

UCH-FC
MAB-D
E 41e
C. 1

ESTUDIO DEL EFECTO DIFERENCIAL DE ALGUNOS FACTORES
FÍSICO-QUÍMICOS SOBRE LA BIOMASA DEL FITOPLANCTON EN
CINCO LAGOS TEMPLADOS CHILENOS

Tesis

Entregada a la

Universidad de Chile

en cumplimiento parcial de los requisitos

para optar al grado de

Magister en Ciencias Biológicas c/m Ecología

Facultad de Ciencias



por

Emma Inés Elgueta Campos

Julio, 1996

Director de Tesis : Prof. Vivian Montecino Banderet

Co-Director : Dr. Victor Marín Briano

**FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE**

**INFORME DE APROBACIÓN
TESIS DE MAGISTER**

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la tesis de Magister por la candidata.

Emma Inés Elgueta Campos

Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación de Tesis como requisito para optar al grado de Magister en Ciencias Biológicas con mención en Ecología, en el Examen de Defensa de Tesis rendido el día 17 de Mayo de 1996.

Director de Tesis :

Prof. Vivian Montecino Banderet

Co-Director :

Dr. Victor Marín Briano

Comisión de Evaluación de la Tesis

Dr. Italo Serey

Dr. Luis Zuñiga

Prof. Irma Vila

Definitivamente a mis padres,
quienes me acercan a Dios



AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a todos aquellos que hicieron posible que esta tesis llegara a su fin.

Primeramente a mis tutores Vivian Montecino y Victor Marín y comisión revisora, pero especialmente a Vivian quien me entregó toda su paciencia y apoyo en cada etapa de este trabajo y quien además me enseñó que la solaridad y la sinceridad son necesarias también en la ciencia, y a Victor quien me dió su ayuda en la parte más difícil de esta tesis: la estadística y el método.

Debo toda mi gratitud a mis amigos que entregaron su ayuda efectiva en momentos difíciles de mi tesis: Cecilia Smith, Ginger Martinez y Leopoldo Fuentes. Así como a James Gray por sus oportunos consejos y apoyo, a Crispin Sadler & William Moulton por haber confiado en mi capacidad profesional y haberme permitido continuar mis estudios.

A Manuel Contreras agradezco por tener siempre su "puerta abierta" para responder mis dudas. No puedo olvidar a la Sra. María y a Martita por su cariño y constante apoyo.

Finalmente, y siendo lo mas importante, doy gracias Dios y a toda mi hermosa familia por ayudarme efectivamente a terminar mi magister.

ÍNDICE DE MATERIAS

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	4
OBJETIVOS E HIPÓTESIS	15
MATERIALES Y MÉTODOS	13
RESULTADOS	27
DISCUSIÓN	42
CONCLUSIONES	56
BIBLIOGRAFÍA	57
ANEXOS 1-5	66

RESUMEN

La dinámica temporal de los cambios de biomasa fitoplanctónica en los sistemas acuáticos es regulada por un conjunto de factores físicos, químicos y biológicos. Los controladores físico-químicos más importantes son la disponibilidad de Nutrientes, Luz (PAR) y la Temperatura en el agua, en un primer nivel de control. Entre los controladores secundarios o factores forzantes se consideran la acción del viento y la Radiación solar.

Como una manera de distinguir patrones particulares en sistemas lacustres locales se consideraron los cambios de concentraciones diarias de Clorofila *a* (como estimador de la biomasa) y su relación con los valores sinópticos de la Temperatura, la disponibilidad de Nitrógeno y de Fósforo en la columna de agua, además de los valores de Radiación solar acumulada e intensidad promedio del Viento en cada sistema en particular.

Se analizaron en forma individual cinco ecosistemas : lagos **Ranco** (40°13'-72°25'), **Riñihue** (39°50'-72°19'), **Villarrica** (39°15'-72°05') y **Lanahue** (36°51'-73°06') y el embalse **La Paloma** (30°42'-71°02'). Según sus características de trofia, morfología y latitud, se propuso diferenciar estos cinco sistemas en dos grupos de tipos de lagos, según los factores controladores de los cambios de Cl *a*, : los tres primeros (los de mayor profundidad y tamaño y con bajas concentraciones de nutrientes) presentarían el modelo A: Cl *a* = f (Nitrógeno, Radiación), a diferencia que los dos últimos sistemas (someros y altas concentraciones de nutrientes) presentarían el modelo B: Cl *a* = f (Fósforo, viento).

Los análisis de regresión múltiple muestran dos modelos que resultan significativos con el Nitrógeno como controlador principal de los cambios de Cl_a y que corresponden a los lagos Ranco y Villarica. Con el Fósforo como controlador principal se obtuvo un modelo significativo para el lago Lanalhue, apoyando el modelo B. En el caso del embalse La Paloma el modelo obtenido fue diferente a los dos anteriores : $Cl_a = f(\text{Temperatura, viento})$.

En los sistemas acuáticos analizados los cambios en la concentración de Cl_a a escala diaria fueron explicados por distintas variables cuya identificación permite proponer modelos particulares para el estudio de los cambios temporales en cada sistema.

La base de datos fue obtenida desde la Dirección General de Aguas y las estaciones meteorológicas de ENDESA y Dirección Meteorológica de Chile.

ABSTRACT

Temporal changes of the phytoplanktonic biomass are influenced in the aquatic systems by physical, chemical and biotics factors. The main physical-chemical driving variables are the available nutrients, light and temperature in the water column. Secondary driving factors are the Solar Irradiation and Wind. I examined, in this thesis, changes in Chlorophyll-a concentration (Biomass index) and its relationship with synoptics value of nitrogen, phosphorus, temperature, incident irradiance and intensity of wind in each system. The main goal is to define the individual patterns in different freshwater systems. Five freshwater systems were analyzed : lakes **Ranco** (40°13'-72°25'), **Riñihue** (39°50'-72°19'), **Villarrica** (39°15'-72°05') and **Lanahue** (36°51'-73°06') and the reservoir **La Paloma** (30°42'-71°02'). Considering their characteristics on trophic condition, morphology and latitude two different kinds of systems were proposed according the main driving variables of Chlorophyll-a (Cla). Larger systems with low nutrients concentration follow the model: $Cla = f(\text{Nitrogen, Radiation})$; smaller systems with high nutrients concentration follow a model B: $Cla = f(\text{Phosphorus, Wind})$. In the case of La Paloma reservoir the model shows temperature as the main controlling variable.

INTRODUCCIÓN

En la mayoría de los ecosistemas lacustres la entrada más importante de carbono orgánico es aportada por el fitoplancton, vía fotosíntesis (Likens 1985, Unesco 1989). Estos organismos autótrofos presentan variaciones temporales de sus abundancias que son relacionadas a cambios en una, o más de una, variable ambiental (Brylinsky 1980; Likens 1984; Bierhizen & Prepas 1985; Smith & Shapiro, 1989). Las variables ambientales que afectan los cambios de la biomasa fitoplanctónica son denominadas variables controladoras o forzantes (Odum 1986, Misht 1992). Las variables físico-químicas controladoras que actúan directamente sobre el crecimiento fitoplanctónico, en un primer nivel de interacción, son la Temperatura, los nutrientes y la luz disponible en el agua (o la Irradianza definida como PAR "Radiación Fotosinteticamente Activa") (Smith 1979, Brylinsky 1980). En un segundo nivel de control están aquellas variables que regulan la disponibilidad para las microalgas de la materia y energía, denominadas variables controladores secundarios o forzantes

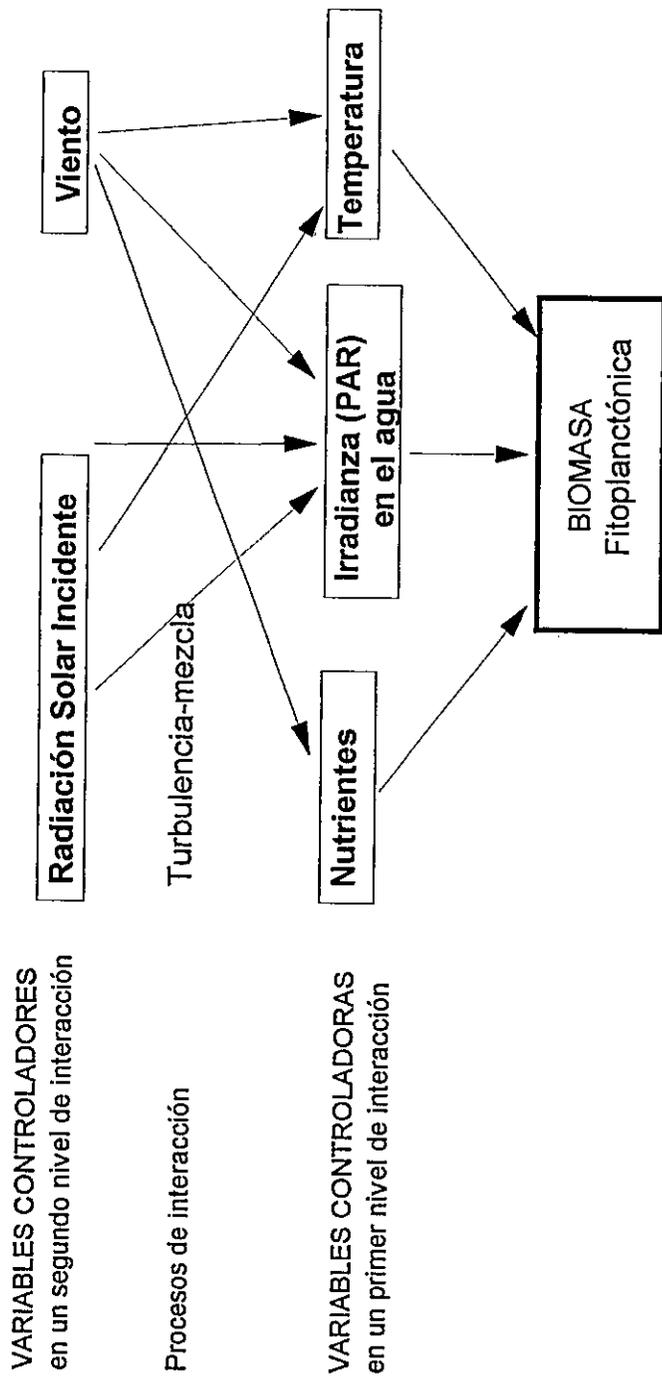


Figura 1. Modelo conceptual de las principales variables controladoras físico-químicas y climáticas que determinarían los cambios de biomasa del fitoplancton. Las variables controladoras que actúan en un primer nivel de interacción son la temperatura, los nutrientes y la irradianza en el agua. Los factores controladores secundarios o forzantes son la radiación solar incidente y la intensidad del viento.

(O'Neil et al, 1986, Mitsch 1992). Esto se muestra en el modelo conceptual de la Figura 1.

En el marco del control de la biomasa fitoplanctónica por la disponibilidad de nutrientes, los estudios se han centrado en la hipótesis denominada de control físico-químico o "bottom-up" (Smith 1979, Tilman 1982, Seip 1991). Además de este control físico-químico también es importante el efecto de las interacciones biológicas, como la depredación (McQueen et al 1986, Carpenter et al 1991, Sondergaard et al 1992, Miura 1993, Persson et al 1993, Tumber et al 1993). Pero en todo ecosistema lacustre ambas vías de control (biológica y físico-química) son complementarias, y el mayor o menor efecto de una o de otra depende de cual(es) variable(s) esta acotando el crecimiento y sobrevivencia del fitoplancton en determinado momento (Reynolds 1984, Sommer et al 1986, McQueen et al 1989, Carpenter 1991,). Como regla general se ha observado que el efecto del control por depredación decrece a medida que los lagos aumentan en productividad (y/o concentración de nutrientes). Así, en lagos con altas concentraciones de nutrientes el control sobre la biomasa fitoplanctónica por herbivoría es imperceptible, incrementándose el control físico-químico (hipótesis de *bottom-up*) (McQueen et al 1989, Miura 1993, Chow-Fraser et al 1994).

Modelos basados en nutrientes para un conjunto de lagos.

En los estudios limnológicos se ha desarrollado una clase de modelos para explicar la biomasa fitoplanctónica basados en relaciones lineales simples, con un factor como controlador, en modelos como : "biomasa fitoplanctónica versus nutriente". Inicialmente estas relaciones lineales corresponde a modelos generales pues son obtenidos a partir de datos desde un conjunto de lagos, y consideran un valor (promedio anual o estacional) de cada lago. Estos modelos generales describen los cambios de la biomasa fitoplanctónica presente relación con la disponibilidad de un nutriente (Fósforo o Nitrógeno) en cada lago (Tilman 1981; Schindler 1971, Wetzel 1983, Smith 1982, Likens 1991, Carpenter 1991). La relación general mas clara y pionera fue presentada en 1974 por Dillon & Rigler. Estos autores consideraron los registros de promedios estival de la concentración de Clorofila *a* (como indicador de la biomasa fitoplanctónica) desde 46 diferentes lagos y lo relacionaron con las concentraciones promedio primaveral de Fósforo total de estos lagos, encontrando una relación lineal simple entre estas dos variables ($r=0,95$). Esta relación, con el Fósforo como predictor de la biomasa fitoplanctónica o de la productividad primaria, pasó a ser el modelo mas extensamente usado y corroborado en distintos grupos de lagos (Smith 1979, Smith 1982, Prepas & Trew

1983, Reynolds 1984, Tarapchak & Nalewajko 1986, Carpenter 1991, Soto et al., 1994).

Razón de la disponibilidad de Nutrientes

Debido a que la abundancia de Nitrógeno y Fósforo no determinan en si ninguna limitación, se propuso otra evidencia para la determinación del control de la biomasa fitoplanctónica por algún nutriente en particular, basada en las demandas fisiológicas de nutrientes. Redfield et al (1953) propuso la comparación de la razón de Carbono, Nitrógeno y Fósforo en los tejidos vivos del plancton (106C:16N:1P) con la razón de los mismos nutrientes en el agua (Redfield et al 1963). Al ser más usual encontrar una menor proporción de Fósforo que de Nitrógeno en los sistemas lénticos, el primero sería un elemento controlador de los cambios de biomasa del fitoplancton (Schindler et al 1971, Wetzel 1983). Además, estudios en sistemas particulares con experimentos de enriquecimiento artificial con Nitrógeno y Fósforo en lagos (en analogía a las descargas desde las cuencas) ya habían mostraron aumentos en producción primaria posteriores a las fertilizaciones con Fósforo (Rigler 1956, Hutchinson 1957).

Nitrógeno y Fósforo como nutrientes limitantes

En la mayoría de los casos anteriores el Fósforo fue propuesto como el principal controlador de la producción primaria (Schindler 1971, Smith 1982, Likens 1991, Carpenter et al 1991). Sin embargo, en el caso del modelo general (a partir de varios lagos) de la relación Clorofila/Fósforo se observa que esta es particularmente significativa cuando se consideran datos de lagos con razones Nitrógeno:Fósforo (N:P) sobre 12 (Dillon & Rigler 1974, Smith 1982, Smith & Shapiro 1981) y en lagos con razones másicas N:P menores a 12 (aproximadamente) se consideraría un mayor control del Nitrógeno sobre la producción primaria (Smith 1982, Unesco 1989, Carpenter et al 1991, Soto et al 1994, Campos 1995).

Por otra parte se han encontrado relaciones lineales entre concentración de Clorofila *a* y concentración de Nitrógeno en grupos de lagos del hemisferio norte (Smith 1982, Smith & Shapiro 1981, Reynolds 1984) y posteriormente estudios en lagos del hemisferio sur han presentando al Nitrógeno como controlador de la biomasa fitoplanctónica ya sea por sus bajas razones N:P y/o por la relaciones de los cambios temporales de estas variables (Campos et al 1983, Campos 1992, Campos et al 1994, Royle & King 1992, Pedrozo et al 1993, Soto 1993, Soto et al., 1994).

Modelos generales y particulares simples (un factor)

La determinación del efecto controlador de un nutriente sobre la biomasa fitoplanctónica a partir de relaciones generales (conjunto de lagos) tiene valor predictivo sobre las concentraciones medias o máximas de Clorofila *a* que puede tener un lago. Sin embargo, estas relaciones lineales resultan por la comparación entre sistemas lacustres y no explican las variaciones estacionales dentro de cada lago, ni la dinámica, ya que utilizan valores promedios de varios períodos estacionales (Reynolds 1984, Quiros 1989, Webb & Prepas 1992). Además, en los análisis en sistemas particulares la utilización de los modelos simples, donde se utilizan un valor promedio de cada variable, frecuentemente se elimina el efecto controlador de otros factores que ocurren en menor frecuencia, o pasan a ser considerados como "ruido" detrás de la relaciones simples (Smith & Shapiro 1981, Royle & King 1992).

Modelos particulares que incluyen mas variables

Una vía de incorporar el efecto de otras potenciales variables controladoras sobre los cambios de biomasa fitoplanctónica en cada sistema en particular es realizar análisis temporales amplios y utilizando los datos diarios o sinópticos de los factores controladores (Smith 1982, Reynolds 1984, Rilay & Prepas, 1985, Sommer et al 1986, Quiros 1989, Soto et al 1994, Webb & Prepas 1992).

Al analizar dentro de un lago particular los cambios de biomasa fitoplanctónica en función de variables físico-químicas se hacen relevantes otros factores además de la disponibilidad de nutrientes como son los factores climáticos. Dentro de los factores climáticos se incluye la Radiación solar incidente (PAR) y la intensidad del Viento (Figura 1), ya que ambos factores ejercen un control local en la dinámica de cada sistema en particular acotando según sus oscilaciones temporales las variaciones de los controladores que actúan en un primer nivel de interacción (Brylinsky 1980, Smith & Shapiro 1981, Goldman C.R. & de Amezaga E. 1984, Tilzer et al 1984, Likens 1985, Seip 1991, Tumber et al 1993).

Diferencias entre sistemas lacustres

La disponibilidad de luz para los fotosintetizadores puede ser limitante en determinados periodos del año para algunos sistemas templados (Brylinsky 1980) incluso los lagos profundos templados muestran una clara relación entre el ciclo temporal de los cambios de Radiación solar y los cambios de la concentración de Clorofila *a* (Sommer et al 1986, Reynolds 1989, Talling 1993). Sin embargo en lagos de menor tamaño (someros y baja razón profundidad/área) la luz disponible para los fotosintetizadores fitoplanctónicos en el agua es la resultante entre la inestabilidad de la columna de agua y la Radiación solar en la superficie del

lago donde el efecto controlador del Viento adquiere mayor relevancia, estas relaciones se muestran en los modelos conceptuales de la Figura 2 (Brylinzky 1980, Seip 1991). La relación con el Viento se debe a que al disminuir el tamaño del lago, el Viento, según su intensidad, produce mezcla de la columna de agua con transporte de micro algas bajo la zona iluminada (zona eufótica) y además aumenta la turbidez si se produce resuspensión de sedimentos, todo lo cual modifica el régimen de luz que experimenta el fitoplancton si solo se mantuviera en la zona iluminada. Estos movimientos pueden imponer a las células un cambio de hasta un 95% de la Irradianza para un amplio rango de ambientes acuáticos (Ferris & Christian, 1991).

En todos los sistemas lacustres las interacciones entre los procesos físicos, químicos y biológicos son las mismas, sin embargo, la importancia relativa que adquiere cada uno de los procesos antes descritos resulta en una diferencia de jerarquías de las principales variables controladoras entre los distintos sistemas, dado que existen particularidades en sus características geomorfológicas, latitudinales y biogeográficas (Figura 2) (Ryder 1982, Reynolds 1989, Unesco 1989, Schindler 1991).

Lagos Chilenos

Para los lagos templados en Chile existen varios antecedentes sobre el control físico-químico de la biomasa del fitoplancton. Estos han mostrado que tanto para un conjunto de lagos, como en sistemas particulares, algunos se ajustan a la curva del modelo general de Clorofila *a* v/s Fósforo total (Campos *et al* 1983, Muhlhauser 1991, Soto *et al* 1994). En general los lagos tipo meso-eutróficos pueden estar controlados principalmente por las concentraciones de Fósforo al tener altas cantidades de materia orgánica (DGA 1985), sin embargo, para los lagos oligotróficos araucanos (39°S a 42°S) podrían ser controlados el Fósforo mas que por la disponibilidad de Nitrógeno (Figura 2a) al tener bajas razones N:P y/o por las regresiones positivas entre los promedios estacionales de Clorofila *a* y el Nitrógeno disponible (Campos *et al* 1983, Campos 1984, Campos 1992; Soto 1993, Soto *et al.*, 1994). Si estos lagos oligotróficos son comparados con sistemas meso-eutróficos de menor tamaño (área y volumen) el efecto del Viento será un factor controlador o forzante de relevancia en este segundo tipo de lagos (Figura 2b.) y a la inversa la Radiación solar incidente controlaría, en su segundo nivel de interacción, los cambios de Clorofila *a* con mayor recurrencia en los sistemas oligotróficos de mayor tamaño (Figura 2a.) (Talling 1993).

La mayoría de los estudios limnológicos, en los lagos de la zona Central, Araucanía y Patagonia de Chile, no han incorporado en sus análisis los factores climáticos y sólo se han discutido el efecto del Viento y de los cambios de la Radiación solar como una fuente importante de variación de la biomasa del fitoplancton (Campos et al 1982, Campos et al 1992, Soto et al 1994). Por ello el objetivo de esta tesis fue analizar el efecto de algunas variables ambientales físico-químicas sobre los cambios de concentración de Clorofila *a*, para varios lagos en forma independiente, incorporando al análisis dos variables climáticas como variables controladoras secundarias o forzantes junto con las variables físico-químicas tradicionales. Poniendo a prueba modelos particulares de la relación funcional entre la Cl *a* y las potenciales variables controladoras en varios lagos chilenos simultáneamente. Se pretende, además, a través de estos modelos múltiples mostrar las diferencias de jerarquía en el control de la biomasa fitoplanctónica, donde como factor principal aparecerá el control por la disponibilidad de un nutriente (Nitrógeno o Fósforo) y en un segundo nivel el efecto de las variables climáticas. Las restricciones fisiológicas, como por Temperatura, ocurrirían sólo en sistemas de alta trofía (Figura 2).

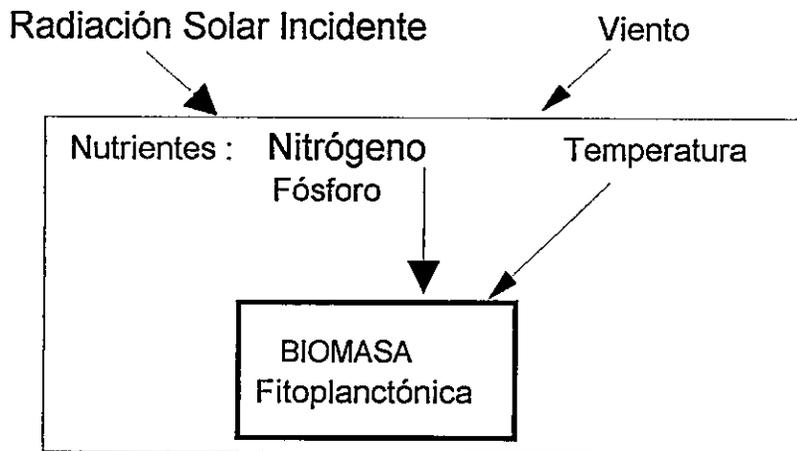
Figura 2. Modelo conceptual de las diferencias de importancia relativa de las principales variables físico-químicas y climáticas de dos tipos de sistemas lacustres :

Bajo cada diagrama se presenta el modelo funcional esperado para cada tipo de lago.

A. En lagos de gran tamaño y bajas concentraciones y razones N:P, el Nitrógeno y la Radiación solar incidente son los controladores de mayor relevancia.

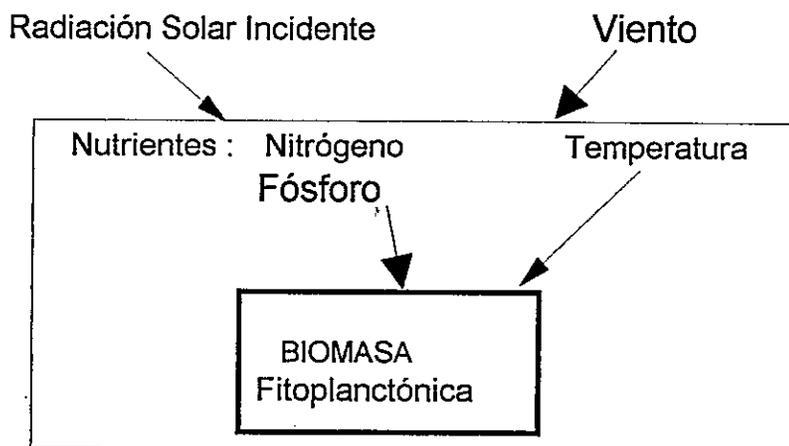
B. Sistemas meso-eutróficos de menor tamaño (area y profundidad), donde el Fósforo y el viento son los controladores principales.

A. Representación de los sistemas oligotróficos de mayor tamaño



Relación funcional : $Cl a = f(\text{Nitrógeno, Radiación})$

B. Representación de los sistemas meso-eutróficos de menor tamaño



Relación funcional : $Cl a = f(\text{Fósforo, Viento})$

OBJETIVOS

-Determinar cuales son las principales variables que controlan las variaciones de Clorofila **a** en cada sistema en particular.

-Distinguir y comparar los modelos particulares de cada lago entre si y con un modelo general.

HIPÓTESIS

De acuerdo a los antecedentes expuestos sobre los lagos chilenos templados se puede proponer las siguientes hipótesis :

H1.1 En los lagos que corresponden a sistemas de gran tamaño (oligotróficos) las variables controladoras más importantes son la disponibilidad de Nitrógeno-nutriente y la Radiación solar incidente.

H2.1 En los lagos que corresponden a sistemas de menos tamaño y someros (mesotróficos y eutróficos) las variables controladoras más importantes son la disponibilidad de Fósforo-nutriente y la intensidad del Viento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los datos de esta tesis fueron obtenidos de la Dirección General de Aguas (DGA) del Ministerio de Obras Públicas. Dicha entidad realiza un seguimiento de parámetros físico-químicos y Clorofila *a* en diferentes lagos y embalses de Chile desde 1990. Este seguimiento de la DGA forma parte del programa de la Red Nacional Mínima de Control de Lagos y de la Red Hidrométrica de Control de Calidad de Agua. Los datos son archivados en formatos manuales (no archivos magnéticos) y hasta el momento no existe ningún análisis u otra utilización de los mismos.

Sistemas en estudio y sus características

Con el propósito de contar con sistemas lacustres de diferente trofia (eutróficos, mesotróficos y oligotróficos) y diferente morfología, en lo posible se recopiló la data para sitios ubicados a diferentes latitudes y altitudes, obteniéndose la información completa para cuatro lagos y un embalse (Tabla 1).

Tabla 1. Nombre, localización geográfica, altitud y parámetros morfológicos (Profundidad y área superficial) de los cinco sistemas lacustres considerados en esta tesis.

<i>Lago</i>	<i>Latitud</i>	<i>Altitud</i>	<i>Profundidad</i>	<i>Profundidad</i>	<i>Área</i> (<i>km.²</i>)
	<i>Lat (S)-Long(W)</i>	<i>msnm</i>	<i>máxima (m)</i>	<i>media(m)</i>	
Ranco	40°13' - 72°25'	69	200	132	438
Riñihue	39°50' - 72°19'	117	320	140	80
Villarrica	39°15' - 72°05'	230	165	120	176
Lanahue	36°51' - 73°06'	12	26	12,7	32
La Paloma	30°42' - 71°02'	470	85	26	37

En general, los lagos Ranco, Riñihue y Villarrica son influenciados por lluvias cercanas a los 2.000 mm por año y por los cambios de aproximadamente 10 grados de Temperatura en el agua entre verano e invierno (Campos 1984). El lago Lanahue presenta un régimen climático costero, con menores diferencias de Temperaturas entre invierno y verano, con lluvias cercanas a los 1.300 mm anuales (Dirección Meteorológica de Chile). El embalse la Paloma, con un clima de montaña, presenta con un clima seco y precipitaciones aproximadamente de 140 mm anuales (DGA 1991).

Metodología de muestreo de la Dirección General de Aguas

Según el plan de trabajo de la DGA, en cada lago se realizó un muestreo estratificado con tres estaciones limnológicas. En cada una de estas estaciones se muestrearon a tres o cuatro profundidades por estación : superficial (0 m), 5 m, 10 m, 30 m, y 80 metros para lagos más profundos (Anexos 1-5). El objetivo de la DGA es obtener información de sobre calidad química y física del agua más estimaciones de la biomasa fitoplanctónica de cada sistema lacustre. El estimador de la biomasa del fitoplancton es la concentración de Clorofila **a**. Las muestras obtenidas en cada lago para análisis químicos son posteriormente analizadas en el Laboratorio de la DGA en Santiago. Para la determinación de las concentraciones de Clorofila **a** (Cl **a**) de cada profundidad, se filtraron 500 ml de agua usando filtros Millipore AP40. Los filtros mantenidos en hielo son remitidos al laboratorio de Limnología de la Universidad mas cercana al sitio de muestreo: Universidad Austral en Valdivia, Universidad de Concepción en Concepción y Universidad de Chile en Santiago. El procedimiento estándar de determinación de Cl **a**, en todas ellas, consiste en extracción con acetona y lectura espectrofotométrica.

La DGA tiene una frecuencia estacional de muestreo (tres a cuatro veces por año) por cada lago, tratando de obtener

datos las cada épocas de verano, otoño, invierno y primavera.

Los resultados de los análisis químicos son copiados en formularios-tipo de muestreo archivados en el Laboratorio de la DGA. Los resultados de los muestras para Cl **a** son enviados por cada Universidad a las oficinas centrales de la DGA en el Ministerio de Obras Publicas. Sin embargo, para esta tesis no todas las fechas pudieron ser consideradas porque muchas muestras de agua no fueron posteriormente analizadas (especialmente para Cl **a**). Sólo se utilizaron aquellas fechas que contaban con los datos para todas las variables escogidas (Anexos 1-5).

Variables seleccionadas y metodología de esta tesis

De los registros de cada sistema lacustres fueron seleccionados aquellos factores físico-químicos consideradas como principales controladores de las variaciones de Cl **a** (variable dependiente). Estos fueron obtenidos desde la base de datos de la DGA e incluyen las concentraciones de Nitrógeno inorgánico en el agua (Nitrito, Nitrato, Amonio), las concentraciones de Fósforo disuelto (Ortofosfato) y la Temperatura en cada profundidad de muestreo. Estas variables se muestran en la Tabla 2 junto con dos variables climáticas que fueron obtenidas desde las estaciones meteorológicas correspondientes a la

DGA, la Dirección Meteorológica de Chile o a la ENDESA , según cual institución dispusiera del instrumental meteorológico más cercano al sitio de muestreo. Desde estas se obtuvieron las gráficas de los actinogramas semanales y los registros diarios de fuerza y dirección del Viento.

Tabla 2. Variables seleccionadas desde los registros de la Dirección General de Aguas (DGA) y de las estaciones meteorológicas de la Dirección Meteorológica de Chile (DMCh) y de ENDESA.

Variable	unidades	Fuente de información
Clorofila a	$\mu\text{g/l}$	DGA
Temperatura	Celsius	DGA
Amonio	$\mu\text{g/l}$	DGA
Nitrito	$\mu\text{g/l}$	DGA
Nitrato	$\mu\text{g/l}$	DGA
Ortofosfato	$\mu\text{g/l}$	DGA
P total	$\mu\text{g/l}$	DGA
Viento	km./hr	DGA, ENDESA y DMCh
Radiación solar incidente	$\text{cal/m}^2\text{día}$	DGA, ENDESA y DMCh

Variables utilizadas en este análisis

Variable dependiente :

La biomasa fitoplanctónica es la variable estado acerca de la cual se realizaron las predicciones. En este análisis la **concentración de Clorofila a** es utilizada como una medida esta biomasa algal (Tilzer 1984, Carpenter et al 1991).

Variables independientes escogidas :

Factores físico-químicos

Para los análisis del efecto del nitrógeno disponible sobre el fitoplancton se utilizó el **Nitrógeno inorgánico disponible** obtenido a partir de la suma de las concentraciones de nitrógeno como Nitrito, Nitrato y Amonio ($N-NO_2+N-NO_3+N-NH_4$) (Unesco 1989, Soto et al 1994).

Como indicador de la disponibilidad de Fósforo se utilizó el **Fósforo reactivo soluble**, presentado como el Ortofosfato (PO_4^{3-}) en el agua (Unesco 1989, Smith 1982, Soto et al 1994).

La Temperatura fue obtenida desde los perfiles de Temperatura medidos a través de un Termistor en cada estación limnológica a las mismas profundidades de muestreo que para Cl a. Para este análisis se calculó la **Temperatura promedio** de la columna de agua.

Para todas las variables hasta aquí mencionadas, los valores que se utilizaron para el análisis corresponden al valor promedio dentro de la columna de agua. En este caso se consideró hasta la profundidad máxima de muestreo (30 u 80 m según cada lago) incluyendo la zona eufótica (Zeu). Para asegurar esto, se determinó una profundidad teórica de la zona eufótica en cada estación como : 2.7 veces la profundidad del disco Secchi (Montecino 1981), luego se corroboró que la muestra a mayor profundidad fuera mayor que la Zeu calculada.

Posteriormente considerando de todas las estaciones limnológicas en el sistema lacustre se obtuvo un solo valor promedio (\bar{X}) de cada variable por lago y de esta manera fue utilizado en los análisis, con el fin de considerar el efecto diario de los factores controladores sobre la concentración de Cl a, incluyendo aquellos factores con efecto a baja escala o de menor frecuencia (Peters 1985).

Variables climáticas

Considerando la fotohistoria de los organismos fotosintetizadores, se utilizó la Radiación total incidente acumulada de 48 horas previas al muestreo (Pizarro & Montecino 1992). Para esto se trabajó con los actinogramas provenientes de estaciones meteorológica más cercana y se calculó la **Radiación solar incidente acumulada** como el área

bajo la curva diaria de Radiación, obteniéndose así un valor en calorías /cm² día para cada fecha de muestreo.

Como índice de la intensidad del Viento se utilizó un valor estándar para todos los lagos correspondiente al promedio de su intensidad durante dos días previos al muestreo, por lo que el intervalo de tiempo es similar al intervalo de la Radiación solar incidente considerada. Este parámetro no se corrigió por morfología del los lagos, y se ocupó por igual para los diferentes lagos. El promedio del Viento se calculó promediando los vectores de intensidad de las mediciones a las 08:00, 14:00 y 20:00 horas. La **Intensidad promedio del Viento** se expresa en kilómetros por hora.

Razón Nitrógeno:Fósforo

Adicionalmente se obtuvo un valor promedio por fecha de muestreo de la razón másica del Nitrógeno y el Fósforo. Siendo el Nitrógeno obtenido como la suma de las fracciones en el Amonio, Nitrito y Nitrato ($N-NO_2+NO_3+NH_4$) y el Fósforo como la proporción en el Ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$) (Unesco 1989, Varis 1991, Soto et al 1994).

I. Independencia de las variables

Para corroborar la independencia estadística de las potenciales variables abióticas que tienen efecto sobre la biomasa fitoplanctónica, se realizó un prueba de correlaciones de Pearson. Posteriormente aquellas variables que presentan una correlación significativa ($P < 0,05$) son excluidas del análisis de regresión múltiple.

II. Modelos de regresión múltiples para cada lago

Para evaluar el efecto del conjunto de las cinco variables físico-químicas seleccionadas sobre la concentración de Cl a de cada lago en particular, se buscó el mejor ajuste a un modelo lineal mediante el análisis estadístico de Regresión Múltiple Exploratorio de SYSTAT, aceptando aquellos modelos con una probabilidad del tipo I menor al 5% ($P < 0,05$).

Para eliminar el efecto de la diferencia en magnitud entre las variables consideradas se trabajó con los valores estandarizados de cada variable $(X_1 - \bar{X}_1 / DS)$; Donde a cada variable se resta el valor promedio de esta por fecha de muestreo (\bar{X}), la desviación estándar corresponde al mismo período.

El modelo de regresión múltiple expondrá la relación funcional entre la Clorofila **a** y las variables controladoras potenciales en un modelo lineal múltiple:

$$Cl\ a = f (X_1, X_2, X_3, X_4, X_5).$$

Donde las variables controladoras X_1 a X_5 fueron abreviadas dentro de las ecuaciones de regresión como se presentan a continuación :

Cl **a** = Clorofila **a**

Nitrógeno = Nitrógeno inorgánico disponible ($N-NO_2+NO_3+NH_4$)

Fósforo = Fósforo reactivo soluble ($P-PO_4^{=}$)

Viento = Intensidad promedio del Viento (Km./hr)

Radiación = Radiación solar incidente ($cal./cm^2$ día)

Temp = Temperatura promedio en el agua

III. Prueba modelo general de Dillon & Rigler (1974)

Con los valores promedios anuales de Clorofila y de Fósforo se calculó la regresión lineal general entre $\text{Log}(Cl_a)$ v/s $\text{Log}(P_{total})$ para el conjunto de los cinco sistemas lacustres. Dicho análisis se utilizó para comparar las diferencias de los modelos obtenidos, en los sistemas en particular con el conjunto de los lagos estudiados, respecto a las principales variables controladoras.

RESULTADOS

I. Cambios estacionales de las variables físico-químicas y la biomasa fitoplanctónica (Clorofila a) en cada lago

A. LAGO RANCO (40°13'S-72°25'W)

Los valores de la concentración de Clorofila a (Cl a) presente en este análisis fluctuaron entre 5,74 µg/l y 0,13 µg/l (Ver anexo 1). La Cl a presenta un promedio anual en la columna de agua de 1,33 µg/l (Tabla 3), con un promedio invernal mayor al promedio de primavera tardía (2,43 µg/l y 0,70 µg/l respectivamente).

El Fósforo total presentó concentraciones entre 48,0 µg/l y 0,0 µg/l (Anexo 1), con un promedio anual en la columna de agua de 9,0 µg/l (Tabla 3). Las concentraciones de ortofosfato (PO_4^{3-}) y nitrato (NO_3^-) fluctuaron entre <5,0 µg/l-48,0 µg/l y 320,0 µg/l-0,0 µg/l respectivamente (Anexo 1). Estos valores caracterizan al lago Ranco como un lago oligotrófico.

B. LAGO RIÑIHUE (40°13'S-72°25'W)

Las concentraciones de Cl **a** fluctuaron entre 0,20 µg/l-5,20 µg/l (Anexo 2). La Cl **a** presenta un promedio anual en la columna de agua de 1,48 µg/l (Tabla 3), con un promedio invernal (junio-julio) mayor al promedio de Cl **a** para primavera tardía y verano (2,26 µg/l, 0,97 µg/l y 0,7 µg/l respectivamente)

El Fósforo total presenta valores entre 1,1 µg/l-75,0 µg/l (Anexo 2) con un promedio anual de la columna de agua de 7,4 µg/l (Tabla 3), característico para un lago oligotrófico, pero con algunos valores dentro del rango de lagos mesotrófico para ciertas épocas de muestreo. Las concentraciones de Nitrato y de Ortofosfato están en los rango de <1,0 µg/l-450,0 µg/l y <5,0 µg/l-16,0 µg/l respectivamente (Anexo 2).

C. LAGO VILLARRICA (39°15'S-72°05'W)

Los valores de la concentración de Cl **a** fluctuaron entre 5,30 µg/l y 0,50 µg/l (Anexo 3). La Cl **a** presenta un promedio anual en la columna de agua de 2,10 µg/l (Tabla 3). Valores similares de Cl **a** se presentan para los muestreos de invierno y de primavera tardía (2,36 µg/l y

2,45 µg/l respectivamente). El valor observado en verano es menor a ambos, con una concentración promedio de 1,60 µg/l.

Para el Fósforo total las concentraciones fueron entre 1,4 µg/l y 40,0 µg/l (Anexo 3), con un promedio anual para la columna de agua de 10,6 µg/l (Tabla 3). Las concentraciones de Nitrato y de Ortofosfato están en los rangos de <2,0 µg/l-130,0 µg/l y <5,0 µg/l-280,0 µg/l respectivamente (Anexo 3), correspondiendo a un lago oligotrófico, pero con valores dentro de los rangos de mesotrofia.

D. LAGO LANALHUE (37°55'S-73°19'W)

Los valores de la concentración de Cl a fluctuaron entre 0,12 µg/l y 3,44 µg/l (Anexo 4). La Cl a presenta un promedio anual en la columna de agua de 1,13 µg/l (Tabla 3), con las menores concentraciones en verano (0,81 µg/L) y las mayores concentraciones en otoño del 1993 con 2,70 Cl a µg/l e invierno de 1989 con 2,19 Cl a µg/l.

Para el Fósforo total las concentraciones fueron entre 3,0 µg/l y 75,5 µg/l (Anexo 4) con un promedio anual en la columna de agua de 19,5 µg/l (Tabla 3). El Ortofosfato mostró un rango entre <5,0 µg/l y 42,0 µg/l, y el Nitrato

fluctuó entre $<2,0 \mu\text{g/l}$ - $79,0 \mu\text{g/l}$ (Anexo 4), característico para un lago mesotrófico-eutrófico.

E. EMBALSE LA PALOMA ($30^{\circ}42'S$ - $71^{\circ}02'W$)

Los valores de la concentración de Cl a fluctuaron entre $0,79 \mu\text{g/l}$ y $56,50 \mu\text{g/l}$ (Anexo 5). La Cl a presentó un promedio anual en la columna de agua de $8,20 \mu\text{g/l}$ (Tabla 3). Este caso, las variaciones de concentración de Cl a entre las distintas épocas del año no muestran diferencias significativas con el promedio anual, así el promedio invernal es de $9,50 \mu\text{g/l}$ y el de primavera es de $7,40 \mu\text{g/l}$.

Para el Fósforo total las concentraciones fueron entre $7,9 \mu\text{g/l}$ y $47,0 \mu\text{g/l}$ con un promedio anual en la columna de agua de $23,5 \mu\text{g/l}$ (Tabla 3), correspondiendo a un sistema eutrófico. Las concentraciones de Ortofosfato fluctuaron entre $<5,0 \mu\text{g/l}$ y $55,0 \mu\text{g/l}$. El Nitrato varió entre $<5,0 \mu\text{g/l}$ y $271,0 \mu\text{g/l}$ (Anexo 5).

Intervalos de las variables en la columna de agua

Las variables físico-químicas más importantes como nutrientes disponibles y las concentraciones de Cl a fueron analizadas utilizando el valor promedio en la columna de agua en cada sistema lacustre, por ello un resumen de los valores promedios encontrados se presentan en la Tabla 3.

TABLA 3. Valores promedios en la columna de agua de las variables físico-químicas y de Cl a en cada lago analizado. Los valores en paréntesis indican el rango del valor máximo y mínimo observado. La última columna corresponde al intervalos de razones másicas de Nitrógeno: Fósforo promedio por fecha de muestreo.

<i>LAGO</i>	<i>Clorofila a</i> μg/l $\bar{X} \pm DS$	<i>Ortofosfato</i> μg/l $\bar{X} \pm DS$	<i>P total</i> μg/l $\bar{X} \pm DS$	<i>Nitrato</i> μg/l $\bar{X} \pm DS$	<i>N:P</i> <i>por muestreo</i>
RANCO	1,33 ± 1,1 (2,7-0,2)	10 ± 20 (125 - <5)	9,0 ± 4,9 (22.0-3,0)	40 ± 70 (32 - 0,6)	14:1-0,3:1
RIÑIHUE	1,48 ± 1,2 (4,4-0,5)	8 ± 4 (16 - <5)	7,4 ± 6,0 (27.0-1,3)	50 ± 90 (500 - 3)	2,4:1-21:1
VILLARRICA	2,10 ± 1,1 (5,1-0,85)	16 ± 45 (280 - <5)	11,0 ± 8,3 (11.0-0,05)	24 ± 17 (130 - 5)	0,03:1-14:1
LANALHUE	1,13 ± 1,05 (3,2-0,002)	12 ± 12 (40 - <5)	19,5 ± 20 (74.0-3,0)	190 ± 120 (70 - 2)	4:1-40:1
LA PALOMA	8,20 ± 5,4 (21,8-3,2)	12 ± 20 (45-<5)	23,5 ± 18 (47-0,79)	70 ± 150 (100 - 1,0)	1:1-8:1

II. Intervalos de los valores de las variables climáticas

Los intervalos y fuente de información de la Radiación solar e intensidad del Viento, para las fechas de muestreo en cada lago (Anexos 1-5) son presentados en la tabla 4.

TABLA 4. Rangos de la intensidad promedio del Viento (Kilómetros/hora) y Radiación solar acumulada (calorías/metro²día) durante los días de muestreo.

<i>LAGO</i>	<i>Viento km./hr</i>	<i>Radiación cal/m²día</i>	<i>Fuente Inf.</i>
RANCO	3,8-19,0	163-387	ENDESA
RIÑIHUE	3,2-21,3	160-541	DMCh
VILLARRICA	2,2-9,7	76-300	DMCh
LANALHUE	6,4-13,9	88-902	DMCh
LA PALOMA	2,2-20,3	110-625	ENDESA

ENDESA : Estación meteorológica de ENDESA

DMCh : Estación Meteorológica de Chile

III. Resultado de los análisis de regresión múltiple. Modelo anual para cada lago

LAGO RANCO

Las variables físico-químicas y climáticas no presentaron correlaciones significativas entre si (Test de correlación de Pearson).

Modelo Regresión Múltiple:

$$[\text{Cl a}] = 0,64 [\text{Nitrógeno}]$$

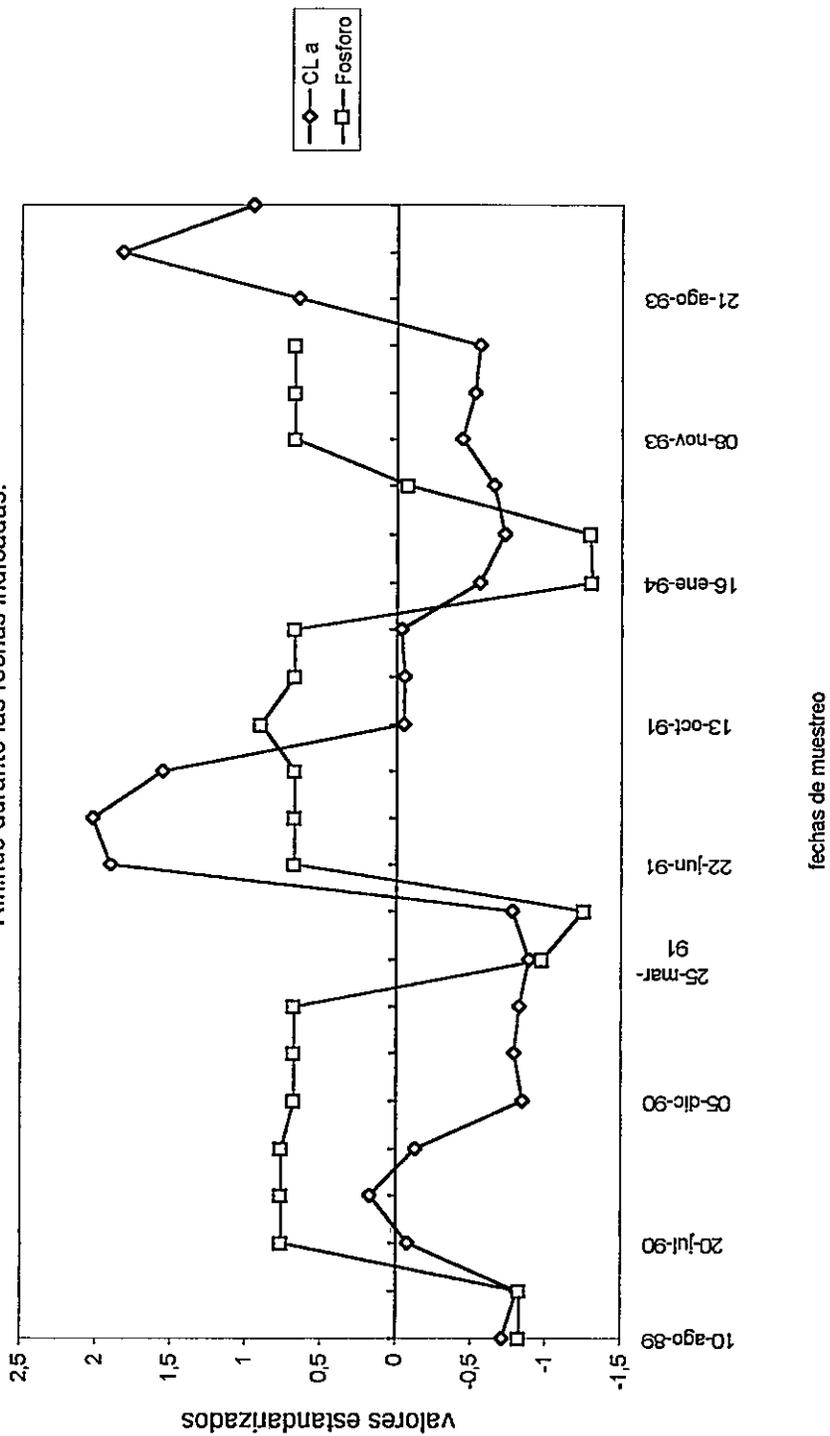
$$r^2 = 0,40 \quad P = 0,05$$

En el modelo del lago Ranco la variación de la concentración de Cl a es explicada en un 40% por los cambios de disponibilidad en el Nitrógeno. Adicionalmente esta relación temporal (parcial) con este nutriente es observada en la Figura 3.

La mayor concentración de Cl a detectada en invierno de 1989 de 4,00 µg/l, coincide con el máximo valor de Nitrógeno disuelto de todo el período analizado, que alcanzó a 500 µg/l (Figura 3). Los valores de Nitrógeno disuelto para invierno de 1990, 1991 y 1993 no muestran valores mayores a las concentraciones en primavera. Sin

embargo, en ambos casos, primavera e invierno, se presentan concentraciones de Cl a y de Nitrógeno mayores a las observadas en los meses de verano (Anexo 1). Para los meses de verano ambas las concentraciones de Cl a y Nitrógeno corresponden a los valores más bajos.

Figura 3. Promedio Cl a y fósforo en la columna de agua en tres estaciones limnológicas en el lago Ríñihue durante las fechas indicadas.



LAGO RIÑIHUE

Las variables físico-químicas y climáticas no presentaron correlaciones significativas entre si (Test de correlaciones de Pearson).

Modelo Regresión múltiple:

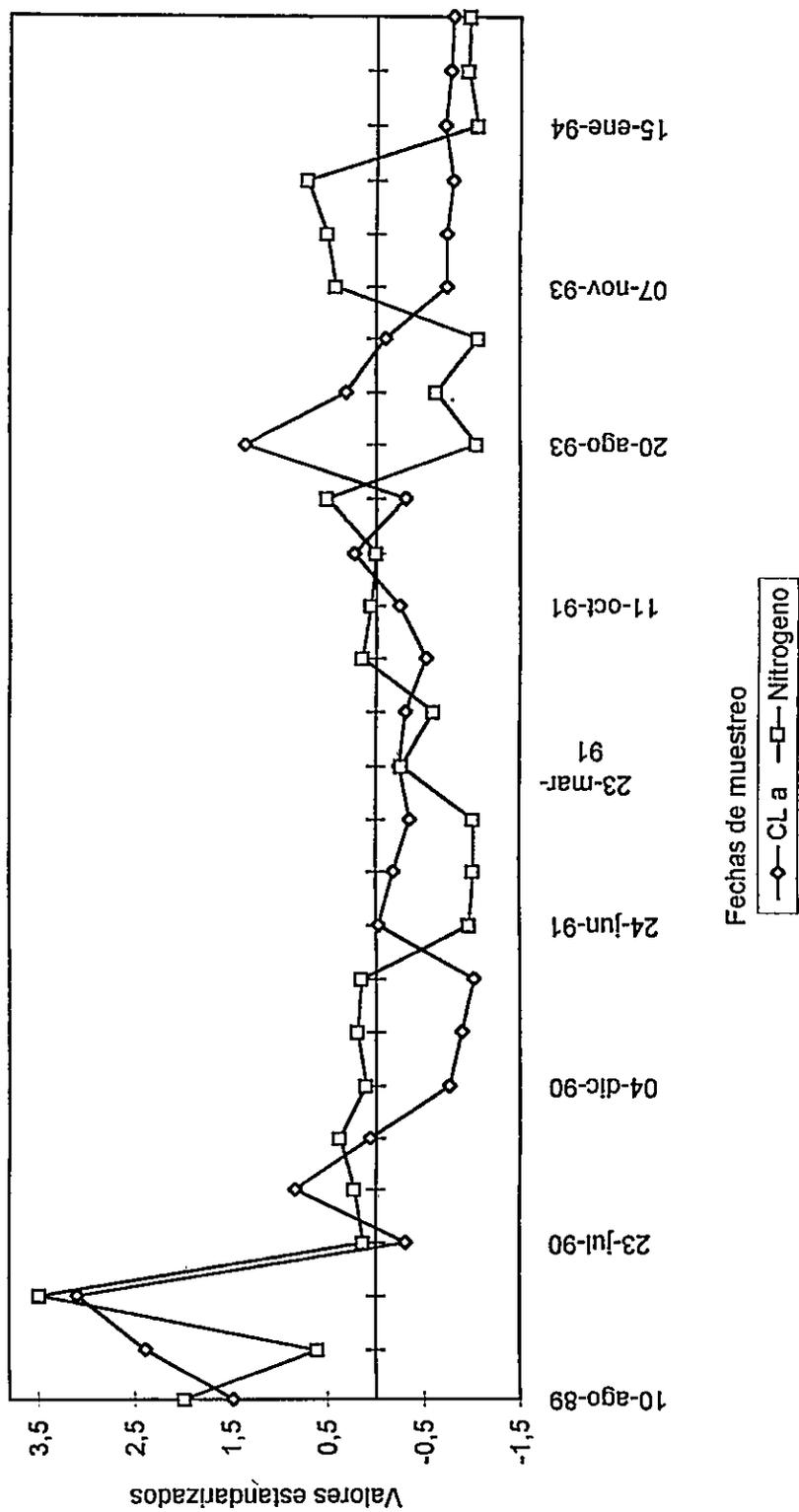
$$[\text{Cl a}] = 1,3 + [\text{Fósforo}] + 0,6 \text{ Radiación}$$

$$r^2 = 0,80 \quad P = 0,07^*$$

Para este lago ningún modelo significativo es encontrado, pero el modelo aquí presentado, que corresponde a un modelo marginal para la probabilidad de error del tipo I aceptada*, se presenta para hacer notar el posible control de la Cl a por parte de las concentraciones de Fósforo en el lago y la incidencia de la variación de la Radiación sobre esta.

Por la presentación gráfica (Figura 4) se puede observar que en cada invierno ocurren las concentraciones mas altas de Cl a (4,50 µg/l) coincidente con las mayores concentraciones de Fósforo y Nitrógeno. Pero en verano, cuando la abundancia fitoplanctónica es menor, las concentraciones de Fósforo tambien son bajas, e incrementándose la razón N:P hasta 20:1, aunque, como se ve, la relación Cl a /Fósforo tampoco es significativa.

Figura 2. Promedio de Cl a y nitrógeno en la columna de agua en tres estaciones limnológicas en el lago Ranco, durante las fechas indicadas.



LAGO VILLARRICA

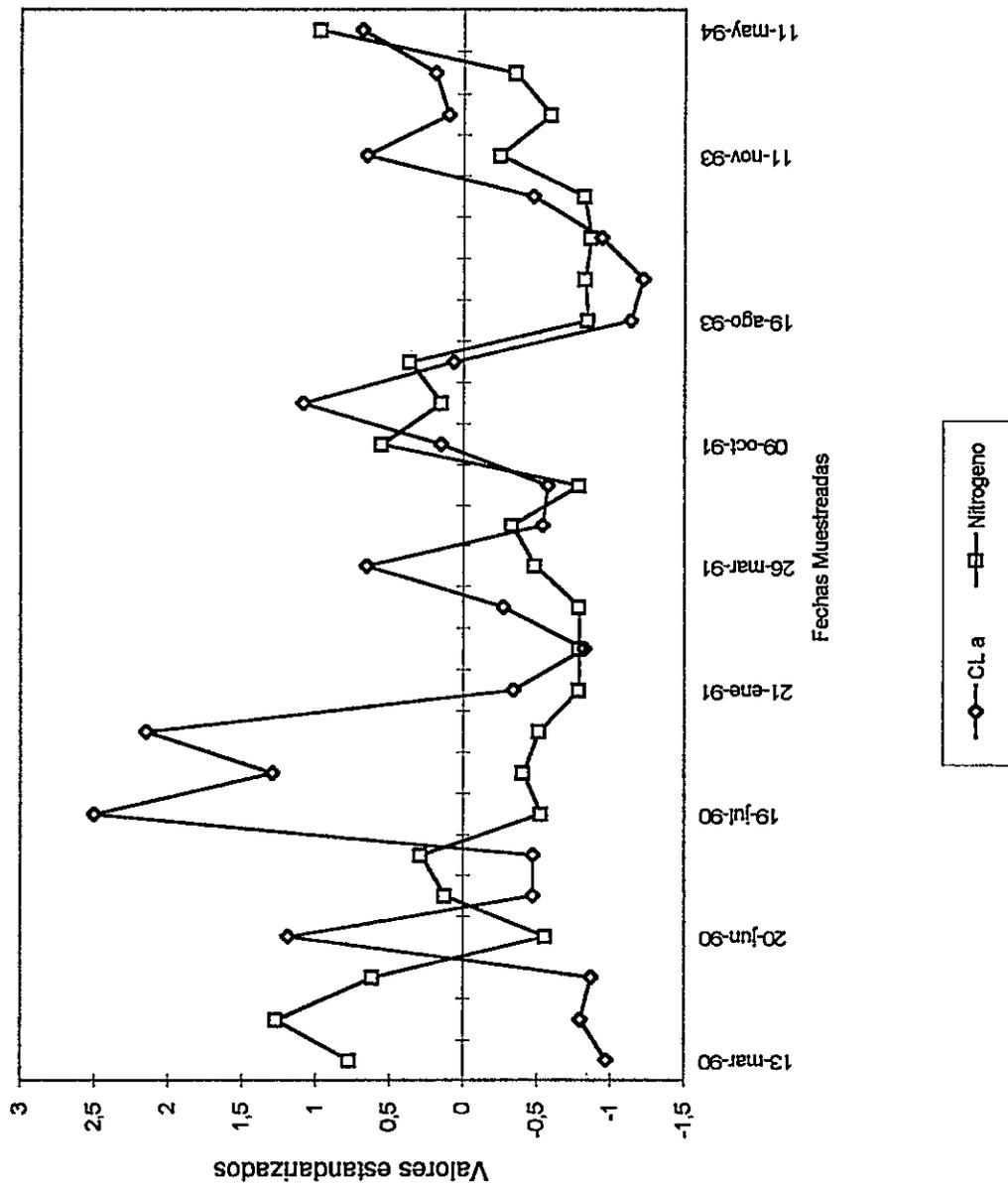
Las variables físico-químicas y climáticas no presentaron correlaciones significativas entre si (Test de Pearson).

Modelo de Regresión Múltiple:

$$[\text{Cl}_a] = 0,3 + 0,8 [\text{Nitrógeno}] - 0,3 \text{ Viento}$$
$$r^2 = 0,46 \quad P = 0,05$$

En el modelo del lago Villarrica las variaciones de la concentración de Cl_a son explicada en un 46% por los cambios de concentración de Nitrógeno e intensidad del Viento. Como referencia al modelo lineal, las concentraciones más altas de Cl_a se registraron en primavera (2,49 $\mu\text{g}/\text{l}$) y similarmente en invierno (2,70 $\mu\text{g}/\text{l}$) coincidentes con una mayor disponibilidad de Nitrógeno disuelto en el lago (17,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ y 15,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ respectivamente) (Figura 5).

Figura 4. Promedio Cla y N en la columna de agua de ~~det~~ en tres estaciones limnológicas en el lago Villarrica durante las fechas indicadas.



LAGO LANALHUE

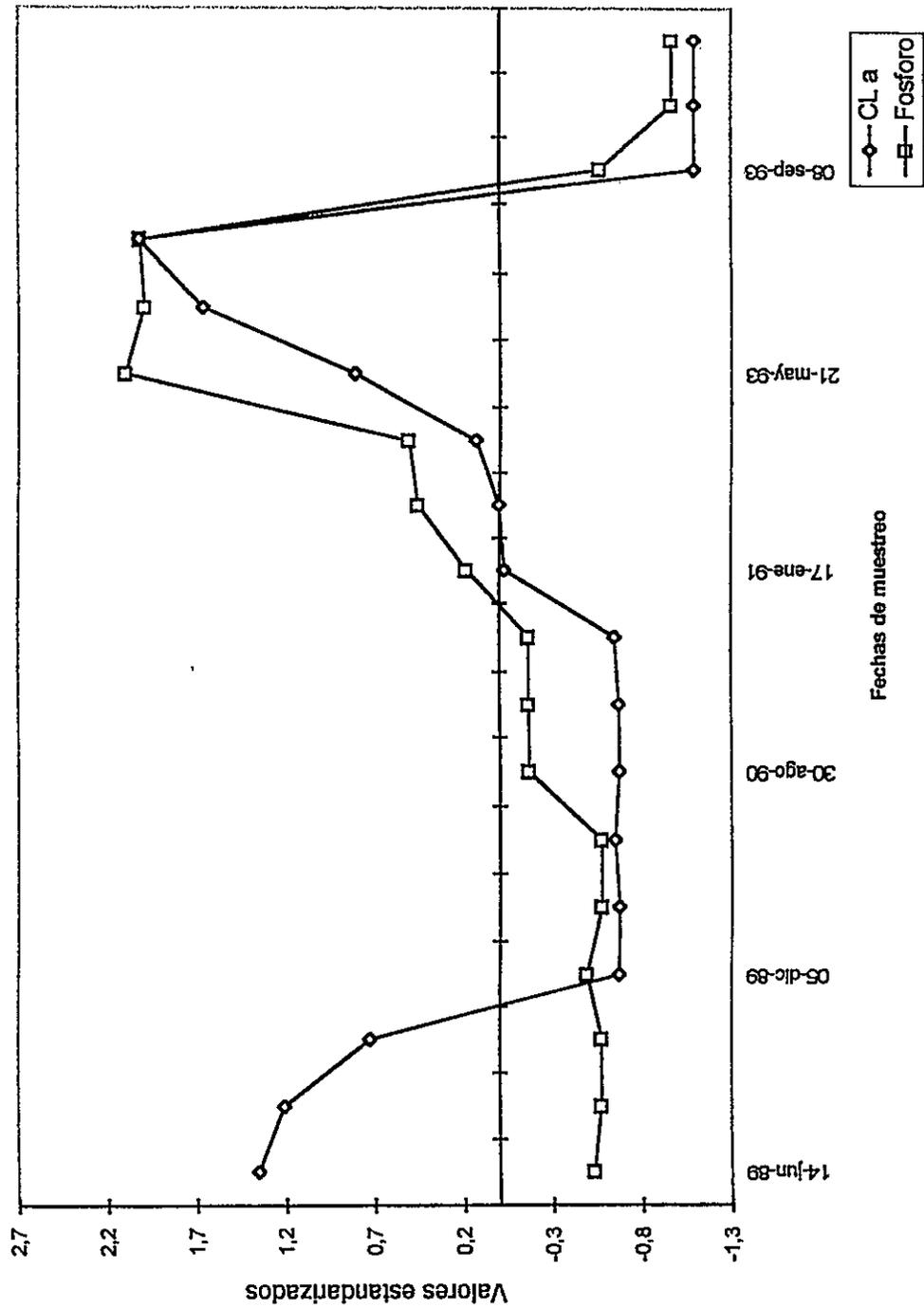
Las variables físico-químicas y climáticas no presentaron correlaciones significativas entre si (Test de correlaciones de Pearson).

Modelo de regresión Múltiple:

$$[\text{Cl a}] = 0,85 [\text{Fósforo}] - 0,2 \text{ Viento}$$
$$r^2 = 0,9 \quad P = 0,02$$

En el modelo del lago Lanalhue las variaciones de la concentración de Cl a son explicada en un 90% por las concentraciones de Fósforo y el efecto del Viento. Para este sistema se obtiene la relación significativa con el coeficiente de determinación mas alto ($r^2=0,9$) con sólo dos factores controladores de la Cl a. El efecto positivo del Fósforo por si solo, como nutriente, se ve expresado también en que las variaciones de Cl a muestran una relación positiva significativa marginal ($P=0,07$) con las concentraciones de Fósforo soluble en el agua, donde el 50% de la variación de Cl a podrían ser explicadas sólo por los cambios de este nutriente (Figura 6).

Figura 5. Promedio de Cl a y P en la columna de agua en tres estaciones limnológicas en el lago Lanahue durante las fechas indicadas



EMBALSE LA PALOMA

En este lago, la variable Radiación solar acumulada muestra una correlación significativa con el Viento y con la Temperatura (Test de Pearson). A la vez, la Temperatura con el Viento no muestran correlación significativa, por lo que la Radiación fue excluida de las variables independientes en el análisis de regresión múltiple final.

Modelo de Regresión Múltiple

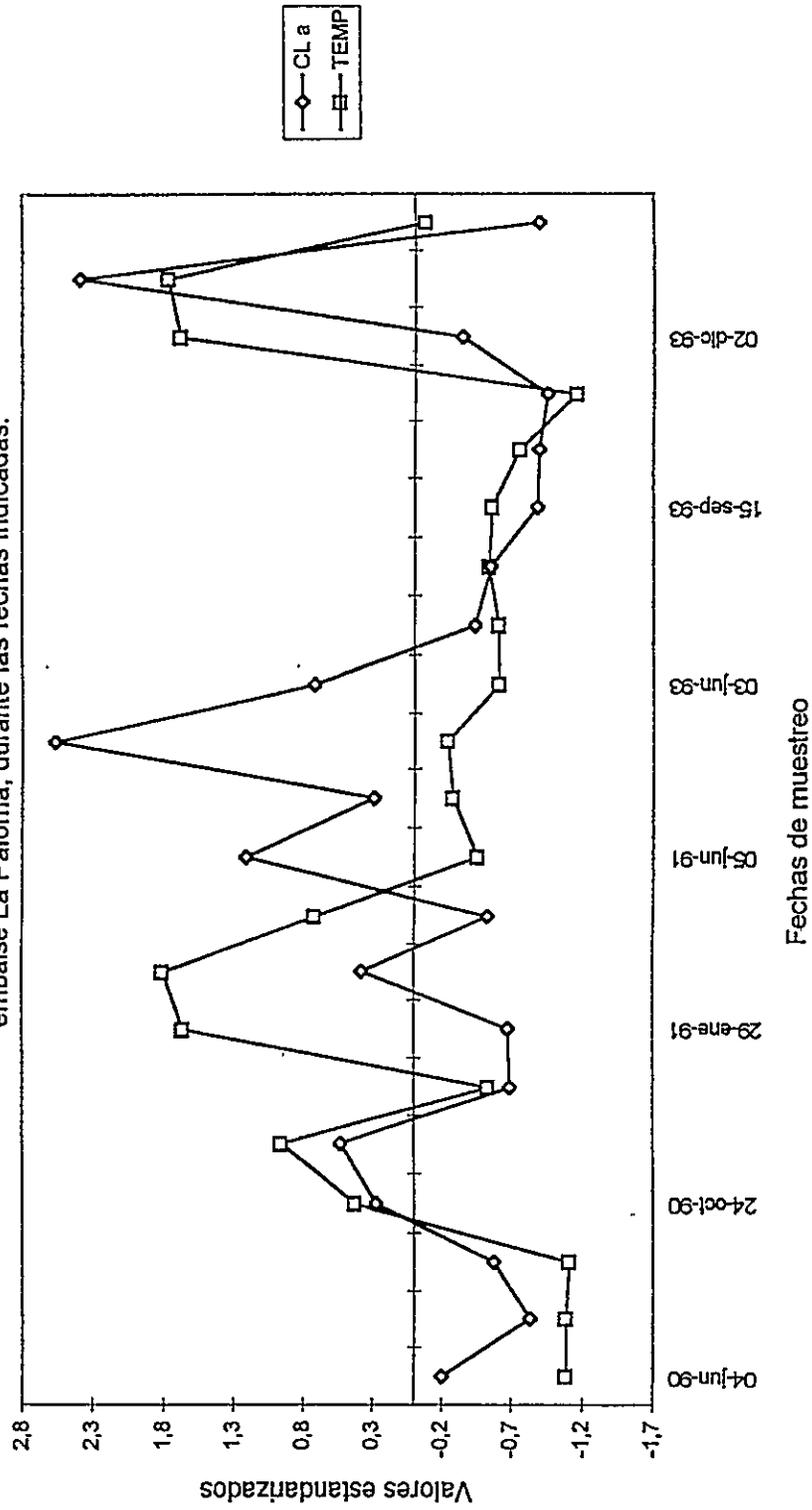
$$[\text{Cl}a] = 0,3 + 1,0 \text{ Temp} - 0,7 \text{ Viento}$$

$$r^2 = 0,73 \quad P = 0,05$$

En el modelo del embalse La Paloma las variaciones de la concentración de Cl a es explicada en un 73% por el efecto positivo de la Temperatura en el agua y la acción inversa de la intensidad del Viento (promedio de 48 hrs). La correspondencia temporal parcial entre Cl a y la Temperatura en el agua es presentada en la Figura 7. Sin embargo, ambas variables presenta coeficientes de regresión parcial alto por lo que su importancia relativa en este sistema se ve compensada por ambos factores.

No se obtuvieron modelos significativos considerando la Radiación solar junto con los valores de concentración de nutrientes y excluyendo la Temperatura y el Viento.

Figura 6. Promedio de Cl a y Temperatura en la columna de agua en tres estaciones limnológicas en el embalse La Paloma, durante las fechas indicadas.



IV. Análisis del modelo general simple (un Nutriente)

Ninguna regresión significativa fue obtenida con los valores promedios anuales de concentración de Cl a y concentración de Fósforo o Nitrógeno en cada lago desde los cinco sistemas lacustres aquí utilizados. Para el caso del modelo general tipo Dillon & Rigler 1974 sólo se encontró una relación lineal de baja significancia.

Modelo general de relación simple:

$$\text{Log(Cl a)} = -0,7 + 0,9 \text{ Log(Fósforo total)}$$

$$r = 0,54 \quad P = 0,15$$

DISCUSIÓN

Cada uno de los factores ambientales seleccionados para este estudio, de acuerdo con criterios teóricos y evidencias empíricas, se comportaron al menos en uno de los lagos analizados como factores explicativos de las variaciones de las concentraciones diarias de Cl a.

En cuatro de los sistemas analizados el factor controlador principal, o en un primer nivel de control, fue la disponibilidad de un nutriente, Fósforo o Nitrógeno. El Nitrógeno disuelto presenta un efecto positivo en los lagos Ranco y Villarrica, a la vez el Fósforo es altamente significativo en el modelo del lago Lanalhue y marginalmente significativo en el lago Riñihue. El efecto negativo de la intensidad del Viento sobre las concentraciones de Cl a fue significativo en los lagos Villarrica, Lanalhue y La Paloma. La Radiación solar aparece como factor de segundo orden en el lago Riñihue.

Modelo para cada lago y dinámica de la Cl a

RANCO

Para el lago Ranco el modelo lineal resultante muestra como las variaciones de Cl a son explicadas en un 40% por las variaciones de la concentración de Nitrógeno disuelto, también son evidentes en la gráfica temporal de la Figura 3, y en las bajas razones N:P encontradas a lo largo de los muestreos (siempre <14), lo que también sostiene que la biomasa fitoplanctónica para este lago debiera estar limitada por la disponibilidad de Nitrógeno (Soto y Campos 1996). Los máximos de Cl a observados ocurren en invierno (agosto), pero no existen registros para el período de primavera temprana cuando son descritos los máximos primaverales en investigaciones anteriores (Campos *et al* 1982 y 1992).

RIÑIHUE

Para el lago Riñihue no se obtiene ningún modelo significativo ya sea con Nitrógeno o Fósforo como nutriente controlador sólo se obtiene un modelo lineal con significancia marginal ($P=0,07$) donde el Fósforo y la Radiación solar, darían cuenta del 80% de la variación de las concentraciones de Cl a. Obviamente que análisis con mayor número de datos podría generar modelos significativos, pero ante igual número de datos que en los otros lagos donde los modelos son significativos, esto

resulta como una evidencia de que el lago Riñihue pudiera tener una mayor complejidad de variables controladoras comparada con los otros sistemas considerados.

A pesar de la baja significancia del modelo de relación con el Fósforo, esta misma evidencia se encuentra en las razones N:P (2,5:1-21:1) que muestran períodos de una mayor disponibilidad de Nitrógeno respecto al Fósforo, especialmente por las bajas concentraciones de Ortofosfato a lo largo del año (menor a 16 $\mu\text{g}/\text{l}$).

En el lago Riñihue la posible ocurrencia de un efecto positivo de la concentración de Fósforo reactivo soluble (P-PO_4^{\equiv}) sobre la Cl a relaciona a este lago con un sistema del tipo B, presentado anteriormente sólo para lagos de menor tamaño y mesotróficos. Esto puede ser un efecto local debido a la posición de las estaciones de muestreo, donde dos de ellas son cercanas a asentamiento humanos, como fuentes puntuales de ingreso de materia orgánica (DGA datos no publicados). Pero no está descartada una posible eutroficación del lago, con aumento del efecto controlador del Fósforo, como nutriente, sobre los cambios de Cl a. Pues pareciera existir un incremento del Nitrógeno en el sistema como lo evidencia la comparación de investigaciones anteriores y este trabajo; Campos et al, en 1978 muestra un valor máximo de Nitrato de 75,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ en marzo de 1976, posteriormente se alcanza un valor máximo de 146,0 $\mu\text{g}/\text{l}$ en

agosto de 1979 (Campos et al 1987) y en esta tesis el valor máximo de nitrato observado fue de 450,0 µg/l en agosto de 1989 y 500,0 µg/l (0-5m) en octubre de 1991 (análisis realizado por la Universidad Austral).

Aunque en un modelo marginal, la Radiación solar podría tener un efecto positivo sobre las concentraciones de Cl a, sin embargo, Soto y Campos (1996) proponen que el efecto de altas radiaciones en estos lagos pudiera resultar negativo, por fotoinhibición de la productividad primaria en la parte superior de la columna de agua, lo que impediría que las microalgas respondieran rápidamente a los ingresos adicionales de nutrientes por acción antrópica.

VILLARRICA

Para el lago Villarrica se obtuvo un modelo lineal donde la concentración de Nitrógeno y la intensidad del Viento dan cuenta del 46% de la varianza en las concentraciones de Cl a ($P=0,05$). La Cl a mostró un máximo en julio (5,10 µg/l), coincidiendo con los máximos invernales observados en otras investigaciones (Campos et al 1983). Sin embargo, en promedio las concentraciones de invierno fueron similares a las de primavera (tardía).

La relación entre Cl a y Nitrógeno es explicada también por las bajas razones N:P en el sistema (0,03:1-14:1), definido como un excedente de Fósforo respecto al Nitrógeno (Soto y Campos 1996). La baja varianza explicada ($r^2=46$) se debería

la complementariedad de otros factores no considerados en el modelo, como lo es el control por herbivoría, especialmente en verano (Campos et al 1983).

El modelo también muestra el efecto negativo del Viento en que en períodos de baja intensidad del Viento y estratificación de la columna de agua producen aumentos estacionales de Cl a.

LANALHUE

Para el lago Lanalhue se obtuvo la mayor varianza de Cl a explicada por las cambios de concentraciones de Fósforo y la intensidad del Viento ($r^2=0,9$). Esta alta correlación es también visualizada en la Figura 7, y apoyada por la alta y constante razón N:P (4:1-40:1). La alta razón N:P en este lago costero se debe a las bajas concentraciones de Ortofosfatos obtenidas respecto al Nitrato, el cual recibiría un aporte directo importante desde el océano por las precipitaciones (1.300 mm anuales, DGA 1985). A diferencia de los otros lagos analizados, donde se obtiene una baja significancia o varianza explicada en el modelo lineal, aquí la alta asociación del Fósforo con la Cl a a lo largo de todo el año permitiría definir al lago Lanalhue como un sistema de menor complejidad, donde sólo un factor controlaría gran parte de los cambios de concentración de Cl a. El parámetro intensidad del Viento considerado aquí (promedio de 48 hrs) muestra un efecto negativo sobre las

concentraciones de Cl a. Los eventos de mayor intensidad del Viento se asociarían a mayor mezcla y aumento de turbidez en el agua y disminución de visibilidad. Sin embargo, el efecto negativo de la intensidad del Viento durante los períodos de mezcla, pueden significar a largo plazo un incremento de la biomasa fitoplanctónica en los días posteriores por resuspensión de nutrientes en la columna, siempre que no haya otras variables que lo limiten.

Al trabajar con valores estandarizados, las diferencias de los coeficientes de cada variable muestran como el Fósforo es el controlador principal en este sistema dado por un coeficiente cuatro veces mayor que el de la intensidad del Viento.

LA PALOMA

Para el embalse La Paloma el modelo lineal muestra como los cambios de concentración de Cl a son explicados en un 73% por las variaciones de Temperatura e intensidad del Viento. No se presenta correlación con el Fósforo ni con el Nitrógeno en un primer nivel de acción, sino con los cambios de Temperatura en el agua. Siendo este factor también un controlador de primer nivel (Figura 1) pero denominado control fisiológico por restringir la cinética de los procesos de crecimiento. La presencia de un control por parte de la Temperatura en el embalse La Paloma puede

deberse a que ambos nutrientes (Nitrógeno y Fósforo) se encuentran en altas concentraciones. Además el efecto negativo de la Temperatura en el embalse La Paloma puede representar el efecto de su relación con variables no incluidas en este análisis, la cual pudiera tener un efecto más directo sobre la sobrevivencia de las microalgas.

PENDIENTE

Los valores de concentración de Cl *a* en primavera (7,4 μ g/l), son levemente mas bajos que los registrados en invierno (9,5 μ g/l), donde, el primer período puede asociarse a eventos sinópticos de mayor intensidad del Viento, produciendo mezcla y posiblemente disminuyendo la intensidad de la luz percibida por los fotosintetizadores en la columna de agua, lo cual podría explicar la ocurrencia de este factor en el modelo lineal resultante.

Comparación con las hipótesis y modelos generales

De la comparación de todos los lagos existe evidencia de que las principales variables físico-químicas que controlan la biomasa del fitoplancton difieren entre los distintos tipos de lagos. Como se observa de los modelos lineales obtenidos y de la gráfica temporal de las concentraciones de Cl *a*, se puede concluir que los lagos muestran un grado de individualidad respecto a cuales son sus principales

variables controladoras de los cambios diarios de biomasa fitoplanctónica.

En este análisis los lagos oligotróficos coinciden en su morfología, regímenes climáticos similares y tipo de vegetación en las cuencas de desagüe. Así los lagos oligotróficos analizados en esta tesis (Ranco, Riñihue y Villarrica) son de origen glaciario, con profundidades superiores a 150 metros. Todos son lagos con alta transparencia, bajo contenido de sustancias húmicas (Soto & Campos 1995) y bajas concentraciones de nutrientes (Campos 1989, Campos 1995, Soto & Campos 1995). La vegetación nativa que cubre la cuenca de desagüe de estos sistemas lacustres tiene una alta capacidad de retención del Nitrógeno, lo que da cuenta de las bajas concentraciones de encontradas en los lagos y sus afluentes (Soto & Campos 1996, Campos 1995, Soto et al 1994). Sin embargo, el aporte a estos lagos de materiales de origen antrópico pudieran estar aumentando su trofia (Campos et al 1992), o transformándolos en sistemas controlados por las concentraciones de Fósforo, en algunos períodos del año. Al menos para el lago Riñihue se encuentran altas razones N:P estivales y ausencia de relación entre la Cl a y Nitrógeno. Los sistemas de mayor trofia: La Paloma y Lanalhue se encuentran en cuencas con escasa vegetación nativa y/o en

cuencas altamente intervenidas (DGA 1985 y 1992) y tienen además una profundidad promedio cercana a los 20 metros. El lago Lanalhue tiene su origen por acción de procesos erosionales en el pleistoceno, con una profundidad máxima de 12 metros, es el más somero del estudio, y presentó una relación significativa entre Fósforo e intensidad del Viento con la concentración de Cl a.

Ya que los conjuntos de variables físico-químicas controladoras en cada lago difieren entre sistemas, los sistemas lacustres analizados pueden ser agrupados en tres tipos; A. sistemas de trofía baja y regulados por las concentraciones de Nitrógeno; B₁. sistema de trofía alta y regulados por las concentraciones de Fósforo y B₂. sistemas de altas concentraciones de Fósforo y Nitrógeno y regulados por los cambios de Temperatura y mezcla.

A. En dos lagos oligotróficos (Villarrica y Ranco), según los modelos resultantes, las concentraciones de Nitrógeno disuelto sería la variables controladora de primer orden de los cambios de la concentración de Cl a. Esto apoya la Hipótesis 1, donde, el crecimiento del fitoplancton en los lagos araucanos podría estar limitado por el Nitrógeno. A la vez, otra evidencia que apoya esta hipótesis es dada por las bajas razones N:P que se observan en ambos lagos, las cuales pueden ser índices de un "excedente" del Fósforo

respecto al Nitrógeno disponible según las necesidades fisiológicas o razones N:P de las algas (Soto et al 1993, Soto & Campos 1996).

B₁. El modelo resultante para el lago Lanalhue apoya la hipótesis 2, que proponía a los sistemas meso-eutróficos como controlados por la disponibilidad de Fósforo en el sistema y el efecto del Viento sobre el sistema. El embalse

B₂. La Paloma presenta altas concentraciones de nutrientes y razones N:P por lo que corresponde a un régimen de control fisiológico como se presentó antes.

Importancia de la razones N:P

En los 5 lagos analizados, los cambios en las razones N:P durante el año en algunos casos de hasta el doble, se debe a la capacidad de almacenamiento y las tasas de recambio de los lagos, sin que ello signifique necesariamente "stress" o limitación del nutriente para los productores primarios de dicho lago (Reynolds 1984). El concepto de "nutriente limitante" debe usarse sólo en condiciones de estado estacionario donde el material esencial disponible, en cantidad cercana al mínimo crítico necesario, tenderá a ser limitante del crecimiento para las microalgas (Schindler et al 1971). Sin embargo, para todo un sistema que es intrínsecamente dinámico y heterogéneo, este concepto no debería ser aplicado (Dodds et al 1989). En el lago

coexisten diferentes especies de algas, cada una con requerimientos relativamente específicos de nutrientes, y no debería señalarse al lago como "limitado" por tal o cual nutriente, sino que sólo en para determinados períodos y bajo circunstancias dadas (Tilman et al 1982, Dodds et al 1989). Por este motivo los valores de las razones N:P deben ser analizadas en los períodos cuando ocurren las máximas concentraciones de biomasa fitoplanctónica, y son utilizados como una comparación entre sistemas (Smith 1970, UNESCO 1989).

El concepto de nutriente limitante se menciona aquí sólo como determinar del potencial factor controlador. Así, es posible observar que en los sistemas con bajas razones de N:P (Ranco y Villarrica) el Nitrógeno aparece como un factor controlador importante según los resultados estadísticos. A la vez, sistemas con razones N:P altas (Lanahue y Riñihue eventualmente) muestran el efecto de la concentración de Fósforo sobre la Cl a por sus modelos lineales. Además se observa que según el criterio de las razones de N:P, sus aumentos en los períodos de primavera y verano para el lago Riñihue pueden ser considerado como evidencia del control de la biomasa fitoplanctónica por una limitación de la disponibilidad del Fósforo respecto al Nitrógeno en dichos períodos. Por lo que en todos los casos

la razón N:P coincide con los resultados de los modelos múltiples obtenidos en cada lago.

Modelo general con un solo factor controlador

Emulando el modelo de Dillon & Rigler, la relación $\text{Log}(\text{Cla})/\text{Log}(\text{PT})$ con los datos promedios de los cinco lagos, presenta un correlación no significativa ($P=0.15$) al igual que al considerar cada uno de los sistemas por separado, y los modelos particulares obtenidos en cada lago difieren de este modelo lineal simple. La diferencia radica en que en este trabajo se incorporó la variación dentro de cada sistema, lago por lago, pues, el modelo de Dillon & Rigler es mas bien una vía de determinación de la biomasa máxima que puede existir en un lago como un promedio anual o estacional pero no explican totalmente los cambios de biomasa fitoplanctónica dentro de la dinámica dentro de cada lago (Reynolds 1984). Una manera de incorporar estos cambios fue analizar las relaciones de valores diarios de un parámetro de estimación de biomasa fitoplanctónica y los valores sinópticos de sus variables controladoras.

Modelos lineales en cada sistema particular

Los resultados obtenidos en este estudio nos entregan un signo de los factores más importantes que causan los cambios de concentración de Cl a de cada uno de estos

ecosistemas. Sin pretender definir si existe limitación, o escasez de algún nutriente para cada lago.

El uso de selección de modelos lineales desde regresiones múltiples nos permite calcular relaciones funcionales entre la Cl *a* (indicador de la biomasa fitoplanctónica) y sus potenciales variables controladoras. Estos modelos de regresiones lineales son útiles en el establecimiento de ecuaciones simples donde se establece que una variable dada, o un conjunto de esta, es función de la otra. Porque aunque se obtiene un modelo matemático estructural, sus partes constitutivas poseen un significado funcional importante al dar antecedentes de las interrelaciones que están operando en el sistema, identificando cuales son las principales variables ambientales controladoras en cada sistema lacustre estudiado (Bierhizen & Prepas 1985, Quiros 1989). Además al utilizar valores estandarizados, dentro de cada modelo lineal es posible para cada variable comparar los valores de los coeficiente de regresión parcial, dando una evidencia del orden de importancia (jerarquización) de las variables en el control de los cambios de Cl *a*. Sin embargo, estos modelos no explican la dinámica del cambio temporal de la Cl *a*, y sólo permiten seleccionar los factores que interactúan. Posteriormente se debería realizar un análisis causal del ecosistema donde todos los factores condicionantes del sistema pueden ser relacionados

simultáneamente y descritos según su importancia relativa (Patten y Odum 1981). Es necesario el desarrollo de modelos dinámicos o sistémicos con mas información que expliquen los temporales de los procesos operando en cada lago.

En este trabajo hemos determinado mediante el uso de modelos lineales la individualidad de los lagos respecto de los factores responsables de los cambios de concentración de Cl a.

CONCLUSIONES

Los factores ambientales seleccionados para este estudio, de acuerdo con criterios teóricos y evidencia empíricas (Nitrógeno, Temperatura, Viento y Radiación solar) se comportaron como variables controladoras efectivas de las concentraciones diarias de Cl *a* en los lagos analizados.

En cuatro de los cinco sistemas analizados la variable controladora de primer nivel fue la disponibilidad de Fósforo o Nitrógeno y en uno de los sistemas fue la Temperatura. Las variables climáticas secundarios de acuerdo con el modelo conceptual propuesto fueron los factores controladores secundarios.

El conjunto de lagos analizados no se ajustó significativamente a ningún modelo general simple basado en Nitrógeno o Fósforo (Tipo modelo Dillon & Rigler, 1974, Cl *a* = f(Fósforo, Nitrógeno)).

Las razones N:P constituyen un buen indicador de la limitaciones de la biomasa o Cl *a* en los lagos analizados según su correspondencia con los modelos y gráficas obtenidas.

BIBLIOGRAFÍA

Brylinsky M. 1980. Estimating the productivity of lakes and reservoirs. In: Le Cren & Lowe-McConnell (eds.) The functioning of freshwater ecosystems, IBP. Cambridge University Press.

Bierhuizen J.F. and E.E. Prepas. 1985. Relationship between nutrients, dominant ions, and phytoplankton standing crop in prairie saline lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **42**: 1588-1594.

Campos H. 1984. Limnological study of Araucarian Lakes (Chile).-Ver.Internat. Verein. Limnol. **22** : 1319-1327.

Campos H. 1995. Araucarian lakes district in Chile (39⁰S-42⁰S) are oligotrophic through nitrogenous nutrient limitation. In Abstracts XXVI Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology. Sao Paulo, Brazil, pp. 266.

Campos H., Arenas J., Steffen W. & G. Agüero. 1978. Physical and chemical limnology of Lake Ríñihue (Valdivia, Chile). Arch. Hydrobiol. **84**(4): 405-429.

Campos H., Arenas J., Steffen W., Roman C. & G. Agüero. 1982. Limnological study of Lake Ranco (Chile) Morphometry, physics, chemistry and plankton. Arch. Hydrobiol **94**: 137-171.

Campos H., Steffen W., Roman C., Zuñiga L. & Agüero G. 1983. Limnological studies in Lake Villarrica Morphometric, physical, chemical, planktonical factors and primary productivity. Arch. Hydrobiol/Suppl. **65** : 371-406.

Campos H., Steffen W., Agüero G., Parra O. & L. Zuniga. 1987. Limnology of Lake Riñihue. Limnologia **18**: 339-357.

Campos H., Steffen W., Agüero G., Parra O. & L. Zuñiga. 1992. Limnology on Lake Ranco (Chile). Limnologica **22**: 337-353.

Campos H., Soto D., Steffen W., Agüero G., Parra O. & L. Zuñiga. 1994. Limnological studies of Lake del Toro (Chile) Morphometry, physics, chemistry, and plankton. Arch. Hydrobiol. **99**: 199-215.

Caraco N., 1993. Disturbance of the Phosphorus cycle: a case of indirect effects of human activity. TREE **8**(2):51-54.

Carpenter S., Frost T.M., Kitchell J.F., Kratz T.K., Schindler D.W., Shearer J., Sprules W.G., Vanni M.J. & A.P. Zimmerman, 1991. Patterns of Primary Production and Herbivory in 25 North American Lake Ecosystems. *En* J. Cole, G. Lovett y S. Findlay (eds.), Comparative Analyses of Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Theories. Pp 67-96. Springer-Verlag.

Carrick H., Aldridge F. and C. Schelske, 1993. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. Limnol. Oceanogr., **38**(6): 1176-1192.

Chow-Fraser P., Trew D.O., Findlay D. and M. Stainton. 1994. A test of hypotheses to explain the sigmoidal relationship between Total Phosphorus and Chlorophyll a concentrations in Canadian lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **51**: 2052-2065.

D'Adamo N., Simpson C., Mills D., Imberger J. & A. McComb, 1990. The Influence of Stratification on the Ecological Response of Two Western Australian Embayments to Nutrient Enrichment. Intern. Conf. on Marine Coastal Eutrophication, Italy.

DGA (Dirección General de Aguas), 1985. Estudio de la Laguna Grande de San Pedro y del Lago Lanalhue. Red nacional mínima de control de lagos. Convenio de cooperación con Universidad de Concepción. 212pp.

DGA (Dirección General de Aguas) 1992. Monitoreo programa Red nacional mínima control de lagos: Embalse La Paloma. Convenio cooperación con Unversidad de Chile.

Dodds W., K. Johnson & J. Priscu, 1989. Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Deficiency in Natural Phytoplankton Assemblages: Theory, Empirical, Evidence and Implications for Lakes Management. *Lake & Reservoir Management* **1**(5): 21-26.

Dillon P. & F. Rigler, 1974. The Phosphorus-Chlorophyll relationship in lakes. *Limnol.Oceanogr.* **19**(5): 767-773.

Ferris, J. M. and R. Christian, 1991. Aquatic primary production in relation to microbial responses to changing light: a review. *Aquatic Sciences* **53** 2/3: 187-217.

Goldman C.R. & E. de Amezoga, 1984. Primary Productivity and Precipitation at Castle Lake and Lake Tahoe during twenty-four years, 1959-1982. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **22**: 591-599.

Hedin L. and Campos, H. 1991. Importance of small streams in understanding and comparing watershed ecosystem processes. *Revista Chilena de Historia Natural* **64**: 583-596.

Lampert W. 1987. Predictability in Lake Ecosystems the Role of Biotic Interactions. In Schulze & Zwolfer (eds.), *Ecological Studies* Vol. 61. Springer-Verlag Berlin.

Likens G. E. 1984. Beyond the Shoreline : A watershed ecosystem approach. *Verh. Internat. Verein Limnol* **22**: 1-22.

Likens G.E. 1985. An ecosystem approach to aquatic ecology. Springer-Verlag New York, USA . 516 pp.

McQueen D.J., Post J.R. and E.L. Mills. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **43**:1571-1581.

Mitsch W.J., 1992. Combining ecosystem and landscape approaches to great lakes wetlands. *J.Great Lakes Res.*, **18**(4): 552-570.

Miura T. 1990. The effects of planktivorous fishes on the plankton community in a eutrophic lake. *Hydrobiologia* **220/201**: 567-579.

Montecino V. 1981. Estimación de la productividad en el Embalse Rapel y su metodología. *Noticiero Mensual Museo Nacional de Historia Natural, Chile*. No **293**: 3-12.

Muhlhauser H. 1984. Nutrientes y productividad primaria. En Eds. N. Bahamonde y S. Cabrera (eds.). *Embalses, Fotosíntesis y Productividad Primaria*. MAB-Universidad de Chile. Alfabeta Impresores, Santiago.

Muhlhauser H. 1991. Generalidades sobre el uso de índices de cambios ecológicos en ecosistemas acuáticos temperados. Una revisión. En E. Vila (de.), *II Taller Internacional Sobre Ecología y Manejo de Peces en Lagos y Embalses*. COPESCAL, Documento técnico No 9. FAO, Santiago.

Patten B.C. y E.P. Odum, 1981. The cybernetic nature of ecosystems. *American Nat.* **118**: 886-895.

Persson L., Johansson L., Anderson G., Diehl S. and F. Hamrin. 1993. Density dependent interactions in lake ecosystems: whole lake perturbation experiments. *OIKOS* **66**: 193-208.

Peters R.H. 1991. *A Critique for Ecology*. Cambridge U Press New York. 366 p.

Pizarro G. & V. Montecino 1992. Primary productivity maintenance through Chlorophyll a changes in *Elodea*

potamogeton during an annual cycle. Aquatic Botany **43**: 231-248.

Prepas E. and Trew D., 1983. Evaluation of the Phosphorus-Chlorophyll relationship for lakes off the Precambrian Shield in western Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**: 27-35.

Prepas E., 1983. Total Dissolved Solids as Predictor of Lake Biomass and Productivity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **40**: 92-95.

Quiros, 1989. Relación entre niveles de pigmentos fotosintéticos y diversos factores ambientales en ambientes acuáticos de la República Argentina. Tesis de grado Doctorado en Cs. Químicas. Universidad de Buenos Aires, Argentina.

Redfield A.C., Ketchum B.H. & Richards F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. In Hill M.N. (ed) The Sea, Volume 2, Wiley-Interscience, New York, p.26-77.

Reynolds C.S. 1984. The Ecology of Fresh Water Phytoplankton. Cambridge U Press, NY.

Riley E.T and E.E.Prepas. 1985. Comparison of the Phosphorus-Chlorophyll relationships in mixed and stratified lakes. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. **42**: 831-835.

Royle R.N. and R.J. King, 1992. The phytoplankton of Lake Liddell, New South Wales: chlorophyll *a* concentrations,

species seasonal succession, and covariation with nutrients. *Hydrobiologia* **245**: 41-52.

Ryder R A. 1982. The morphoedaphic index-use, abuse and fundamental concepts. *Trans. Am. Fish. Soc.* **111**: 154-164.

Seip K.L., 1991. The ecosystem of a mesotrophic lake-I. Simulation plankton biomass and timing of phytoplankton blooms. *Aquatic Sciences* **53**, 2/3.

Schindler D., F. Armstrong, S. Holmgren and G. Brunskill. 1971. Eutrophication of Lake 228, experimental lakes area, Northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *J. Fish. Res. Bd. Canada* **28**: 1763-1782.

Smith, V. H., 1979. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **24**(6): 1051-1064.

Smith V. H., 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algae biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.* **27**(6): 1101-1112.

Smith V.H. and J. Shapiro, 1981. Chlorophyll-Phosphorus Relations in Individual Lakes. Their Importance to Lake Restoration Strategies. *Envr. Science & Techn.* **15**(4): 444-451.

Sondergard M., Jeppesen E., Mortensen E., Dall E., Kristensen P & Sortkjaer O. 1992. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-

loading and increased zooplankton grazing. *Hydrobiologia* **200/201**: 229-240.

Sommer U., Gliwicz M., Lampert W. and Duncan A. 1986 The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hidrobiol.* **106** (4): 433-471.

Soto D. y H. Campos. 1996. Los lagos oligotrofos del bosque templado humedo del sur de Chile. *En* J. Armesto, C. Villagran y M. Kalin-Arroyo (eds.), *Ecología de los Bosques Nativos de Chile*. Pp 317-165. Editorial Universitaria, Santiago.

Soto D., Campos H., Steffen W., Parra O & Zuñiga L. 1994. The Torres del Paine lake district (Chilean Patagonia): A case of potentially N-limited lakes and ponds. *Arch. Hidrobiol.* **99** 1/2: 181-197.

Talling J.F., 1993. Comparative seasonal changes, and inter-annual variability and stability, in a 26-year record of total phytoplankton biomass in four English lake basins. *Hydrobiologia* **268**: 65-98.

Tilman J. 1982. Phytoplankton community: role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **13**, 349-372

Tilzer E. 1984 La contribución de la productividad fitoplanctónica al ciclo del carbono en lagos. *En* Eds. N. Bahamonde y S. Cabrera (eds.). *Embalses, Fotosíntesis y Productividad primaria*. MAB-Universidad de Chile. Alfabeta Impresores, Santiago.

UNESCO 1989. The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs. De. Unesco.

Webb J. & E. Prepas. 1992. The Relationship Between Phytoplankton (Chlorophyll a) Spatial Distribution and Nutrient, Temperature and Wind Dynamics in Amisk Lake, Alberta. In Aquatic Ecosystems in Semi-Arid Regions. Eds. Robert's & Bothwell. NHRI Symposium Series 7, Canada, Saskatoon.

Wetzel, R. 1983. Limnology. CBS College Publishing Copyright. NY.

ANEXO 1. LAGO RANCO Concentraciones de Cl a y variables fisico-quimicas asociadas a tres profundidades por cada 3 estaciones de muestreo.

Fechas	Prof.	Clorofila ϵ ug/l	TEMP C	NH4 ug/l	Zsecch m	PO4 ug/l	PTotal ug/l	NO3 ug/l
10-ago-89	0 m	2,27	10,4	<5	s/d	<5	s/d	310
	15 m	3,33	10,5	<5		<5		310
	30 m	3,2	10,4	<5		<5		20
	0 m	2,53	10,7	<5		<5		310
	15m	5,47	10,5	<5	s/d	<5	s/d	20
	30 m	3,73	10,5	<5		<5		20
	0 m	4,14	10,7	95		<5		10
	15m	3,47	10,5	<5	s/d	<5	s/d	320
	30m	5,34	10,5	<5		<5		310
	80m	5,74	10,6	<5		<5		310
23-jul-90	0 m	0,9	10,5	30	9	10	3,3	<10
	15 m	1,1	10,5	20		10	3,2	<10
	0 m	2,2	10,5	30	6	10	3,2	<10
	15m	2	10,5	20		10	5,9	<10
	30 m	2,5	10,5	30		10	3,2	<10
	0 m	1	10,7	30	11,5	10	3,7	<10
	15m	2,1	10,6	40		10	3,2	<10
	30m	1,1	10,5	30		10	2,2	<10
	80m	1,4	10,6	20		5	3,3	<10
	04-dic-90	0 m	0,42	13,9	20	13,5	<5	5,6
15 m		0,59	13,6	20		<5	3,2	10
0 m		0,36	13,9	20	1,2	<5	4,1	10
15m		0,27	13,8	30		<5	5	10
30 m		0,46	12,8	20		<5	4,2	10
0 m		0,42	14,4	30	10	13	6,8	10
15m		0,13	14,4	20		11	4,1	10
30m		0,15	14,2	20		17	3	10
80m		0,23	10,7	20		11	3,6	10
23-mar-91		0 m	1,3	16,6	<1	9	10	6,8
	15 m	1,2	16,8	1		<5	48	20
	30 m	0,7	14,8	30		<5	7,5	20

CONTINUACIÓN ANEXO 1. LAGO RANCO

23-mar-91	0 m	1	17	<1	9,5	<5	8,5	20
	15m	1,2	16,8	<1		<5	11	24
	30 m	0,8	16,3	10		<5	8	30
	0 m	0,9	16,7	20	10,5	13	9	20
	15m	1	17	50		<5		10
	30m	1	16,7	10		13	9	10
	80m	0,2	11,1	<1		<5	8	33
24-jun-91	0 m	1	11,8	<1	12	<5	11,7	10
	15 m	1,5	11,7	<1		<5	15,2	20
	30m	1,4	11,6	<1		<5	24,2	10
	0 m	0,9	11,8	<1	11,8	<5	18,6	10
	15m	1,2	11,7	<1		<5	25,4	10
	30 m	1,3	11,7	<1		<5	7,8	10
	0 m	1,3	11,6	<1	10,5	<5	31,2	10
	15m	1,2	11,5	<1		<5	8,1	10
	30m	1	11,2	<1		<5	27,6	10
80m	0,3	10,6	<1		<5	23,7	10	
11-oct-91	0 m	0,48	11,5	10	9	<5	5,89	61
	15 m	1	11,1	10		<5	12,47	42
	30m	1,73	10,4	10		<5	19,79	39
	0 m	1,02	10,9	10	9,5	<5	9,3	36
	15m	1,41	10,8	10		<5	7,11	39
	30 m	2,3	10,5	10		<5	16,13	55
	0 m	0,54	11,3	10	10,5	<5	11,01	52
	15m	0,72	11	30		<5	16,37	33
	30m	1,56	10,6	40		<5	15,64	20
	80m	1,18	10,3	10		<5	18,57	36
20-ago-93	0 m	2,5	10	<1	9,5	<5	6,5	8
	15 m	3,2	9,9	<1		11	7,4	6
	30 m	2,7	9,8	<1		<5	14,8	11
	0 m	1,4	10	<1	10	<5	1,3	90
	15m	1,9	10	<1		<5	6,5	12
	30 m	1,7	10,4	<1		14	13,7	10
	0 m	1	10,1	<1	8	<5	7,4	6
	15m	1,6	10	<1		<5	9,4	8
	30m	1,4	9,9	<1		<5	13,2	7

ANEXO 2. LAGO RIÑIHUE Concentraciones de Cl a y variables fisico-quimicas asociadas a tres profundidades por cada 3 estaciones de muestreo.

Fechas	Prof.	CL a ug/l	Temp C	NH3 ug/l	ZSecch m	PO4 ug/l	Ptot mg/l	NO3 ug/l
10-ago-89	0 m	0,27	11,1	<5		5	s/d	310
	15 m	2,4	10,4	<5		10		10
	30 m	0,13	10,4	<5		10		320
	75 m	0,13	10,1	<5		10		450
	0 m	0,68	10,9	<5		5	s/d	20
	15 m	0	10,4	<5		10		10
	30m	1,2	10,5	<5		10		20
05-dic-90	0 m	0,2	14	10	13	10	4,4	33
	15 m	0,5	13,6	10		<5	4,8	30
	30 m	0,42	12,9	10		<5	3,8	48
	80 m	1,25	10,2	30		13	4,7	40
	0 m	0,17	14,8	50	17	<5	4,1	36
	15 m	1,47	13,9	50		<5	4,2	27
	30m	0,31	12,2	50		<5	74,8	52
	0 m	0,32	15,2	10	14	<5	0,6	27
	15 m	0,48	14,8	10		<5	3,5	27
	30 m	1,04	12,3	10		<5	4,7	24
20-jul-90	0 m	0,5	10,9	40	13,5	10	2,9	<10
	15 m	1,8	10,4	30		0	2,5	<10
	30 m	1,8	10,4	40		0	3	<10
	80 m	1,5	10,3	40		0	3,1	<10
	0 m	1,2	10,4	90	12	0	3,8	<10
	15 m	1,9	10,3	60		0	2,5	<10
	30m	1,9	10,1	50		0	2,8	<10
	0 m	1,4	10,4	40	13,5	0	5	<10
	15 m	1,4	10,3	40		0	3,3	<10
	30 m	1,4	10,4	30		0	2,9	<10
	60 m	1,2	10,3	40		0	3	20

25-mar-91	0 m	0,7	16,9	10	9,5	15	9	48
	15 m	0,7	16,6	<5		<5	8,3	42
	30 m	0,5	17	<5		<5	8,8	26
	80m	0,3	11,8	<5		<5	4,5	55
	0 m	0,5	17,2	<5	sd	<5	4,2	20
	15 m	0,9	17,2	<5		<5	10	36
	30m	0,6	17,2	<5		<5	6,8	33
22-jun-91	0 m	4	11,3	10	7,5	<5	7,6	<10
	15 m	4,6	11,3	10		<5	11	<10
	30 m	4,4	11,1	10		<5	3,9	<10
	80 m	1	10,6	10		<5	16,9	<10
	0 m	4,3	11,2	10	9,5	<5	3,5	<10
	15 m	4,6	10,9	10		<5	2	<10
	30m	4,2	11,2	20		<5	2	<10
	0 m	2,9	11,2	10	9,9	<5	26,4	<10
	15 m	3,5	11,1	10		<5	6,1	<10
	30 m	3	11	10		<5	15,4	<10
13-oct-91	0 m	1,01	10,8	30	9,5	9	1,48	52
	15 m	0,95	10,5	30		9	1,24	42
	30 m	0,91	10,2	40		13	1,36	52
	80 m	1,08	9,9	40		8	1,12	76
	0 m	1,48	10,1	30	9,5	8	6,11	27
	15 m	1,22	10	20		8	5,87	73
	30m	1,58	10	20		8	5,5	58
	0 m	1,24	11,4	20	9,5	8	1,85	55
	15 m	1,62	10,8	20		8	5,63	27
	30 m	1,5	10,6	20		8	1,6	52
21-ago-93	0 m	1,8	9,7	<5	11,5	0	4	17
	15 m	2,4	9,8	10		0	13,9	14
	30 m	2,3	9,6	<5		0	8,9	13
	0 m	1,8	10	<5	7,5	0	5,8	15
	15 m	5,2	9,8	<5		0	10,1	18
	30m	4,5	9,8	<5		0	7,1	21
	0 m	2,5	9,8	<5	10,5	0	23,3	11
	15 m	2,7	9,6	<5		0	7,6	12
	30 m	2,3	9,6	<5		0	20,6	10

08-nov-93	0 m	0,5	13,3	30	13	<5	4,2	15
	15 m	0,8	12,6	10		<5	8,3	13
	30 m	2,1	12	20		<5	9,3	17
	80m	0,7	10	20		<5	10,7	19
	0 m	0,3	13,3	10	12	<5	16,7	15
	15 m	0,8	12,2	20		<5	7,7	13
	30m	1,7	11,8	10		<5	8,1	18
	0 m	0,9	12,9	10	13,5	<5	8,1	25
	15 m	0,9	12,7	10		<5	8,7	23
	30 m	1,2	11,9	10		<5	12,3	22
	80m	0,6	10,1	20		<5	14	20
	16-ene-94	0 m	0,4	18,8	10	11	11	14,5
15 m		0,5	17,6	10		<5	3,5	14
30 m		1,8	13,8	<5		<5	2,7	5
80m			10,4	<5		<5		23
0 m		0,5	19,9	10	13,2	<5	4,7	10
15 m		0,6	19,7	0		<5	5,3	4
30m		0,9	14,2	10		<5	13,9	<5
0 m		0,5	18,9	0	12	16	8,3	<5
15 m		0,7	17,5	0		<5	7,4	4
30 m		1,6	13,9	0		14	5,3	3
80m		0,4	10,5	0		0	10,1	36

PROMEDIO	1,4607	12,171	15,52	11	2,713	7,596	31,34
DS	1,2167	2,6884	17,47	3,22	4,619	9,137	65,84
MAX	5,2	19,9	90	17	16	74,8	450
MIN	0	9,6	0	0	0	0	0

ANEXO 3.LAGO VILLARRICA Concentraciones de Cl a y variables fisico-quimicas asociadas a tres profundidades por cada 3 estaciones de muestreo.

Fechas	Prof.	CL a ug/l	TEMP C	(NH3) ug/l	ZSecchi m	PO4 ug/l	PTotal ug/l	(NO3) ug/l
13-mar-90	0 m	0,8	18,8	20	9,2	28	6,9	<10
	15 m	1,3	18,1	40		<5	6,7	<10
	30 m	1,2	14,4	40		24	6,5	<10
	0 m	0,8	19,0	10	9,0	10	5,6	<10
	15 m	1,6	17,9	40		<5	5,7	<10
	30 m	1,1	14,3	40		<5	5,4	20
	80 m	1,6	10,7	80		13	6,9	48
	0 m	1,5	19,7	10	8,0	15	5,8	20
	15	1,4	15,8	30		17	5,1	20
30 m	0,7	12,8	50		<5	4,0	20	
19-jul-90	0 m	5,0	9,6	10	9,5	28	3,3	<10
	15 m	4,9	9,6	10		11	3,5	<10
	30 m	5,3	9,5	10		6	3,6	<10
	0 m	2,1	10,1	10	10,0	9	3,5	20
	15 m	4,0	9,9	10		3	3,4	36
	30 m	4,0	9,9	10		2	4,0	20
	80 m	3,4	9,8	10		<5	3,8	20
	0 m	4,1	10,0	10	8,5	6	3,1	20
	15 m	4,1	9,8	10		7	3,5	20
30 m	4,5	9,7	10		10	4,1	20	
21-ene-91	0 m	1,2	sd	30	9,0	17	4,0	20
	15 m	1,7	sd	40		11	3,8	<10
	30 m	2,3	sd	<5		<5	9,3	<10
	0 m	0,9	19,9	30	8,0	<5	4,9	<10
	15 m	0,6	17,8	30		13	1,4	<10
	30 m	0,8	12,9	30		15	4,9	<10
	0 m	1,7	19,9	25	7,5	11	2,1	20
15 m	1,9	16,2	30		<5	4,6	20	
26-mar-91	0 m	2,3	18,0	<5	1,5	<5	14,8	20
	15 m	2,7	17,5	<5		<5	10,5	20
	30 m	3,2	16,7	20		<5	15,1	20
	0 m	1,8	17,5	<5	5,0	<5	8,5	20
	15 m	2,3	17,2	10		<5	12,8	20
	30 m	0,5	11,1	20		<5	11,3	20
	0 m	1,5	15,0	<5	sd	<5	17,3	20

CONTINUACIÓN ANEXO 3. LAGO VILLARRICA

20-jun-91	0 m	4,0	11,0	10	6,5	<5	8,1	20
	15 m	3,3	10,9	10		<5	11,3	30
	30 m	2,5	10,9	10		<5	13,2	27
	0 m	1,2	10,5	10	7,0	<5	10,5	55
	15 m	2,5	11,1	10		15	31,7	27
	30 m	0,5	11,0	10		<5	23,0	39
	80 m	2,2	10,1	10		<5	31,7	98
	0 m	2,0	10,8	10	6,0	<5	15,6	36
	15 m	1,4	10,6	10		<5	28,8	36
	30 m	1,4	10,6	10		<5	39,0	129
09-oct-91	0 m	2,2	10,6	10	5,5	<5	12,2	20
	15 m	3,0	9,9	40		<5	17,4	27
	30 m	1,5	9,6	30		<5	14,4	39
	0 m	3,0	11,1	10	4,5	<5	22,5	20
	15 m	2,9	10,2	20		<5	19,5	27
	30 m	3,5	9,7	20		<5	18,1	45
	80 m	3,2	9,4	10		<5	11,7	64
	0 m	2,2	11,9	20	4,5	11	12,7	20
	15 m	2,1	11,4	20		<5	14,2	20
	30 m	2,1	10,2	20		<5	7,6	76
19-ago-93	0 m	1,0	8,9	<5	10,5	<5	10,7	13,0
	15 m	1,0	8,8	10		<5	14,1	11,0
	30 m	0,8	8,8	10		<5	7,1	16,0
	0 m	0,6	9,1	20	11,5	15	4,9	15,0
	15 m	1,2	8,9	<5		<5	5,8	12,0
	30 m	0,8	8,9	10		<5	5,4	17,0
	80 M	0,8	9,3	10		<5	13,1	18,0
	0 m	1,0	9,3	<5	10,5	<5	11,0	14,0
	15 m	1,3	9,0	<5		<5	17,7	10,0
	30 m	1,1	9,0	10		<5	12,5	10,0
	0 m	1,3	9,5	20	s/d	<5	17,7	15,0
	9 m	1,9	9,1	<5		<5	40,0	13,0

CONTINUACIÓN ANEXO 3.LAGO VILLARRICA

11-nov-93	0 m	2,1	12,7	10	6,8	<5	6,7	14,0	
	15 m	4,5	11,6	10		<5	9,7	16,0	
	30 m	1,6	10,3	20		<5	3,4	15,0	
	0 m	3,0	12,9	<5	6,5	<5	2,8	17,0	
	15 m	3,2	11,9	10		<5	3,4	20,0	
	30 m	1,8	10,7	10		13	3,2	18,0	
	80 M	0,7	9,4	<5		<5	6,3	15,0	
	0 m	2,6	13,5	<5	6,8	<5	5,1	20,0	
	15 m	2,6	13,3	10		<5	6,7	17,0	
	30 m	1,6	11,6	20		<5	5,9	18,0	
11-may-94	0 m	1,6	13,5	10	9,4	<5	14,4	9,0	
	15 m	4,4	13,3	40		<5	15,9	5,0	
	30 m	2,3	13,0	70		<5	15,6	20,0	
	0 m	0,6	13,4	70	7,7	<5	6,3	34,0	
	15 m	3,0	13,2	7		<5	15,1	12,0	
	30 m	2,6	13,1	<5		<5	19,7	18,0	
	80 M	0,6	9,4	<5		<5	17,3	15,0	
	0 m	1,3	13,3	60	9,0	<5	15,3	6,0	
	15 m	2,1	13,3	30		<5	15,2	8,0	
	30 m	1,7	12,6	60		<5	15,2	13,0	
	0 m	1,1	13,0	90	8,2	<5	10,0	9,0	
	9 m	1,7	12,3	2		<5	37,1	12,0	
	PROMEDIO		2,1	11,8	19,8	7,1	3,5	11,2	20,6
DS		1,2	3,8	21,6	2,9	6,7	8,3	19,8	
MAX		5,3	19,9	9,0	11,5	28,0	40,0	129,0	
MIN		0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,0	

ANEXO 4. LAGO LANALHUE Concentraciones de Cl a y variables físico-químicas asociadas a tres profundidades por cada 3 estaciones de muestreo.

Fecha		CL a ug/l	Temp C	NH3 ug/l	ZSecchi m	PO4 ug/l	Ptotal ug/l	NO3 ug/l
14-jun-89	0 m	3,15	13,4			<5	30	2
	17	1,9	13,3			6	43	2
	0 m	2,96	13,5	S/D	4	5	75,5	2
	9	2,14	13,5			<5	72,7	2
	17 m	2,03	13,4		0,5	5	68,2	2
	0 m	2,44	13,4	S/D		5	64,5	2
	9	1,32	13,3			<5	68,2	0,2
05-dic-89	0 m	0,95	18,1	70	3,4	8	3,7	20
	10 m	0,25	17,7	40		<5	3,6	20
	20 m	0,12	15,8	35		<5	8,1	20
	0 m	0,26	19	80	3,5	<5	3	20
	10 m	0,48	19,1	40		<5	3,2	20
	20 m	0,58	16,4	30		<5	3,6	20
	0 m	0,51	19,5	5	2,5	<5	3	20
	5 m	0,67	19,4	40		<5	3,5	20
	10 m	0,21	19,4	70		<5	3,8	20
30-ago-90	0 m	0,95	11,5	90	4,3	10	4,6	24
	10 m	0,25	11,5	80		<5	4,6	48
	20 m	0,12	11,5	100		<5	4,1	45
	0 m	0,26	11,8	70	4	<5	4,1	36
	5 m	0,48	11,8	70		<5	4,6	20
	10 m	0,58	11,8	70		<5	4,1	20
	0 m	0,51	11,9	90	2,85	<5	4,1	27
	6 m	0,67	11,9	90		<5	4,1	33
	9 m	0,21	11,8	100		<5	4,1	73
17-ene-91	0 m	1,1	21,4	160	3	17	4,1	20
	8 m	1,1	21,4	160		15	5	20
	m	1,1	17,3	250		11	5,3	20
	0 m	1,2	22,2	170	3,5	17	3,8	20
	5 m	1,1	22,2	180		15	3,5	20
	10 m	1,1	21,7	150		21	3	20
	0 m	1	22,5	170	3	19	5,9	20
	6m	1,6	22,6	180		21	4,8	20
	12m	1,2	22,5	150		15	3,5	20

CONTINUACIÓN ANEXO 4. LAGO LANALHUE

08-sep-93	0 m	0,28	11,6	50		0,1	6,25	20
	5 m	0,32	11,3	40	4	0,1	10	9
	10 m	0,16	10,9	40		0,1	8,75	42
	0 m	0,14	12,6	10		0,1	8,75	3
	5 m	0,17	11,8	30	3	0,1	12,5	4
	10 m	0,21	11,6	20		0,1	8,75	79
	0 m	0,2	12,7	30		0,1	8,75	4
	5 m	0,26	12	20	2,5	0,1	12,5	7
	10 m	0,16	11,4	40		0,1	8,75	10
21-may-93	0 m	1,9	14,3	90	3	39	46,25	4
	5 m	2,07	14,3	90		33	50	2
	10 m	1,93	13,9	110		42	50	3
	0 m	2,43	14,5	40	2,5	42	45	5
	5 m	2,92	14,4	50		39	53,75	2
	10 m	3,2	14,4	20		29	51,25	0
	0 m	3,14	14,5	30	4	36	20	4
	5 m	3,07	14,5	70		39	12,5	6
	10 m	3,44	14,4	40		36	32,5	9
PROMEDIO		1,16346	15,242	75,745	2,8361	10,1135	18,86827	17,52
Desviacion		1,02294	3,7835	57,18	1,3425	14,1327	22,71365	16,73
Máximo		3,44	22,6	250	4,3	42	75,5	79
Mínimo		0,12	10,9	0	0	0	3	0

ANEXO 5. EMBALSE LA PALOMA. Concentraciones de Cl a y variables fisico-quimicas aso a tres profundidades por cada 3 estaciones de muestreo.

Fechas	Prof.	CL a ug/l	TEMP C	NH3 ug/l	ZSecchi m	PO4 ug/l	NO3 ug/l
04-jun-90	0 m	7,1	14,7	150	2	<5	<2
	5 m	7,2	14,5	120		<5	<2
	0 m	4,8	14,7	120	3	<5	<2
	5 m	2,8	14,5	40		<5	<2
	0 m	3,5	14,7	90	3,1	<5	<2
	20 m	5,9	14,4	80		<5	<2
	40 m	6,1	14,5	100		<5	<2
24-oct-90	0 m	10	18,9	100	3,5	11	<2
	5 m	9,3	18,9	100		11	<2
	0 m	15	21,6	120	1,25	11	<2
	5 m	7	19,2	110		11	<2
	0 m	6,1	17,3	140	1,75	<5	24
	20 m	7,6	16,7	150		13	30
	40 m		14,5	120	sd	<5	<2
29-enc-91	0 m	3,8	22,8	10	1,1	1,3	33
	5 m	5,5	22	5		1,7	<2
	0 m	7,87	22	5	1,3	11	24
	5 m	12,51	23,6	5		17	<2
	0 m	3,61	22,2	10	2,1	0	<2
	20 m	3,47	20,2	10		17	<2
	30 m	9,2	16,8	370		37	<2
05-jun-91	0 m	8,9	16,5	50	0,75	11	27
	5 m	20,3	16,3	40		<5	33
	0 m		17,4	70	0,6	<5	39
	2,5 m	6,5	17	40		11	0
	5 m	13	16,3	90		36	0
	0 m	56,5	17,5	40	1,9	13	58
	5 m	4,04	17	40		17	42
	10 m	4,7	16,5	30		17	55
	0 m	15,11	15,9	240	1,5	55	79

CONTINUACIÓN ANEXO 5. LA PALOMA

03-jun-93	5 m	9,14	16	170	4,05	46	53
	10 m	11,79	16	170		49	58
	0 m	6,02	16	180	1,5	52	33
	10 m	4,97	16	160	4,05	46	17
	20 m	6,78	15,9	190		46	22
	0 m	5,99	16,4	180	2,5	43	14
	15 m	6,34	16,2	150	6,75	42	26
	30 m	3,64	15,9	260		49	24
15-sep-93	0 m	4,55	17,1	130	1,7	<5	30
	5 m	2,79	16,1	140		<5	109
	10 m	3,36	15,1	190		<5	1016
	0 m	2,78	16,4	130	2,5	<5	45
	10 m	2,75	15,9	220		<5	45
	20 m	4,94	14,3	150		<5	37
	0 m	3,65	14,9	170	3	<5	66
	20 m	2,96	14,3	130		<5	37
02-dic-93	35 m	3,06	14	140		<5	16
	0 m	8,27	22,4	10	sd	2	27
	5 m	4,56	22,5	0		3	271
	10 m	17,42	22,9	21		2	21
	0 m	23,5	22,8	10		3	24
	10 m	21,5	22,4	20		2	22
	20 m	7,6	19	0		2	15
	0 m	2,18	18,1	10		3	20
20 m	0,79	15,3	0		5	26	
PROMEDIO		8,27811	17,473	100,47	2,1696	12,6727	45,78182
DS		8,32734	2,8377	79,109	1,4792	17,4448	138,0703
MAX		56,5	23,6	370	6,75	55	1016
MIN		0,79	14	0	0	0	0

