramo final del río Ebro

Rafael Val¹. Daniel Niñerola¹. Joan Armengol². José Dolz¹

¹Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental, E.T.S.E.C.C.P. Universidad Politècnica de Catalunya. C/J. Girona, 1-3, D1.08034-Barcelona

²Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universidad de Barcelona. Avd. Diagonal, 645. 08028-Barcelona

RESUMEN

El agua del río mantiene un intercambio de calor con la atmósfera y con el fondo; este proceso puede lograr su equilibrio a lo largo de un tramo de río con características geológicas y climáticas similares. Su comportamiento puede ser modificado por efectos artificiales; tales como el uso del agua del río para refrigeración de centrales termoeléctricas o por la existencia de embalses.

En el caso de regiones con clima mediterráneo, donde se encuentran los embalses aquí estudiados, los efectos de las alteraciones en el régimen térmico producido por éstos, provocan una tendencia a la constancia térmica estacional, un aumento de la uniformidad diaria, una elevación de las temperaturas invernales y la disminución de las temperaturas estivales. La temperatura del agua es un factor importante en la ecología del río, ya que condiciona en gran medida la vida de las comunidades fluviales. Aguas abajo de las termoeléctricas o presas, la temperatura del agua evoluciona de tal forma que tiende a lograr el equilibrio con el medio ambiente.

Palabras clave: balance térmico, radiación solar, embalse, clima mediterráneo.

ABSTRACT

The river water maintains a heat exchange with the atmosphere and with the bottom; this process can reach its equilibrium along a stretch of the river with similar geologic and climatic characteristics. Its behavior can be modified by artificial effects, such as the use of the river water for the cooling of thermal power stations or by the presence of reservoirs.

In the case of regions with Mediterranean climate, where the studied reservoirs are located, the effects of changes in the natural thermal regime caused by them produce a trend towards a constant seasonal thermal condition, an increase in daily uniformity, an increase in winter temperatures, and a decrease in summer temperatures. Water temperature is an important factor in the river's ecology, because it greatly conditions the life of fluvial communities. Downstream from power stations or dams, the water temperature evolves in such a way that tends to achieve equilibrium with the environment.

Keywords: heat budget, solar radiation, long wave radiation, reservoir, Mediterranean climate.

INTRODUCCIÓN

Los embalses constituyen una discontinuidad en la dinámica fluvial. Por este motivo, el agua al salir de un embalse presenta características físicas, químicas y biológicas diferentes a las que poseía aguas arriba del mismo. En particular se ha modificado un parámetro de gran importancia en la dinámica de las comunidades fluviales y en la calidad del agua en los embalses: la temperatura.

La gran inercia térmica que presenta un embalse provoca que aguas abajo el río altere substancialmente su comportamiento térmico. Así por ejemplo, en verano el agua que sale del embalse, situado en una región de clima mediterráneo, puede presentar una temperatura notablemente inferior a la que tiene el río aguas arriba del mismo. Por tal motivo, aguas abajo de la presa el río incrementa la temperatura a lo largo de su circulación. Este incremento tiende

a restablecer el equilibrio térmico entre el río y su entorno (atmósfera y cauce) alterado por el embalse.

Este fenómeno se presenta en el río Ebro, tomando especial relieve la gran influencia que el sistema de embalses existente aguas arriba de la Central Nuclear de Ascó (sistema Mequinenza – Ribarroja – Flix) tiene en la temperatura del río. Esta influencia, más acusada en unas estaciones que en otras, condiciona fuertemente el equilibrio térmico del río. A lo largo de la presente comunicación se presentaran datos y reflexiones en este sentido.

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA EN ESTUDIO

La Central Nuclear de Ascó se asienta en la margen derecha del río Ebro, a la altura de la po-

blación que le da nombre, cinco kilómetros aguas abajo de la central hidroeléctrica de Flix.

El río tiene un importante núcleo de regulación exactamente en la zona aguas arriba de la C. N. Ascó; así, si bien la central de Flix cuenta con una reducida capacidad de embalse (del orden de 11 hm^3), inmediatamente aguas arriba se encuentra la central de Ribarroja, con una capacidad de embalse de 210 hm^3 y en su cola se encuentra el embalse de Mequinenza, con 1534 hm^3 de capacidad y verdadero centro de regulación del tramo bajo del río Ebro (figura 1). La media anual de la aportación total (Ebro más Segre y Cinca) en Ribarroja es de 18018 hm^3 .

Teniendo en cuenta los volúmenes de embalse y las aportaciones naturales, observamos que el tiempo de residencia medio del agua será prácticamente despreciable en Flix y mucho mayor en Mequinenza.

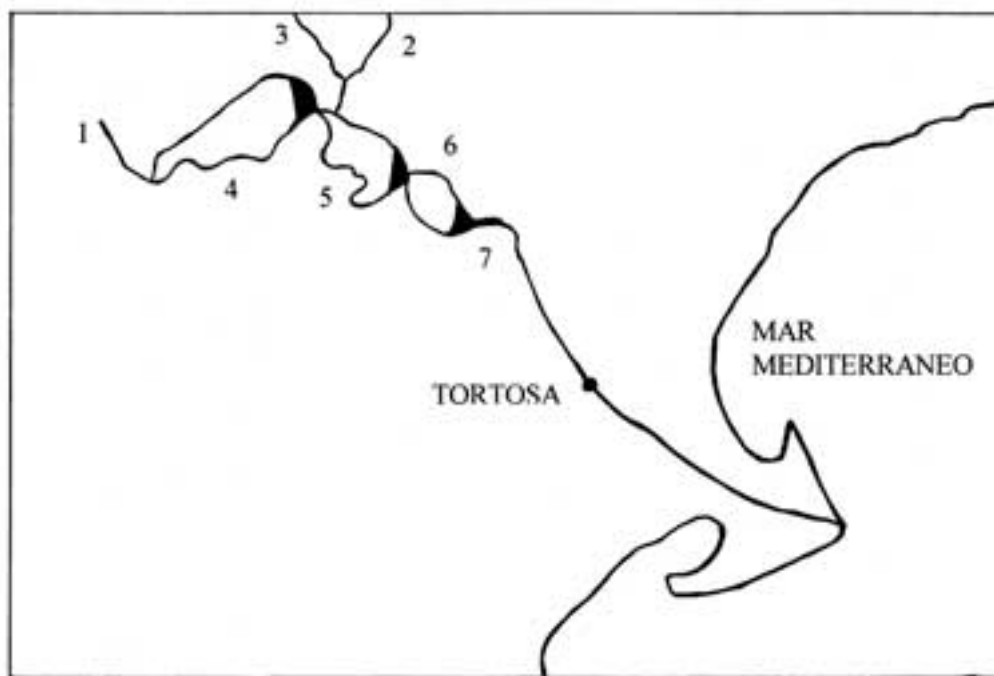


Figura 1. Localización de la zona en estudio. Aportación natural de los ríos y capacidad de almacenamiento de los embalses, (1) Río Ebro ($11491 \text{ hm}^3/\text{año}$), (2) Río Segre ($2915 \text{ hm}^3/\text{año}$), (3) Río Cinca ($3438 \text{ hm}^3/\text{año}$), (4) Embalse de Mequinenza (1534 hm^3), (5) Embalse de Ribarroja (210 hm^3) (6) Embalse de Flix (11 hm^3). La longitud del río estudiado(7) tiene 5.3 km. *Location of the study area. Annual flow of the rivers and reservoirs' volume capacity: (1) Ebro River ($11\,491 \text{ hm}^3/\text{y}$), (2) Segre River ($2915 \text{ hm}^3/\text{y}$), (3) Cinca River ($3438 \text{ hm}^3/\text{y}$), (4) Mequinenza reservoir (1534 hm^3), (5) Ribarroja reservoir (210 hm^3), (6) Flix reservoir (11 hm^3). The length of the studied river (7) is 5.3 km.*

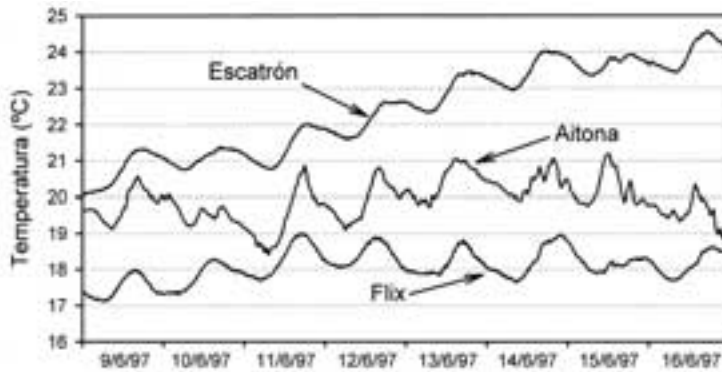


Figura 2. Temperatura del agua en Escatrón (1), Flix (2) y Aitona (3). *Water temperature at Escatrón (1), Flix (2) and Aitona (3).*

COMPORTAMIENTO TÉRMICO DEL RÍO EBRO EN LA ZONA DE ESTUDIO

Las capas superficiales de un embalse, en contacto con la atmósfera, responden rápidamente a estímulos externos tales como variación de la temperatura ambiente o un aumento o disminución de la insolación en mayor medida que las capas inferiores, para las que el agua que se encuentra situada encima ejerza un efecto taponador. Así pues, cabe esperar que en las capas inferiores la variación de temperatura con el tiempo sea inferior; con lo cual, se puede producir una estratificación térmica.

En verano, la temperatura del agua de los ríos Ebro, Segre y Cinca (registros de Escatrón, Aitona y Fraga respectivamente) antes de entrar en el sistema de embalses Mequinzenza-Ribarroja- Flix es más elevada que la temperatura

del agua que sale de dicho sistema de embalses (registro en Flix). En la figura 2 se presentan las temperaturas del agua en Escatrón (que se encuentra localizado en la cola del embalse de Mequinzenza), Aitona (que esta situada en la cola del embalse de Ribarroja) y de Flix (aguas abajo de la hidroeléctrica del mismo nombre); siendo posible observar dicho fenómeno. Este comportamiento puede explicarse por la existencia del sistema de embalses y la gran inercia térmica que éste ofrece al cambio de temperatura del agua.

Al inicio del verano, el normal aumento de la temperatura del agua en los ríos Ebro, Segre y Cinca, no es acusado de forma significativa e inmediata por el agua de los embalses debido a la gran masa de agua que en ellos es almacenada. Sin embargo, esto se ve más acusado a medida que avanza el verano, como puede observarse en la figura 3.

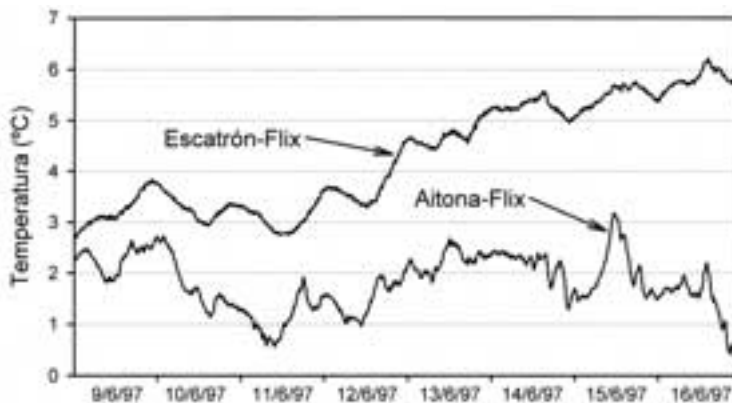


Figura 3. Diferencia de temperatura del agua entre Escatrón y Flix (1) y entre Aitona y Flix (2). *Water temperature differences between Escatrón and Flix (1), and between Aitona and Flix (2).*

En la figura 4 se presentan las temperaturas, de unos días del mes de julio para las estaciones de Mequinenza, Ribarroja y Flix, tomadas a la salida de dichos embalses. La menor temperatura se produce a la salida de Mequinenza, provocado por su gran masa de agua y la lenta respuesta a los estímulos térmicos externos. Ribarroja, presenta una temperatura mayor que la de Mequinenza y menor a la de Flix; esto debido a que su embalse es de menor tamaño y la recuperación de temperatura que el agua llega a tener durante su recorrido por el mismo. A la salida de Flix se observa una mayor temperatura que en las otras dos y menor a la de las entradas, esto es por causa de su pequeño embalse con que cuenta esta hidroeléctrica (prácticamente se puede considerar como un tramo del río), por lo que se tiene una respuesta a un estímulo externo con el medio ambiente más rápida.

La estación de C. N. Asco se encuentra 5.3 kilómetros aguas abajo de la presa de Flix. En la figura 5, los datos de temperatura son también del mes de julio y en ella se comparan los de Flix y de ASCO. Debido al desequilibrio térmico que presenta el río Ebro aguas abajo de Flix con respecto a sus condiciones medioambientales, se produce un incremento en la temperatura del agua al circular ésta entre Flix y C. N. Ascó. Este incremento llega a superar 1°C

en las horas centrales del día (horas de mayor radiación solar incidente).

INSTALACIÓN

Las mediciones de temperatura, tanto a la salida de los embalses de Ribarroja y Flix; así como en los tres puntos de inicio y final del estudio, Escatrón, Aitona y Ascó respectivamente, se inician en Marzo de 1997; los puntos de Mequinenza y Fraga inician sus muestreos en julio. Las mediciones que se toman son cada 1 minuto y se guarda en el registro la media de cada 10 minutos; además, se registra la máxima y mínima temperatura que se presenta durante ese día.

También se registran otros parámetros necesarios para poder realizar el balance térmico. En resumen, se crearon las estaciones de medición en los puntos siguientes: Escatrón, Ribarroja, Mequinenza, Aitona, Fraga, Flix y Ascó. En los dos primeros se midieron: temperatura ambiente, radiación solar, radiación neta (incidente – reflejada), humedad relativa, velocidad del viento, dirección del viento, pluviometría, temperatura del agua, nivel del agua. Mientras que en los demás tan solo se estuvieron midiendo temperatura del agua y nivel del agua.

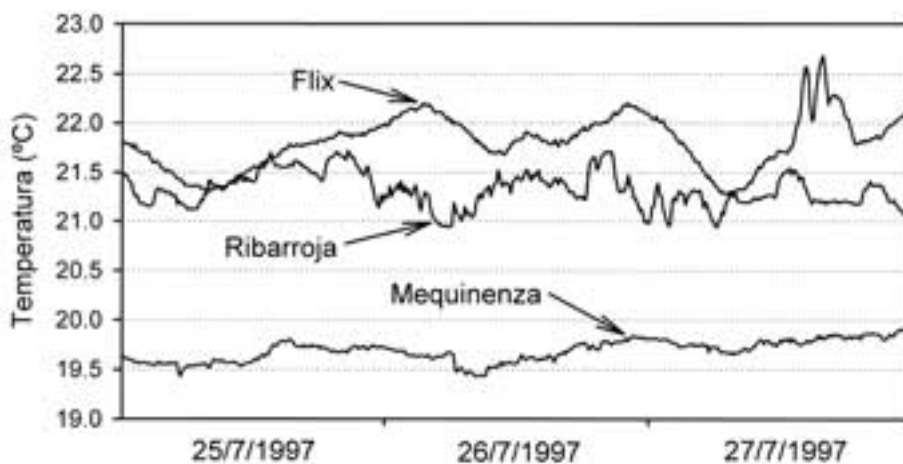


Figura 4. Temperatura del agua a la salida de los embalses de Ribarroja (1), Flix (2) y Mequinenza (3). *Water temperature at the reservoir outlets of Ribarroja (1), Flix (2), and Mequinenza (3).*

BALANCE TÉRMICO EN EL RÍO AGUAS ABAJO DE LOS EMBALSES

Planteamiento teórico

Como ya se ha mencionado, el río Ebro se ve alterado en su equilibrio térmico debido a los embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix, provocando que en ellos la temperatura del agua en verano sea menor que la que se tiene a la entrada de Mequinenza; sin embargo, se observa una recuperación de esta temperatura a partir del último embalse (Flix). Así, es posible llevar a cabo un balance térmico aguas abajo de los embalses.

Para la evaluación del calor que el agua del río absorbe de modo natural en un tramo determinado y la correspondiente variación de temperatura, se debe establecer un balance entre la energía recibida y emitida por el agua a lo largo de dicho tramo. Esto se puede llevar a cabo por medio de la metodología desarrollada por Edinger y Geyer (1974). Esta puede ser expresada como:

$$A = R + OL_i - OL_e - H_e - H_c + S \text{ (W/m}^2\text{)} \quad (1)$$

donde: A es la potencia calórica absorbida por el agua por m² de superficie libre, R es la

radiación solar total (directa más difusa) neta (incidente menos reflejada) de onda corta; potencia absorbida por el agua por m² de superficie libre, OL_i es la radiación neta (incidente menos reflejada) de onda larga; potencia absorbida por el agua por m² de superficie libre, OL_e es la radiación de onda larga emitida por el agua del río; potencia cedida por m² de superficie libre, H_e es el calor latente de evaporación; potencia cedida por el agua por m² de superficie libre, H_c es el calor sensible de conducción atmósfera-agua; potencia cedida por m² de superficie libre, S es el calor intercambiado con el substrato (lecho); potencia absorbida por el agua por m² de cauce. Se supone que dada la poca profundidad y gran anchura del río, el ancho del cauce es sensiblemente igual al ancho de la superficie libre.

Almacenamiento de calor por el agua que circula en el río

Un cierto volumen de agua limitado por dos secciones de área E, ancho B y separadas una distancia d, transportado por el río a lo largo de un tramo de longitud L y con velocidad v, durante su viaje almacena un calor igual a:

$$ABd \left(\frac{L}{v} \right) \quad (2)$$

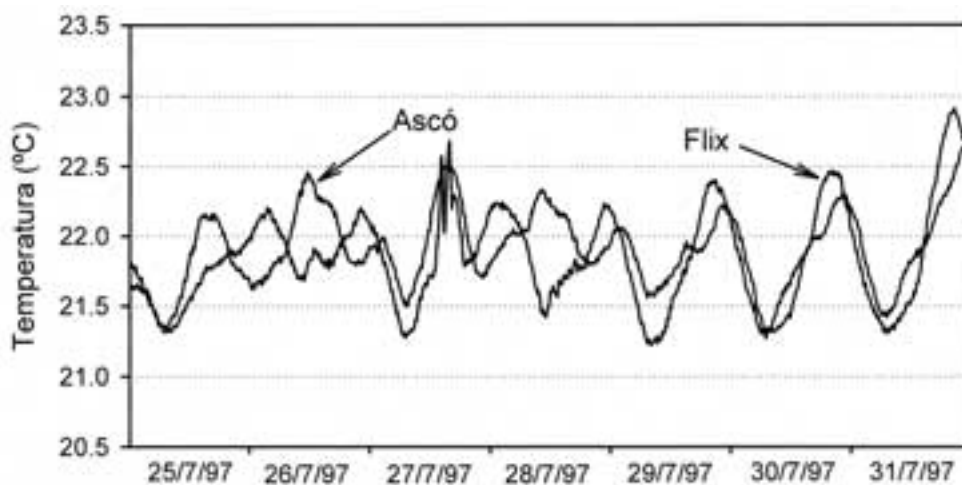


Figura 5. Temperatura del agua en Flix (1) y Ascó (2). Water temperature in Flix (1), and Ascó (2).

deberá verificarse la igualdad:

$$ABd \left(\frac{L}{v} \right) = \Delta T d E \rho C_e \quad (3)$$

de donde:

$$A = \frac{\Delta T \rho E v C_e}{LB} = \frac{\Delta T \rho Q C_e}{LB} \quad (4)$$

donde ΔT es el incremento de temperatura del agua en su viaje a lo largo del tramo ($^{\circ}\text{C}$), Q es el caudal circulante (m^3/s), C_e es el calor específico del agua ($1\text{Kcal}/^{\circ}\text{CKg}$), ρ es la densidad del agua ($1000\text{ kg}/\text{m}^3$), L es la longitud del tramo estudiado (m), B es el ancho eficaz del río (m) es el ancho asociado al agua en movimiento y no incluye el agua inmovilizada junto a las márgenes.

Radiación solar total neta de onda corta

El valor de la radiación solar total neta de onda corta sobre la superficie del río, diferencia entre la radiación incidente y la reflejada. Esta ha sido medida directamente.

Radiación neta de onda larga absorbida

La radiación atmosférica incidente de onda larga se calcula mediante la ley de Stefan-Boltzmann. Tomando en cuenta los valores de los parámetros físicos involucrados, esto se expresa como:

$$OL_i = 5.14 \cdot 10^{-13} (T_A)^6 \quad (\text{W}/\text{m}^2) \quad (5)$$

donde T_A es la temperatura del aire (K), medida directamente.

Radiación de onda larga emitida

La radiación de onda larga emitida a la atmósfera por el río puede asimismo evaluarse con la ley de Stefan-Boltzmann:

$$OL_e = 5.49 \cdot 10^{-8} (T_s)^4 \quad (\text{W}/\text{m}^2) \quad (6)$$

donde T_s es la temperatura de la superficie del agua (K), medida directamente.

Pérdida de calor por evaporación

Tomando en cuenta la expresión obtenida por Seco y Garmendia (1973)

$$H_e = 1.49 (e_s - e_d) U^{0.76} \quad (\text{W}/\text{m}^2) \quad (7)$$

donde e_s es la tensión de vapor de saturación del aire a la temperatura del agua (mm Hg), e_d es la tensión de vapor del aire (mm Hg), U es la velocidad del viento (m/s), medida directamente.

Pérdida de calor por conducción

El calor sensible intercambiado por conducción entre el agua y el aire se obtiene mediante la relación de Bowen, entre el calor cedido por conducción y el calor latente de evaporación

$$H_c = 0.6917 (T_A - T_s) U^{0.76} \quad (\text{W}/\text{m}^2) \quad (8)$$

Calor intercambiado con el lecho

El agua también intercambia calor con el lecho. La importancia de este supuesto intercambio de calor ha sido puntualizada por Fristchen y Van Bavel (1963). Este intercambio consiste en almacenar el calor en las horas de fuerte radiación solar y cederlo al agua durante la noche. El flujo de calor entre el agua y el lecho afecta a los estratos que se encuentran situados por encima de una cierta profundidad.

Si consideramos el aporte neto diario del substrato, al ser las temperaturas del río sensiblemente cíclicas a lo largo del día, cabe esperar que tienda anularse. Los aportes horarios, no obstante, no son despreciables, y si se realiza un balance energético con esta frecuencia de muestreo, deben ser tenidos en cuenta.

Ajuste de parámetros en el balance energético

La ecuación de almacenamiento de calor, descrita anteriormente, esta dada como

$$A = \frac{\Delta T \rho Q C_e}{LB} \quad (9)$$

Agrupando los términos que son conocidos, se tiene que

$$A = \frac{\Delta T \rho Q C_e}{L} \quad (10)$$

Así, es posible que la ecuación de almacenamiento de calor este en función del ancho efectivo del río, B; de tal forma se tiene que

$$A = \frac{K}{B} \quad (11)$$

Por otra parte, se sabe que el balance de energía esta dado por

$$A = R + OL_i - OL_e - H_e - H_c + S \text{ (W/m}^2\text{)} \quad (12)$$

de la cual, casi todos los valores son conocidos a excepción del calor intercambiado con el lecho, S; de ahí que

$$A = C + S \text{ (W/m}^2\text{)} \quad (13)$$

donde

$$C = R + OL_i - OL_e - H_e - H_c \text{ (W/m}^2\text{)} \quad (14)$$

Así, dadas un conjunto de medidas con frecuencias horarias, se puede establecer la ecuación del balance energético, teniendo así un conjunto de expresiones del tipo

$$\frac{K_i}{B} = C_i + S_i \quad i = 1 \dots 24 \quad (15)$$

donde: K_i es el valor conocido para cada hora, B es el ancho eficaz del río C_i es el parámetro conocido.

S_i es el calor intercambiado con el lecho, 1...24 representa el conjunto de medidas que cubren un día completo, en el que, como se ha comentado, la suma de todos los S_i debe ser nula

$$\sum_{i=1}^{24} S_i = 0 \quad (16)$$

Realizando el balance energético a lo largo de un día completo, debe verificarse

$$\sum_{i=1}^{24} \frac{K_i}{B} = \sum_{i=1}^{24} C_i \quad (17)$$

por lo que

$$B = \sum_{i=1}^{24} K_i / \sum_{i=1}^{24} C_i \quad (18)$$

permite ajustar el ancho eficaz del río, con independencia de S_i . Este procedimiento es válido para series de 24, 48, etc. y en general un número de horas tal que comprenda un número entero de días.

Conocido el valor de B, se tiene

$$S_i = \frac{K_i}{B} * C_i \quad (19)$$

RESULTADOS

Con anterioridad al estudio que actualmente se esta realizando, se llevo a cabo un primer balan-

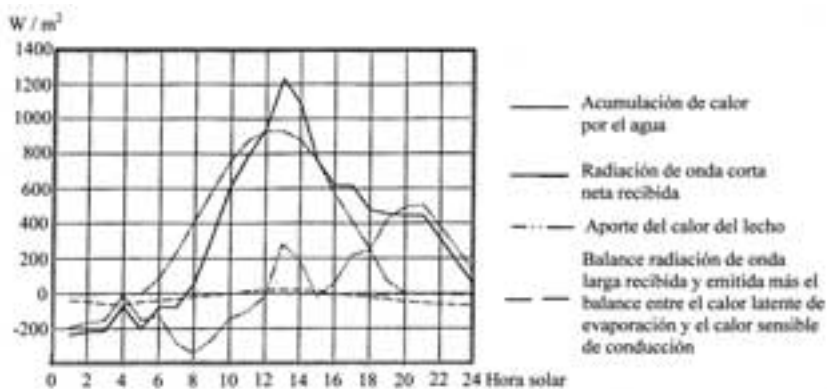


Figura 6. Balance energético a lo largo de un día. Daily energy budget.

ce energético en un tramo de 5.3 km. entre Flix y ASCO con un conjunto de datos correspondientes al mes de agosto de 1990.

Al aplicar la ecuación de balance de acuerdo con lo expuesto anteriormente, fue posible tener unos primeros resultados; de los cuales se obtiene que el ancho eficaz del río vale $B=120$ m. Teniendo presente que de los planos topográficos (1:5 000) se valoraba en 140m; sin embargo, en esta medida se tomaba en cuenta la zona de agua inmovilizada junto a las márgenes.

En la figura 6, se muestra el resultado del balance energético de uno de los días para este periodo. En él, se refleja la acumulación de calor de agua (A), la radiación de onda corta neta recibida (R), el aporte del calor del lecho (S), el balance de radiación de onda larga recibida y emitida ($OL_i - OL_e$) y el balance entre el calor latente de evaporación y el calor sensible de conducción ($H_e - H_c$).

En la gráfica se puede observar que el valor de la radiación de onda corta es quien juega uno de los papeles importantes en el balance global junto con los términos de acumulación de calor por el agua y de incremento de calor con el lecho. Los balances de onda larga y de evaporación-conducción prácticamente no tienen incidencia.

La aportación neta diaria del lecho es prácticamente nula, como ya se había comentado en el planteamiento teórico; por lo que el calor acumulado por el agua es casi igual al recibido por la radiación de onda corta. Sin embargo, el lecho juega un papel regulador, de modo que absorbe calor cuando el agua tiende a calentarse (horas centrales del día) y cederlo cuando tiende a enfriarse (durante la noche).

CONCLUSIONES

A continuación se presentan las conclusiones más importantes de este estudio:

1. Como se ha visto, en verano y en clima mediterráneo, los datos reportan un enfria-

miento del agua por efecto de los embalses; lo que condiciona la vida en las comunidades fluviales.

2. El agua que circula aguas abajo del embalse, tiende a recuperar la temperatura de equilibrio térmico de acuerdo con las condiciones ambientales.
3. Aplicando la ecuación del balance energético a un tramo de 5.3 km. situado inmediatamente aguas abajo del sistema de embalses Mequinenza-Ribarroja-Flix en el río Ebro (España), para la época de verano, fue posible observar que las variables más importantes son la radiación solar total neta de onda corta, almacenamiento de calor y el calor intercambiado con el lecho.

AGRADECIMIENTOS

El presente estudio se realiza dentro de los proyectos de investigación REN 2001-2185-CO2-O1 y O2 financiados por el Programa de Recursos Hídricos del Plan Nacional de Investigación y Desarrollo. Agradecemos al Instituto de Cooperación Iberoamericano la beca que concedida a Rafael Val Segura para poder llevar a cabo el doctorado en la Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona.

REFERENCIAS

- EDINGER, J. E. & D. K. BRADY & J. C. GEYER. 1974. *Heat Exchange and Transport in the Environment*, Rep. 14, Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.
- FRITSCHEN, L. J. & C. H. M. VAN BAVEL, 1963: Evaporation from Shallow Water and Related Micrometeorological Parameters. *Journal of Applied Meteorology*, 2(3): 407-411.
- DOLZ, J. y J. PUERTAS. 1990. *Estudio del Comportamiento del Río Ebro en Verano*. Universidad Politécnica de Cataluña, Barcelona, España. 124 pp
- SECO, J & J. GARMENDIA. (1973). *Evaporación en España*. Instituto Nacional de Meteorología, Publicación A-52, Madrid, España. 30 pp

Respuesta de la estructura fitoplanctónica a las perturbaciones antrópicas de un lago templado

Irma Vila y Rodrigo Pardo

Departamento de Ciencias Ecológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. Casilla 653 Santiago. limnolog@uchile.cl

RESUMEN

El Embalse Rapel (34° S; 71°W) fue generado en 1968, y la comunidad fitoplanctónica señala los efectos de procesos de eutrofización y posterior contaminación por la recepción de agroquímicos y aguas claras de relave de minería del cobre.

La distribución de las diversas asociaciones fitoplanctónicas es homogénea a lo largo del embalse debido a las características hidrodinámicas del sistema con tiempos de retención entre 12 días y tres meses en las áreas diferentes del embalse y vientos diarios que mantienen una mezcla turbulenta de la columna de agua.

Las microalgas se asocian en tres grupos correspondientes a los períodos de diferente calidad química del agua y las asociaciones aquí descritas señalan que taxa como *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria* sp. y *Aulacoseira granulata* aunque tolerantes a eutrofia son rápidamente afectadas por cobre. La respuesta al aumento de la concentración de cobre señala una disminución en riqueza de especies y un incremento de *Dictyosphaerium pulchellum*, *Coelastrum microporum* y *Pediastrum simplex* tolerantes al metal.

Palabras claves: Microalgas, fitoplancton, eutrofización, cobre.

ABSTRACT

The Rapel reservoir (34° S; 71°W) was impounded in 1968 and the phytoplankton community shows the effects of eutrophication processes and later contamination due to the affluence of agrochemicals and copper mining clear water tailings.

Phytoplankton diverse associations distribution along the reservoir is homogenous because of the system's hydrodynamic characteristics with retention times between 12 days and three months at the different areas of the reservoir and daily winds that maintain a turbulent mix of the water column.

*Micro algae associate in three groups that correspond to periods of different chemical water quality and the associations here described show that taxa such as *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria* sp., and *Aulacoseira granulata* although tolerant to eutrophy are rapidly affected by copper. The response to the increase of the copper concentration corresponds with a decrease in species richness and with a higher abundance of *Dictyosphaerium pulchellum*, *Coelastrum microporum* and *Pediastrum simplex* as copper tolerant species.*

Keywords: Micro algae, phytoplankton, eutrophication, copper.

INTRODUCCIÓN

Clásicamente ha sido demostrado que la composición de las asociaciones fitoplanctónicas depende en gran medida del clima lumínico y físico químico. Durante los últimos años se ha comprobado además, que las interacciones de variables hidráulicas tales como períodos y profundidad de mezcla y estratificación junto con el tiempo de retención de los sistemas acuáticos serían las variables forzantes de mayor impor-

tancia en la dinámica de estas asociaciones (Ford, 1990; Reynolds 1997, 1999 y 2000; Armengol *et al.*, 1999; Straskraba, 1999).

Es el caso de los sistemas límnicos chilenos, los cuales se desarrollan en una franja continental que bordea al Océano Pacífico, comprendida entre dos o tres meridianos como promedio (66°30' W-76° 30'W), esta influencia marítima confiere un clima templado y con variaciones térmicas poco marcadas estacionalmente. (Romero, 1985). Con la excepción de los lagos

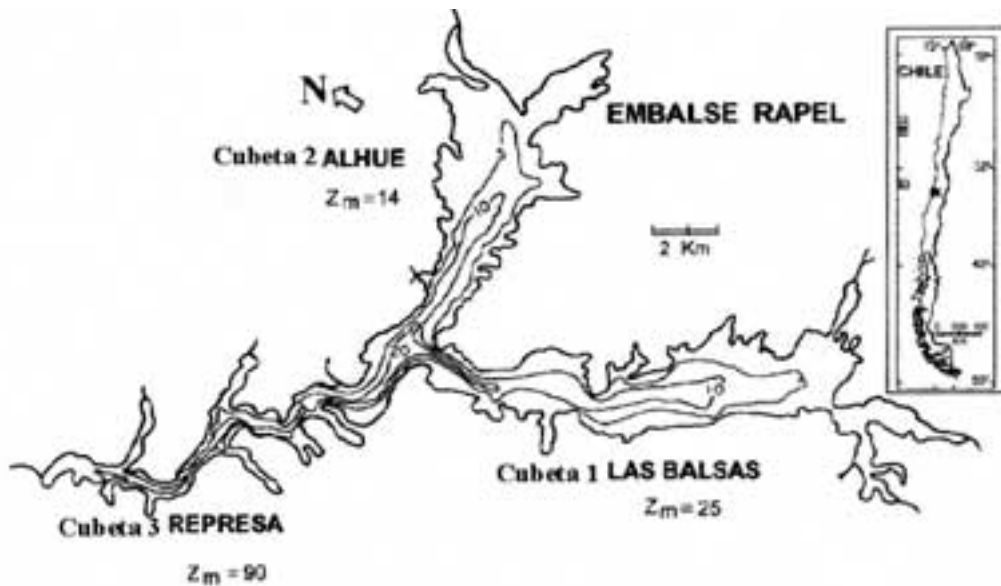


Figura 1. Ubicación geográfica y cubetas del Embalse Rapel. Cubeta 1: Estación fluvial; Cubeta 2 Estación de transición –lacustre y Cubeta 3 Estación represa. *Geographic location and basins of the Rapel reservoir. Basin 1: Fluvial station; Basin 2: Transitional station; Basin 3: Dam station.*

altoandinos, los lagos ubicados entre los 17° S a los 54°S se caracterizan por ser monomícticos templados y presentar termoclinas poco estables durante el período de primavera y verano debido a la presencia diaria de vientos SW (Campos, 1984). La mayoría de estos lagos, a semejanza de los sistemas neozelandeses se caracterizan por presentar rangos térmicos reducidos, epilimnion profundo y períodos de estratificación breves (Viner, 1985 y 1987; Geller, 1992). Estas características se acentúan en los embalses por la regulación en la extracción del agua que influiría en el tiempo de residencia hidráulica.

El Embalse Rapel (34° S; 71°W) fue generado en 1968, y a ocho años de ser embalsado presentó un proceso de eutrofización acelerado debido a la recepción de agroquímicos y desarrollo rápido del turismo en sus orillas. Las asociaciones de microalgas en este período mostraron la sucesión clásica descrita para embalses templados (Diatomeas-Clorófitas- Cianófitas) (Hutchinson, 1957; Margalef, 1983; Vila *et al.*, 1987) y con dominancia significativa de *Aulacoseira granulata* (Ehremberg) Simonsen durante todo el año. Esta especie es muy abundante además, en los lagos del país y de acuerdo con Reynolds (1997) es exitosa

en sistemas turbulentos por recuperarse desde los sedimentos. Al incremento de nutrientes por las actividades de turismo y agrícolas de la cuenca se sumó en 1987 el ingreso de aguas claras de relaves de la minería por el cual se incorporó cantidades significativas de sulfatos (1500 mg L^{-1}) asociados principalmente a molibdeno y cobre. Desde la incorporación de sulfatos la dinámica fitoplanctónica se ha visto modificada significativamente al perder la sucesión estacional, disminuir su biomasa y las especies ser reemplazadas por aquellas tolerantes al efecto alguicida del sulfato de cobre (Vila *et al.*, 2000). Sin embargo, durante 1998 se disminuyó la afluencia de sulfatos a 250 mg L^{-1} y las microalgas señalan nuevos cambios en las asociaciones estacionales.

La distribución de las diversas asociaciones fitoplanctónicas ha sido homogénea a lo largo del embalse y esto posiblemente sería originado por las características hidrodinámicas del sistema que tiene tiempos de retención entre 12 días y tres meses en las áreas diferentes del embalse, con vientos diarios que mantienen una mezcla turbulenta de la columna de agua (Contreras *et al.*, 1994).

Este trabajo intenta asociar la estructura de las asociaciones fitoplanctónicas como respuesta a

mecanismos selectivos que generarían las características hidrodinámicas del embalse y el efecto perturbador de sulfatos de molibdeno y cobre en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica.

METODOLOGÍA

El Embalse Rapel ha sido caracterizado con tres zonas o cubetas (Fig. 1). La cubeta 1 corresponde a la zona con características fluviales y profundidades máximas de 25 m. y tiempo de retención (τ) de 28 días. La cubeta 2 posee características fluvio-lacustres con profundidades máximas de 14 m y τ de tres meses. La cubeta 3, cercana a la presa tiene τ muy variables y alcanza en la presa 90 m (Contreras *et al.*, 1994).

Se estudiaron tres períodos anuales 1976-1977, 1990-1991 y 1999-2000 llamados en adelante

eutrofización o época inicial, contaminación que corresponde a la máxima incorporación del embalse con sulfatos de cobre con valores de hasta 1500 mg L⁻¹ y recuperación, época durante la cual se restringió el ingreso de sulfato de cobre a 250 mgL⁻¹ de sulfato de cobre.

En cada período se obtuvieron muestras de fitoplancton en tres estaciones fijas del Embalse Rapel, las cuales se ubicaron en la zona central de cada una de las cubetas antes descritas. Las profundidades analizadas fueron 0, 5 y 10 metros. Simultáneamente, en muestras de agua obtenidas con una botella Van Dorn de tres litros se determinó los valores de clorofila *a* de acuerdo a Montecino y Cabrera (1982). Se analizó sulfatos con el método turbidimétrico (Golterman *et al.*, 1978).

La composición y abundancia de la comunidad de las microalgas se analizó por microscopía de

Tabla I. Abundancia relativa >5% de microalgas durante tres períodos de muestreo. A) Estación represa, B) Estación fluvial y C) Estación fluvio-lacustre. *Relative abundance >5% of microalgae during three sampled periods. A) Dam station, B) Fluvial station and C) Intermediate station.*

A	Dic 1976	Mar 1977	Jun 1977	Ago 1977	Jul 1994	Ago 1994	Dic 1994	Mar 1995	Mar 2000	Jun 2000	Ago 2000
CIANOPHYCEAE											
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz) Lemmermann	-	24.46	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	53.78	28.52	96.49	50.63	2.49	27.96	40.32	6.68	21.44	26.84	48.75
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	-	-	3.48	2.88	6.25
<i>Cymbella minuta</i> Hilse	-	-	-	-	-	-	-	-	1.87	6.39	-
<i>Navicula</i> sp 3	-	-	-	5.48	-	-	-	-	0.27	0.64	1.25
<i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.54	5.43	22.50
<i>Synedra acus</i> Kützing	2.50	4.90	0.30	-	-	-	0.05	21.44	-	-	-
<i>Synedra ulna</i> var. <i>Danica</i> (Kütz.) Grunow	38.58	5.03	0.19	-	-	-	-	-	-	-	1.25
CHLOROPHYCEAE											
<i>Coelastrum microporum</i> Naegeli	0.16	29.14	1.37	-	-	-	0.37	0.30	35.93	13.42	8.75
<i>Dyctiosphaerium pulchellum</i> Naegeli	0.43	-	-	-	95.11	63.20	13.52	1.74	-	-	-
<i>Mougeotia</i> sp.	2.16	1.13	-	43.89	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	-	-	-	-	-	-	-	-	16.61	7.67	-
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen	1.36	-	-	-	1.39	7.81	45.70	47.07	1.63	1.28	6.25
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ralfs) Chodat	-	6.33	0.34	-	-	-	-	-	1.07	2.56	1.25
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen	0.05	-	0.04	-	-	-	-	22.68	2.41	1.28	-
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	-	-	-	-	-	-	-	-	5.36	1.28	1.25
DINOPHYCEAE											
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Schrank	-	-	-	-	0.88	-	-	-	-	19.17	-

Tabla I. Continuación. *Continuation.*

B	Dic 1976	Mar 1977	Jun 1977	Ago 1977	Jul 1994	Ago 1994	Dic 1994	Mar 1995	Mar 2000	Jun 2000	Ago 2000
CIANOPHYCEAE											
<i>Oscillatoria</i> sp	-	0.38	4.02	7.59	-	-	-	-	-	-	-
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Aulacoseira granulata</i>	79.46	58.78	86.33	73.18	-	4.89	20.26	10.67	59.96	34.04	37.50
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.41	5.32	4.17
<i>Ceratoneis araus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.33
<i>Cymbella minuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.21	-	8.33
<i>Melosira varians</i>	0.01	-	-	-	-	4.33	-	-	-	-	10.42
<i>Navicula</i> sp 1	-	-	-	13.55	-	-	-	-	-	-	-
<i>Navicula</i> sp 3	-	-	-	4.42	-	-	-	-	-	4.26	31.25
<i>Nitzschia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13.83	-
<i>Stephanodiscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.82	8.51	-
<i>Synedra acus</i>	2.90	13.98	-	-	-	8.20	3.80	0.16	-	-	-
<i>Synedra ulna</i>	12.69	5.85	-	-	-	-	-	-	0.21	-	-
CHLOROPHYCEAE											
<i>Closterium acutum</i>	0.03	1.44	-	-	-	0.18	4.32	27.66	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>	0.11	9.23	-	-	-	-	-	0.21	7.80	8.51	-
<i>Dyctiosphaerium pulchellum</i>	0.13	-	-	-	99.97	70.94	69.15	1.69	-	-	-
<i>Pediastrum simplex</i>	0.23	0.52	-	-	-	11.22	2.47	59.42	6.98	4.26	-
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0.01	1.64	5.37	-	-	-	-	-	3.29	-	-
DINOPHYCEAE											
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	5.54	12.77	-
C	Dic 1976	Mar 1977	Jun 1977	Ago 1977	Jul 1994	Ago 1994	Dic 1994	Mar 1995	Mar 2000	Jun 2000	Ago 2000
CIANOPHYCEAE											
<i>Oscillatoria</i> sp 2	-	34.96	15.98	2.14	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microcystis aeruginosa</i>	-	10.61	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-
BACILLARIOPHYCEAE											
<i>Aulacoseira granulata</i>	-	30.92	76.68	81.43	51.59	49.00	15.11	0.89	16.36	77.94	59.81
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4.12	3.10	13.00
<i>Stephanodiscus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.16	15.84
<i>Synedra acus</i>	-	7.81	1.82	1.61	-	-	-	-	-	-	-
CHLOROPHYCEAE											
<i>Coelastrum microporum</i>	-	0.98	0.89	-	1.64	0.09	-	0.06	7.08	2.84	2.36
<i>Dyctiosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	-	11.88	0.40	2.54	0.93	-	0.13	-
<i>Mougeotia</i> sp.	-	7.75	0.31	11.60	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pediastrum simplex</i>	-	-	0.08	-	30.67	48.38	81.27	55.36	14.85	1.55	5.67
<i>Scenedesmus ecornis</i>	-	1.05	0.44	-	-	-	-	-	5.03	-	0.24
<i>Staurastrum paradoxum</i>	-	0.42	0.03	-	0.08	0.03	0.08	42.57	1.89	0.26	-
<i>Staurastrum tetracerum</i>	-	-	0.05	-	-	-	-	-	19.35	1.55	2.84
DINOPHYCEAE											
<i>Ceratium hirundinella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	15.73	0.13	-

contraste de fase y microscopio invertido OLYMPUS CK2 y se cuantificaron en Unidades Estándar (UE x L⁻¹), representando cada UE 400 µ².

Las comunidades fitoplanctónicas fueron comparadas con análisis de correspondencia de acuerdo con Hair *et al.*, (1992).

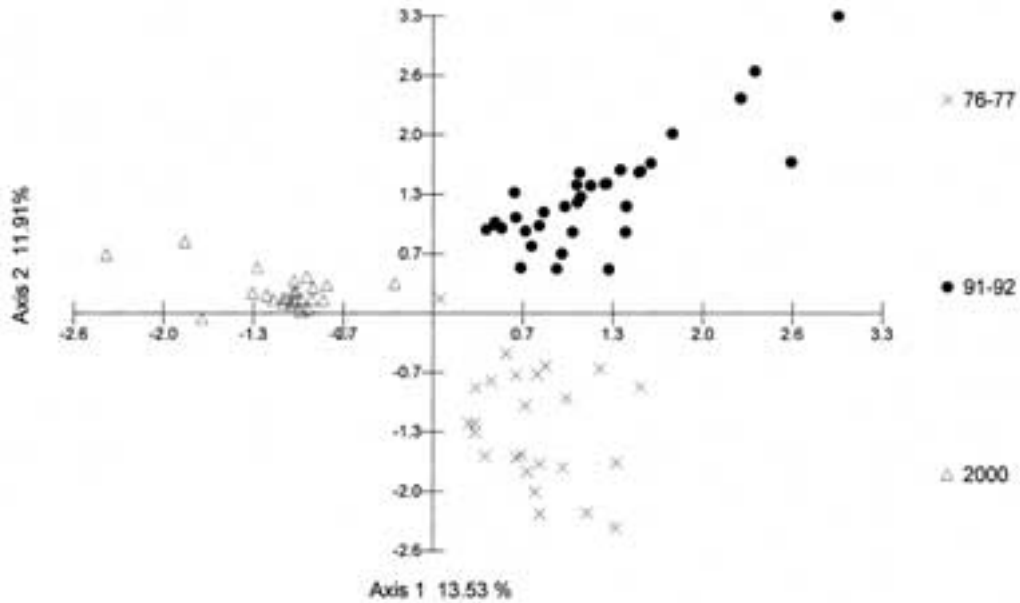


Figura 2. Análisis de correspondencia de las asociaciones de microalgas durante tres períodos en tres cubetas del Embalse Rapel. *Correspondence analysis of the microalgal associations during three periods in three basin of the Rapel reservoir.*

RESULTADOS

La Tabla 1a detalla las especies más representativas por período de estudio, en la estación 2, en el período inicial se contabilizaron 11 especies con más de un 5% de representación, con dominancia de *A. granulata*. La riqueza disminuyó a siete durante el período de contaminación y dominó *Dictyosphaerium pulchellum* Naegeli; durante el período de recuperación se encontraron 13 especies, dominando *Coelastrum microporum* Naegeli y *A. granulata*.

La estación 4 es dominada en la fase inicial por *A. granulata*, encontrándose un total de 12 especies en ese período, luego en el período de contaminación baja el número de especies a siete, con una fuerte dominancia de *D. pulchellum* y al final *Pediastrum simplex* Meyen. En la fase de recuperación es nuevamente *A. granulata* la especie dominante y se observan 13 especies con más de un 5% de abundancia (Tabla 1b).

La estación 8 es la que mostró menor número de especies en todos los períodos (Tabla 1c), observándose 10 especies para la fase inicial,

dominando *Oscillatoria* sp2 y *A. granulata*, esta última se mantiene como dominante durante todos los muestreos de este período y los primeros dos de la fase de contaminación. En el último muestreo aparece *Staurastrum paradoxum* Meyen en conjunto con *A. granulata*, el número de especies encontrado para este período fue de cinco especies. En el período de recuperación se observaron 10 especies, inicialmente la dominancia es compartida entre *Staurastrum tetracerum* Ralfs y *A. granulata*, en los dos muestreos siguientes es *A. granulata* la especie dominante.

El análisis de correspondencia muestra tanto la similitud en la composición fitoplanctónica a lo largo del embalse en los diferentes períodos estacionales como la diferencia en la organización comunitaria durante los períodos tróficos diferentes del sistema; las microalgas se asocian en tres grupos correspondientes a los períodos de diferente calidad química del agua (Fig. 2). La riqueza promedio de las tres profundidades presentó valores máximos en el período de eutrofización y de recuperación. Durante el período de contaminación, la riqueza se mantie-

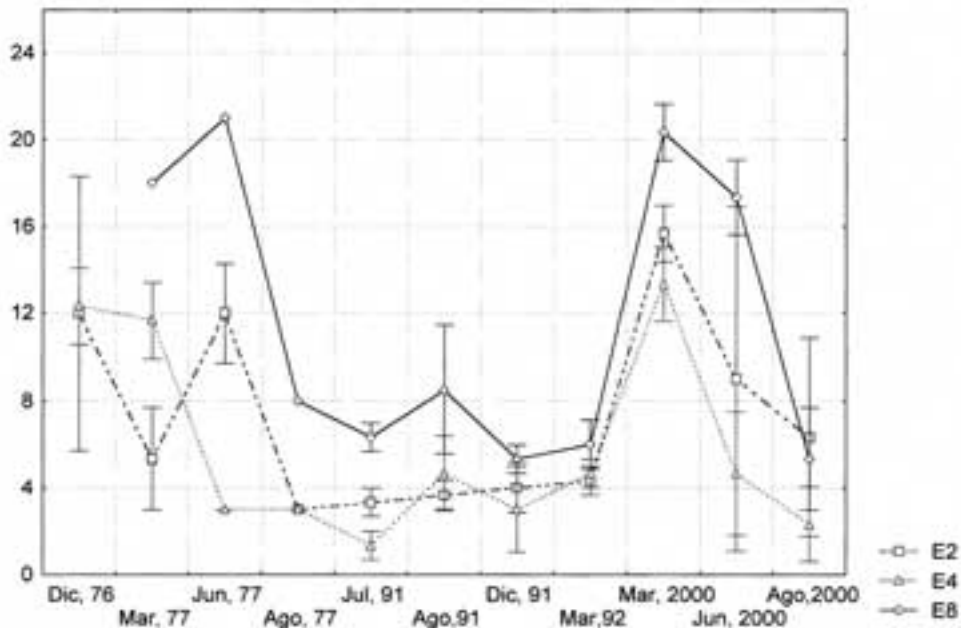


Figura 3. Riqueza de especies durante tres periodos en tres cubetas del Embalse Rapel. Los puntos son el promedio entre tres profundidades y las barras son 1.96 del EE. *Species richness during three periods in three basins of the Rapel reservoir. The dots are the average for three depths and the bars indicate 1.96 of SE.*

ne en valores bajo ocho especies con un aumento primaveral inferior a los máximos de eutrofización y recuperación (Fig. 3).

Las figuras 4 a - c detallan la evolución de abundancia relativa de *A. granulata* en los tres periodos de estudio. La abundancia superficial de la especie a lo largo del embalse oscila entre el 30% y el 95%. Esto se repite a las otras profundidades controladas y es la especie dominante. Sus valores de abundancia bajan significativamente en todo el embalse durante la contaminación para alcanzar valores similares de abundancia durante el periodo de recuperación en la estación fluvio-lacustre y sobre el 50% en las otras estaciones. Las variaciones estacionales de abundancia observadas durante el periodo de eutrofización se enmudecen durante el de contaminación especialmente en lo relacionado con el valor máximo de primavera. La abundancia se incrementa y muestra cambios estacionales durante los últimos años. *A. granulata* muestra recuperación en la abundancia con respecto al segundo periodo de estudio, llegando en la Estación fluvio - lacustre a valores similares a los alcanzados en el periodo

de eutrofización. En general las estaciones de trabajo con características más fluviales presentaron las abundancias más homogéneas entre profundidades con la excepción de los meses de Junio y Agosto del año 2000, invierno con lluvias abundantes (Fig. 3).

La abundancia total en términos de promedios se mantiene similar en los periodos de primavera y verano, sin embargo, con una mayor homogeneidad en el periodo de contaminación y oscilaciones estacionales amplias en los periodos de eutrofización y de recuperación, ambos periodos mostrando los valores máximos y mínimos encontrados en todo los periodos de estudio. Los valores más bajos durante los tres periodos corresponden a la estación fluvial y los más altos a la estación fluvio-lacustre (Fig. 5).

Los valores de diversidad de Shannon-Wiener señalan claramente diferencias en los tres periodos de estudio. Durante la eutrofización los valores oscilan entre 0 a 1.7 nits.

Durante el periodo de contaminación estos valores oscilan entre 0.2 y 1.0 con bastante homogeneidad entre las cubetas. En el periodo

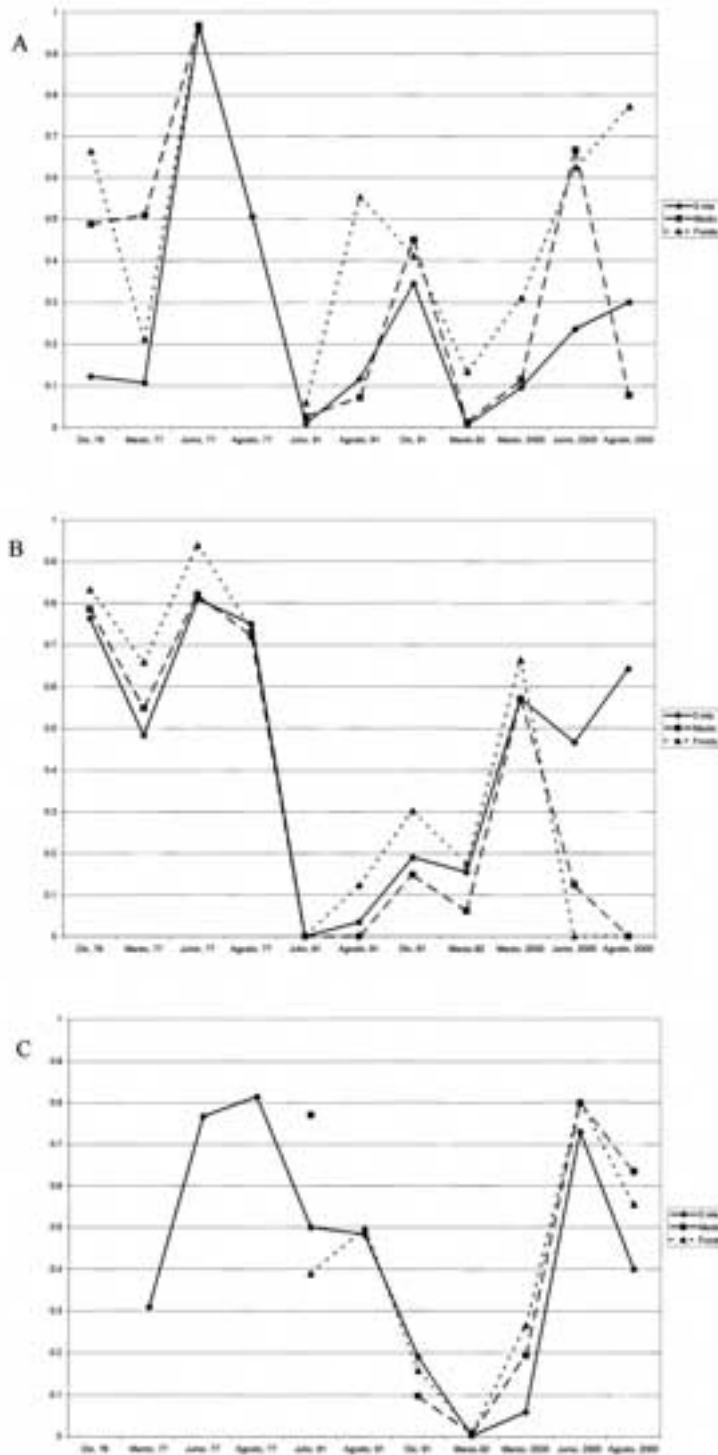


Figura 4. Abundancia relativa de *Aulacoseira granulata* en los tres períodos de estudio: a superficie, profundidad media y fondo. A) Estación represa, B) Estación fluvial y C) Estación fluvio-lacustre. *Relative abundance of Aulacoseira granulata in the three periods of the study: surface, mean depth and bottom. A) Dam station, B) Fluvial station and C) Transitional station.*

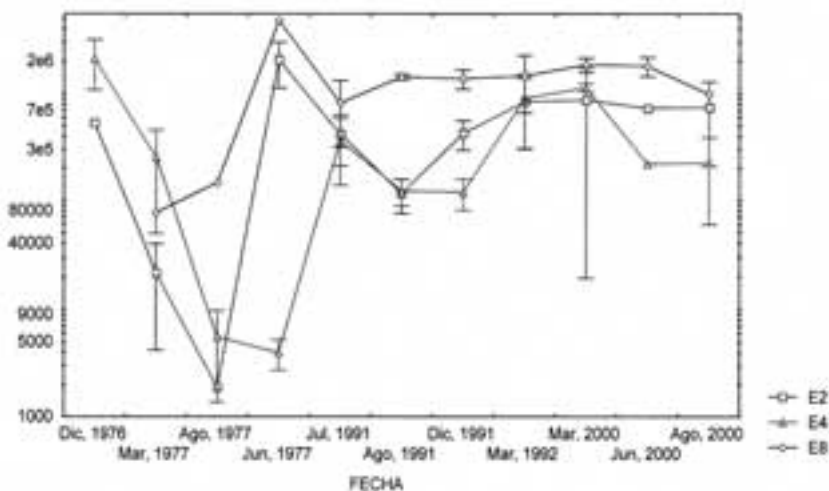


Figura 5. Abundancia total promedio de microalgas entre tres profundidades, a escala logarítmica y barras de 1.96 del EE), en tres periodos. *Average total abundance of microalga between three depths, in logarithmic scale and 1.96 SE bars, in three periods.*

de recuperación la diversidad oscila entre 1 y 1.8 (Fig. 6). Los valores más bajos de diversidad se estiman para la estación fluvial.

DISCUSIÓN

Ha sido ampliamente documentada la variabilidad de la composición del fitoplancton en los embalses, especialmente como respuesta a la morfología de los mismos (Kimmel *et al.*, 1990; Reynolds, 1999). En el caso de los sistemas chilenos, a la morfología se suman las variables características de clima oceánico. La mezcla turbulenta casi permanente del agua de los lagos monomícticos templados de Chile, ha favorecido la presencia especies como *A. granulata*, la cual mantiene o incrementa sus poblaciones por resuspensión desde los sedimentos (Reynolds *et al.*, 1985). Bajo condiciones de sucesión normal de los embalses templados, la composición fitoplanctónica ha sido predecible tanto en su composición como su respuesta a los cambios estacionales. En el período inicial de este embalse, la sucesión estacional de las microalgas estaba conformada por especies representativas de la mayoría de los ordenes comunes en estos sistemas. Entre éstas, Chlorophyceae y Cyanophyceae (Margalef, 1983;

Reynolds, 2000), a pesar de la dominancia de *A. granulata*. La disminución marcada de esta especie durante el período de contaminación se explicaría principalmente por el incremento de materia orgánica y sulfatos los cuales estarían produciendo extensas zonas anóxicas cercanas a los sedimentos en las cuales se solubilizarían metales como Cu^{+2} , afectando rápidamente a los inóculos de *A. granulata*. Trabajos realizados con moluscos bentónicos muestran el efecto contaminante de los sulfatos de cobre provenientes de los sedimentos (Valdovinos *et al.*, 1998). En general se menciona que existe información insuficiente acerca de los mecanismos de respuesta a la toxicidad de metales pesados como el cobre y que se requiere de más investigación en el tema y especialmente en aspectos relacionados con las microalgas tanto en sistemas naturales como experimentales. Al respecto, IPCS (1998) resume información que señala que a concentraciones entre ≥ 10 y $\geq 20 \mu\text{g L}^{-1}$ de cobre, la clorofila *a*, y la fijación de nitrógeno y carbono disminuyen significativamente. Filipek *et al.* (1987) discuten ampliamente y demuestran que las concentraciones de cobre disuelto reflejan la acidez del agua. A pH neutro generalmente la concentración de cobre disuelto está bajo los límites de detección en la columna de agua, pero en los sedimentos,

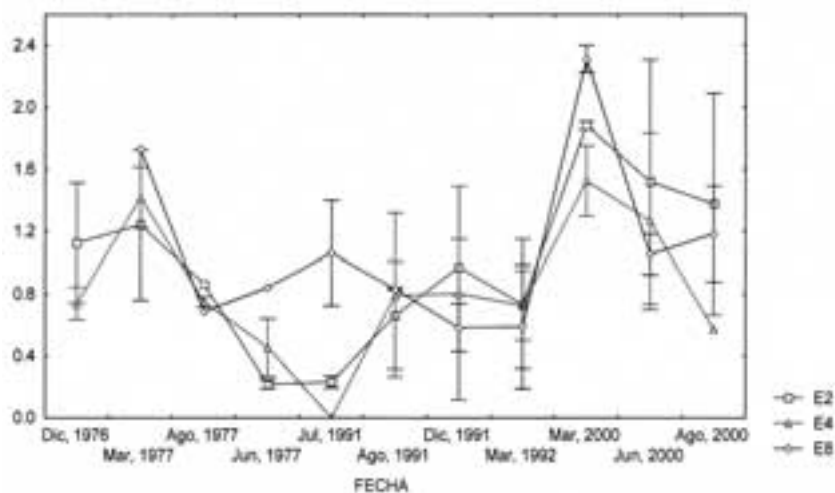


Figura 6. Valores de diversidad de Shannon-Wiener de microalgas en tres cubetas, durante tres períodos. Las barras indican 1.96 de EE. *Shannon-Wiener diversity values of microalgae in three basins during three periods. The bars show 1.96 of SE.*

que son el depósito y reservorio de metales ocurren cambios diarios y/o estacionales que modifican las interacciones sedimento-agua. Así, aún a pH neutro Winner y Owen (1991) han demostrado que a valores entre $20 \mu\text{g L}^{-1}$ y $40 \mu\text{g L}^{-1}$ de cobre se reduce la riqueza de especies de microalgas. Tratamientos con $5 \mu\text{g L}^{-1}$ de cobre durante 2 a 5 semanas, en Cazenoria, Lake New York, señalaron alteraciones de corto plazo en la sucesión estacional de las microalgas, similarmente a lo ocurrido en el embalse Rapel (Effler *et al.*, 1980; Vila *et al.*, 1997).

Por otra parte, ha sido frecuentemente reportado que la solubilización de Cu^{+2} , afectaría en toda la columna de agua especialmente a las Cyanobacterias descritas como altamente sensibles a este metal (Boyd, 1972; Wurtsbaugh & Horne, 1982).

La perturbación producida por ralaves de metales como cobre, disminuye significativamente la riqueza de especies en este embalse, sin embargo la presencia de microalgas tolerantes en mayor abundancia apoya la resiliencia del sistema, el cual muestra puntos de compensación en relación con los productores primarios, pero es de importancia evaluar el efecto que los cambios en las asociaciones de las microalgas y la perturbación producirían en la trama trófica del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

- ARMENGOL, J., J. C. GARCÍA, M. COMERMA, M. ROMERO, J. DOLZ, M. ROURA, B. H. HAN, A. VIDAL, & K. SIMEK. 1999. Longitudinal Processes in Canyon Type Reservoirs: The case of Sau (N.E. Spain). In: *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. J. G Tundisi & M. Straskraba (eds.): 313-345. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.
- BOYD, C. 1972. *Water quality in warmwater fish ponds*. Auburn University, Agricultural Experiment Station, R. Dennis Rouse, Director/Auburn, Alabama.
- CAMPOS, H. 1984. Limnological study of Araucanian lakes (Chile). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1319-1327.
- CONTRERAS, M., H. VILLAGRÁN Y C. SALAZAR. 1994. Características hidrodinámicas del embalse Rapel. *Medio Ambiente*, 12(1): 41-49.
- EFFLER S. W., S. LITTEN, S. D. FIELD, T. TONGNORK, F. HALE, M. MEYER & M. QUIRK. 1980. Whole lake response to low level copper sulphate treatment. *Water Res.*, 14: 1489-1499.
- FILIPEK L. H., D. K. NORDSTROM & W. H. FICKLIN. 1987. Interaction of acid mine drainage with waters and sediments of West Squaw Creek in the west Shasta mining district, California. *Environ. Sci. Technol.*, 21:388-396

- FORD, D. E. 1990. Reservoir transport processes. In: *Reservoir Limnology. Ecological perspectives*. K. W. Thorton, B. L. Kimmel & F. E. Payne (eds.): 15-41. John Wiley & Sons Inc. N. Y.
- GELLER, W. 1992. The temperature stratification and related characteristics of Chilean lakes in midsummer. *Aquatic Sciences*, 54: 1-16.
- GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO & M. A. OHNSTAD. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. 2nd ed. Blackwell, Oxford.
- HAIR, J., R. ANDERSON, R. TATHAM & W. BLACK. 1992. *Multivariate Analysis with Readings*. Mac Millan Publishing Co. N. Y.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. *A Treatise on Limnology*. Vol. I: Geogrpahy, Physics and Chemistry. N. Y.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety). 1998. *Environmental Health Criteria 2000. Copper*. World Health Organization, Geneva.
- KIMMEL, B. L., T. L. OWEN & L. J. PAULSON. 1990. Reservoir Primary Production. In: *Reservoir Limnology. Ecological Perspectives*. K. W. Thorton, B. L. Kimmel & F. E. Payne (eds.): 133-194. John Wiley & Sons Inc. N. Y.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona.
- MONTECINO, V. & S. CABRERA. 1982. Phytoplankton activity and standing crop in an impoundment of Central Chile. *J. Plankton Res.* 4: 943-950.
- REYNOLDS, C., V. MONTECINO, M. E. GRAF & S. CABRERA. 1985. Short-term dynamics of a *Melosira* population in the plankton of an impundment in Central Chile. *J. Plankton Res.* 8: 715-740.
- REYNOLDS, C. S. 1989. Physical determinants of phytoplankton succession. In: *Plankton Ecology*. U. Sommer (ed.): 9-56. Springer. Berlin.
- REYNOLDS, C. S. 1997. *Vegetation processes in the pelagic: A model for ecosystem theory*. Excellence in Ecology, Book 9. Ecology Institute, Nordbunte, Oldendorf/Luhe, Germany.
- REYNOLDS, C. S. 1999. Phytoplankton assemblages in Reservoirs. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. J. G Tundisi & M. Straskraba (eds.): 439-456. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.
- REYNOLDS, C. S. 2000. Phytoplankton designer or how to predict compositional responses to trophic state change. *Hydrobiologia*, 424: 123-132.
- ROMERO, H. 1985. *Geografía de Chile. Tomo XI: Geografía de los climas*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile. 243 pp.
- STRASKRABA, M. 1999. Retention Time as a Key Variable in Reservoir Limnology. In: *Theoretical Reservoir Ecology and its applications*. J. G Tundisi & M. Straskraba (eds.): 385-410. International Institute of Ecology. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers.
- VALDOVINOS, C., R. FIGUEROA, H. CID, O. PARRA, E. ARAYA, S. PRIVITERA Y V. OLMOS. 1998. Transplante de organismos bentónicos entre sistemas lénticos: ¿refleja la biodisponibilidad de metales traza en el ambiente? *Bol. Soc. Chile. Quim.*, 43: 467-475.
- VILA, I., I. BARENDS & V. MONTECINO. 1987. Composición, abundancia y distribución espacial y temporal del fitoplancton del embalse Rapel (1976-1977). *Revista Chilena de Historia Natural*, 60: 37-55.
- VILA, I., M. CONTRERAS & J. PIZARRO. 1997. Eutrophication and phytoplankton selective responses in a temperate reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 798-802.
- VILA, I., M. CONTRERAS, V. MONTECINO, J. PIZARRO & D. ADAMS. 2000. Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination? *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.*, 55: 31-44.
- VINER, A. B. 1985. Thermal stability and phytoplankton distribution. In: *Perspectives in Southern Hemisphere limnology*. R. B. Davies & R.D. Wamsley (eds.). Dev. Hydrobiol., 28, Dordrecht, Junk.
- VINER, A.B. (ed.). 1987. *Inland waters of New Zealand*. DSIR Bull. 241, Wellington.
- WINNER, R.W. & T. L. OWEN 1991. Seasonal variability in the sensitivity of freshwater phytoplankton communities to a chronic copper stress. *Aquat. Toxicol.*, 19: 73-88.
- WURTSBAUGH, W.A., & A. J. Horne. 1982. Effects of copper on nitrogen fixation and growth of blue-green algae in natural plankton associations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 1636-1641.

Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina – Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial

Lizet De León¹ y Guillermo Chalar²

Sección Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Iguá 4225 CP: 11400. Montevideo – Uruguay. 1- e-mail: lizetdl@fcien.edu.uy; 2- e-mail: gchalar@fcien.edu.uy

RESUMEN

El embalse de Salto Grande es un ecosistema artificial creado para la producción hidroeléctrica. Este sistema tiene un tiempo de residencia bajo, 12.3 días, su régimen térmico es polimictico y la morfología es dendrítica. En este embalse se ha estudiado la composición, abundancia y diversidad del fitoplancton en relación con el ciclo estacional y los parámetros físicos y químicos. La abundancia anual ha variado de 16 a 1963 ind ml⁻¹. Los máximos valores se registraron en verano en las estaciones situadas en brazos con dominancia de *Aulacoseira* y *Microcystis*. Los valores mínimos se encontraron en el canal principal y durante el invierno donde dominaban los fitoflagelados nanoplanktonicos. La diversidad anual mostró un patrón inverso con un rango de variación entre 0.6 y 4.4 bits ind⁻¹. En este trabajo se discute una sucesión estacional de estrategias C a R y S, como sugiere Reynolds 1988.

Palabras clave: fitoplancton, diversidad, sucesión de estrategias, embalses.

ABSTRACT

Salto Grande reservoir is an artificial ecosystem created for hydroelectric power generation. This system has low retention time, 12.3 days, polymictic regime, and dendritic morphology. The composition, abundance and diversity of phytoplankton in relation with the seasonal cycle and physicochemical parameters were investigated in this reservoir. Annual abundance varied from 16 to 1963 ind ml⁻¹. The maximum values were registered in summer, in the stations located in the branches with Aulacoseira and Microcystis dominance. The minimum ones corresponded to the main channel in winter were nanoplanktonic phytoflagellates dominated. The annual diversity showed an inverse trend ranging between 0.6 and 4.4 bits ind⁻¹. In this paper, a succession from C to R and S strategy is discussed, as suggested by Reynolds (1988).

Keywords: phytoplankton, diversity, strategist succession, reservoirs.

INTRODUCCIÓN

El embalse de Salto Grande constituye una obra de represamiento del Río Uruguay de carácter binacional Uruguayo-Argentino. Fue creado para generación de energía hidroeléctrica entrando en operación en 1979. Es utilizado además para abastecimiento de agua potable, navegación, riego y recreación. Según Salas y Martino (1990), de acuerdo a su temperatura media anual mayor a 15°C y su temperatura mínima superior a 10°C, el sistema podría considerarse como cálido tropical. En base a las características físico-químicas, el embalse está formado por dos subsistemas definidos por el cauce principal y los brazos

laterales (Berón, 1990; Chalar *et al.* 1993; Conde *et al.*, 1996) y presenta características de ambiente meso-eutrófico. La comunidad fitoplanctónica está dominada por diatomeas del género *Melosira* (*Aulacoseira* spp), en casi todo el sistema y durante gran parte del año, siendo acompañadas por cyanobacterias *Microcystis aeruginosa* en los brazos Guleguaycito y Mandisoví (margin argentino), al final del verano y otoño (Quirós y Luchini, 1983).

Este estudio pretende aportar información nueva sobre la composición y dinámica de la comunidad fitoplanctónica y analizar su distribución espacial y temporal, en relación a los parámetros abióticos.

Tabla 1. Características morfométricas del Embalse Salto Grande.
Morphometric features of the Salto Grande Reservoir.

Superficie	780 km ²
Volumen	5 109 x 10 ⁶ m ³
Profundidad media	6.4 m
Profundidad máxima	35.0 m
Ancho medio	5.4 km
Ancho máximo	9.0 km
Longitud	100 km
Desarrollo línea de costa	11.9
Perímetro	1190 km
Tiempo de residencia promedio	11.3 días

ÁREA DE ESTUDIO

Las características morfométricas del Embalse de Salto Grande se detallan en la tabla 1. El Río Uruguay es el principal tributario. El mismo nace aproximadamente a 60 km del Océano Atlántico en la Serra do Mar (Santa Catarina - Brasil) y recorre 1800 km en dirección Oeste y Sur, hasta su desembocadura en el Río de la Plata. Su lecho es principalmente de roca basáltica, siendo el margen uruguayo más elevado que el argentino. El régimen hidrológico del río presenta sus mayores caudales durante el invierno y los menores en verano. El caudal medio en

72 años de registro fue de 4643 m³ s⁻¹ con mínimos y máximos de 92 y 36100 m³ s⁻¹ respectivamente (CTM, 1982).

La cuenca del Río Uruguay abarca 297 199 km² de extensión en territorios de Brasil, Argentina y Uruguay, mientras que la cuenca del embalse es de 224 000 km². Las precipitaciones anuales en la cuenca tributaria varían entre 1000 y 2000 mm. En la cuenca del embalse se registra un promedio anual de 1260 mm. Las temperaturas medias anuales son de 19 °C y los vientos predominantes son del NE y SO con promedios anuales de 7 y 14 km h⁻¹ respectivamente.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se seleccionaron cuatro estaciones de muestreo en la cabecera del embalse, dos en el curso principal denominadas Represa (R) y La Paloma (A), una en el brazo Gualaguaycito (G) en el margen argentino, al Este, y otra en el brazo Itapebí (I) en el margen uruguayo, al Oeste (Fig. 1). Las muestras se tomaron con una frecuencia bimensual entre mayo y setiembre (invierno) y mensual entre setiembre y abril (primavera a otoño).

En cada estación se midió la temperatura y se tomaron muestras para la determinación de sólidos suspendidos totales, fósforo total, fosfato, nitratos y silicatos, según la metodología descrita en Conde *et al.* (1997). Se tomaron muestras para el análisis cualitativo de fitoplancton mediante arrastre superficial con una red de plancton de 33 µm y para el análisis cuantitativo y de clorofila *a* con bomba de succión a las profundidades correspondientes al 100 %, 50 %, 1 % de luz incidente en la superficie de la columna de agua y a 1 m, 5 m y 10 m por debajo del límite del 1 %. Esta última profundidad no fue considerada para la clorofila *a*. Las muestras cualitativas se fijaron *in situ* con formalina neutralizada al 4% de concentración final. Para la clasificación de las Divisiones se siguió el criterio de Silva (1972, en Parra y Bicudo, 1995). Los organismos flagelados nanoplanctónicos (< 30 µm) no identificados se agruparon bajo la denominación de "Fitoflagelados". Para el análisis cuantitativo, las

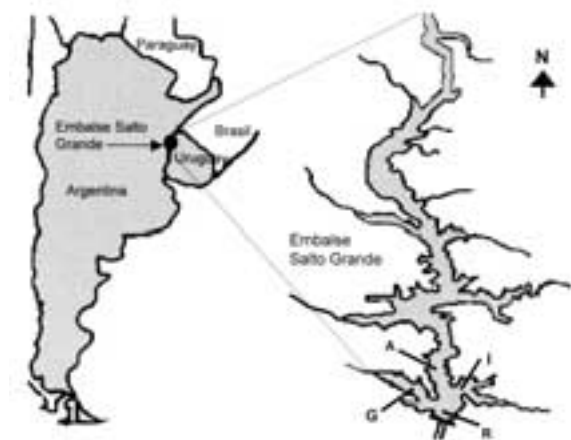
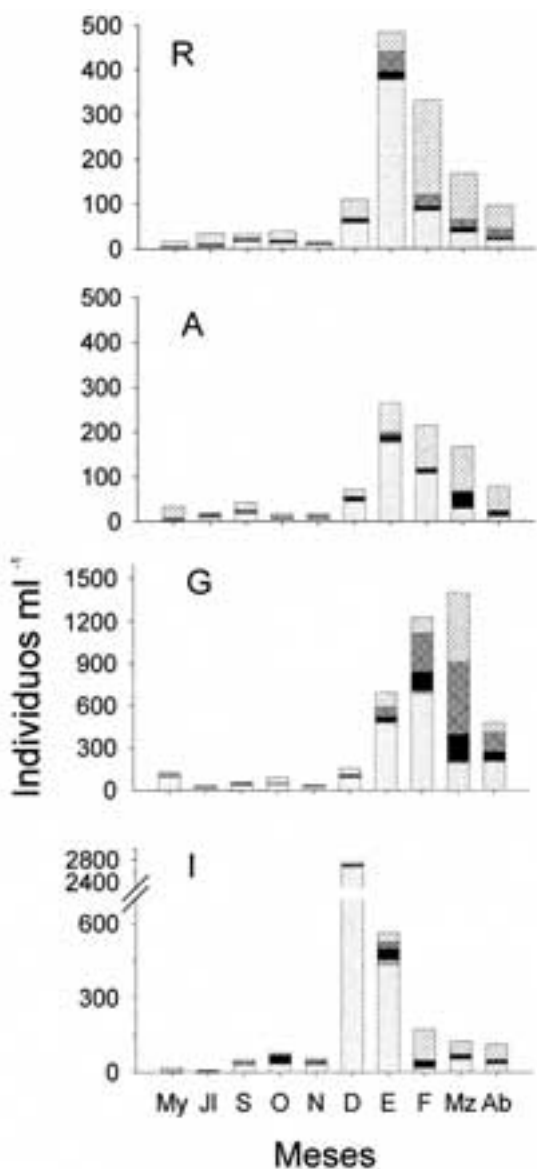


Figura 1. Esquema mostrando la ubicación del Embalse de Salto Grande en la región y las estaciones de muestreo en el embalse. R- Represa, A- La Paloma, G- Gualaguaycito e I- Itapebí. *Diagram showing Salto Grande Reservoir location in the region, and the sampling stations in the reservoir. R- Dam, A- La Paloma, G- Gualaguaycito e I- Itapebí.*



Aulacoseira spp., Navicula sp., Anabaena spp.,
 Raphidiopsis mediterranea, Fitoflagelados.

Figura 2. Variación anual de la abundancia de los taxa dominantes en las estaciones de muestreo. *Annual variation of the abundance of phytoplankton dominant taxa at the sampling stations.*

muestras se fijaron *in situ* con solución lugol y se realizó el recuento con microscopio invertido utilizando cámaras de sedimentación de 2, 5, 10, 20 y 50 ml (según Utermöhl, en Hasle, 1978). Las especies se cuantificaron por organismos, consi-

derándose como tal una colonia, un filamento o una célula, según el nivel de organización específico. Se definieron como especies abundantes aquellas que registraron una abundancia relativa mensual igual o mayor al 5 % en, al menos, un mes y en dos estaciones como mínimo; especies frecuentes las que registraron abundancia relativa mensual igual o mayor al 0.5 % en un mes y dos estaciones y especies raras las que registraron abundancia relativa mensual menor al 0.5 %. El análisis de clorofila *a* se realizó con etanol caliente (Nush, 1980) y se midió la absorbancia a 665 y 750 nm con un espectrofotómetro (UV-V).

RESULTADOS

Composición taxonómica

Se determinaron 187 taxa correspondientes a las Divisiones Chlorophyta (105), Bacillariophyta (25), Euglenophyta (21), Cyanophyta (20), Chrysophyta (7), Dinophyta (4), Cryptophyta (3) y Xanthophyta (2). Del total de taxa registrados, 19 correspondieron a nuevas citas para Uruguay (De León y Pérez, en preparación).

Variación espacial y temporal del fitoplancton

La variación anual de la comunidad fitoplanctónica se analizó a partir de las especies más abundantes. Del total de 187 taxa determinados, 25 resultaron abundantes. La comunidad del fitoplancton del Embalse Salto Grande, estuvo compuesta por un bajo número de especies abundantes (14.4 %) y un número alto de especies raras (53 %). Las especies frecuentes representaron el 47 % del total de taxa determinados.

La abundancia de la comunidad fitoplanctónica, analizada en base a las especies frecuentes (Fig. 2), presentó un rango de variación entre 16 org. ml⁻¹ (estación R, mayo) y 1963 org. ml⁻¹ (I, diciembre). La distribución vertical de los organismos determinó mayor abundancia en la zona eufótica, mientras que espacialmente la mayor abundancia se registró en las estaciones de los

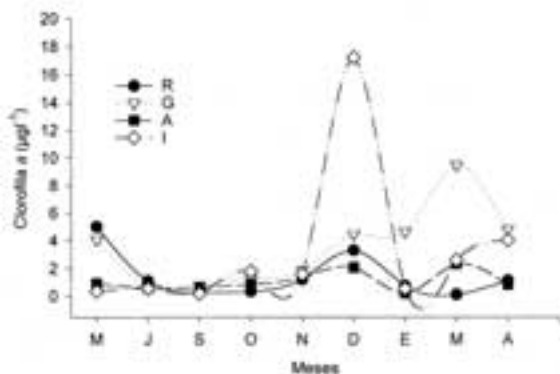


Figura 3. Variación anual de la clorofila *a* en superficie, en las estaciones de muestreo. *Annual variation of surface chlorophyll a at the sampling stations.*

brazos y temporalmente en verano (entre diciembre y abril). En las estaciones R y A (cauce principal), las abundancias promedio anuales fueron similares entre sí y menores que en G e I (brazos).

La comunidad fitoplanctónica registró su menor abundancia (< 100 ind ml⁻¹), entre mayo y noviembre en las cuatro estaciones de muestreo. En diciembre se incrementó la densidad de organismos principalmente en I (ca. 2000 org. ml⁻¹), mientras que en enero, el incremento se registró en todas las estaciones. Estas diferencias se debieron principalmente al crecimiento de Bacillariophyta en I (en diciembre) y de Cyanophyta en G (febrero, marzo y abril), seguidas de Bacillariophyta y flagelados (Fig. 2). Dentro de estos grupos las especies más abundantes fueron: *Aulacoseira* sp y *A. ambigua* en I y *Aulacoseira* sp, *A. ambigua*, *Anabaena planctonica* y *Raphidiopsis mediterranea* en G.

Biomasa del fitoplancton

La biomasa fitoplanctónica, medida como la concentración de clorofila *a*, registró un valor promedio anual de 2.01 µg l⁻¹ para las 4 estaciones, 5 profundidades y 9 meses analizados. Los menores valores se registraron en las estaciones del cauce principal (R y A), con un mínimo de 0.15 µg l⁻¹ en mayo (Fig. 3). La mayor concentración de clorofila *a* se registró en diciembre, con un máximo de 17.2 µg l⁻¹ (promedio para la

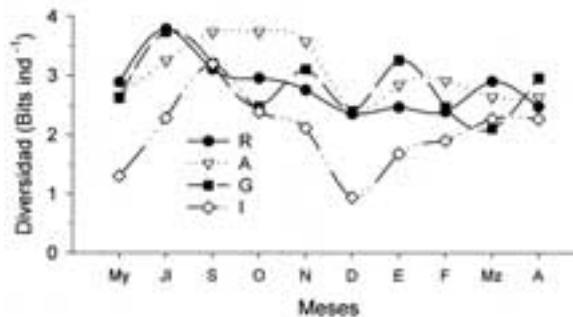


Figura 4. Variación anual de la diversidad fitoplanctónica en las estaciones de muestreo. *Annual variation of phytoplankton diversity at the sampling stations.*

columna de agua) en I. Dicho aumento se encontró asociado a un incremento de la abundancia de *Aulacoseira* spp. En G la mayor concentración se registró en marzo y abril (7.0 µg l⁻¹ y 5.7 µg l⁻¹, respectivamente) y estuvo asociada al aumento de las poblaciones de Cyanophyta (*Anabaena planctonica*, *Raphidiopsis mediterranea*).

Diversidad del fitoplancton

Para el análisis de diversidad se utilizaron los datos de abundancia de las especies más frecuentes. Se excluyeron los fitoflagelados por tratarse de un grupo multispecífico.

Los valores de diversidad oscilaron entre 0.6 y 4.4 bits ind⁻¹ con un promedio de 2.68 para todo el sistema. Los valores más altos correspondieron generalmente a los meses fríos (mayo a octubre) mientras que la menor diversidad fue registrada en los meses cálidos (diciembre, febrero y marzo) (Fig. 4).

En las estaciones R y A, el índice de diversidad fue mayor al comienzo del período de estudio, disminuyendo progresivamente. G e I presentaron la misma tendencia en el tiempo, pero con mayores oscilaciones. En diciembre se registró una disminución de la diversidad en todas las estaciones y en enero un incremento.

Parámetros ambientales

La temperatura mínima del agua se registró en julio (11.8 °C), aumentando hasta alcanzar el

máximo en enero (26.5 °C). No se registraron diferencias verticales que permitieran definir una estratificación térmica. El caudal de ingreso (Q_i) y el caudal de salida (Q_s) fueron altos durante el invierno y menores en verano (Fig. 5). Durante los meses de verano se registró un aumento del nivel del agua del embalse de aproximadamente 1 m. Consecuentemente con las variaciones de los aportes y salidas de agua y el manejo del nivel de la cota, el tiempo de residencia del embalse fue mayor en verano con un máximo de 24 días en diciembre y menor en invierno con un mínimo de 4 días en julio (media anual = 14 días). La temperatura del agua se correlacionó positivamente con el tiempo de residencia ($p < 0.01$) (Fig. 6A). La precipitación local medida en la estación meteorológica cercana al área de estudio presentó un comportamiento similar al tiempo de residencia, mostrando que la magnitud de dichos aportes no fueron significativos comparados con los aportes provenientes de la cuenca media y alta aportados por el cauce principal.

La concentración de sólidos suspendidos, fosfatos y fósforo total presentaron los valores máximos en invierno y se correlacionaron positivamente entre sí ($p < 0.01$) y negativamente con el tiempo de residencia ($p < 0.01$) (Fig. 6B). La concentración de nitratos y silicatos (Fig. 6C), presentó un comportamiento diferente de los

parámetros anteriores, con máximos en los meses de verano, relacionándose con el aumento de la precipitación local.

DISCUSIÓN

Composición y ciclo estacional

La comunidad fitoplanctónica del embalse estuvo dominada por Bacillariophyta, Cyanophyta y fitoflagelados nanoplanctónicos. Junto con dichos grupos se determinaron una importante variedad de especies de Chlorophyta y Euglenophyta y pocas especies de Chrysophyta, Cryptophyta y Dinophyta. Esta composición fue similar a la encontrada por Quirós y Lucchini (1983), en el mismo sistema y por Bonilla (1997) y Pérez *et al.* (1999), en los embalses sobre el Río Negro (Uruguay). La variedad de especies de Chlorophyta, Bacillariophyta y Euglenophyta, coincidió con los resultados encontrados por O'Farrell e Izaguirre (1994), referidos a la composición del fitoplancton del Río Uruguay. Especialmente, se registraron diferencias entre la composición taxonómica del cauce principal y los brazos, principalmente debido a la dominancia de diatomeas en las primeras y la mayor densidad de cianobacterias en las últimas. Entre las especies de *Aulacoseira*, fue muy frecuente y abundante la especie *A. ambigua* y su forma *spiralis*. Esta especie no fue encontrada en otros ríos de la región, constituyendo un taxa característico del Río Uruguay (O'Farrell, 1994).

Según estudios anteriores (O'Farrell, 1994; O'Farrell e Izaguirre, 1994 y O'Farrell *et al.*, 1996), realizados en el Río Uruguay y en quince importantes ríos de la cuenca del Río de la Plata incluyendo diversos tramos del Río Paraná y afluentes, la composición de la comunidad fitoplanctónica del Embalse de Salto Grande puede definirse como eupotamoplanctónica.

De acuerdo con Reynolds (1988), la comunidad fitoplanctónica se estructura, básicamente, en relación a la disponibilidad de nutrientes y luz. En ambientes con disponibilidad de nutrientes, predominan organismos oportunistas.

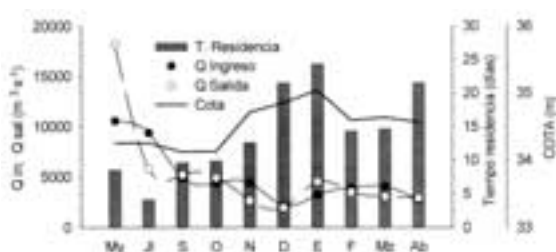


Figura 5. Variación anual de los parámetros físicos y químicos (media de las cuatro estaciones). A- temperatura y tiempo de residencia. B- Sólidos suspendidos totales (SST), fosfatos (PO_4) y fósforo total (PT). C- Precipitación local, nitratos (NO_2^-) y silicatos (SiO_3^{2-}). *Annual variation of the physical and chemical parameters (mean of the four sampling stations). A- temperature and retention time. B- Total suspended solids (SST), phosphates (PO_4) and total phosphorus (PT). C- Local rainfall, nitrates (NO_2^-) and silicates (SiO_3^{2-}).*

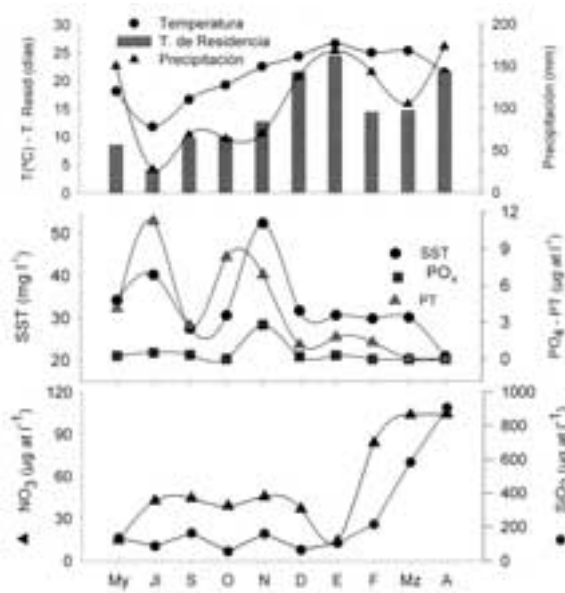


Figura 6. Variación anual del tiempo de residencia hidráulico, caudales (Q) de ingreso y salida y de la cota en el Embalse de Salto Grande. *Annual variation of the retention time, inflow (Q Ingreso), outflow (Q Salida), and elevation at Salto Grande Reservoir.*

tas, de rápido crecimiento y reproducción, generalmente de pequeño tamaño y alta relación superficie/volumen, denominadas C-estrategas. En ambientes con limitación de nutrientes, predominan los organismos tolerantes a este *stress* o S-estrategas. En ambientes con cambios frecuentes en la calidad de luz debido generalmente a turbulencias, predominan los R-estrategas. De Melo y Húzar (2000), encontraron predominancia de organismos de pequeño tamaño y características de C estrategias al comienzo del período de mezcla en el Lago Batata, Brasil. Según estos autores, las condiciones de flujo permanente favorecen el desarrollo de estos organismos sobre otros grupos. La presencia cuantitativamente dominante de los fitoflagelados nanoplanctónicos en el Embalse de Salto Grande al comienzo y final de este estudio, podría explicarse por sus características de organismos oportunistas, alta relación superficie/volumen, alta eficiencia para la incorporación de nutrientes y alta tasa de reproducción

(Reynolds, 1984, 1988; Sandgren, 1988). Ello los coloca en el grupo de los C estrategias. El mayor desarrollo de las cianobacterias coincidió con el período de concentración indetectable de fósforo y con la mayor disponibilidad de nitrógeno y silicatos. Ello pondría en evidencia su eficiencia para crecer en ambientes limitados por nutrientes, especialmente P (Reynolds, 1988, 1997), representando a los S estrategias. La dominancia de formas filamentosas sobre las coloniales, indicaron las condiciones turbulentas del sistema, característica que también fue encontrada por Hino (1979), para el embalse de Lobo (Broa). *Microcystis aeruginosa*, la especie colonial más abundante, alcanzó mayor desarrollo en G, mostrando las características más eutróficas de esta estación.

Las diatomeas céntricas del género *Aulacoseira* dominaron la comunidad fitoplanctónica del Embalse Salto Grande, por su densidad y presencia constante en la mayoría de las muestras. Resultados similares fueron observados en estudios anteriores de este sistema (Quirós y Luchini, 1983; Berón, 1990), en otros embalses de la región (Bonilla, 1997; Gómez, 1990, 1991; Hino, 1979; O'Farrell, 1994; Pérez et al., 1999; Reynolds et al., 1986; Tundisi, 1990a; Vila, 1987) y en los embalses españoles (Margalef et al., 1976; Planas, 1975). Estos organismos, característicos de sistemas turbulentos y sometidos a constantes cambios en la calidad de luz debido a sus movimientos a través del gradiente lumínico, son típicos R estrategias. La dominancia de *Aulacoseira*, indicaría que el embalse Salto Grande tiene características de un gran río (Gómez, 1990, 1991; O'Farrell et al., 1996), especialmente en su cauce central.

Durante el período de estudio se observó una sustitución de los estrategias C-S-R, en respuesta a las variaciones del ambiente (Fig. 7). En otoño e invierno (mayo y julio), cuando se registraron los mayores caudales de ingreso y las mayores concentraciones de nutrientes y sólidos suspendidos, se encontró una alta abundancia de los fitoflagelados nanoplanctónicos. Nuestros resultados indican que la baja temperatura, la alta turbulencia y la poca penetración de la luz debida a

la alta turbidez inorgánica, habrían limitado la presencia de otras especies (Gliwitz, 1999; Reynolds, 1984, 1997; Sommer, 1993), favoreciendo a las más eficientes en la incorporación de nutrientes, con alta tasa de crecimiento (estrategas C) y con mayor eficiencia fotosintética para desarrollarse en un ambiente turbio y turbulento (estrategas R). A finales de invierno y en primavera (setiembre a diciembre) la disponibilidad de nutrientes y el incremento de la radiación solar y la temperatura favorecieron el crecimiento de las Chlorophyta de pequeño tamaño (C-estrategas). En noviembre, coincidiendo con una alta concentración de SiO₂ y el máximo de PO₄ y SST, se registró un aumento de la abundancia de las Bacillariophyta (R-estrategas). El máximo poblacional alcanzado en diciembre, se reflejó en el incremento de la concentración de clorofila *a* y en la disminución de los nutrientes al final de la primavera y verano (diciembre a marzo). Desde febrero hasta abril, la concentración de P fue indetectable, determinando la presencia de las Cyanophyta, tolerantes al stress de nutrientes o S-estrategas. A partir de febrero dis-

minuye la abundancia de las Bacillariophyta y aumenta la población de fitoflagelados (C-estrategas), indicando el comienzo de un nuevo ciclo a partir de otoño. Los resultados indican una presencia de estrategias C en otoño e invierno, sustituidas por R en primavera y verano y éstas por S al final del verano y otoño.

Abundancia, biomasa y diversidad

La abundancia del fitoplancton del embalse presentó dos períodos claramente diferenciados: 1- abril a noviembre (invierno) y 2- diciembre a marzo (verano). Durante el primer período, la abundancia promedio fue inferior a 100 ind ml⁻¹, similar a la registrada para lagos oligotróficos (Izaguirre *et al.*, 1990), de régimen hidrológico variable (García, 1980) y sistemas lóticos (García y Anselmi, 1989; Zalocar y Vallejos, 1982) de la misma región. En cambio, la abundancia registrada a partir de diciembre, superior a 1000 ind ml⁻¹, estuvo en el rango de los ambientes lénticos (García y Anselmi, 1989) mesotróficos a eutróficos (Calijuri y Tundisi,

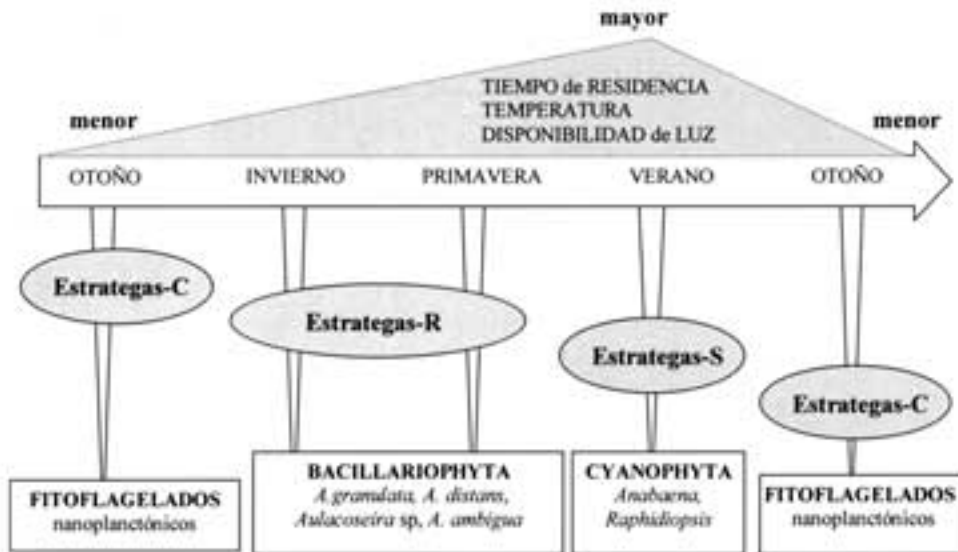


Figura 7. Sucesión estacional de los estrategas fitoplanctónicos C, S y R y su relación con los factores ambientales en el Embalse Salto Grande. *Seasonal succession of phytoplanktonic C, S and R strategists, and its relationship with environmental factors at the Salto Grande Reservoir.*

1990; García, 1977; Izaguirre y Vinocur, 1994a; Izaguirre *et al.*, 1990) o de grandes ríos (O'Farrell y Izaguirre, 1994; Schiaffino, 1981; Zalocar y Vallejos, 1982).

La biomasa fitoplanctónica medida como concentración de clorofila *a* fue baja. Según la escala utilizada por Tundisi *et al.* (1988), en base al índice de Carlson para 23 embalses del Estado de Sao Paulo, el sistema se clasificaría como ultraoligotrófico a oligotrófico (concentración promedio menor a $2.5 \mu\text{g l}^{-1}$). Según el índice utilizado por Salas y Martino (1990) para sistemas cálidos tropicales, Salto Grande sería oligotrófico (62 % de probabilidad (Chalar *et al.*, 1993). El patrón de variación temporal de la biomasa fitoplanctónica fue igual al registrado por Montecino y Cabrera (1982), para el embalse Rapel, un sistema eutrófico monomítico templado y por Bonetto *et al.* (1972) para embalses de la región subtropical templada.

La diversidad del fitoplancton de Salto Grande fue relativamente baja ($2.98 \text{ bits ind}^{-1}$ promedio, $0.5 - 4.1 \text{ bits ind}^{-1}$), en relación a los valores encontrados por O'Farrell y Izaguirre (1994), para el Río Uruguay aguas arriba ($4.1 - 5.8 \text{ bits ind}^{-1}$) y abajo del embalse ($3.2 - 4.3 \text{ bits ind}^{-1}$). Estos valores indican la alteración de las condiciones ambientales del río al pasar de un régimen fluvial a un embalse (Tundisi 1983, 1990b), pero no pueden considerarse *per se* indicadores de determinado estado trófico. Izaguirre *et al.* (1990), determinaron un rango de 0.67 a $4.51 \text{ bits ind}^{-1}$ en 20 cuerpos de agua ultra-oligo a eutróficos, de la región andino patagónica de Argentina. Sin embargo, no pudieron establecer diferencias de nivel trófico en base al valor de diversidad. Lobo y Kobayasi (1990), encontraron mayor diversidad en ambientes con mayor índice de saprobiedad, cuando esperaban lo contrario. Los mejores indicadores de cambios en las características tróficas de ríos y arroyos serían las variaciones en la composición y abundancia del fitoplancton, más que los índices de diversidad (Stoermer y Smol, 1999).

En Salto Grande, los valores más altos de diversidad se registraron en invierno, cuando la densidad fitoplanctónica fue baja ($< 100 \text{ ind ml}^{-1}$)

y el sistema presentó características lólicas. Los menores valores se registraron en el verano, en los brazos cuando se observaron las mayores densidades de organismos ($> 1000 \text{ ind ml}^{-1}$) y el sistema presentó características más lénticas. Las comunidades sometidas a disturbios frecuentes de mediana intensidad presentan diversidad alta (Holzman, 1993; Pádisak, 1993; Reynolds, 1993; Sommer, 1993; Sommer *et al.*, 1993). Esto indicaría que el régimen lótico del embalse constituye un disturbio frecuente para la comunidad, probablemente debido a los pulsos provocados por los aportes de nutrientes, materiales particulados y la turbulencia generada en el sistema. Izaguirre y Vinocur (1994b) encontraron valores de diversidad entre 4.0 y 4.8 en ambientes lénticos de la región con baja densidad de organismos (690 a $16500 \text{ ind ml}^{-1}$), coincidiendo con Branco y Senna (1996), que encontraron correlación negativa entre densidad y diversidad. Según Margalef (1997), la disminución de la diversidad indica un incremento de la actividad metabólica de los organismos, de modo que las variaciones de diversidad están asociadas a las características productivas de la comunidad. La marcada estacionalidad de la abundancia y biomasa del fitoplancton y de las características ambientales estudiadas, serían los factores determinantes de las diferencias temporales en la diversidad encontradas en este sistema.

Estado Trófico

En la caracterización trófica de los cuerpos de agua se utilizan diversos indicadores entre los cuales se encuentran la composición, abundancia, biomasa y diversidad fitoplanctónica. La composición del Embalse Salto Grande estuvo generalmente dominada por diatomeas de ambientes eutróficos, coincidiendo con los resultados de Gómez (1991) en el Embalse del Río III. También fue similar a la composición de los embalses eutróficos analizados por Bonetto *et al.* (1976) y a las asociaciones eutróficas y mesotróficas determinadas por O'Farrell e Izaguirre (1994b). Según Duarte *et al.* (1992), los lagos dominados por diatomeas tendrían

características mesotróficas, mientras que los dominados por cianobacterias serían eutróficos (Lampert y Sommer, 1997; Margalef, 1983; Paerl, 1988; Pizzolón 1996; Scheffer *et al.*, 1997). En Salto Grande, las cianobacterias fueron más abundantes en los brazos, especialmente en G. Berón (1990) y Quirós y Lucchini (1983), mencionaron la presencia de floraciones de *M. aeruginosa*, prácticamente uniespecífica, entre abril y diciembre de 1980 en G. La densidad de *M. aeruginosa* registrada en este estudio fue alta pero no alcanzó a los valores reportados por estos autores.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Convenio entre la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande y la Facultad de Ciencias, Universidad de la República Oriental del Uruguay. Los autores desean agradecer a los compañeros de la Sec. Limnología por su colaboración en los muestreos y análisis químicos, a la Lic. Ma. del Carmen Pérez por su asistencia en la identificación taxonómica del fitoplancton, al Lic. Alejandro Otaegui, Dto. de Ecología de la CTM, por su apoyo a esta investigación y al Dr. Oscar Parra, Centro EULA de la Universidad de Concepción-Chile, por sus sugerencias.

BIBLIOGRAFÍA

- BERON, L. 1990. Features of the limnological behavior of Salto Grande's reservoir (Argentina-Uruguay). *Ecological Modelling*, 52: 87-102.
- BONILLA, S. 1997. Composición y abundancia fitoplanctónica de tres embalses en cadena sobre el Río Negro, Uruguay. *Iheringia, ser. Bot.*, 49:47-61.
- BONETO, A., D. DI PERSIA, R. MAGLIANESI y M. CORIGLIANO. 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de Argentina. *Ecosur*, 3(5): 47-120.
- BRANCO, C. y P. SENNA. 1996. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranao Reservoir, Brazil). *Algalogical Studies*, 81: 69-84.
- CALIJURI, M. C. y J. G. TUNDISI. 1990. Limnología comparada das Rs do Lobo (BROA) e Barra Bonita. Estado de São Paulo. Mecanismos de funcionamiento e bases para o gerenciamento. *Rev. Brasil. Biol.*, 50 (4): 893-913.
- CHALAR, G., L. DE LEON, R. DE LEON, D. FABIAN y J. GORGA. 1993. *Evaluación de la eutrofización del Embalse de Salto Grande. Análisis de las relaciones entre los parámetros físico-químicos y biológicos*. Informe Final de la primer etapa. CTM-SG/Universidad de la República-Facultad de Ciencias-Sección Limnología.
- CONDE, D., W. PINTOS, J. GORGA, R. DE LEON, G. CHALAR y R. SOMMARUGA. 1997. The main factors inducing chemical spatial heterogeneity in the Salto Grande, a reservoir on the Uruguay River. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113. Large Rivers, 10 (1-4): 571-578.
- DE MELO, S. y V. HUSZAR. 2000. Phytoplankton in an amazonian flood-plain lake (Lago Batata, Brazil): diel variation and species strategies. *J. Plankton. Res.*, 22(1): 63-76.
- DUARTE, C. M., S. AGUSTÍ y D. CANFIELD. 1992. Patterns in phytoplankton community structure in Florida Lakes. *Limnol. & Oceanogr.*, 37(1): 155-161.
- GARCÍA, M. O. 1980. Fitoplancton de una laguna del valle aluvial del Paraná medio ("Los Matadores", Santa Fe, Argentina). I. Estructura y distribución en relación a factores ambientales. *Ecología, Argentina*, 4: 127-140.
- GARCÍA, M. O. 1977. Ciclo anual del fitoplancton en el Embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*, 8: 1-12.
- GARCÍA, M. O. y M. I. ANSELI. 1989. Fitoplancton y variables ambientales en la cuenca del Río Saladillo (Sta. Fe, Argentina). *Rev. Brasil. Biol.*, 49(4): 957-967.
- GLIWICZ, Z. M. 1999. Predictability of seasonal and diel evens in tropical and temperate lakes and reservoirs. En: *Theoretical Reservoir ecology and its Applications*. J. G. Tundisi & M. Straskaba (eds.): 99-124. International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences and Bachuys Publishers.
- GOMEZ, N. 1990. Variaciones morfológicas de *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg.) Simonsen (Bacillariophyceae) en el embalse Río III, Córdoba, Argentina. *Biota, Chile*, 6: 45-51.
- GOMEZ, N. 1991. Poblaciones de diatomeas planctónicas en una R subtropical: Embalse Río III, Argentina. *Anns. Limnol.*, 27(1): 3-14.

- HASLE, F., 1978. Counting phytoplankton. En : *Phytoplankton Manual. Monographs in Oceanographic Methodology*. Sournia, A. (ed.). UNESCO, 6: 88 - 96.
- HINO, K. 1979. *Análise qualitativa e quantitativa do microfitoplancton da R do Lobo (BROA) São Carlos, São Paulo*. Tese de Maestrado. Univ. Federal de São Carlos-SP-Brasil.
- HOLZMAN, R. 1993. Seasonal fluctuations in the diversity and compositional stability of phytoplankton communities in small lakes in upper Bavaria. *Hydrobiol.*, 249: 101-109.
- IZAGUIRRE, I. y A. VINOCUR. 1994a. Typology of shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina), based on phytoplankton communities. *Hydrobiol.*, 277:49-62
- IZAGUIRRE, I. y A. VINOCUR. 1994b. Algal assemblages from shallow lakes of the Salado River Basin (Argentina). *Hydrobiol.*, 289:57-64
- IZAGUIRRE, I., del GIORGIO, I. O'FARRELL y G. TELL. 1990. Clasificación de 20 cuerpos de agua andino-patagónicos (Argentina) en base a la estructura del fitoplancton estival. *Cryptogamie, Algol.*, 11: 31-46.
- LAMPERT, W. y U. SOMMER. 1997. *Limnecology*. Oxford University Press.
- LOBO, E. y H. KOBAYASI. 1990. Shannon's Diversity Index applied to some diatoms assemblages in the Sakawa River system (Kanagawa Pref., Japan) and its use as an indicator of water quality. *Jpn. J. Phycol. (Sôvi)*, 38: 229-243.
- MARGALEF, R. 1997. *Our Biosphere*. En: *Excellence in Ecology n° 10*. O. Kinne (Ed.). Ecology Institute - Germany.
- MARGALEF, R., D. PLANAS, J. ARMENGOL, A. VIDAL, N. PRAT, A. GUISET, J. TOJA y M. ESTRADA. 1976. *Limnología de los embalses españoles*. Ministerio de Obras Públicas. Madrid.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Omega.
- MONTECINO, V. y S. CABRERA. 1982. Phytoplankton activity and standing crop in an impoundment of central Chile. *J. Plankton Res.*, 4(4).
- NUSCH, E.A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 17:14-36.
- O'FARRELL, I. 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiol.*, 289: 109-117.
- O'FARRELL, I., I. IZAGUIRRE y A. VINOCUR. 1996. Phytoplankton ecology of the Lower Paraná River (Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl.*, 115/*Large Rivers*, 11 (1): 75-89.
- O'FARRELL, I y I. IZAGUIRRE. 1994. Phytoplankton ecology and limnology of a River Uruguay Lower Basin (Argentina). *Arch. Hydrobiol./Suppl.*, 99 (Monographische Beiträge) (1/2): 155-179.
- PAERL, H. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). En: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Sandgren C. (ed.). Cambridge University Press.
- PARRA, O. y C. BICUDO. 1995. *Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales*- Univ. De Concepción.
- PÉREZ, M. C.; S. BONILLA y G. MARTÍNEZ. 1997. Phytoplankton community of a polymictic reservoir, La Plata River Basin, Uruguay. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(4): 353-541.
- PIZZOLON, L. 1996. Importancia de las cianobacterias como factor potencial de toxicidad en las aguas continentales. *Interiencia*, 21: 239-245.
- PLANAS, D. 1975. Distribution and productivity of the phytoplankton in Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 19: 1860-1870.
- QUIRÓS, R y L. LUCHINI. 1983. Características limnológicas del embalse de Salto Grande III: Fitoplancton y su relación con parámetros ambientales. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*, 13: 19-66.
- REYNOLDS, C. S., 1997. Vegetations processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. En: *Excellence in Ecology n° 9*. Kinne, O. (Ed.). Ecology Institute, Germany.
- REYNOLDS, C. S., 1993. Scales of disturbance and their importance in plankton ecology. *Hydrobiol.*, 249: 157-171.
- REYNOLDS, C. S., 1988. Functional morphology and adaptative strategies of freshwater phytoplankton. En: *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Sandgren C. (Ed.). Cambridge University Press.
- REYNOLDS, C. S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- REYNOLDS, C.; V. MONTECINO; M. GRAF y S. CABRERA. 1986. Short-term dynamics of a *Melosira* populations in the plankton of an impoundment in Central Chile. *J. Plankton Res.*, 8(4): 715-740.

- SANDGREN C. (Ed.). 1988. *Ecology and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge Univ. Press.
- SALAS, H. J. y P. MARTINO. 1990. *Metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización en lagos cálidos tropicales*. CEPIS/HPE/OPS.
- SCHEFFER, M., S. RINALDI, A. GRAGNANI, L. MUR Y E. VANNES. 1997. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes. *Ecology*, 78: 272-282.
- SCHIAFFINO, M. 1981. Campaña limnológica "Keratella I" en el Río Paraná medio. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral*, 12: 140-147.
- SOMMER, U. 1993. Disturbance-diversity relationships in two lakes of similar nutrient chemistry but contrasting disturbance regimes. *Hydrobiol.*, 249: 59-65.
- SOMMER, U., J. PADISAK, C. REYNOLDS y P. JUHASZ-NAGY. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity - disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiol.*, 249: 1-7.
- STOERMER, E. y J. SMOL. 1999. *The Diatoms Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge Univ. Press.
- TUNDISI, J. G. 1990a. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em Reservatórios: Fatores limitantes e controladores. *Rev. Brasil Biol.*, 50(4): 937-955.
- TUNDISI, J. G. 1990b. Limnology and eutrophication of Barra Bonita Reservoir, S. Paulo State, Southern Brazil. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33: 661-676.
- TUNDISI, J. G. 1983. A review of basic ecological processes interactin with production and standing-stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. *Hydrobiol.*, 100: 223-243.
- TUNDISI, J. G., T. MATSUMURA-TUNDISI, R. HENRY, O. ROCHA y K. HINO. 1988. Comparação do estado trófico de 23 reservatórios do Estado de Sao Paulo: Eutrofização e manejo. En: *Limnologia e Manejo de Reservatórios*. V. 1, T. 1. J. G. Tundisi (ed.). Universidad de Sao Paulo.
- VILA, I., I. BARENS y V. MONTECINO. 1987. Abundancia y distribución temporal del fitoplancton en el Embalse Rapel, Chile Central. *Rev. Chilena de Hist. Nat.*, 60: 37-55.
- ZALOCAR, Y. y E. VALLEJOS. 1982. Fitoplancton del Río Alto Paraná. Variación estacional y distribución en relación a factores ambientales. *Ecosur*, 9(17): 1-28.

