

UCH-FC
B. Ambiental
V. 718
C. 1



**RESPUESTAS DEL FITOPLANCTON FRENTE A CAMBIOS EN LAS
CARACTERISTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL AGUA:
EL CASO DEL EMBALSE RAPEL.**

Seminario de Título

Entregado a la

Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile

en cumplimiento parcial de los requisitos

para optar al título de

BIOLOGO AMBIENTAL

ERIKA JUDITH VILLANUEVA VARGAS

Director de Seminario de Título : M.Cs. Irma Del Carmen Vila Pinto

Octubre, 2007





FACULTAD DE CIENCIAS

UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACION

SEMINARIO DE TITULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile que el Seminario de Título presentado por la alumna

ERIKA JUDITH VILLANUEVA VARGAS

ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación del Seminario de Título como requisito para optar al título de Biólogo Ambiental.

Diretora de Seminario de Título: M. Cs. IRMA VILA PINTO

Comisión de evaluación de Seminario de Titulo:

Dr. DAVID VELIZ

Dr. MANUEL CONTRERAS



FOTO Y RESEÑA



Datos personales

- Nombre: Erika Judith Villanueva Vargas
- Fecha de Nacimiento: 29 de Enero de 1981
- Cédula de Identidad: 14.144.990-7
- Nacionalidad: Chilena
- Estado Civil: Soltera
- Domicilio: Avenida El Faldeo 2347 – Peñalolén
- Teléfono: 2922115/08-8893958
- E-mail: erikita.v@gmail.com



Antecedentes Académicos

- Enseñanza Básica y Media: Colegio Particular Subvencionado de la Congregación de la Santa Cruz.
- Estudios Superiores: 2005 Licenciada en Ciencias Ambientales con mención en Biología, Universidad de Chile.

Experiencia Laboral

- 2004 Unidad de investigación, Dpto. de Ecología, Universidad de Chile.
- 2005 Práctica en CENMA, Laboratorio de Microbiología y Bioensayos.
- 2006-2007 Seminario de Título en Laboratorio de Limnología de la Universidad de Chile, con la profesora Irma Vila como tutora. “Respuestas del fitoplancton a cambios en la calidad del agua: El caso del Embalse Rapel” (actualmente en proceso de revisión).

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que hicieron posible la realización de este seminario de título. A mi tutora, la profesora Irma Vila por apoyarme en la realización de mi trabajo y por transmitirme sus valiosos conocimientos. A la Dirección General de Aguas (DGA) por facilitar las muestras e información para llevar a cabo este estudio. También quisiera agradecer a quienes trabajan en el laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias, por haberme recibido y por entregarme los conocimientos necesarios durante este estudio, en especial a Marco Méndez, Catalina Sabando y David Veliz por su excelente disposición y apoyo.

Me gustaría además, agradecer a quienes me acompañaron durante mi paso por la Universidad, grandes personas con las que compartimos momentos inolvidables y con quienes forme grandes lazos de amistad, especialmente a Viviana Díaz y Karin Maldonado.

Asimismo, quisiera agradecer el apoyo incondicional de mis padres, quienes hicieron posible este logro, y también a mis hermanos, mis amigas Clásicas y Cristóbal, ya que con su cariño y comprensión siempre estuvieron alentándome a seguir adelante para lograr mis metas.



RESUMEN

La dinámica temporal y composición del fitoplancton se ven rápidamente afectadas frente a cambios ambientales, siendo importante su estudio y monitoreo constante de manera de evaluar la influencia que las actividades antrópicas producen en la calidad del agua.

El Embalse Rapel, ubicado en la zona central de Chile, ha presentado un rápido proceso de eutroficación por el intenso crecimiento agroindustrial y turístico desarrollado en sus alrededores, a esto se suman las descargas con alto contenido de sulfatos provenientes del mineral de cobre El Teniente, Codelco-Chile.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la variación temporal y espacial de la composición fitoplanctónica del embalse, de manera de establecer la relación entre ésta y las características físicas y químicas del agua. Para lo anterior se evaluó la serie de datos de la Dirección General de Aguas, obtenidos para las estaciones de muestreo El Muro y Alhué, de manera estacional durante los años 2004 al 2006. Las variables físicas y químicas estudiadas incluyeron temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, nitrógeno total, fósforo total y clorofila "a". Además, se calculó la relación N:P.

Conjuntamente, se analizaron muestras superficiales de agua proporcionadas por la DGA para evaluar el fitoplancton cuantitativa y cualitativamente. El fitoplancton de ambas estaciones fue analizado en su composición taxonómica, riqueza y abundancia

de especies, evaluándose la diversidad mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener.

Los niveles de nutrientes de las aguas del embalse se ubican dentro del rango descrito para sistemas eutróficos. Ambas cubetas analizadas presentaron altos valores de Fósforo total, clorofila "a" y Nitrógeno total, pudiendo clasificar sus aguas como eutróficas.

La composición y la dinámica del fitoplancton han variado respecto a la descrita históricamente y no concuerdan con las normalmente descritas para los rangos de nutrientes hallados en este estudio. Se encontró que la importante dominancia descrita en estudios anteriores de la especie *Aulacoseira granulata*, ha sido reemplazado por *Chlamydomonas*, la cual se encuentra presente durante todo el año representando más del 80% de la abundancia total del fitoplancton.

Llama la atención la ausencia de especies de cianobacterias, típicamente encontradas en aguas con altos niveles de nutrientes, probablemente debido a que estas algas son altamente sensibles al Cobre, elemento que podría encontrarse en las aguas del Embalse. Se encontró además que la abundancia, riqueza y diversidad de Shannon-Wiener fueron menores en la cubeta de El Muro en comparación a Alhué.

Se concluye que, a pesar de que las comunidades fitoplanctónicas encontradas no corresponden a las esperadas para sistemas eutróficos, los niveles de nutrientes indican un alto enriquecimiento en materia orgánica y una fuerte influencia de los

desechos agroindustriales y mineros en la calidad de las aguas del Embalse Rapel. Este rápido deterioro ha producido el reemplazo de especies, antes encontradas como abundantes, por otras especies capaces de desarrollarse en aguas con las características que presenta actualmente el Embalse Rapel.

ABSTRACT

Phytoplankton temporal dynamics and composition are rapidly affected by environmental fluctuations, so that its study and constant monitoring are important to evaluate the influence of anthropogenic activities on water quality.

Rapel reservoir, located in central Chile, has shown an accelerated eutrophication process due to the expansion of tourism and agricultural activities in the reservoir watershed, in addition to the inflow of waters with high contents of sulphates from copper mineral El Teniente of CODELCO-Chile.

The aim of this study was to evaluate temporal and spatial variations in phytoplankton composition in the reservoir, so as to establish the relationship between it and the physical and chemical quality of water. To do this, we count with data series from Direccion General de Aguas (DGA), obtained seasonally at the sampling stations located in Alhué and Dam subbassins from 2004 to 2006. Physical and chemical parameters studied included temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, oxygen saturation, Total Nitrogen, Total phosphorus and Chlorophyll "a". Also, we calculated the N:P ratio.

Additionally, surface water samples provided by the DGA were analyzed to assess phytoplankton quantitatively and qualitatively. Phytoplankton of both stations was analyzed in terms of its taxonomic composition, species richness and abundance, species diversity was evaluated through diversity index of Shannon-Wiener.

Nutrients levels founded in the reservoir waters are located within the range described for eutrophic systems. Both sub-basins analyzed showed high values of phosphorus, nitrogen and chlorophyll "a", which may be classified as eutrophic waters.

Phytoplankton composition and dynamics have changed with respect to those described historically and are not consistent with those normally described for the ranges of nutrients found in this study. Furthermore, the important dominance of *Aulacoseira granulata* observed in previous studies decreased markedly, being replaced by *Chlamydomonas*, present throughout the year, representing over 80% of the total abundance of phytoplankton.

Surprisingly, species belonging to the group of *cyanobacteria*, typically found in waters with high nutrient levels, were not found in this study probably because these algae are highly sensitive to copper, which may be found in Rapel reservoir waters. We also found that the abundance, richness and Sahnnon- Wiener diversity was lower in the Dam sub-basin compared to Alhué.

It is concluded that, despite the fact that phytoplankton communities found do not correspond to those expected for eutrophic systems, nutrient levels indicate a high enrichment of organic matter and a strong influence of the agribusiness and mining wastes on the waters quality of the Reservoir Rapel. This rapid deterioration has caused the replacement of species, before found as abundant, for other species which are able to develop in waters with the actual features found in Rapel Reservoir.

INDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Hipótesis.....	6
1.2. Objetivos.....	6
2. MARCO TEORICO.....	7
2.1. El Proceso de eutrofización.....	7
2.2. El uso de fitoplancton como indicadores de polución.....	12
2.3. Antecedentes del Área de estudio.....	12
2.3.1. Clima	14
2.3.2. Hidrografía.....	15
2.3.3. Antecedentes Socioeconómicos.....	17
2.3.4. Descargas de cursos de aguas.....	19
2.4. Normativa legal asociada a calidad de las aguas.....	20
3. METODOLOGIA.....	23
3.1. Variables físicas y químicas.....	23
3.2. Cuantificación del fitoplancton.....	24
3.3. Análisis de datos.....	25
4. RESULTADOS.....	27
4.1. Variables físicas y químicas.....	27
4.1.1. Temperatura superficial.....	28
4.1.2. pH.....	28
4.1.3. Conductividad.....	29
4.1.4. Oxígeno disuelto y Saturación de O ₂	29
4.1.5. Nitrógeno total.....	29
4.1.6. Fósforo total.....	30
4.1.7. Clorofila "a".....	30

4.1.8. Relación Nitrógeno/Fósforo (N:P).....	31
4.2. Composición fitoplanctónica.....	38
5. DISCUSIÓN.....	45
5.1. Temperatura y pH.....	45
5.2. Conductividad.....	45
5.3. Concentración y porcentaje de saturación de Oxígeno.....	46
5.4. Niveles de nutrientes.....	46
5.5. Relación N:P.....	46
5.6. Clorofila "a".....	47
5.7. Estructura y dinámica fitoplanctónica.....	47
6. CONCLUSIONES.....	51
7. BIBLIOGRAFIA.....	53

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores límites de la OECD para un sistema abierto de clasificación trófica.....	10
Tabla 2. Parámetros morfológicos de tres cubetas del Embalse Rapel.....	13
Tabla 3. Entidades directamente vinculadas con la Gestión del Agua en Chile y sus respectivas funciones.....	21
Tabla 4. Valores máximos o mínimos correspondientes a las distintas clases de calidad objetivo.....	24
Tabla 5. Valores correspondientes a mediciones de las variables físicas y químicas de la estación de monitoreo Alhué.....	27
Tabla 6. Valores correspondientes a mediciones de las variables físicas y químicas de la estación de monitoreo El Muro.....	27
Tabla 7. ANOVA factorial de tres vías para el índice de diversidad de Shannon-Wiener.....	39
Tabla 8. Lista de especies identificadas para las estaciones de monitoreo Alhué y El Muro.....	40
Tabla 9. Tabla síntesis de valores medios anuales de las variables físicas, químicas y biológicas analizadas.....	44

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de las principales causas y efectos del proceso de eutroficación.....	11
Figura 2. Ubicación geográfica del Embalse Rapel y descripción de su morfología y principales características.....	14
Figura 3. Montos de Precipitaciones Medias Mensuales registradas en Estación Pluviométrica de Rapel.....	15
Figura 4. Esquema de cuantificación de fitoplancton.....	25
Figura 5. (A) Variación estacional de la temperatura en las estaciones de monitoreo de Alhué y El Muro. (B) Promedios anuales de temperatura superficial durante el periodo de estudio.....	32
Figura 6. (A) Variación estacional del pH en las estaciones de monitoreo de Alhué y El Muro. (B) Promedios anuales del pH durante el período de estudio.....	33
Figura 7. Promedios anuales de Conductividad durante el periodo de estudio.....	34
Figura 8. Promedios anuales de Oxígeno disuelto durante el periodo de estudio.....	34
Figura 9. Promedios anuales de Saturación de oxígeno durante el periodo de estudio.....	35
Figura 10. Promedios anuales de Nitrógeno total durante el período de estudio.....	35
Figura 11. Promedios anuales de Fósforo total durante el período de estudio.....	36
Figura 12. Promedios anuales de Clorofila "a" durante el período de estudio.....	36
Figura 13. Promedios anuales de N:P durante el período de estudio.....	37

Figura 14. Contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal para cada estación del año en El Muro.....	41
Figura 15. Contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal para cada estación del año en Alhué.....	41
Figura 16. Evolución de la abundancia total del fitoplancton para las estaciones de monitoreo de Alhué y El Muro.....	42
Figura 17. Riqueza de especies de fitoplancton para las estaciones de Alhué y El Muro.....	42
Figura 18. Valores de diversidad de Shannon-Wiener de fitoplancton en las localidades de Alhué y El Muro, durante el periodo de estudio.....	43
Figura 19. Valores estacionales de diversidad de Shannon-Wiener del fitoplancton durante los tres años del periodo de estudio.....	43

1. INTRODUCCIÓN

El agua constituye, en términos cualitativos y cuantitativos, una parte vital de los seres vivos y de los ecosistemas. Chile es considerado un país privilegiado en cuanto a la disponibilidad de aguas de superficie a nivel mundial, contando con grandes reservas de este recurso. No obstante, existe una distribución irregular de este patrimonio en el territorio nacional producto de las variadas condiciones físicas y climáticas, a partir de las cuales es posible encontrar zonas de gran abundancia hacia el extremo sur y otras en que la disponibilidad de agua se vuelve muy escasa hacia el norte del país representando un freno al proceso de desarrollo de dichas regiones (Matus 2004). Es por esta razón que una disminución del agua disponible, genera efectos negativos sobre los ecosistemas y sobre los usos humanos, por lo que es necesario recuperar o mantener la calidad y cantidad de las aguas para sustentar sus diferentes usos y para la conservación de la biodiversidad (DGA 2004).

Durante las últimas décadas, el rápido desarrollo industrial y expansión poblacional han traído consigo el aumento de la degradación de los recursos hídricos, generando gran preocupación a nivel mundial y dando lugar a un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas acuáticos así como estudiar sus cambios en el tiempo. Lo anterior ha resultado en el desarrollo de criterios físicos, químicos y biológicos para estimar el efecto y magnitud de las intervenciones humanas.

Las características físicas y químicas del agua son producto de factores externos al ecosistema y las posteriores transformaciones llevadas a cabo por interacciones biológicas que ocurren dentro del sistema acuático (Modenutti et al., 1998). El concepto de estado trófico, como un sistema de clasificación de los cuerpos de agua de acuerdo a su calidad, fue introducido hace años (Thienemann 1925,1931; Nauman 1932) y ha sido objeto de continuo

desarrollo hasta la actualidad (Vollenweider, 1968; Pourriot and Meybeck, 1995). La determinación del estado trófico es fundamental en la clasificación y manejo de los lagos, puesto que éste expresa la relación entre la cantidad de nutrientes del sistema y el incremento de la materia orgánica en el mismo (Ryding & Rast 1993). El nivel de trofia de las aguas está determinado por la cantidad de materia orgánica, así como las cantidades de fosfatos y nitratos que ingresan a los sistemas acuáticos. De acuerdo a lo anterior, los lagos naturales y artificiales pueden ser clasificados generalmente como oligotróficos (del griego "poco alimento") o eutróficos (del griego "bien alimentado"), si se trata de aguas con bajo o alto contenido de nutrientes, respectivamente. Además es posible encontrar una tercera categoría, los lagos mesotróficos, utilizada para describir las aguas en estado de transición entre la oligotrofia y la eutrofia. (Ryding & Rast 1993). Los lagos oligotróficos se caracterizan normalmente por presentar bajas concentraciones de nutrientes en la columna de agua, poseer valores de biomasa y productividad primaria bajos y una mayor riqueza de flora y fauna, por lo cual sus aguas son consideradas aptas para su uso y aprovechamiento (OECD, 1982). Por otra parte, los cuerpos de agua en estado eutrófico presentan altos niveles de productividad y de biomasa, lo que lleva a la disminución de la diversidad y a una mayor producción de organismos tolerantes a las nuevas condiciones, los cuales muchas veces resultan ser nocivos, como es el caso de las cianobacterias. El proceso de eutroficación es el resultado de una entrada excesiva de nutrientes a los sistemas acuáticos que supera los límites admisibles de su capacidad natural de dilución y reciclaje de material (Fonturbel et al. 2006), generando una desestabilización del ecosistema que lleva a la degradación del mismo y que, la mayoría de las veces, es irreversible (Carpenter & Cottingham 1997; Myrbo & Ito 2003). En la actualidad, la creciente demanda de agua y su uso indiscriminado ha producido que la evolución natural de los sistemas acuáticos ocurra significativamente más rápido debido a los procesos de eutroficación.

La composición de las asociaciones fitoplanctónicas en lagos y embalses depende ampliamente de la luz, temperatura y nutrientes (Hellawell 1986), especialmente en el caso de los lagos someros (Scheffer, 2001). Es así como las comunidades fitoplanctónicas límnicas poseen la característica de fluctuar regularmente tanto en la composición de especies como en su abundancia, siendo posible encontrar diferentes asociaciones de algas de acuerdo a la concentración de nutrientes y condiciones climáticas de los ecosistemas acuáticos (Vila et al. 1987; Pardo y Vila 2006). Sin embargo, varios estudios tanto de campo como experimentales, han demostrado que la dinámica temporal y la composición de especies de fitoplancton se ven rápidamente afectadas frente a cambios en las características del agua (Hutchinson 1967, Reynolds 1984). Así, dependiendo de la naturaleza de los contaminantes responsables del proceso de eutroficación, es posible encontrar diferentes grupos de especies de fitoplancton.

Debido a que no todas las especies presentan los mismos niveles de tolerancia a los cambios en la concentración de nutrientes (Achá & Fontúrbel 2003, Fretwell 1977, Fretwell 1987, Mengue 1992, Mengue 2000), se produce una disminución de la diversidad con el predominio de ciertos grupos en desmedro de la desaparición o disminución de otros menos tolerantes, afectando así la composición de la comunidad fitoplanctónica (Fontúrbel et al., 2006). Son justamente aquellos grupos dominantes los que podrían servir como indicadores biológicos de las características ambientales de los sistemas acuáticos (Terrel & Bytnar 1996). A la fecha se han reportado especies indicadoras para aguas oligotróficas, así como también para aguas con creciente polución antropogénica (Järnefelt 1952; Brettum 1989). Según Willén (2000), el conocimiento de la estructura (i.e. taxas, abundancia y biomasa) y función (i.e. respuesta a las condiciones ambientales) del fitoplancton es importante al momento de analizar la relación entre el fitoplancton y su ambiente.

En Chile, los cauces de aguas superficiales de la zona central están siendo cada vez sometidos a mayores cargas de residuos y desechos de todo tipo, muchas veces altamente tóxicos, lo que mantiene una situación de riesgo para la salud humana y conlleva un alto costo de recuperación de las aguas y los ecosistemas, cuando esto es posible. Lo anterior adquiere mayor relevancia cuando se trata de lagos artificiales o embalses, puesto que el transporte de material alóctono es la mayoría de las veces superior en éstos que en los lagos naturales (Vila et al. 2000); lo que sumado a tiempos de residencia hidráulicos más cortos y mayores cargas de particulados y tasas de sedimentación, llevaría a un acelerado proceso de eutroficación (Margalef 1983) y, como consecuencia, a provocar grandes alteraciones en las sucesiones fitoplanctónicas naturales.

El embalse Rapel, ubicado en la VI Región de Chile (3410`S, 7129`W), se encuentra a 140 Km. de la ciudad de Santiago y fue generado en 1968 con el fin de producir energía hidroeléctrica para el abastecimiento del sistema interconectado central. En 1987, el embalse Rapel era clasificado como un lago templado monomíctico mesotrófico mostrando una variación estacional fitoplanctónica clásica con una dominancia durante todo el año de la especie *Aulacoseira granulata* (Vila et al, 1987). Es a partir de este período, que se comenzó a observar un aumento de nutrientes en las aguas debido a la expansión del turismo y las actividades agrícolas en las inmediaciones del lago, efecto que se vio aumentado desde el año 1988 cuando el embalse Rapel comenzó a recibir descargas con alto contenido de sulfatos provenientes de la mina de cobre El Teniente de Codelco-Chile. Los últimos estudios realizados en este embalse demostrarían cierta recuperación de la riqueza y estacionalidad de las comunidades de fitoplancton en todas las cubetas, sin embargo en los sectores cercanos al tranque de relaves de la mina se mantienen los valores más bajos de riqueza específica. (Vila et al. 2003). En la actualidad, se ha producido un importante desarrollo en el sector productivo,

tomando mayor importancia el sector agroindustrial y de crianza y faenamiento. La instalación de nuevos criaderos de cerdos y aves, ha convertido a la región en uno de los principales lugares productivos de este rubro a nivel nacional. Sumado a lo anterior, en los últimos años se ha producido una importante modificación en el sector productivo, cambiando en forma importante el carácter netamente agrícola presente en la región, a una estructura agroindustrial y de crianza y faenamiento, trayendo consigo un aporte todavía mayor de nutrientes a las aguas del embalse Rapel. Este cambio económico ha tenido como consecuencia un aumento de la contaminación del agua (DGA 1991).

Debido a la sostenida perturbación a la cual ha sido expuesto el embalse Rapel, es importante mantener un monitoreo constante y evaluaciones periódicas tanto de sus características físicas y químicas como de los cambios en su biodiversidad. En este contexto, el presente trabajo intenta estudiar la variación de los parámetros físicos y químicos del agua del embalse Rapel y su relación con las asociaciones de fitoplancton, ya que estas podrían ser indicadoras de cambios en las características del agua. Para esto, se analizan datos de dos cubetas del embalse que difieren en cuanto a su morfología, hidrodinámica y cercanía al tranque de relaves. Por otra parte, a través de la caracterización y cuantificación de las comunidades de fitoplancton en ambas cubetas, se pretende identificar organismos que puedan servir como indicadores de los niveles de contaminación de las aguas y del estado de trofia del lago.

1.1. Hipótesis

Las diferencias de las características físicas y químicas del agua entre las cubetas Alhué y El Muro deberían afectar las asociaciones fitoplanctónicas, dando como resultado ensambles diferentes, en cuanto a su composición.

1.2. Objetivos

Objetivo General

Evaluar las diferencias existentes en la composición fitoplanctónica actual en las cubetas de Alhué y El Muro, para luego establecer si existe relación entre éstas y las características físicas y químicas del agua.

Objetivos Específicos

- ◆ Caracterizar, cuantitativa y cualitativamente, la composición del fitoplancton de las cubetas Alhué y El muro del Embalse Rapel durante el periodo comprendido entre los años 2004 a 2006.
- ◆ Evaluar las variables físicas y químicas del agua, con el fin de caracterizar posibles variaciones entre las cubetas.
- ◆ Evaluar el estado de trofia del agua en la cubeta Alhué y El Muro del embalse Rapel.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. El proceso de eutrofización

La palabra eutrofización ha sido utilizada durante los últimos veinte años, para designar el aporte artificial e indeseable de nutrientes minerales, mayoritariamente fósforo y nitrógeno, a las masas de agua (Ryding y Rast 1993). La OECD en 1982, estableció que "la eutrofización es el enriquecimiento en nutrientes de las aguas, que provoca la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, entre los que el incremento en la producción de algas y macrófitas, el deterioro de la calidad de las aguas y otros cambios sintomáticos resultan indeseables e interfieren en la utilización del agua", sin embargo en sentido original, el proceso de eutrofización es el proceso natural de envejecimiento de un lago (Ryding y Rast 1993).

Durante su desarrollo natural, los lagos y embalses, reciben constantemente aportes de agua provenientes de su cuenca de drenaje, así como también materiales superficiales del terreno que son arrastrados por el agua de lluvias o por los canales de regadío. Asimismo, pueden recibir sustancias transportadas por el viento o por las aguas subterráneas. De esta forma, las características del agua y las comunidades biológicas que habitan en ella reflejan los efectos acumulativos de todos los aportes de agua y materiales que finalmente convergen en ellos. Con el paso del tiempo, los lagos y embalses se van llenando paulatinamente con materiales provenientes de los suelos y sedimentos que son transportados por las aguas que ingresan, llegando así a convertirse en una ciénaga y finalmente en un sistema terrestre mediante un proceso que normalmente tarda mucho tiempo, en escala geológica, y que es en gran parte irreversible. Cuando este proceso ocurre de manera natural los lagos cuentan generalmente con agua de buena calidad y sus comunidades biológicas son variadas durante gran parte de su existencia. Sin embargo, la deforestación junto con el desarrollo de áreas agrícolas y

urbanas entre otros factores, terminan acelerando el proceso de eutrofización en forma dramática produciendo cambios importantes en los ecosistemas acuáticos. A este último fenómeno se le conoce como "Eutrofización cultural" (Ryding y Rast 1993).

Uno de los componentes biológicos claves del desarrollo de los procesos eutróficos es el incremento de los productores primarios (Dolbeth et al. 2003, Höfle et al. 1999, Western 2001) entre los cuales el fitoplancton juega un papel determinante (Fonturbel et al 2006). Un incremento en la entrada de nutrientes al sistema favorece la proliferación de ciertas poblaciones fitoplanctónicas (Carpenter & Cottingham 1997, Howarth et al. 2000, Muylaert et al. 2002, Sohrin et al. 1997, Weisner et al. 1997, Weithoff et al. 2000), resultando en un aumento de la actividad fotosintética, lo que conduce a una mayor cantidad de biomasa y una elevada producción de oxígeno. Este inicial aumento de las poblaciones de algas y plantas acuáticas puede estimular el desarrollo de peces y otros organismos de niveles tróficos superiores en la cadena de alimentación acuática. Sin embargo, la alta producción primaria es seguida por la muerte, descomposición y decantación del fitoplancton en los sedimentos del lago, proceso que además consume gran cantidad del oxígeno disuelto en el agua (Chapman 1996). Durante condiciones altamente eutróficas, puede ocurrir el completo agotamiento del oxígeno hipolimnético trayendo severos impactos en el sistema acuático. Estas condiciones, junto con la aparición de especies planctónicas indeseables como cianobacterias, produce serios problemas de olor y sabor en las aguas, que la hacen inapropiada para gran parte de los usos humanos. En la figura 1 se esquematizan las causas y efectos de la eutrofización.

En la actualidad se utilizan los términos eutrófico u oligotrófico para clasificar los lagos y embalses de acuerdo a su estado de trofia, sin embargo estas definiciones no presentan un significado absoluto y son usadas de manera general. Por consiguiente, se han dedicado variados esfuerzos para conseguir relacionar estos términos tróficos descriptivos con valores "límites" específicos de ciertos parámetros de la calidad del agua. Ejemplo de lo anterior es el

resultado obtenido por el Programa Internacional Cooperativo de la OECD para la Supervisión de Aguas Interiores en el año 1982, que luego fue modificado aplicando un cálculo estadístico a su base de datos para así obtener un sistema de clasificación de "límite abierto", con el cual una masa de agua puede considerarse correctamente clasificada si no hay más de un parámetro que se desvíe de su valor medio geométrico por un valor de más de ± 2 . Estos valores se muestran en la Tabla 1, para los parámetros Fósforo total, Nitrógeno total, Clorofila "a" y profundidad de Secchi.

Tabla 1. Valores límites de la OECD para un sistema abierto de clasificación trófica.
(Modificado de Ryding y Rast, 1993)

Parámetro		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
	Media	8,0	26,7	84,4	
Fósforo Total	Media ± 1 SD	4,85 – 13,3	14,5 – 49	48 – 189	
(µg P/l)	Media ± 2 SD	2,9 – 22,1	7,9 – 90,8	16,8 – 424	
	Rango	3,0 – 17,7	10,9 – 95,6	16,2 – 386	750 – 1200
	Media	661	753	1875	
Nitrógeno Total	Media ± 1 SD	371 - 1180	485 - 1170	861 – 4081	
(µg N/l)	Media ± 2 SD	208 - 2103	313 - 1816	395 – 8913	
	Rango	307- 1630	361 - 1387	393 - 6100	
	Media	1,7	4,7	14,3	
Clorofila α	Media ± 1 SD	0,8 – 3,4	3,0 – 7,4	6,7 - 31	
(µg/l)	Media ± 2 SD	0,4 – 7,1	1,9 – 11,6	3,1 – 66	
	Rango	0,3 – 4,5	3,0 - 11	2,7 - 78	100 – 150
	Media	4,2	16,1	42,6	
Valor máximo de	Media ± 1 SD	2,6 – 7,6	8,9 - 29	16,9 - 107	
Clorofila α	Media ± 2 SD	1,5 - 13	4,9 – 52,5	6,7 – 270	
(µg/l)	Rango	1,3 – 10,6	4,9 – 49,5	9,5 - 275	
	Media	9,9	4,2	2,45	
Profundidad de	Media ± 1 SD	5,9 – 16,5	2,4 – 7,4	1,45 – 4,0	
Secchi	Media ± 2 SD	3,6 – 27,5	1,4 - 13	0,9 – 6,7	
(m)	Rango	5,4 – 28,3	1,5 – 8,1	0,8 – 7,0	0,4 – 0,5

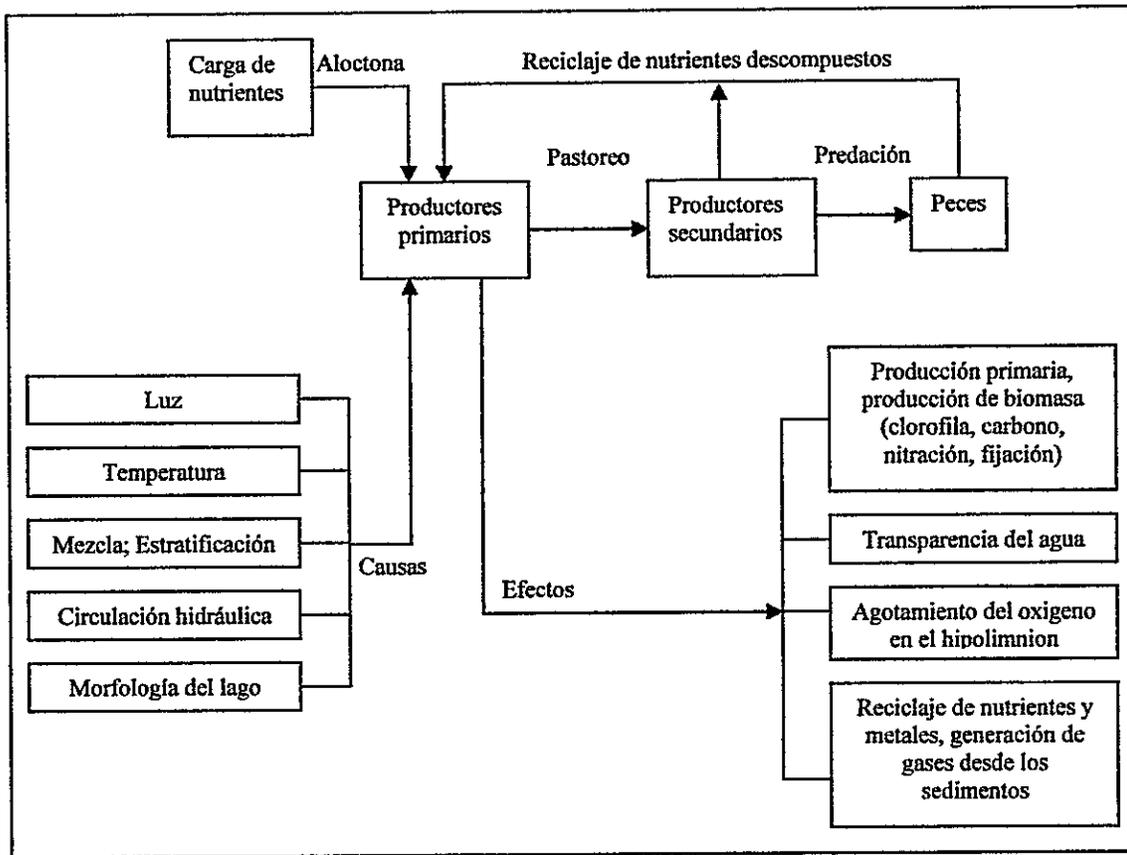


Figura 1. Esquema de las principales causas y efectos del proceso de eutrofización.
(Modificado de Ryding y Rast 1993)

2.2. El uso del fitoplancton como indicadores de polución

El uso de algas como indicadores de calidad del agua esta mayormente ligado a estudios de eutrofización, pues no existe un grupo alternativo para estudios de enriquecimiento de nutrientes en cuerpos de agua lénticos. Sus rangos de tolerancia a contaminación orgánica han sido bien documentadas (Patrick, 1954; Fjerdingstad, 1964, Palmer 1969), sin embargo, no ocurre lo mismo con respecto a la contaminación por pesticidas o para la mayoría de los metales pesados exceptuando al cobre. Las comunidades de algas responden rápidamente a cambios en su ambiente, con variaciones en su abundancia total, tasas de crecimiento o en su dinámica comunitaria, es así como alteraciones en las características físicas y químicas del agua, pueden llevar a una rápida modificación en la composición de especies (Charles and Smol 1994, Dixit et al. 1992), resultando muy útiles para evaluar y monitorear cambios ocurridos en los cuerpos de agua.

2.3. Antecedentes del Área de estudio

El Embalse Rapel (34°10'S, 71°29' O) se encuentra ubicado en la zona central de Chile a 140 Km. al suroeste de la ciudad de Santiago, y pertenece a la VI Región del GraI. Libertador Bernardo O'Higgins. Este embalse ha sido clasificado como un sistema monomítico templado con una compleja morfología asociada a una configuración de tipo dendrítica y a un alto desarrollo litoral (Contreras et al. 1994). En este embalse se ha descrito la existencia de tres cubetas (Figura 2), que difieren en sus condiciones hidrodinámicas (Contreras et al. 1994, Antenucci 1996, Hillmer & Niño 2000). La cubeta de Las Balsas se encuentra inserta en el antiguo cauce del río Rapel en dirección Sur, y recibe la descarga de los ríos Cachapoal y Tinguiririca de régimen pluvio-nival y que representan los principales tributarios del embalse.

Hacia el Noroeste se localiza la cubeta El Muro, la cual presenta la mayor profundidad del embalse (Tabla 2). Por último, la cubeta Alhué, ubicada al Noreste y situada en el canal del estero del mismo nombre que es su principal tributario, presenta una condición somera y un alto grado de exposición a vientos predominantes y es afectada por la descarga del efluente del Embalse Carén. (Contreras et al. 1994).

Tabla 2. Parámetros morfológicos de tres cubetas del Embalse Rapel. Fuente: Contreras et al. (1994)

Parámetro	Unidad	Alhué	Las Balsas	El Muro
Área (A)	Km ²	27,4	37,4	14,8
Volumen (V)	Km ³	0,115	0,210	0,342
Perímetro (P)	Km.	57,4	93,6	72,8
Profundidad máxima (H _{máx})	m.	17,0	24,0	75,0
Profundidad media (H)	m.	4,2	5,6	19,2
Ancho máximo (A _m)	Km.	5,6	3,6	1,5
Ancho medio (A _{me})	Km.	2,7	2,1	3,1
Longitud máxima (L)	Km.	10,1	17,6	5,8
Desarrollo de volumen (D _v)	-	0,25	0,23	0,26
Desarrollo de línea costera (D _L)	-	3,1	4,3	4,9
Tiempo de residencia (τ _w)	d ⁻¹	1,2	12,4	12,4

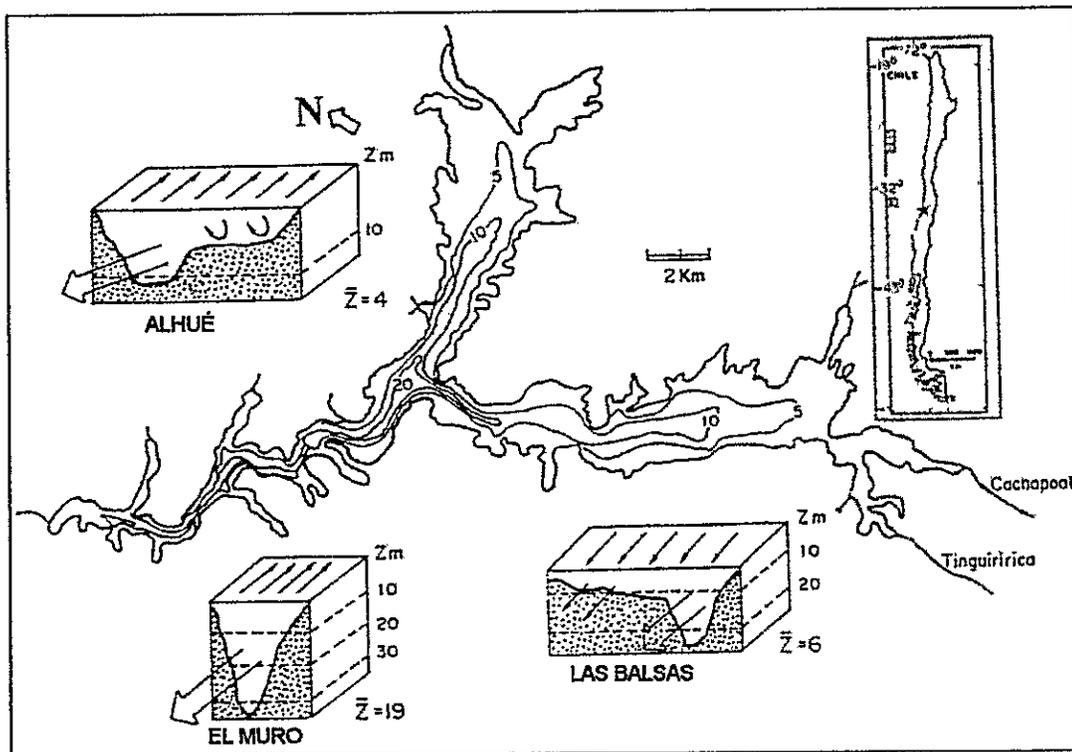


Figura 2. Ubicación geográfica del Embalse Rapel y descripción de su morfología y principales características de las cubetas: Las Balsas, Alhué y El Muro. (Modificado de Contreras et al. 1994)

2.3.1. Clima

El clima predominante en la zona corresponde al Clima Templado Mediterráneo, el cual presenta variaciones por efecto de la topografía local. En la costa se presenta nuboso, mientras que hacia el interior, debido a la sequedad, experimenta fuertes contrastes térmicos. Las precipitaciones son mayores en la costa y en la Cordillera de Los Andes, debido al relieve que no deja entrada a los vientos húmedos Oceánicos (Biblioteca del congreso nacional). En general presenta una estación seca prolongada y un invierno bien marcado con temperaturas extremas que llegan bajo cero grado. Se registran temperaturas medias cercanas a los 14° C, sin embargo, en verano las temperaturas máximas llegan a superar los 28° C.

La precipitación media anual registrada en el sector costero de la cuenca alcanza valores aproximados de 638 mm/año. Por efectos del relieve, en el sector centro de la cuenca (Rancagua), se presentan áreas de mayor sequedad y montos menores de precipitación (406 mm/año). En sectores más elevados, las precipitaciones aumentan alcanzando valores medios anuales de 686 mm. (Coya) y temperaturas medias anuales de 9,6° C (Sewel) (Informe País, 1999). Generalmente los valores de precipitación son mayores durante el invierno, especialmente en los meses de junio, julio y agosto, como se muestra en la Figura 3.

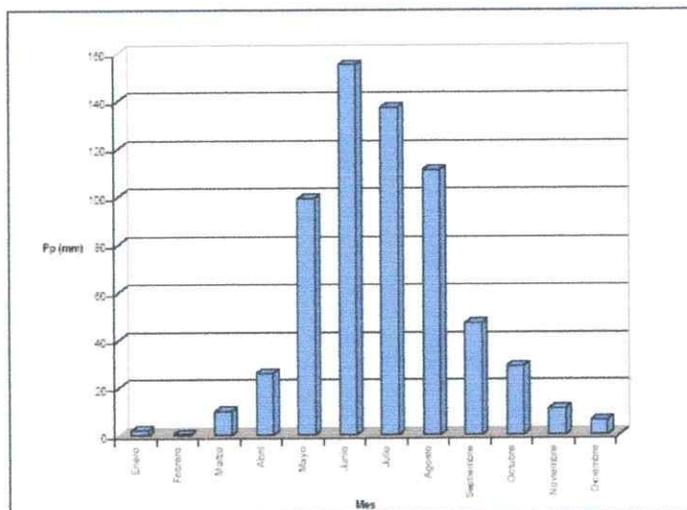


Figura 3. Montos de Precipitaciones Medias Mensuales registradas en Estación Pluviométrica de Rapel. (Fuente: Dirección General de Aguas & CADE – IDEPE, 2004.)

2.3.2. Hidrografía

La hoya hidrográfica del Río Rapel tiene origen andino con escurrimiento torrencial y régimen mixto con crecidas pluviales en invierno y nivales en verano. Este río se constituye a partir de la confluencia de los ríos Cachapoal y Tinguiririca, en el lugar denominado La Junta a 6 km. al oeste de la localidad de Las Cabras, para recorrer unos 30 Km. hasta llegar a la presa del embalse Rapel. De estos dos afluentes principales el río Cachapoal desagua cumbres de más

de 3000 m. en la cordillera de los Andes y tiene régimen nivoso típico en su curso alto y con influencia de lluvias en su curso medio inferior. Presenta un caudal promedio de $74 \text{ m}^3/\text{s}$ con un promedio mínimo de $27 \text{ m}^3/\text{s}$ en el mes de marzo aumentando en julio y agosto a $130 \text{ m}^3/\text{s}$ y llegando a alcanzar máximos de $154 \text{ m}^3/\text{s}$ durante el mes de enero. Entre sus principales tributarios se encuentran los ríos Las Leñas, Catedral, Los Cipreses y el Pangal, que se le unen en la Cordillera. Cerca del pueblo de Coya recibe al río homónimo y más abajo, cerca del valle central al río Claro. Siguiendo su curso río abajo, el Cachapoal recibe el aporte del estero La Cadena y cerca de la localidad de Peumo se le une el río Claro (Tinguiririca). De Peumo al embalse el río Cachapoal recorre 34 Km. en los que recibe algunos esteros que drenan al Valle Central como el Antivero o el Zamorano.

El río Tinguiririca nace con el nombre de río Damas en las inmediaciones de la línea fronteriza de la Cordillera de los Andes. Presenta caudales mínimos en febrero y marzo ($7,2$ y $6,3 \text{ m}^3/\text{s}$) y caudales máximos en julio y agosto (70 y $77 \text{ m}^3/\text{s}$) producto de una mayor influencia de las lluvias. Desde su formación, el Tinguiririca toma rumbo al WNW donde se une el río Claro de Rengo manteniendo esa dirección por 56 Km. hasta las proximidades de la ciudad de San Fernando. A pocos kilómetros de la ciudad de Santa Cruz, se une el estero Chimbarongo y serpentea en su propio valle hasta terminar uniéndose al Cachapoal en el embalse Rapel.

Desde La Junta, el río Rapel corre hacia el noreste, en medio de un lecho obstruido por depósitos fluviales. Desemboca en el mar, cerca del pueblo de Navidad, a través de un solo cauce de unos 60 m de ancho. En su recorrido, no recibe afluentes de importancia, siendo el de mayor significación el estero Alhué que nace en la cordillera de la Costa y que se une en su recorrido hacia el embalse con el estero Carén.

2.3.3. Antecedentes Socioeconómicos

La cuenca del río Rapel, de acuerdo a la división político – administrativa, ocupa casi la totalidad de la VI Región del General Libertador Bernardo O'Higgins (Aprox. 89%) y comprende las provincias de Cachapoal, Colchagua, y parte de las Provincias de Cardenal Caro y Melipilla (comuna de Alhué). La población alcanzó a 509.894 habitantes en el año 2002, lo que corresponde al 65% de la población total de la Región, encontrándose una densidad poblacional de 44,6 hab. /Km² (DGA 2004).

Las principales actividades económicas que se desarrollan en la cuenca son la silvoagropecuaria y la minería, cuyos procesos productivos generan diversos aportes de contaminantes al sistema acuático de la cuenca del río Rapel, los cuales se mencionan a continuación:

- Industrias de jugos, en los cuales se utilizan productos clarificadores, tales como la sílice cuya presencia en sus residuos líquidos puede provocar un aumento en la impermeabilización de los suelos y por lo tanto ocasionar problemas en el uso del agua para riego.
- Las fábricas de tomates muestran gran importancia también, y generan residuos con altos contenidos de materia orgánica que resultan en descargas con importantes niveles de DBO.
- Industrias deshidratadoras de frutas y frigoríficos, que producen residuos líquidos con altos contenidos de pesticidas y materia orgánica.
- La industria vitivinícola produce residuos con alto contenido de materia orgánica, celulosa, ácidos y detergentes como resultado de sus procesos productivos.

- Criaderos de cerdos producen efluentes con altos contenidos materia orgánica y DBO, ricos en flora bacteriana, ocasionando problemas con el uso del agua para riego.
- Mataderos de cerdos y aves, destacándose entre otros el matadero de la sociedad Agrícola Súper Pollo. Los efluentes líquidos de estas industrias presentan una alta carga de materia orgánica incrementando la DBO, conteniendo además residuos sólidos (desechos animales) que son descargados directamente al río Cachapoal, con diversos usos aguas abajo de esta descarga tales como riego, recreación y agua potable.
- La industria minera del mineral El Teniente de CODELCO Chile, es uno de los centros mineros subterráneos de producción de cobre más importantes del mundo. La alta producción obtenida en este centro minero es sometida a diversos procesos químicos que resultan en grandes volúmenes de residuos industriales líquidos (sulfatos, molibdeno, cobre, manganeso, etc.), los que son conducidos a través de canales al tranque de relaves de Carén. No obstante, en este proceso no son retenidos todos los residuos, sino que se produce algún grado de derrames hacia el estero Coya, reflejados en mediciones realizadas por la DGA.

A los desechos generados por las industrias antes mencionadas se suman también las descargas de aguas servidas producidas por la población urbana conectada al sistema de alcantarillado, las cuales son vertidas a los diversos cauces superficiales de la cuenca para luego confluir a los ríos Cachapoal y Mataquito y finalmente desembocar en el embalse Rapel. Estas descargas generan contaminación orgánica y bacteriológica en los cauces receptores.

2.3.4. Descargas a cursos de aguas.

Las principales descargas que llegan a los cursos de agua de la cuenca del río Rapel comprenden las descargas de aguas servidas o descargas de tipo domésticas, las descargas de tipo industrial y las fuentes de contaminación difusas.

Con respecto a las descargas de tipo doméstico, es posible decir que un 90,2% de la población urbana total estimada de la cuenca, correspondiente a 424.084 hab., posee tratamiento de aguas servidas a cargo de la Empresa de Servicios Sanitarios el Libertador (ESSEL S.A.) la que provee además con servicios de alcantarillado y agua potable. Las distintas plantas de tratamiento vierten sus efluentes al río Cachapoal, estero La Cadena, estero Antivero, estero Malambo, entre otros, con caudales que alcanzan los 392,65 l/s.

Entre las descargas de tipo industrial se destacan las provenientes de la explotación del mineral de cobre El Teniente, ubicado a unos 50 Km. de la ciudad de Rancagua. El estero El Teniente, receptor de las aguas de la minera, es uno de los principales afluentes al Estero Coya y éste, a su vez, es afluente del Río Cachapoal, el cual se ve afectado en su calidad debido a las descargas anteriores. Además de las instalaciones de extracción y procesamiento de mineral, CODELCO cuenta con una fundición en la zona de Caletones y tranques de relaves, algunos en operación y otros que por mucho tiempo han estado sin operar. Estos drenajes llegan indirectamente a las aguas del río Cachapoal. Junto a las anteriores las principales fuentes emisoras de residuos industriales líquidos que inciden en la calidad del agua, están dadas por las industrias: Agrícola Super Ltda, International Paper (Procesos de Tinturas), Viña Morandé y Aguas Minerales Cachantún S.A. Estos establecimientos industriales, de acuerdo al Decreto N° 90/2000 del MINSEGPRES presentan elevadas concentraciones de DBO, Sólidos Suspendidos, Aceites y Grasas (DGA 2004).

Las fuentes de contaminación difusas estarían representadas por el uso de pesticidas para la producción agrícola los cuales finalmente alcanzan los cursos de agua. Entre estos, dos se encontrarían sobre su valor máximo: Clorotalonil y 2,4-D (DGA 2004).

2.4. Normativa legal asociada a calidad de las aguas

El conjunto de normas jurídicas relacionadas con la contaminación de las aguas está constituido de 61 textos legales, que van desde convenios internacionales a normas y leyes. Todos estos cuerpos legales consagran, en términos generales, la misma disposición: prohibición de descargar en los cursos o masas de aguas residuos que contengan sustancias tóxicas con el objeto de evitar la contaminación de las aguas. Entre estos textos se encuentran:

- Código de Aguas (Art. 14 y 92).
- Código Sanitario (Art. 73).
- Decreto Supremo N° 609 (MOP), norma que regula las descargas a los sistemas de alcantarillado (vigente desde agosto de 1998).
- D.S. N°90/2000, que regula todo tipo de descargas a aguas superficiales, incluyendo las provenientes de los efluentes de plantas de tratamiento de aguas servidas.
- Ley N° 18.362/1984, Art. 1, letra d, que crea el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado.
- Decreto Ley N° 3.557/1981, sobre Protección Agrícola.
- Resolución Exenta N° 1381/2000, sobre "Norma Técnica Provisoria SISS para la regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Cursos de Aguas Superficiales Continentales".

En lo que respecta a la gestión de las aguas, ésta corresponde históricamente al Ministerio de Obras Públicas (MOP), con sus dependencias ministeriales Dirección General de Aguas (DGA), Dirección de Obras Hidráulicas (DOH), Dirección de Riego (DR), Dirección de Planeamiento y Departamento de Defensas Fluviales, entre otros organismos. Además está involucrado el Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, a través de la Comisión Nacional de Riego (CNR).

En la Tabla 3 se muestra las entidades vinculadas directamente a la gestión de las aguas en Chile y sus respectivas funciones.

Tabla 3. Entidades directamente vinculadas con la Gestión del Agua en Chile y sus respectivas funciones. (Fuente: Matus et al. 2004)

Entidades	Funciones
1. DGA	1. Regulación del recurso hídrico en sí mismo.
2. CONAMA, DGA, DIRECTEMAR.	2. La protección y conservación ambiental.
3. SISS; Comisión Nacional de Energía (CNE)	3. La regulación de los servicios prestados.
4. CNR, DOH	4. Las labores de desarrollo y fomento.
5. INDAP	5. Las labores de apoyo a los sectores más pobres.
6. DGA	6. Fiscalización y control de la calidad del recurso en sus fuentes naturales.
7. SAG, Servicio de Salud, Servicio Nacional de Pesca, Subsecretaría de Pesca	7. Fiscalización y control de la calidad de las aguas para fines específicos.
8. SISS, Servicios de Salud	8. Fiscalización y control de efluentes.

Por otra parte, los tranques de relaves que vierten sus aguas claras a cuerpos y/o cursos de agua superficiales se encuentran actualmente sometidos al D.S. N°90 de 2000, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. Sin embargo, durante el año 2003 se elaboró el anteproyecto de la Norma de Emisión para Molibdeno y Sulfato de Efluentes Descargados desde Tranques de Relaves al Estero Carén, el cual tiene como fin el establecer nuevas concentraciones máximas

permitidas para el territorio en el cual la división El Teniente de Codelco Chile vierte sus aguas claras, por medio del Tranque de Relaves Carén. El anteproyecto de la norma de emisión propuso que los valores para el molibdeno y sulfatos fueran de 1,6 mg/L y 2000 mg/L, respectivamente, siendo ambos mayores que los establecidos por el D.S. N° 90 de 2000 que permiten máximos de 1 mg/L para el Molibdeno y de 1000 mg/L para sulfatos, sin embargo y a pesar de la gran controversia generada al respecto este proyecto fue aprobado durante el año 2005.

3. METODOLOGIA

3.1. Variables físicas y químicas

Para la evaluación de las características del agua se contó con la serie de datos de la Dirección General de Aguas (DGA), correspondientes a la "Red nacional de control de calidad de agua" obtenidas para las estaciones de muestreo de El Muro y Alhué de manera estacional durante los años 2004 al 2006. Para los fines de este estudio se consideraron sólo los datos correspondientes a muestreos a nivel de superficie de las respectivas estaciones.

Entre las variables físicas y químicas se consideraron Temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto, N-Total y P- Total. Se contó con datos de Clorofila "a" para evaluar la biomasa de fitoplancton. Además, se calculó la relación nitrógeno/fósforo (N:P) para determinar cual es el nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton. En la tabla 4 se muestran los valores máximos correspondientes a las distintas clases de calidad objetivo establecidas por la "Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas" (CONAMA, 2004) para la temperatura, pH, conductividad y oxígeno disuelto. Los valores obtenidos para las variables antes mencionadas se evaluaron de acuerdo a esta guía, la que indica que aquellas aguas que excedan los límites establecidos para la clase 3 corresponderán a aguas de mala calidad o eutróficas, no adecuadas para la conservación de las comunidades acuáticas ni para los usos prioritarios, sin perjuicio de su utilización en potabilización con tratamiento. Asimismo, los datos de nitrógeno total, fósforo total y clorofila "a" fueron comparados con los valores que se muestran en la tabla 1 de manera de establecer a que clasificación trófica pertenecen las aguas del embalse Rapel.

Tabla 4. Valores máximos o mínimos correspondientes a las distintas clases de calidad objetivo. Fuente: "Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales y marinas" (CONAMA, 2004)

Variable	Unidad	Clase 0 (de excepción)	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Conductividad Eléctrica	µmhos/cm	<600	750	1.500	2.250
Oxígeno Disuelto	mg/L	> 7,5	7,5	5,5	5
pH	Unidad	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5
Temperatura	ΔT°C	< 0,5	1,5	1,5	3

3.2. Cuantificación del fitoplancton

Conjuntamente con la caracterización física y química, se utilizaron muestras de agua de superficie proporcionadas por la DGA para evaluar el fitoplancton de manera cuantitativa y cualitativa. Las muestras fueron preservadas con solución de Lugol para ser analizadas posteriormente en el laboratorio de Limnología de la Universidad de Chile, de acuerdo al método de Utermöhl (1958). Las muestras fueron agitadas 100 veces, y luego colocadas en una cámara Utermöhl de 10 ml para dejarlas sedimentar por 24 hrs. Una vez transcurrido este tiempo, las muestras fueron analizadas en un microscopio invertido modelo Olympus CK2 con aumento de 40 X, contándose 50 campos para cada una con dos replicas por muestra. La identificación taxonómica se realizó usando las descripciones de Vila et al. (1987). Para la obtención de la concentración de células por litro a partir del recuento realizado en las cámaras, se siguió el procedimiento esquematizado en la Figura 4.

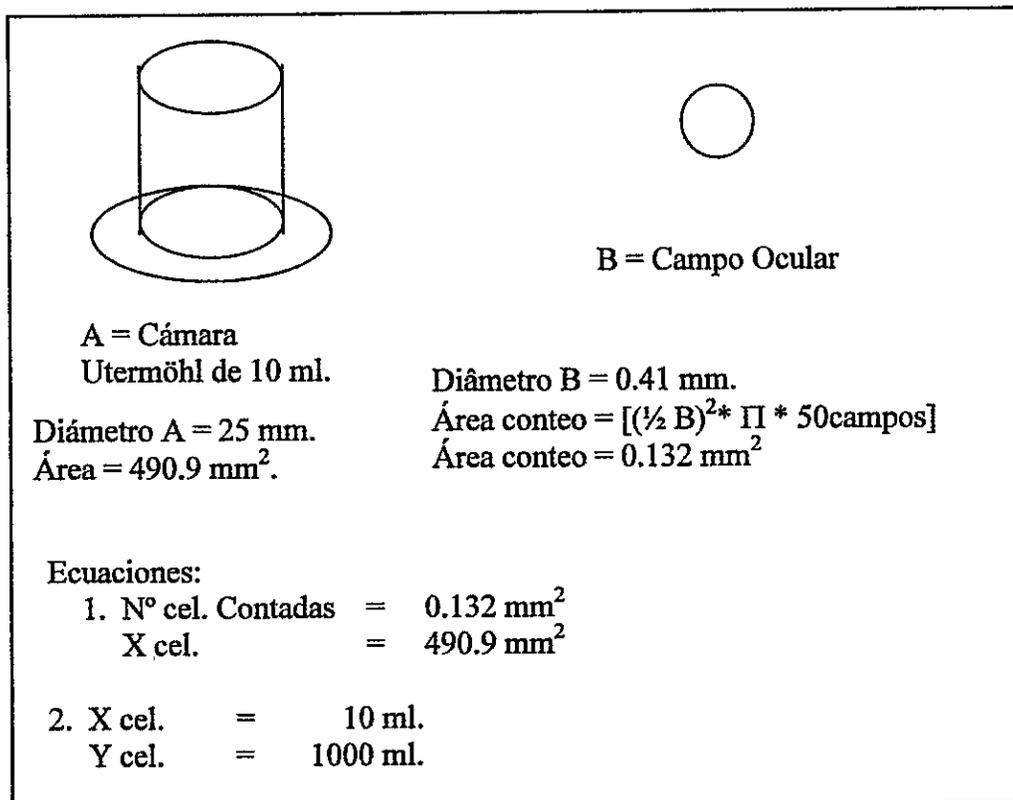


Figura 4. Esquema de cuantificación de fitoplancton y ecuaciones ocupadas para el cálculo en Células/Litro.

3.3. Análisis de Datos

Los datos correspondientes a los parámetros físicos (Temperatura, pH y conductividad específica) y químicos (Concentración de Oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, concentración de fósforo total, nitrógeno total y clorofila "a") de las cubetas Alhué y El Muro fueron analizados de manera de evaluar diferencias entre ambas estaciones, y diferencias entre los tres años del período de estudio (2004, 2005, 2006).

Las diferencias entre los valores de Alhué y El Muro (inter- grupos) se analizaron mediante un ANOVA de una vía, cuando los parámetros fueron normales, y un test de Mann- Whitney en el

caso de los datos sin normalidad. Asimismo, las diferencias entre los valores anuales para cada estación de monitoreo (intra- grupos) se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía. Para aquellas variables que no presentaron normalidad se utilizó un test de Kruskal-Wallis, y luego se realizó un análisis *a posteriori* para determinar entre que años se encontraban estas diferencias significativas. Para todo lo anterior se utilizó el programa Statistica 6.0.

La comunidad fitoplanctónica de ambas estaciones fue analizada en términos de composición taxonómica, riqueza y abundancia de especies, además se evaluó la diversidad mediante el índice de diversidad de Shannon–Wiener (Shannon and Weaver, 1963). Se utilizó el Software estadístico Statistical Analysis System (SAS) 9.0 para evaluar las diferencias en los índices de diversidad entre las localidades (Alhué y El Muro), entre estaciones del año y entre los años del estudio, así como sus interacciones mediante un análisis de varianza (ANOVA) factorial de tres vías, y luego un análisis *a posteriori* con el método LSMeans.

4. RESULTADOS

4.1. Variables físicas y químicas

Los valores encontrados para los parámetros físicos y químicos se muestran en la tabla 5, para la estación de monitoreo de Alhué y en la tabla 6 para El Muro.

Tabla 5. Valores correspondientes a mediciones de las variables físicas y químicas de la estación de monitoreo Alhué (s/i = Sin información).

Estación del año	Conductividad (µmhos/cm)	Temperatura (°C)	pH	O2 disuelto (mg/L)	O2 (%sat)	N Total (µg/L)	CHL "a" (µg/L)	P-Total (µg/L)	Relación N:P
Verano-04	594,4	22,8	9,03	8,34	98,8	7957	266,6	67,0	118,8
Otoño-04	561,9	16,3	8,71	10,31	110,1	1688	93,5	54,0	31,3
Invierno-04	484,7	10,7	8,31	11,06	105,4	1400	121,4	98,0	14,3
Primavera-04	572,3	21,5	8,85	10,59	121,0	1310	102,8	134,7	9,7
Verano-05	565,0	23,9	8,72	8,87	105,7	1438	54	128,6	11,2
Otoño-05	631,0	18,9	8,42	9,13	100,8	1267	115,6	218,0	5,8
Invierno-05	409,0	12,9	8,93	11,67	111,3	s/i	36,1	674,0	si
Primavera-05	479,0	20,3	9,05	9,91	111,7	1187	11,3	194,7	6,1
Verano-06	503,0	24,3	8,33	7,06	83,7	1890	20,7	95,9	19,7
Otoño-06	599,0	13,2	8,30	8,91	86,9	1169	20,7	44,3	26,4
Invierno-06	450,0	12,4	7,54	11,35	106,1	1500	23,4	324,7	4,6
Primavera-06	453,0	20,8	9,02	10,75	121,0	s/i	18,4	s/i	si

Tabla 6. Valores correspondientes a mediciones de las variables físicas y químicas de la estación de monitoreo El Muro (s/i = Sin información)

Estación del año	Conductividad (µmhos/cm)	Temperatura (°C)	pH	O2 disuelto (mg/L)	O2 (%sat)	N Total (µg/L)	CHL "a" (µg/L)	P-Total (µg/L)	Relación N:P
Verano-04	490,0	22,8	8,80	8,80	106,7	5750	64,4	100,6	57,2
Otoño-04	491,0	16,3	8,56	9,28	98,7	2263	67,6	96,0	23,6
Invierno-04	426,7	10,7	7,10	10,30	98,0	2080	22,6	135,8	15,3
Primavera-04	444,9	21,5	8,84	12,70	141,2	961	87,1	57,8	16,6
Verano-05	489,0	23,5	8,37	9,67	115,6	1636	217	101,7	16,1
Otoño-05	585,0	19,0	8,33	8,90	97,4	1772	66,5	110,0	16,1
Invierno-05	286,4	12,2	7,95	9,18	86,2	s/i	4,7	351,0	6,9
Primavera-05	384,0	20,4	9,11	11,90	126,2	s/i	15,6	214,3	si
Verano-06	318,0	22,4	8,64	9,01	103,1	1416	1,7	71,7	19,8
Otoño-06	509,0	16,6	7,93	6,51	67,4	s/i	1,7	95,8	si
Invierno-06	267,0	11,9	7,58	9,27	86,5	1612	2,2	395,1	4,1
Primavera-06	353,0	s/i	8,96	12,20	135,0	s/i	13,1	s/i	si

Los resultados encontrados para cada una de las variables analizadas se detallan a continuación:

4.1.1. Temperatura superficial

La temperatura superficial del agua fluctuó entre 10,7° C y 24,3° C, encontrándose las temperaturas más altas en verano y las temperaturas mínimas durante los muestreos de invierno. La temperatura promedio para Alhué fue de 18,2 °C, mientras que para El Muro ésta presentó un valor de 17,9 °C. Ambas localidades mostraron un comportamiento estacional similar como se ve en la figura 5A. No se encontró diferencias significativas entre los promedios anuales en ninguna de las dos localidades de muestreo (Alhue $p= 0,92$, El Muro $p= 0,90$), así como tampoco se encontró diferencias entre Alhué y El muro ($p= 0,89$) (Fig. 5B).

4.1.2. pH

El pH mostró valores altos en ambas localidades de muestreo, con un valor mínimo de 7,1 registrado durante el invierno de 2004 en la estación El Muro, y un máximo que alcanzó 9,11 en Alhué durante la primavera de 2005. Como se observa en la Figura 6A, ambas estaciones de muestreo muestran un comportamiento estacional similar, con valores relativamente más altos en los meses cálidos y menores valores durante los periodos fríos. No se encontró diferencias significativas entre años para ninguna de las dos localidades (Alhue $p= 0,26$, El Muro $p= 0,73$), así como tampoco se encontró diferencias significativas entre los valores anuales de pH de Alhué y El Muro ($p= 0,17$) (Fig. 6B).

4.1.3. Conductividad

Los valores de conductividad oscilaron entre 267 y 631 $\mu\text{mhos/cm}$ encontrándose en la mayoría de las estaciones valores más altos en el sector de Alhué. Los análisis estadísticos arrojaron que éstas diferencias en los valores de conductividad entre Alhué y El muro fueron significativas ($p= 0,0068$), lo que se observa en la figura 7. Sin embargo, no se encontró diferencias significativas entre los valores anuales de conductividad para ninguna de las localidades de muestreo (Alhué $p= 0,62$, El Muro $p=0,48$).

4.1.4. Oxígeno disuelto y Saturación de O_2

La concentración de Oxígeno disuelto en el agua mostró valores similares entre ambas estaciones de monitoreo, con un máximo de 12,7 mg/L (saturación de oxígeno 141,2%) medido en primavera del 2004 y un valor mínimo de 6,51 mg/L (saturación de oxígeno 67,4%) durante el otoño del año 2006, ambos valores extremos se presentaron en la estación de El Muro. Sin embargo, no se encontró diferencias significativas entre los valores anuales de Alhué ($[\text{O}_2]$ $p= 0,87$ y % saturación O_2 $p= 0,51$) ni en El Muro ($[\text{O}_2]$ $p= 0,26$ y % saturación O_2 $p=0,24$), así como tampoco se encontró diferencias entre las localidades ($[\text{O}_2]$ $p= 0,97$ y % saturación O_2 $p=0,99$) (Fig. 8 y 9).

4.1.5. Nitrógeno Total

Alhué presentó un valor promedio de Nitrógeno total de 2081 $\mu\text{g/L}$ mientras que el promedio para El Muro fue de 2211 $\mu\text{g/L}$. No se encontró diferencias significativas entre los valores anuales de Nitrógeno total para ninguna de las dos localidades (Alhué $p=$

0,48, El Muro $p= 0,34$), así como tampoco se encontraron diferencias significativas entre ellas ($p= 0,14$) (Fig. 10).

4.1.6. Fósforo Total

La concentración de fósforo total osciló entre 674 y 44,3 $\mu\text{g/L}$, encontrándose ambos valores extremos en la estación de muestreo de Alhué. El promedio para esta última fue de 184,9 $\mu\text{g/L}$, mientras que en El Muro el valor promedio encontrado fue de 157,3 $\mu\text{g/L}$. Los análisis estadísticos no arrojaron diferencias significativas entre años (Alhué $p= 0,16$, El Muro $p= 0,3$) ni entre localidades de muestreo ($p= 0,92$) (Fig. 11).

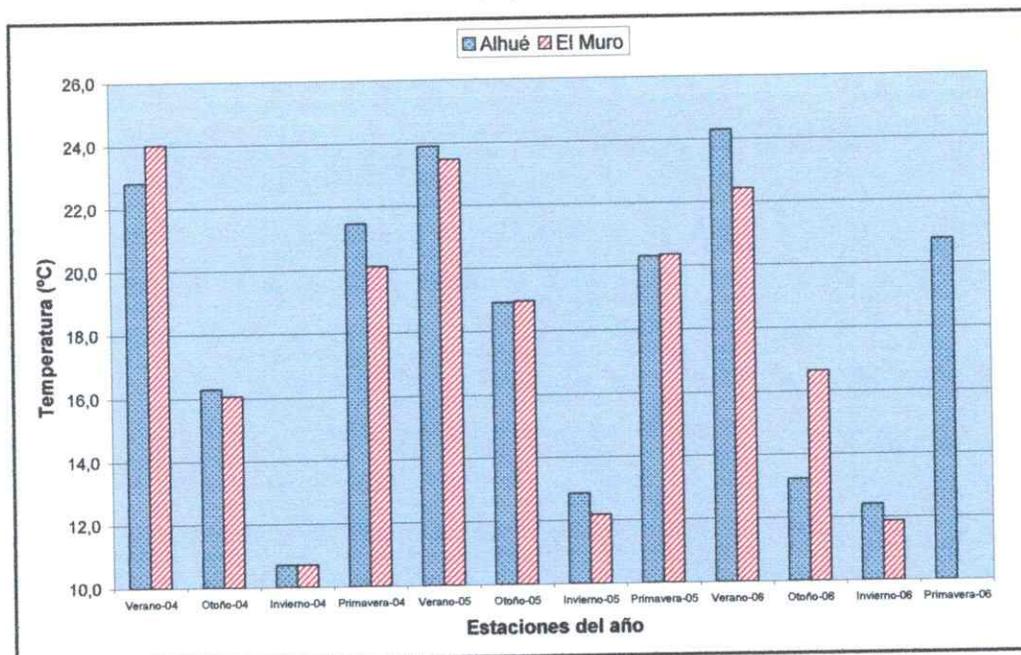
4.1.7. Clorofila α

La concentración de clorofila "a" varió entre 266,6 y 1,7 $\mu\text{g/L}$, con valores promedio de 74 $\mu\text{g/L}$ para Alhué y de 47 $\mu\text{g/L}$ para El Muro. No se encontraron diferencias significativas entre las dos localidades estudiadas ($p= 0,11$), sin embargo sí se encontró diferencias en los valores anuales tanto para Alhué ($p=0,036$) como para El Muro ($p=0,0341$). En Alhué se encontró que esta diferencia estaba dada entre los valores de los años 2004 y 2006 ($p= 0,036$) con una tendencia a disminuir en el tiempo, mientras que en el Muro las diferencias fueron encontradas entre los años 2004 y 2006 ($p= 0,02$) y también entre 2005 y 2006 ($p= 0,04$) (ver figura 12).

4.1.8. Relación Nitrógeno/Fósforo (N:P)

La razón N:P osciló entre 118,8 y 4,1 encontrándose valores más altos en Alhué con un promedio de 24,8 en comparación con El Muro en donde este valor alcanzó 19,5. Los valores más bajos se encontraron en invierno de 2006 para ambas localidades (4,6 en Alhué y 4,1 en El Muro). No se encontraron diferencias significativas entre los valores anuales (Alhué $p= 0,23$, El Muro $p= 0,33$) ni tampoco entre localidades ($p= 0,68$) (Fig. 13).

(A)



(B)

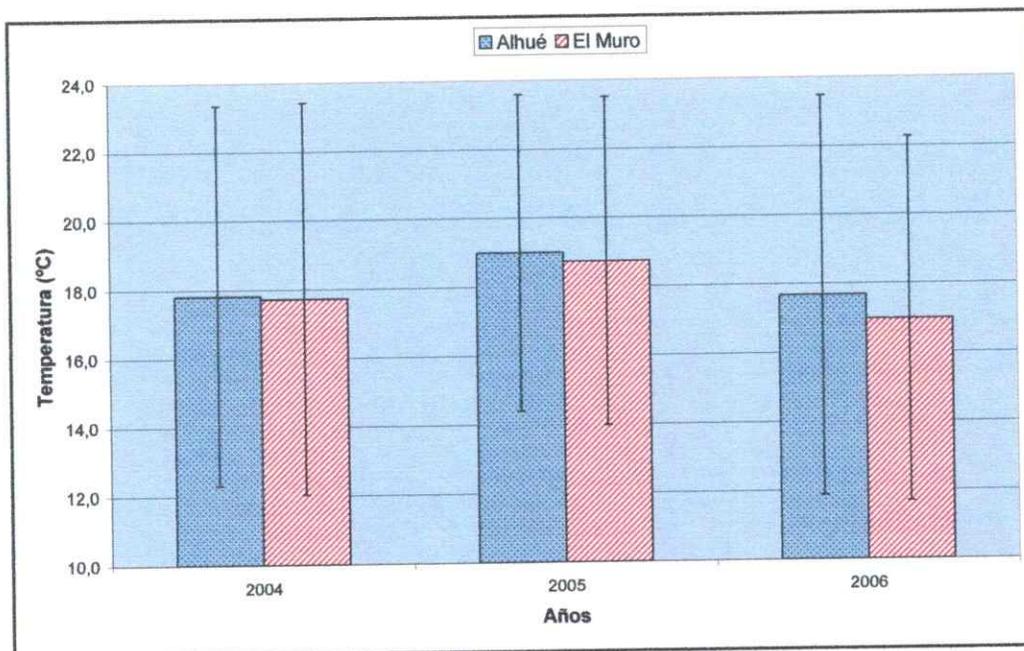


Figura 5. (A) Variación estacional de la temperatura en las estaciones de monitoreo de Alhué y El Muro. **(B)** Promedios anuales de temperatura superficial durante el periodo de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales señalan la desviación estándar.

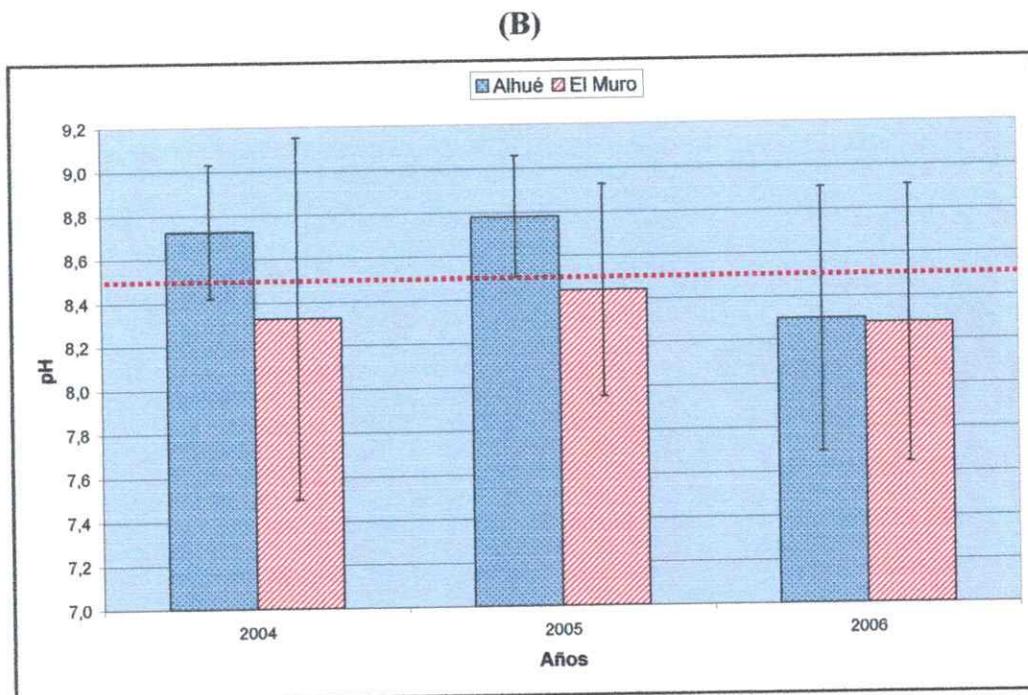
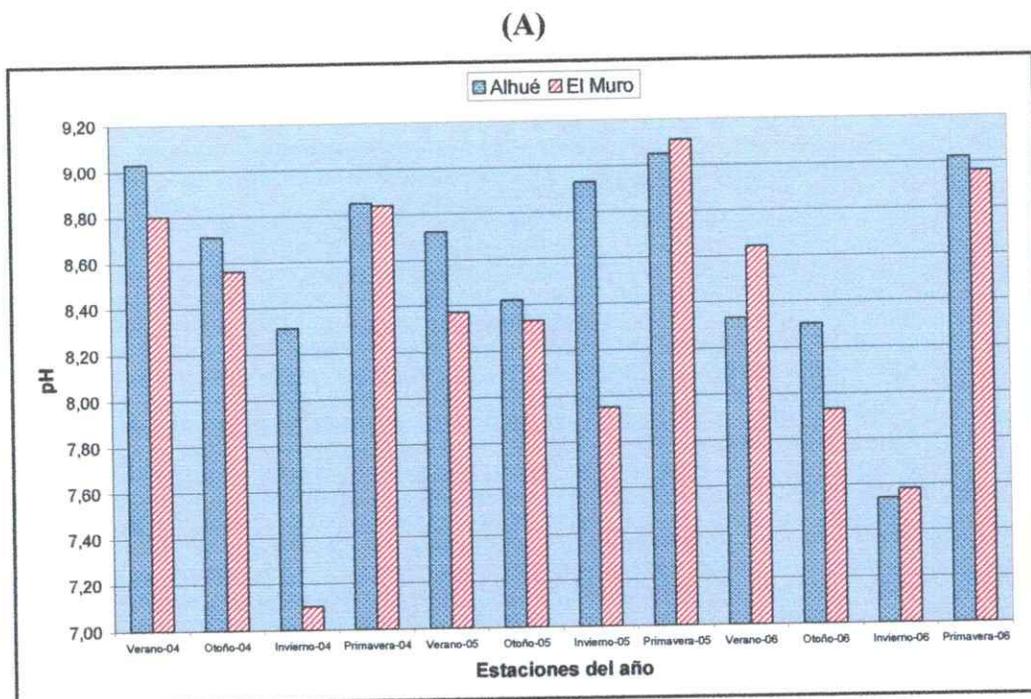


Figura 6. (A) Variación estacional del pH en las estaciones de monitoreo de Alhué y El Muro. **(B)** Promedios anuales del pH durante el período de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales señalan la desviación estándar. (..... Indica el límite máximo (8,5) sobre el cual el agua es considerada como eutrófica según la tabla 4)

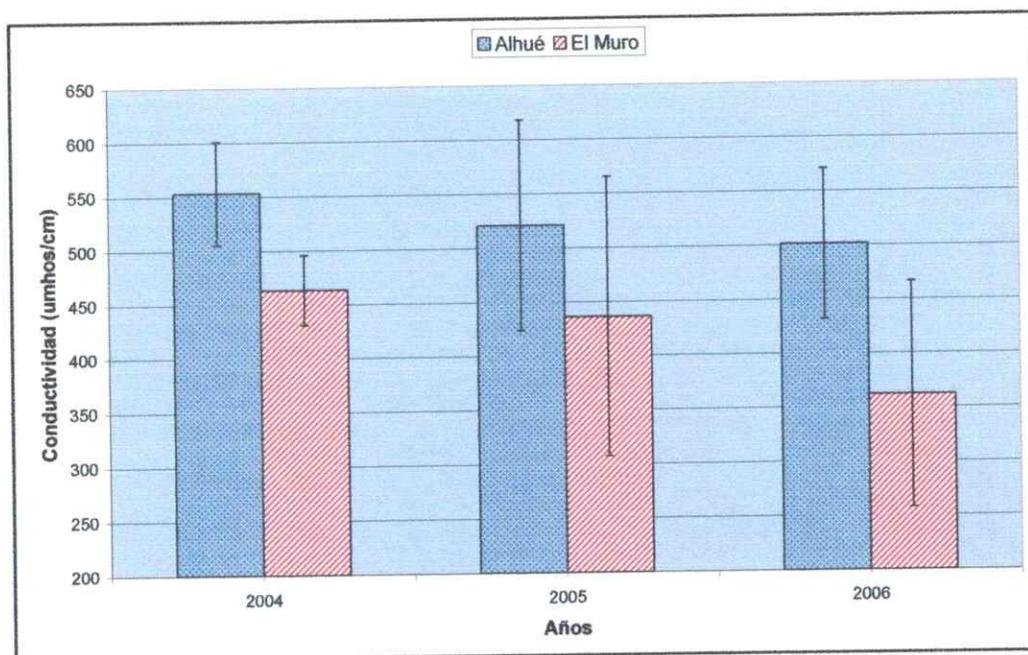


Figura 7. Promedios anuales de Conductividad durante el periodo de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar.

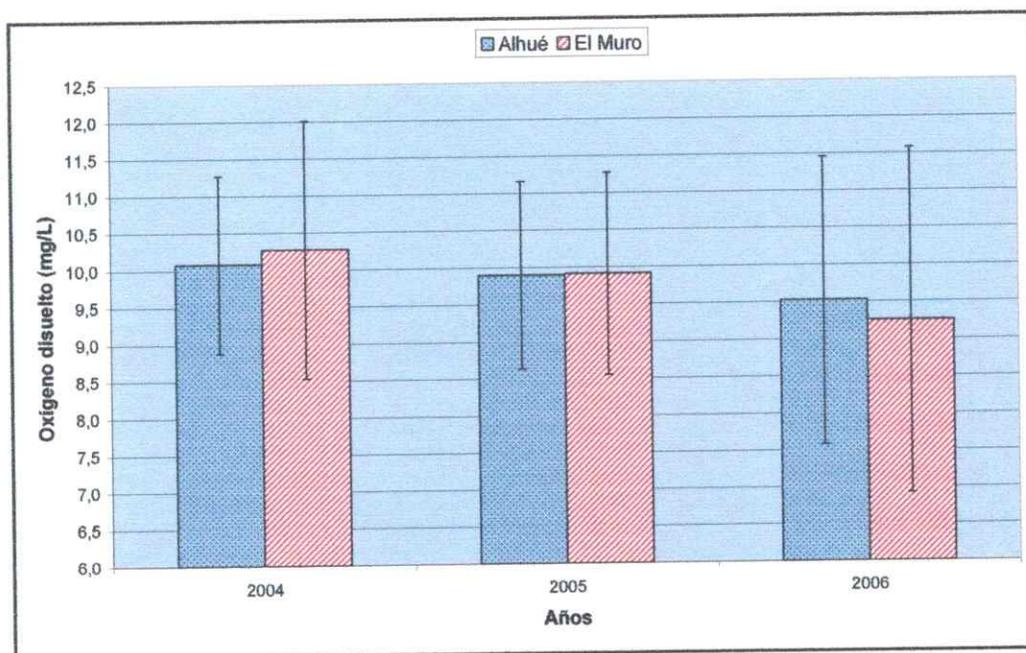


Figura 8. Promedios anuales de Oxígeno disuelto durante el periodo de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar.

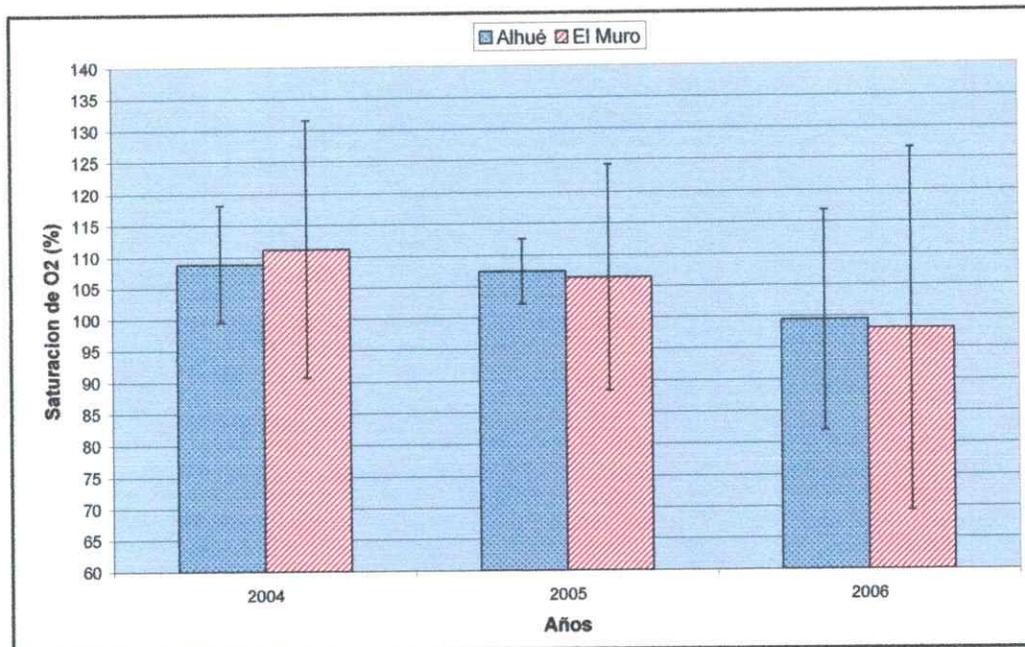


Figura 9. Promedios anuales de Saturación de oxígeno durante el período de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar.

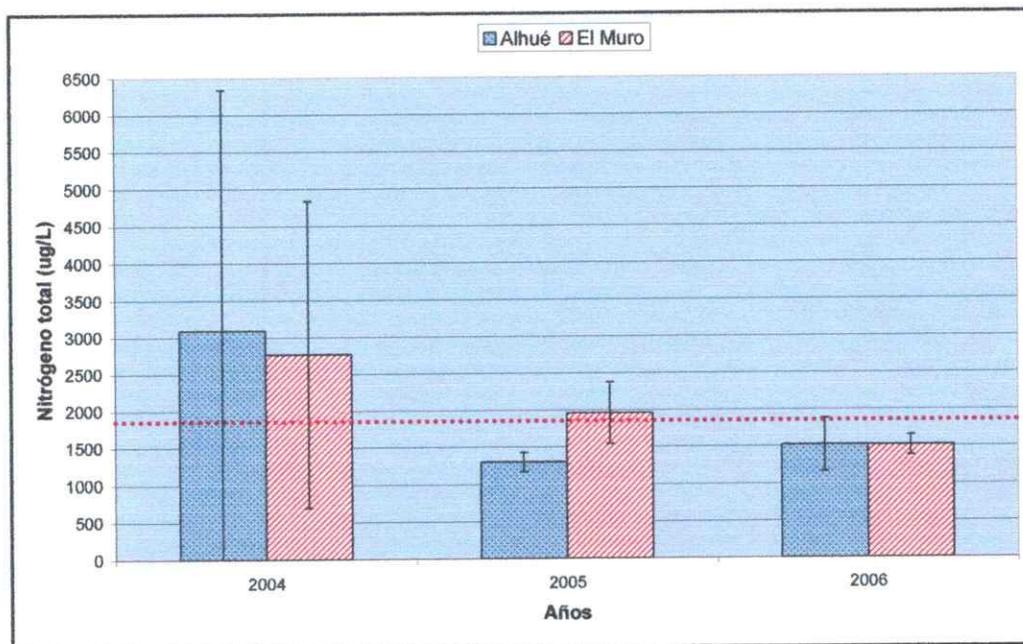


Figura 10. Promedios anuales de Nitrógeno total durante el período de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar. (..... Indica el valor de la media correspondiente a aguas eutróficas (1875 $\mu\text{g/L}$), según la tabla 1)

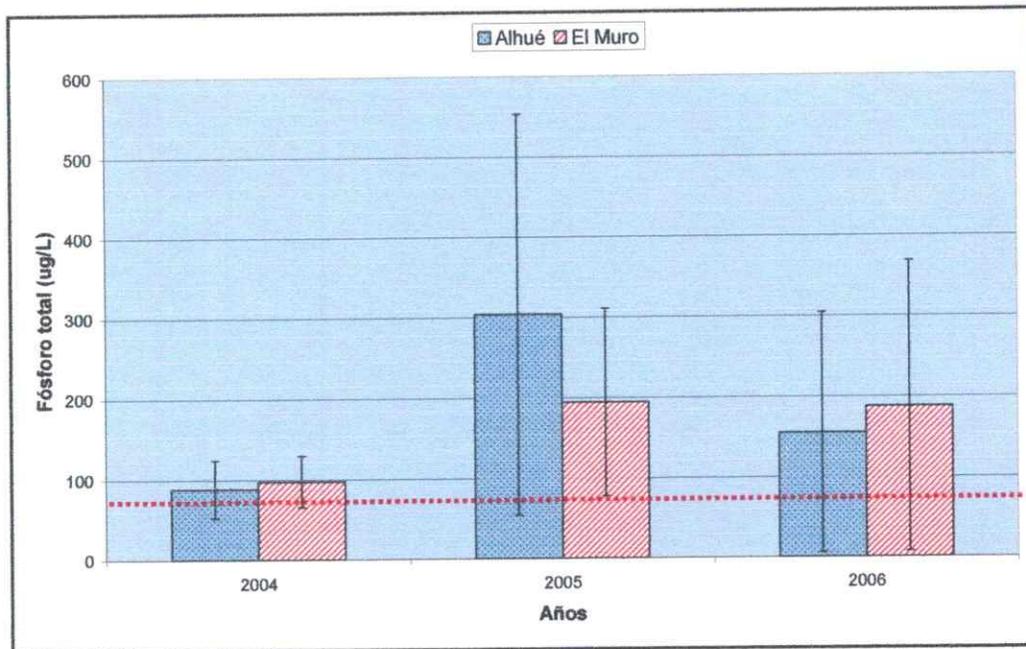


Figura 11. Promedios anuales de Fósforo total durante el período de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar. (..... Indica el valor de la media correspondiente a aguas eutróficas (84,4 µg/L), según la tabla 1)

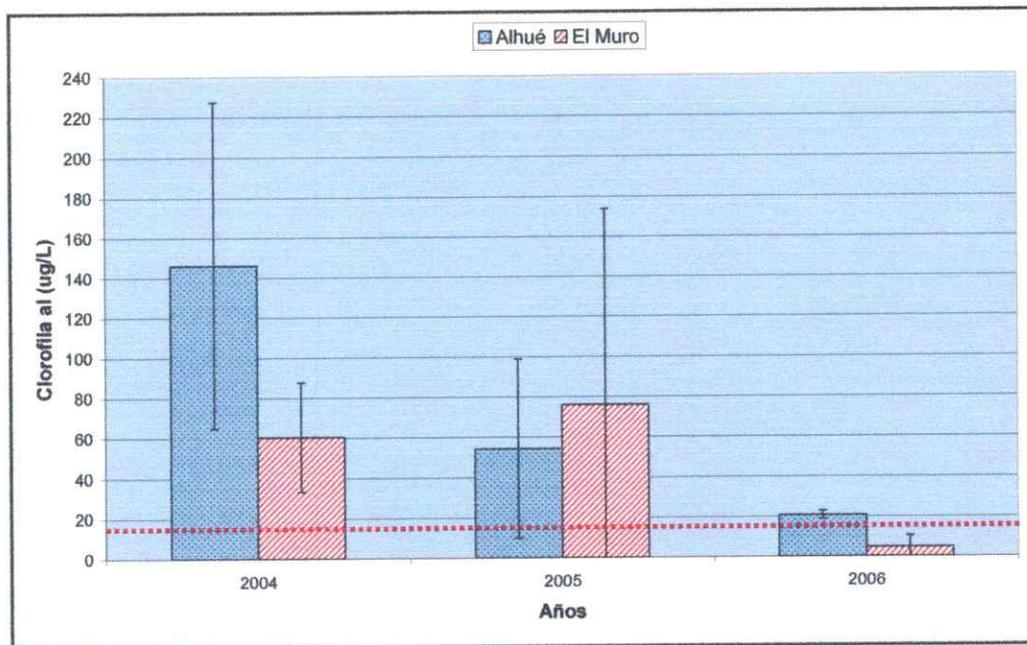


Figura 12. Promedios anuales de Clorofila "a" durante el período de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar. (..... Indica el valor de la media correspondiente a aguas eutróficas (14,3 µg/L), según la tabla 1)

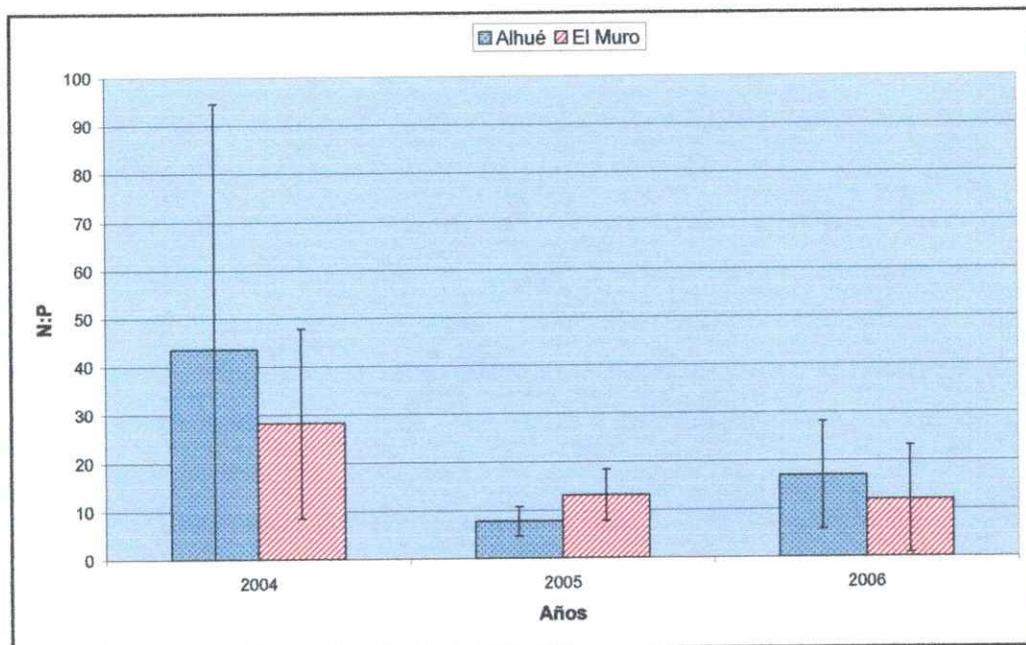


Figura 13. Promedios anuales de N:P durante el período de estudio para Alhué y El Muro. Las barras verticales indican la desviación estándar.

4.2. Composición fitoplanctónica

Se identificó un total de 34 taxa entre las cuales se cuentan 24 clorofíceas, 6 diatomeas (Bacillariofyceae), 3 Cyanophyíceae y 1 Dinophyceae. El listado de especies y su clasificación taxonómica, junto con su abundancia total y relativa durante el periodo de estudio, se muestran en la Tabla 8. De los resultados obtenidos, se encontró que la especie más abundante durante todo el periodo estudiado fue *Chlamydomonas sp1*, representando un 85,54% de la abundancia total en Alhué y un 80,4% en El Muro. Las especies que le siguen en abundancia son *Chlamydomonas sp2* (3,95% en El Muro), *Cyclotella meneghiniana* (8,24% en Alhué y 2,82% en El Muro), *Aulacoseira granulata* (1,91% en Alhué y 2,94% en El Muro) y finalmente *Coelastrum microporum* (0,87% en Alhué y 1,94% en El Muro), sin embargo, la abundancia relativa de estas últimas se encuentran muy por debajo de aquellas encontradas para *Chlamydomonas sp1*.

Como se dijo anteriormente, las microalgas más abundantes encontradas en las aguas del embalse fueron las pertenecientes a la clase Chlorophyceae y Bacillariofyceae, mientras que Cyanophyceae y Dinophyceae se encontraron en una proporción mucho menor. Lo anterior se muestra en las figuras 14 y 15, en las cuales también se puede ver que las variaciones estacionales de las dos clases más dominantes variaron entre las dos cubetas analizadas. En el muro se ve un claro dominio de las diatomeas, representadas mayoritariamente por las especies *Aulacoseira granulata* y *Cyclotella meneghiniana*, durante invierno y primavera mientras que en otoño y verano predominan las algas pertenecientes al grupo de las algas verdes o Chlorophyceae. Con respecto a Alhué (Fig. 15), se encontró una dominancia durante todo el año de la clase Chlorophyceae, encontrándose sólo en invierno una mayor proporción de diatomeas. Con respecto a las demás clases algales, éstas solo se ven representadas en una pequeña proporción en ambas cubetas.

La abundancia promedio de fitoplancton varió de 3.543 Células L⁻¹ (invierno 2005 en el Muro) a 1.611.307 Células L⁻¹ (verano 2005 en Alhué), encontrándose diferencias significativas entre los valores de abundancia de Alhué y El Muro (p=0,01) (figura 16). Por otra parte, la riqueza de especies osciló entre 4 (El Muro, invierno 2005) y 26 (Alhué, verano 2006). Los valores de mayor riqueza se encontraron en Alhué con un promedio de 22, en contraste con los valores de riqueza específica hallados en El Muro que en promedio alcanzaron sólo 12 especies. Las diferencias de riqueza específica entre ambas cubetas fueron significativas (p=0,00037) (Figura 17).

El índice de diversidad de Shannon–Wiener varió de 0,062, durante el verano del año 2005 en El Muro, a 2,288 en Alhué durante el otoño de 2005. De los análisis estadísticos (ver Tabla 7) se pudo encontrar diferencias entre las dos cubetas estudiadas a nivel de estaciones del año, éstas resultaron significativas durante la estación de invierno (p= 3,8 x 10³⁶), primavera (p=2,4 x 10⁵⁷) y verano (p= 3,1 x 10⁵¹). Los valores del índice de diversidad fueron mayores en Alhué durante invierno, primavera y otoño, mientras que en invierno la diversidad fue más alta en El Muro (Figura 18). Por otra parte, se encontraron diferencias significativas en la diversidad de fitoplancton entre los años considerados en este estudio (2004, 2005 y 2006) para invierno, otoño, primavera y verano para ambas cubetas, presentándose los valores más altos durante el año 2006, excepto en primavera donde el máximo se encuentra durante el año 2004 (Figura 19).

Tabla 7. ANOVA factorial de tres vías para el índice de diversidad de Shannon-Wiener:

gl= Grados de libertad; SS= Suma de cuadrados; CM= cuadrados medios; p= valor de probabilidad asociada al término de interacción entre las variables año, cubeta y estación del año.

Vías de variación	gl	SS	MS	F	p
Año	2	17,287	8,643	564,9	<,0001
Cubeta	1	5,593	5,593	365,6	<,0001
Estación	3	5,900	1,966	128,5	<,0001
año*cubeta	2	0,067	0,033	2,22	0,1101
año*estación	4	5,269	1,317	86,09	<,0001
cubeta*estación	3	3,695	1,231	80,52	<,0001
año*cubeta*estación	2	0,045	0,022	1,49	0,2273

Tabla 8. Lista de especies identificadas para las estaciones de monitoreo Alhué y El Muro durante el periodo de estudio, se indica también la abundancia total y relativa para cada una de ellas.

Lista de especies	Abundancia total (Cel*L ⁻¹)		Abundancia Relativa (%)	
	El Muro	Alhué	El Muro	Alhué
BACILLARIOPHYCEAE	3.023.599	2.250.278	10,94%	6,57%
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehremberg) Simosen.	527.949	1.006.587	1,91%	2,94%
<i>Navicula dicephala</i> var. <i>sphaerophora</i> Cleve-Euler	0	2.067	0,00%	0,01%
<i>Synedra acus</i> Kützling.	180.707	170.373	0,65%	0,50%
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützling.	2.275.967	966.725	8,24%	2,82%
<i>Surirella ovalis</i> var. <i>pinnata</i> (W m. Smith) Van Heurck	38.976	83.267	0,14%	0,24%
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr) Cleve	0	21.260	0,00%	0,06%
CHLOROPHYCEAE	24.583.870	31.624.069	88,98%	92,40%
<i>Closterium aciculare</i> T.West	60.236	61.122	0,22%	0,18%
<i>Coelastrum microporum</i> Naegeli.	240.352	663.184	0,87%	1,94%
<i>Cosmarium</i> sp	82.086	123.720	0,30%	0,36%
<i>Golenkinia radiata</i> (Chot) Wille	0	1.772	0,00%	0,01%
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat.	1.181	0	0,00%	0,00%
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini.	0	15.059	0,00%	0,04%
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen.	59.055	136.121	0,21%	0,40%
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat.	4.134	12.401	0,01%	0,04%
<i>Scenedesmus ecomis</i> (Ralfs) Chodat.	237.400	830.309	0,86%	2,43%
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	1.772	135.235	0,01%	0,40%
<i>Staurastrum johnsonii</i> Chodat	5.315	101.574	0,02%	0,30%
<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen.	51.378	173.621	0,19%	0,51%
<i>Staurastrum tetracerum</i> West and West	1.772	144.979	0,01%	0,42%
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg.	29.527	13.287	0,11%	0,04%
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg.	47.834	163.877	0,17%	0,48%
<i>Chlamydomonas</i> sp1	23.633.678	27.396.641	85,54%	80,04%
<i>Chlamydomonas</i> sp2	31.890	1.353.533	0,12%	3,95%
<i>Closterium acutum</i> var. <i>linea</i> (Lemmermann) Krieger	20.669	14.468	0,07%	0,04%
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variable</i> (Lemmermann) Krieger.	7.087	21.555	0,03%	0,06%
<i>Schroederia</i> sp	2.953	20.374	0,01%	0,06%
<i>Staurastrum</i> sp	65.551	132.282	0,24%	0,39%
<i>Scenedesmus opoliensis</i> Richter	0	91.830	0,00%	0,27%
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	0	2.067	0,00%	0,01%
<i>Scenedesmus denticulata</i>	0	15.059	0,00%	0,04%
CYANOPHYCEAE	20.079	319.190	0,07%	0,93%
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenhorst	20.079	315.352	0,07%	0,92%
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz) Lemmermann.	0	2.657	0,00%	0,01%
<i>Merismopedia</i> sp	0	1.181	0,00%	0,00%
DINOPHYCEAE	0	33.071	0,00%	0,10%
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.M.) Schrank.	0	33.071	0,00%	0,10%
TOTAL	27.627.548	34.226.608	100%	100%

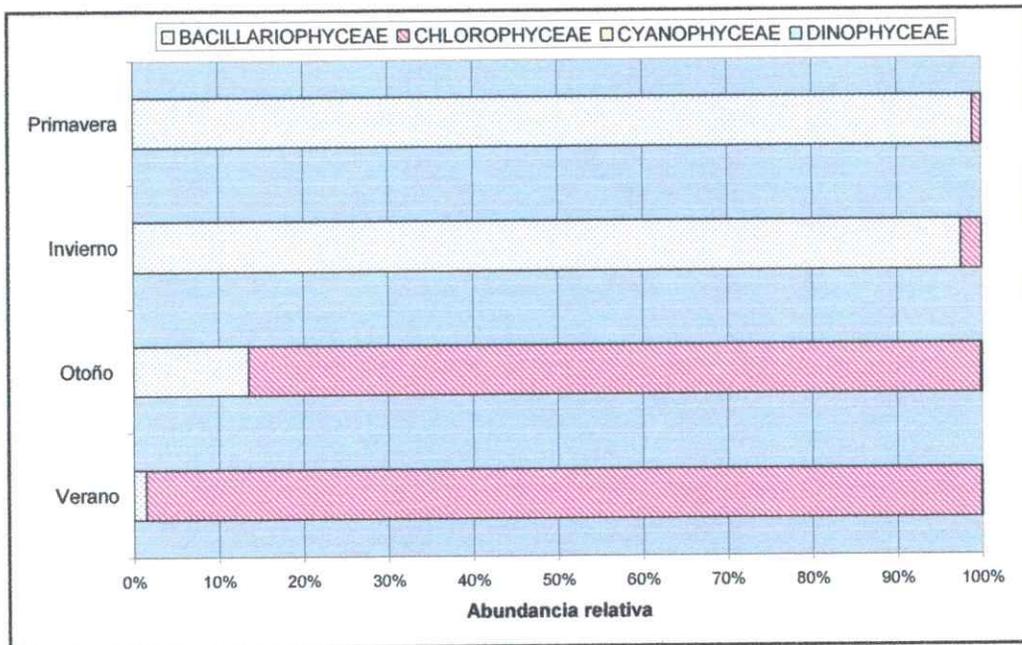


Figura 14. Contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal para cada estación del año en El Muro.

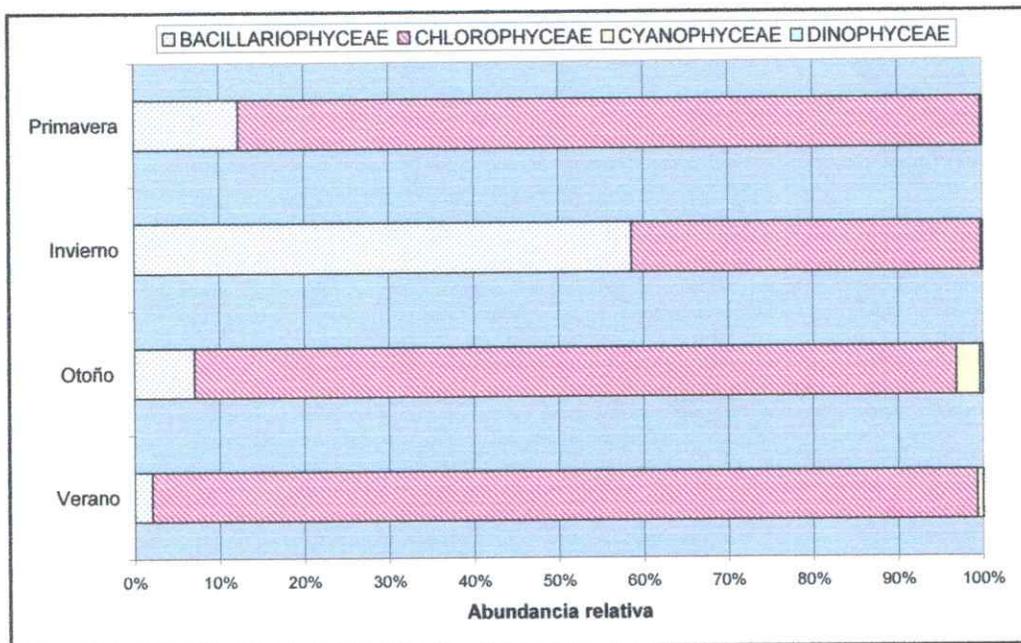


Figura 15. Contribución relativa a la abundancia total de fitoplancton de cada clase algal para cada estación del año en Alhué

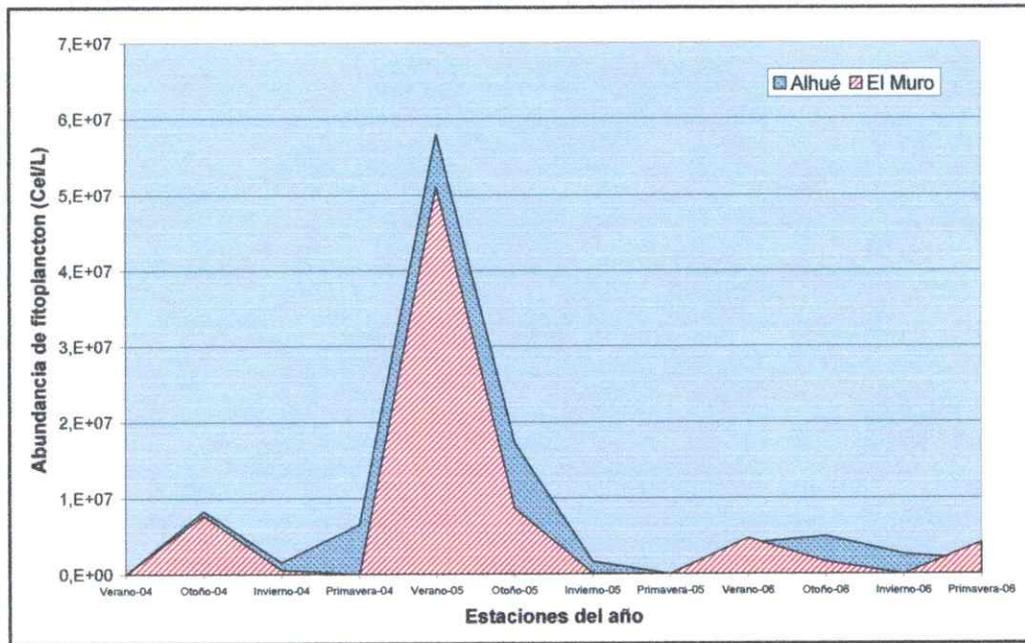


Figura 16. Evolución de la abundancia total del fitoplancton para las estaciones de monitoreo de Alhué y El Muro.

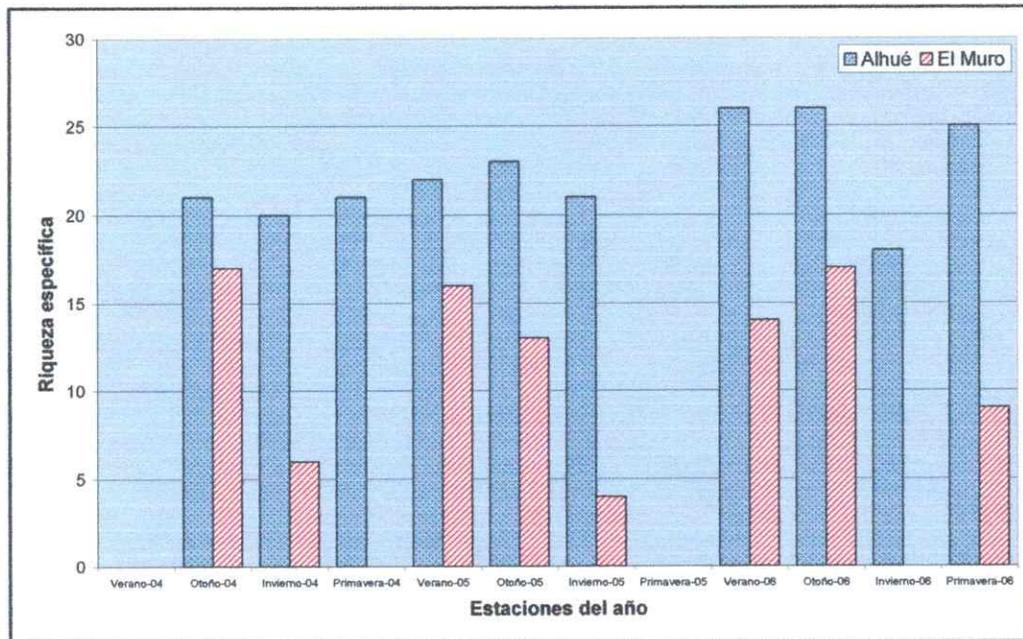


Figura 17. Riqueza de especies de fitoplancton para las estaciones de Alhué y El Muro durante el periodo de estudio.

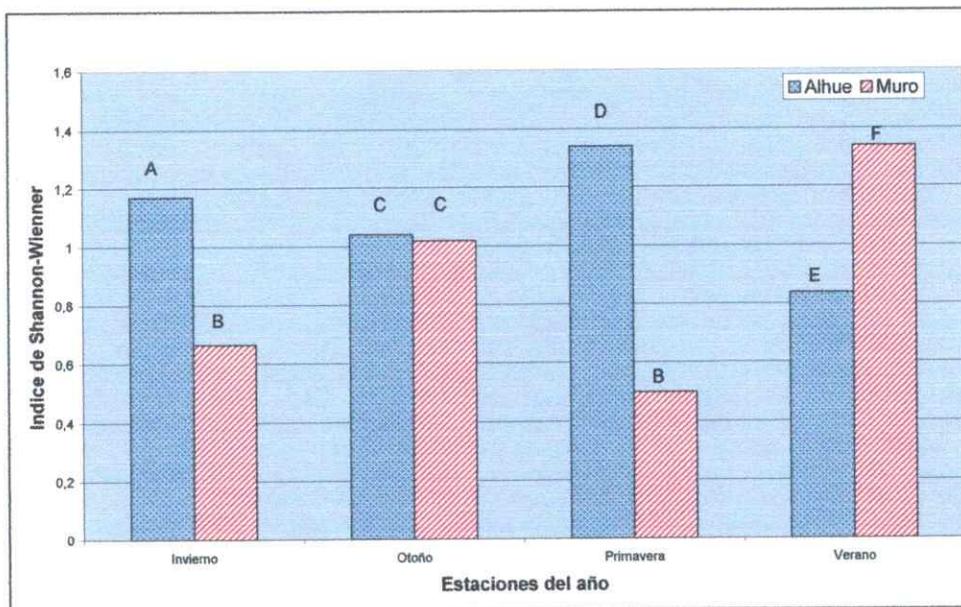


Figura 18. Valores estacionales de diversidad de Shannon-Wiener del fitoplancton en las localidades de Alhué y El Muro, durante el periodo de estudio. Los valores corresponden a la media corregida (LS Means). Las letras (A-F) indican valores que mostraron diferencias significativas.

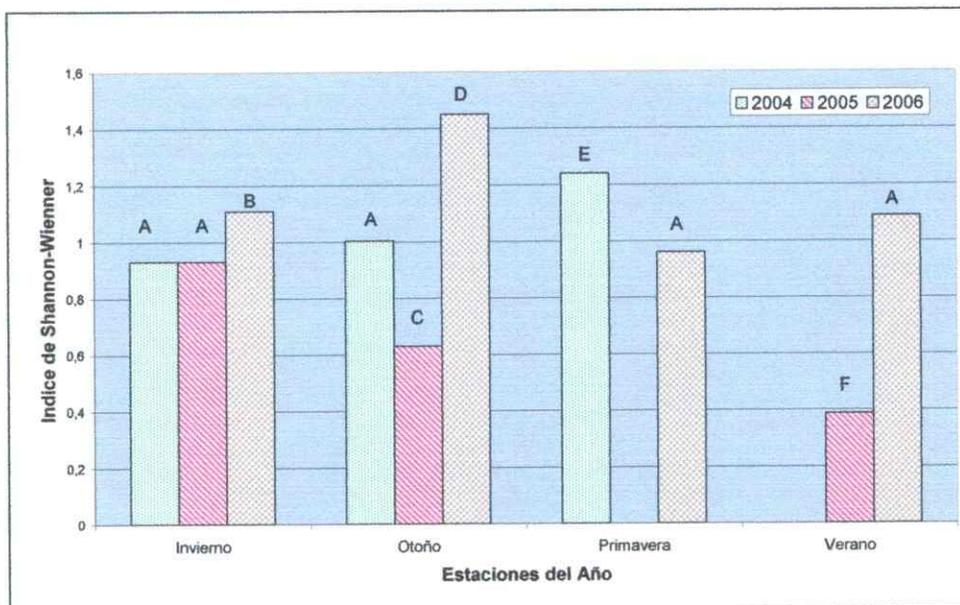


Figura 19. Valores estacionales de diversidad de Shannon-Wiener del fitoplancton durante los tres años del periodo de estudio. Los valores corresponden a la media corregida (LS Means). Las letras (A-F) indican valores que mostraron diferencias significativas.

A continuación se muestra en la tabla 9 un resumen de los valores promedio anuales para ambas cubetas analizadas que incluyen las variables físicas y químicas además de los parámetros relacionados a las comunidades fitoplanctónicas.

Tabla 9. Tabla síntesis de valores medios anuales de las variables físicas, químicas y biológicas analizadas. (Significancia estadística $p < 0,05$)

Variables	Alhué			El Muro			Valor p entre localidades
	2004	2005	2006	2004	2005	2006	
Temperatura (°C)	17,8	19,0	17,7	17,7	18,7	17,0	0,89
pH	8,7	8,8	8,3	8,3	8,4	8,3	0,17
Conductividad (µmhos/cm)	553,3	521,0	501,3	463,2	436,1	361,8	0,0068
O ₂ disuelto (mg/l)	10,1	9,9	9,5	10,3	9,9	9,2	0,976
Saturación O ₂ (%)	108,8	107,4	99,4	111,2	106,4	98,0	0,99
Fósforo total (µg/l)	88,4	303,8	155,0	97,6	194,3	187,5	0,68
Nitrógeno total (µg/l)	3088,8	1297,4	1519,8	2763,5	1956,1	1513,9	0,92
N:P	43,5	7,7	16,9	28,2	13,0	11,9	0,14
Clorofila "a" (µg/l)	146,1	54,3	20,8	60,4	76,0	4,7	0,11
Abundancia (cel/l)	159587	753885	93193	122816	588011	101748	0,01
Riqueza específica	21	22	23,75	11,5	11	13,33	0,00037
Índice de Shannon-Wiener	1,14	0,76	1,3	0,83	0,53	0,96	<0,0001

5. DISCUSIÓN

A partir de 1968, año en que fue creado el embalse Rapel, se ha registrado un aumento sostenido de los valores de nutrientes en sus aguas producto del turismo, la agricultura y la minería desarrollados en su cuenca de drenaje (Vila et al. 1997). A continuación se discuten los resultados encontrados para cada una de las variables analizadas.

5.1. Temperatura y pH

La temperatura superficial del agua presenta valores estacionales típicos para un lago templado y que no difieren entre ambas localidades estudiadas (Vila et al. 1997, Vila et al. 2000). Los valores de pH del agua se mantienen constantes en el tiempo, sin embargo, durante el periodo de estudio algunos valores se encontraron fuera del rango para aguas en estado mesotrófico (Clase 3) de acuerdo a la tabla 5, tanto en Alhué como en El Muro (Figura 6A y B), lo que demuestra el carácter alcalino del embalse y su relativa homogeneidad horizontal en todo el lago. Los valores de pH alcalino registrados, se deben al tratamiento de las aguas de relave del Embalse Carén con piedra caliza (carbonatos de calcio), aguas que posteriormente ingresan al Embalse Rapel vía estero Alhué

5.2. Conductividad

La conductividad específica presentó valores promedio normales, excediendo la clase de excepción (clase 0) sólo en Alhué durante el otoño de 2005. La conductividad fue significativamente mayor en Alhué comparada con los valores encontrados en El Muro, como se observa en la figura 8.

La conductividad de la mayoría de las aguas dulces presenta valores de 10 a 1000 $\mu\text{mhos/cm}$, pero puede exceder este límite especialmente en aguas contaminadas (Chapman 1996), ya que éste parámetro refleja la suma de la composición iónica o de metales de la masa de agua. Lo anterior permite postular que los valores más elevados de conductividad que se

encontraron en la cubeta de Alhué se deben a la influencia directa que las descargas del tranque de relaves tienen sobre éstas aguas, a pesar que estos valores no se encuentren sobrepasando los límites que se establecen en la tabla 5 para lagos mesotróficos.

5.3. Concentración y porcentaje de saturación de Oxígeno.

Con respecto a la oxigenación superficial de las aguas, los valores encontrados para el oxígeno disuelto permiten clasificar las aguas de ambas estaciones de monitoreo como aguas de buena calidad (clase 0), ocurriendo lo mismo para el porcentaje de saturación de oxígeno.

5.4. Niveles de nutrientes

Según los resultados encontrados, los niveles de nutrientes sí muestran valores que sobrepasan los correspondientes a aguas mesotróficas, evaluados según los rangos que se muestran en la tabla 1. El fósforo total presentó valores medios anuales altos, correspondientes a los encontrados en aguas eutróficas en ambas cubetas, a pesar de no encontrarse diferencias significativas entre estas. Los valores de nitrógeno total muestran una tendencia a disminuir durante el periodo de estudio. Sin embargo, esta tendencia no se vio reflejada en los análisis estadísticos, pues se encontró que no eran significativas las diferencias entre valores anuales. Tampoco se encontraron diferencias significativas entre ambas cubetas.

5.5. Relación N:P

Según Horne y Goldman (1994), cuando la relación entre nitrógeno y fósforo (N:P) es menor a 10, el crecimiento algal estaría siendo limitado por deficiencia de nitrógeno, al contrario si esta relación es >10 el nutriente limitante sería el fósforo. Sin embargo este índice pierde precisión al presentar valores muy altos (sobre $100\mu\text{g/l}$), por lo que en el caso de los valores

encontrados en este estudio éste parámetro no sería relevante y por lo tanto indicaría que existe otro factor que limita el crecimiento algal.

5.6. Clorofila "a"

Es importante destacar que, en contradicción a los elevados valores de nutrientes encontrados en ambas estaciones de muestreo, la clorofila "a" mostró una clara tendencia a disminuir durante el periodo de estudio en Alhué y en El muro, sin embargo estos valores se mantienen sobre el valor promedio descrito para aguas eutróficas. (Ryding y Rast, 1993). Los valores anuales mostraron diferencias significativas para ambas cubetas, sin embargo no se encontró que los valores de clorofila "a" fueran significativamente distintos entre Alhué y El Muro.

5.7. Estructura y dinámica fitoplanctónica

La distribución de la mayoría de las algas de aguas dulces es cosmopolita y los cambios en su abundancia dependen de las características de los ecosistemas en los que se desarrollan (Hutchinson 1967, Reynolds 1984, Margalef 1983). Durante los primeros ocho años de existencia del embalse Rapel, éste ya era clasificado como una lago en rápido proceso de eutroficación, con asociaciones de microalgas que mostraban la clásica sucesión descrita para embalses templados: Diatomeas- Clorófitas- Cianófitas (Hutchinson 1957, Margalef 1983, Vila et al. 1987) y con la dominancia durante todo el año de *Aulacoseira granulata* (Vila & Pardo 2003). En el presente estudio se encontró que tanto la composición como la dinámica del fitoplancton han variado respecto a la descrita históricamente y que no concuerdan con las que normalmente se describe para los rangos de nutrientes mencionados anteriormente. Además, la importante dominancia de *Aulacoseira granulata* observada en estudios anteriores (Vila et al. 1987, 1997, 2000 y 2003) disminuyó notablemente, siendo reemplazada por una especie

clorofícea perteneciente al género *Chlamydomonas*, la que se encuentra presente durante todo el año representando más del 80% de la abundancia total del fitoplancton.

Junto con lo antes mencionado, llama la atención la ausencia de especies de microalgas pertenecientes al grupo de las cianobacterias, típicamente encontradas en aguas con altos niveles de nutrientes (Lampert y Sommer, 1997; Margalef, 1983; Paerl, 1988; Pizzolón 1996; Scheffer *et al.*, 1997). Variados estudios han reportado la alta sensibilidad al cobre (Cu^{+2}) que presentan las cianobacterias (Boyd 1972, Wurtsbaugh & Horne 1982) por lo que la actual composición del fitoplancton en el embalse Rapel podría reflejar el efecto de altas concentraciones de sulfato de cobre en sus aguas producto de las descargas mineras, ocasionando la ausencia de cianobacterias, sin embargo este parámetro no fue analizado durante el presente trabajo. En contraposición a lo anterior, algunas especies del género *Chlamydomonas* se han reportado como resistentes a altas concentraciones de cobre (Hale 1957), pudiendo justificar la alta abundancia que esta especie presenta en la actualidad en el embalse.

Por otra parte, algunas especies del género *Chlamydomonas* han sido descritas como capaces de acumular almidón a través de un sistema de nutrición saprófitico en reemplazo del sistema fotosintético (Smith, 1950). Lo anterior podría justificar la tendencia que muestra la clorofila "a" a descender en el tiempo a pesar de los altos valores de abundancia fitoplanctónica encontrados, entre los cuales *Chlamydomonas* aportó en mayor proporción.

Además, la dinámica del fitoplancton no siguió el patrón típico descrito para las aguas eutróficas. En El Muro se encontró que las diatomeas comenzaban a aumentar durante el otoño para alcanzar su máximo en primavera, mientras que las algas verdes fueron más abundantes en verano y otoño disminuyendo hacia la primavera. Por otra parte, en Alhué se

encontró una gran abundancia de algas verdes durante todas las estaciones del año, que solo en invierno era superada por el grupo de las diatomeas. En ambas estaciones los grupos taxonómicos *Dinophyceae* y *Cyanophyceae*, tuvieron una mínima representación.

Al comparar la abundancia y riqueza de especies entre las dos cubetas analizadas, es posible decir que las comunidades algales de El Muro presentan valores significativamente menores para ambos parámetros en comparación con Alhué. Asimismo, el índice de diversidad de Shannon-Wiener también mostró valores significativamente menores para El Muro comparados con los de Alhué, excepto durante los periodos de verano (ver tabla 9)

De acuerdo a lo expuesto anteriormente, el mayor deterioro que exhiben las comunidades fitoplanctónicas de El Muro podría atribuirse a que es a esta cubeta a la que llegan finalmente la suma de todas las descargas recibidas por los tributarios del embalse Rapel, lo que se suma a su mayor profundidad potenciando los cambios en las características del agua. Sin embargo, lo anterior no puede ser justificado debido a cambios en los parámetros físicos y químicos analizados en este estudio puesto que éstos no mostraron diferencias significativas, por lo que es posible que exista algún otro factor, no analizado en el presente trabajo, que pueda ser causante de los cambios observados en las comunidades de fitoplancton del El Muro. Las aguas de El Muro reciben una gran cantidad de materia orgánica proveniente de descargas de aguas servidas o descargas de tipo domésticas, de la agroindustria y de fuentes de contaminación difusas. Además recibirían la influencia de las descargas mineras provenientes de la minera El Teniente, por lo que sería importante realizar estudios más completos en los que se incluyan otras variables tales como nivel de sulfatos, de material orgánico disuelto etc.

La hipótesis planteada al principio del estudio se cumple sólo parcialmente puesto que las variables físicas y químicas no mostraron variaciones significativas, en el tiempo ni entre

cubetas, que puedan explicar cambios en el fitoplancton. Sin embargo, las comunidades fitoplanctónicas sí mostraron cambios con respecto a descripciones históricas en el Embalse Rapel, por lo que es posible concluir que existen otros factores o variables, que no fueron incluidas en este estudio, que podrían estar ocasionando cambios en las algas.

Los resultados expuestos en el presente trabajo demuestran la fuerte influencia que el desarrollo urbano e industrial ha tenido sobre las aguas del embalse Rapel, produciendo rápidos cambios en las comunidades fitoplanctónicas que habitan en ellas, encontrándose en la actualidad que especies antes mencionadas como dominantes fueran reemplazadas por otras distintas capaces de crecer abundantemente en las aguas del Embalse Rapel.

6. CONCLUSIONES

El presente estudio ha mostrado que las variables físicas y químicas de las aguas del embalse Rapel, evaluadas en las cubetas de El Muro y Alhué, han variado en el tiempo. Sin embargo estos cambios no son significativos, por lo que otros factores estarían provocando los cambios observados en las comunidades fitoplanctónicas que habitan en ellas.

Las aguas del Embalse Rapel han sido sometidas a una fuerte y creciente presión antrópica, caracterizada por el aporte de residuos tanto industriales como domésticos, la presencia del mineral de cobre El Teniente en la cubeta del estero Coya, es un gran factor incidente en la calidad de las aguas de la cuenca del Rapel, pues adiciona una gran cantidad de metales pesados en solución que irreversiblemente seguirán afectando la cuenca. Además su cercanía a centros urbanos como Santiago, Melipilla y Valparaíso ha contribuido al desarrollo turístico potenciando los cambios en las características de sus aguas (Pardo & Vila, 2006), por lo que se hacen necesarios estudios que incluyan otros parámetros que puedan reflejar los cambios en las comunidades fitoplanctónicas.

Los altos niveles de nutrientes encontrados en las aguas del Embalse Rapel permiten clasificarlo como un sistema lacustre eutrófico e incluso hipereutrófico, lo que también se ha reflejado en los altos valores de abundancia fitoplanctónica, sin embargo, se encuentra una incongruencia entre éstas características y los valores de clorofila "a" pues estos en general mostraron una tendencia a decrecer en el tiempo. Lo anterior podría atribuirse a una posible saturación de las comunidades fitoplanctónicas fotosintetizadoras debido a los altos niveles de materia orgánica, es decir las algas fotosintetizadoras estarían siendo reemplazadas por otras capaces de utilizar otra forma de producción primaria que permitiría aprovechar las condiciones de las aguas del Embalse Rapel.

Se puede concluir además que a pesar de que las aguas del Embalse Rapel no muestran los cambios típicos descritos para sistemas en proceso de eutroficación, como por ejemplo la presencia de cianobacterias, es imprescindible una evaluación constante y frecuente de las variables físicas y químicas de sus aguas, así como también de los cambios experimentados por las comunidades biológicas, con el fin de contar con herramientas que permitan una buena gestión de sus aguas.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Achá, D. & F. Fontúrbel 2003. La diversidad de una Comunidad, ¿Está controlada por Top-Down, Bottom-Up o una combinación de estos? *Revista de Biología.Org*; 13:1-16.
- Antenucci J. 1996. Hidrobiological modelling of Rapel reservoir, Central Chile. Honours Thesis, Department of Environmental of Engineering, University of Western Australia, Crawley, Australia. xxi + 115 pp.
- Boyd, C. 1972. Water quality in warmwater fish ponds. Auburn University, Agricultural Experiment Station, R. Dennis Rouse, Director/Auburn , Alabama.
- Bretrum, R. 1989. Algae as indicators of water quality in Norwegian lakes. *Phytoplankton. Niva-Rapport*, 0-86116, pp 111.
- Button K. S. & H. P. Hostetter 1977. Copper sorption and release by *Cyclotella meneghiniana* (Bacillariophyceae) and *Chlamydomonas reinhardtii* (Chlorophyceae). *J. Phycol.* 13, 198-202
- Carpenter, S. & K. Cottingham. 1997. Resilience and Restoration of Lakes. *Conservation Ecology*, 1, art 2.
- Chapman D. 1996. Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. (Second Edition). UNESCO/WHO/UNEP.
- Charles, D.F. & J.P. Smol. 1994. Long-term chemical changes in lakes: Quantitative inferences using biotic remains in the sediment record. *Advances in Chemistry* 237:1 51.
- CONAMA, Gobierno de Chile, 2004. Guía CONAMA para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambientales para cuerpos de aguas continentales y marinas.
- Contreras, M., H. Villagrán y C. Salazar. 1994. Características hidrodinámicas del Embalse Rapel. *Medio Ambiente*, 12 (1): 41-49.

- Dirección General de Aguas & CADE – IDEPE, 2004. Diagnóstico y clasificación de cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca Del Río Rapel. Chile.
- Dirección General de Aguas 1991. Contaminación de aguas naturales: inventario de contaminación. Regiones metropolitana a XII.
- Dixit SS, J.P. Smol, J.C. Kingston, D.F. Charles. 1992. Diatoms: powerful indicators of environmental change. *Environ. Sci. Tech.* 26:22– 33
- Dolbeth, M., M.A. Pardal, A.I. Lilleblo, U. Azeiteiro & J.C. Marques. 2003 Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology*, 10.1007, 1133-1135.
- Fjerdíngstad E. 1964. Pollution of streams estimated by benthal physomicroorganisms. I. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. *Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 49: 63-131.
- Fonturbel F., C. Molina, E. Richard. 2006. Evaluación rápida de la diversidad de fitoplancton en aguas eutróficas del lago Titikaka (Bolivia) y su uso como indicador del grado de contaminación. *Ciencia Abierta Internacional*. Vol. 29.
- Fretwell, S.D. 1977 The regulation of plant communities by food chains exploiting them. *Perspectives in biology and medicine*, 20, 169-185.
- Fretwell, S.D. 1987 Food chain dynamics: the central theory of ecology? *Oikos*, 50, 291-301.
- Hale, F. E. 1957. The use of copper sulphate in control of microscopic organisms. Phelps Dodge Refining Corp., New York, New York. 31pp.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, England.. 546 pp.

- Hillmer I. & Y. Niño 2000. Análisis de la hidrodinámica del Embalse Rapel y sus consecuencias en el transporte y mezcla de contaminantes. Taller 'Cuenca Rapel: diagnóstico, evaluación y líneas de acción'. Codelco-Chile, Santiago, Chile.
- Höfle, M., H. Haas & K. Dominik. 1999 Seasonal dynamics of bacterioplankton community structure in a eutrophic lake as determined by 5S rRNA analysis. *Appl. Environ. Microbiol.*, 65, 3164-3174.
- Horne, A. J. & C. R. Goldman. 1994. Limnology. McGraw-Hill, Inc
- Howarth, R., D.P. Swaney, T.J. Butler & R. Marino. 2000 Climatic control on eutrophication of the Hudson River Estuary. *Ecosystems*, 3, 210-215.
- Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on limnology. Vol. 1. Geography, physics and chemistry. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Hutchinson, G.E. 1967. A treatise on limnology. Vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Informe País, Estado del Medio Ambiente en Chile. 1999. Universidad De Chile Ediciones Lom.
- Järnefelt, H. 1952 Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A IV* (18): 1-29.
- Lampert, W. & U. Sommer. 1997. *Limnoecology*. Oxford University Press.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega.
- Matus, N. 2004. Recursos Hídricos en Chile: Desafíos para la Sustentabilidad, Programa Chile Sustentable
- Mengue, B.A. 1992 Community regulation: under what conditions are bottom-up factors important on rocky shores? *Ecology*, 73, 755-765.
- Mengue, B.A. 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine habitats. *Journal of marine biology and ecology*, 250, 257-289.

- Modenutti Be, E. Balseiro, C. Queimaliños, D. Anón Suarez, M. Diéguez & R. Albariño. 1998. Structure and dynamics of food web in Andean lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 3: 179-186.
- Muylaert, K., K.V. Gucht, N. Vloemans, L.D. Meester, M. Gillis & W. Vyverman. 2002. Relationship between bacterial community composition and bottom-up versus top-down variables in four eutrophic shallow lakes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68, 4740-4750.
- Myrbo, A. & E. Ito. 2003. Eutrophication and remediation in context: High-resolution study of the past 200 years in the sedimentary record of Lake McCarrons (Roseville, Minnesota). USGS-WRRI 104B National Grants Competition and the Center for Agricultural Impacts on Water Quality, Minnesota, p. 5.
- Nauman, E. 1932 Limnologische Terminologie. *Hanb. Biol. Arbeit method. Abt. IX, Teil 8*, Urban and Schwarzenberg, Berlin, 776 pp.
- OECD, 1982. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. OECD, Paris, 154 pp.
- 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.
- Palmer C.M. 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.* 5: 78-82.
- Pardo R., & I. Vila, 2006. Causas que podrían determinar la eutrofización en los lagos Chilenos. *Eutrofização na America do Sul: Causas conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*, 197-208.
- Patrick R, MH Hohn, JH Wallace. 1954. A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Not. Nat.* 259: 1-12.
- Pizzolon, L. 1996. Importancia de las cianobacterias como factor potencial de toxicidad en las aguas continentales. *Interciencia*, 21: 239-245.

- Pourriot, R. & Meybeck, M. (Eds) 1995. *Limnologie Générale*. Masson, Paris, 956 pp.
- Reynolds, C. S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Ryding, S. O., & W. Rast (eds), 1993. *El control de la eutroficación en los lagos y pantanos*.
Publicación UNESCO, Ediciones Pirámide, Madrid. 375 pp
- Scheffer, M. 2001. *Ecology of shallow lakes*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Boston, London.
Population and Community Biology Series. 22
- 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.
- Shannon, C.E., W. Weaver. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois, USA, 125 pp.
- Smith G. M. 1950 *The Fresh-water Algae of the United States*. McGraw-Hill, New York.
- Sohrin, Y., M. Matsui, M. Kawashima, M. Hojo & H. Hasegawa. 1997. Arsenic Biogeochemistry Affected by Eutrophication in Lake Biwa, Japan. *ICR Annual Report*, 4, 14-15.
- Terrel, C. & P. Bytnar. 1996. *Water quality indicators guide*. Kendall/Hunt publishing company, Dubuque. 131 p.
- Thienemann, A. 1925. *Die Binnengewässer Mitteleuropas*. Binnengewässer.
- Thienemann, A. 1931. Der Produktionsbegriff in der biologie. *Arch. Hydrobiol.*, 22, 616-622.
- Tilman, D., S. S. Kilham & P. Kilham, 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 349–372.
- Utermöhl, H., 1958. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.* 9:1–38.
- Vila I, M Contreras, V Montecino, J Pizarro & Dd Adams 2000 Rapel: a 30 years temperate reservoir: eutrophication or contamination? *Archives für Hydrobiologie* 55: 31-44.

- Vila, I. & R. Pardo. 2003. Respuesta de la estructura fitoplanctónica a las perturbaciones antrópicas de un lago templado. *Limnetica* 22(1-2): 93-102
- 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.
- 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. OECD.
- Weisner, S.E.B., J.A. Strand & H. Sandsten. 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*, 109, 592-599.
- Weithoff, G., A. Lorke & N. Walz. 2000. Effects of water-column mixing on bacteria, phytoplankton, and rotifers under different levels of herbivory in a shallow eutrophic lake. *Oecologia*, 125, 91-100.
- Western, D. 2001. Human-modified ecosystems and future evolution. *PNAS*, 98, 5458-5465.
- Willen, E. 2000 Phytoplankton in water quality assessment - An indicator concept. In: Heinonen, R, Ziglio, G. & Van Der Beken, A. (eds.), Hydrological and limnological aspects of lake monitoring, pp. 58-80. John Wiley & Sons, LTD, Chichester, New York, Weinheim, Brisbane, Singabore, Toronto.
- 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.

Paginas Web Visitadas:

BCN, Biblioteca del Congreso Nacional <http://www.bcn.cl>

CONAMA, Comisión Nacional del medio Ambiente <http://www.conama.cl>

DGA, Dirección Nacional de Aguas. Ministerio de Obras Publicas. <http://www.dga.cl>