



TALLER
“CUENCA RAPEL: DIAGNÓSTICO, EVALUACIÓN Y LÍNEAS DE ACCIÓN”

AUSPICIADO POR CODELCO CHILE

MARZO 07 y 08 de 2000
SANTIAGO, CHILE

PROGRAMA TALLER
"CUENCA DEL RAPEL: DIAGNÓSTICO, EVALUACIÓN Y LÍNEAS DE ACCIÓN"

Martes 7 de marzo

- 10:30 – 10:45 Inscripciones
10:45 – 11:00 Inauguración
11:00 – 11:30 Café
11:30 – 12:00 "Caracterización de la Cuenca del Embalse Rapel" - Mónica Pardo P. Jefa Depto. Conservación y protección de Recursos Hídricos
12:00 – 12:30 "Encrucijada al desarrollo local: Rapel, retos y proyecciones territoriales" - Gladys Armijo Z. y Ximena Sasso Q.
12:30 – 14:30 Almuerzo
14:30 – 15:30 "Great Lakes Perspective on Fish Kills" Dr. Russell
15:30 - 16:00 "Rapel: A 30 Years Temperate Reservoir. Eutrophication or Contamination ?" Expositora. Irma Vila: Manuel Contreras, Vivian Montecinos, Jaime Pizarro y Donald Adams
16:00 – 16:30 Café
16:30-17:00 "Análisis Global sobre Mortandad de Peces en el Embalse Rapel" : Alejandro Aron, Jorge Olivares y Julio Moraga
17:00 – 17:30 "Organismos bentónicos en ecosistemas fluviales y su relación con actividades antrópicas" Matilde López M. y Luis Aguirre G.

Miércoles 8 de marzo

- 10:30 – 11:00 "Estudios Ecotoxicológicos realizados por el Centro EULA-Chile en el Embalse Rapel" Roberto Urrutia P.
11:00 – 11:30 Café
11:30 – 12:00 "Ecotoxicidad en Aguas Superficiales y Sedimentos: Un caso de estudio en la Cuenca del Río Rapel, VI Región, Chile" Gabriela Castillo, Dutka Bernard y McInnis Rodney
12:00 – 12:30 "Análisis de la hidrodinámica del embalse Rapel y sus consecuencias en el transporte y mezcla de contaminantes" Ingrid Hillmer y Yarko Niño
12:30 – 14:30 Almuerzo
14:30 – 15:00 "Difusión de algunas especies químicas en la interfase sedimento-agua del embalse Rapel" Jaime Pizarro, Irma Vila y Manuel Contreras.
15:00 – 15:30 "Caracterización química y bacteriológica de aguas superficiales de la Cuenca del río Rapel" CENMA
15:30 – 16:00 Café
16:00 – 17:30 Mesa redonda y conclusiones

Vlr

PROGRAMA TALLER
"CUENCA DEL RAPEL: DIAGNÓSTICO, EVALUACIÓN Y LÍNEAS DE ACCIÓN"

INDICE

"Caracterización de la Cuenca del Embalse Rapel"; Mónica Pardo P.; Dirección General de Aguas	1
"Encrucijada al desarrollo local: Rapel, retos y proyecciones territoriales"; Gladys Armijo Z. y Ximena Sasso Q. Universidad de Chile/Universidad de Santiago	36
"Great Lakes Perspective on Fish Kills"; Ronald W. Russell; Great Lakes, Lab. For Fisheries and Aquatic Sciences, Burlington Canada	41
"Rapel: A 30 Years Temperate Reservoir. Eutrophication or Contamination?"; Irma Vila, Manuel Contreras, Vivian Montecinos, Jaime Pizarro y Donald Adams; Universidad de Chile/Universidad de Santiago	61
"Análisis Global sobre Mortandad de Peces en el Embalse Rapel"; Alejandro Aron, Jorge Olivares y Julio Moraga; Universidad Católica del Norte	62
"Organismos bentónicos en ecosistemas fluviales y su relación con actividades antrópicas"; Matilde López M. y Luis Aguirre G.; Universidad de Chile	88
"Estudios Ecotoxicológicos realizados por el Centro EULA-Chile en el Embalse Rapel"; Roberto Urrutia P.; Universidad de Concepción	93
"Ecotoxicidad en Aguas Superficiales y Sedimentos: Un caso de estudio en la Cuenca del Río Rapel, VI Región, Chile" Gabriela Castillo, Dutka Bernard y McInnis Rodney; Universidad de Chile/National Water Research Institute, Burlington, Ont. Canada	108
"Análisis de la hidrodinámica del embalse Rapel y sus consecuencias en el transporte y mezcla de contaminantes"; Ingrid Hillmer y Yarko Niño; Universidad de Chile	124
"Difusión de algunas especies químicas en la interfase sedimento-agua del embalse Rapel" Jaime Pizarro, Irma Vila y Manuel Contreras.; Universidad de Chile/Universidad de Santiago	128
"Caracterización química y bacteriológica de aguas superficiales de la Cuenca del río Rapel" CENMA	129

CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA DEL EMBALSE RAPEL

EXP: Mónica Pardo P.

Jefa Depto. Conservación y Protección de Recursos Hídricos.

Dirección General de Aguas.

En la exposición se realizará una caracterización de la cuenca del embalse Rapel, en base a la información general de la cuenca, el embalse y sus afluentes y la información recopilada por las redes de medición y monitoreo que opera la Dirección General de Aguas (Red Hidrométrica la Red de Calidad de Aguas).

- I. Introducción.**
- II. Características de la cuenca y del embalse Rapel (Morfometría, Hidrología).**
- III. Descripción de las Redes de Calidad de Aguas que opera la Dirección General de Aguas a nivel nacional.**

TABLAS (ANEXO A)

- IV. Descripción de las redes de monitoreo que operan en la cuenca del embalse Rapel (Red de Calidad de Aguas Superficiales, Red de Calidad de Aguas Subterráneas y Red Mínima de Control de Lagos).**

V. Caracterización físico – química del Embalse Rapel (1987 – 1999).

FIGURA Y GRAFICOS (ANEXO B)

VI. Caracterización físico – química del sistema Alhué – Carén (1985 – 1999).

FIGURA Y GRAFICOS (ANEXO C)

VII. Conclusiones.

ANEXO A

ESTACIONES VIGENTES RED DE CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES

Región	Nº de Estaciones	Frecuencia de Muestreo
I	24	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
II	19	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
III	17	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
IV	44	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
V	26	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
R.M.	23	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VI	20	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VII	22	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
VIII	30	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
IX	21	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
X	25	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
XI	19	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
XII	25	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
Número Total de Estaciones: 315		

- Aproximadamente el 80 % de las estaciones de calidad coincide con estaciones fluviométricas.
- Existe un gran número de estaciones que actualmente no se encuentran vigentes, pero que poseen datos de periodos extensos en algunos casos.

ESTACIONES RED DE CALIDAD DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Región	N° de Estaciones	Frecuencia de Muestreo
I	10	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
II	1	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
III	10	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
IV	10	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
V	7	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
R.M.	15	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VI	5	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VII	5	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
VIII	5	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
IX	-	
X	5	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
XI	-	
XII	-	
Número Total de Estaciones: 73		

ESTACIONES RED MÍNIMA DE CONTROL DE LAGOS

REGION	NOMBRE	N° de Estaciones	Frecuencia de Muestreo	N° de Muestras Anuales
IV	Embalse La Paloma	3	Estacional	28
R.M.	Embalse el Yeso	3	Estacional	32
	Laguna de Aculeo	3	Estacional	24
VI	Embalse Rapel	3	Estacional	32
VIII	Laguna Grande de San Pedro	3	Estacional	28
	Lago Lanalhue	4	Estacional	44
	Laguna de la Laja	5	Estacional	55
IX	Lago Villarrica	4	Estacional	48
	Lago Caburga	4	Estacional	52
	Lago Calafquen	5	Estacional	48
	Lago Panguipulli	5	Estacional	44
X	Lago Riñihue	3	Estacional	44
	Lago Ranco	3	Estacional	40
	Lago Llanquihue	4	Estacional	52
	Lago Maihue	5	Estacional	60
	Lago Chapo	3	Estacional	27
TOTAL		60		658

PARÁMETROS MEDIDOS EN AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRÁNEAS

Parámetros Medidos en Terreno	T°
	pH
	Conductividad
	Oxígeno Disuelto
Parámetros Medidos en Laboratorio	CO ₃
	HCO ₃
	Cl
	SO ₄
	Ca
	Mg
	K
	Na
	Al
	As
	B
	Cd
	Co
	Cu
	Cr
	Fe
	Hg
	Mn
	Mo
	Pb
	Zn
	Ni
	Ag
	Cn
PO ₄	
NO ₃	
DQO	

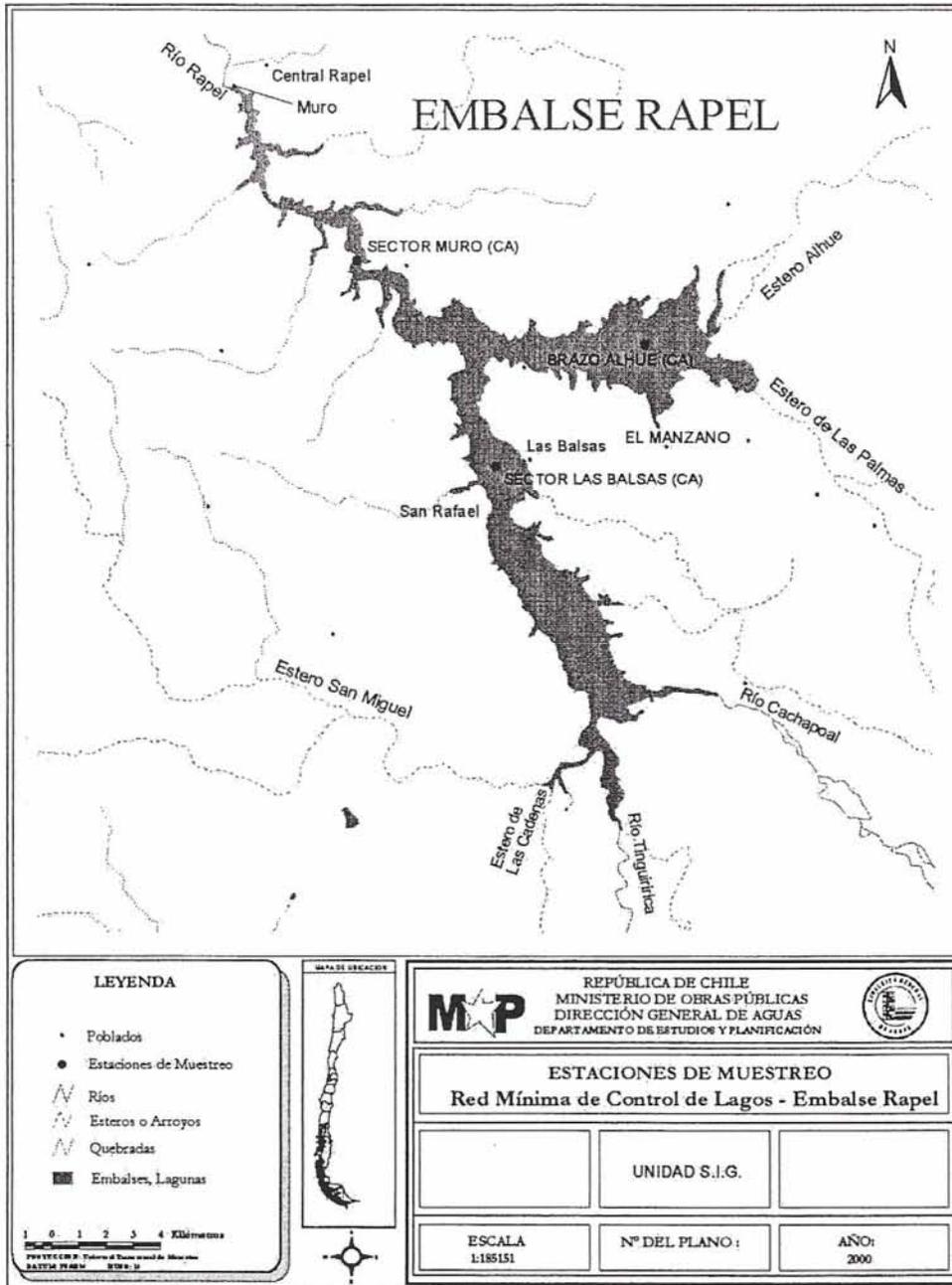
PARÁMETROS MEDIDOS EN LA RED

MÍNIMA DE CONTROL DE LAGOS

Parámetros Medidos en Terreno	T°
	pH
	Conductividad
	Oxígeno Disuelto
	Transparencia
	Turbiedad
	T° Ambiental
	Humedad Relativa
	Presión Atmosférica
	Velocidad del Viento
	Estado del Tiempo
Parámetros Medidos en Laboratorio Ambiental DGA	N/NO ₃
	N/NO ₂
	N/NH ₃
	P/PO ₄
	SiO ₂
	DQO
Parámetros Medidos en Laboratorios Universidades	N Kjeldahl *
	P total *
	Clorofila a *
	Coliformes Fecales (Calafquen-Panguipulli)
	Coliformes Totales (Calafquen-Panguipulli)

*Parámetros medidos por el Laboratorio Ambiental de la DGA a partir de 1999.

ANEXO B

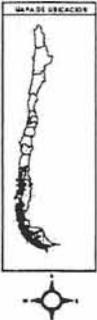


LEYENDA

- Poblados
- Estaciones de Muestreo
- ~ Ríos
- ~ Esteros o Arroyos
- ~ Quebradas
- Embalses, Lagunas

1 0 1 2 3 4 Kilómetros

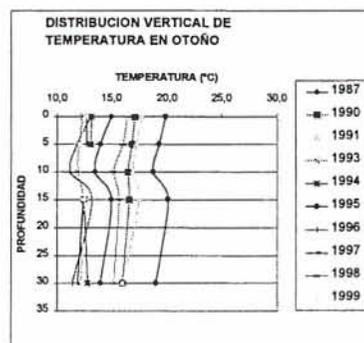
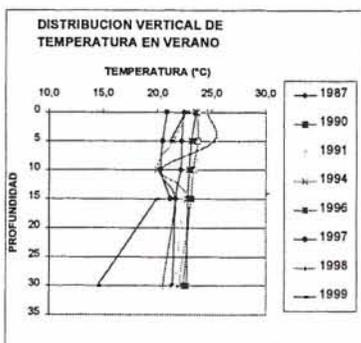
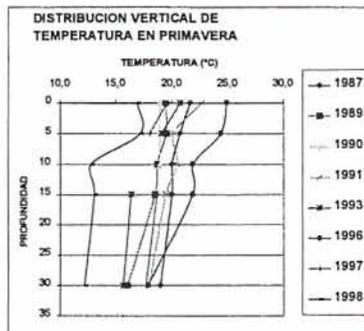
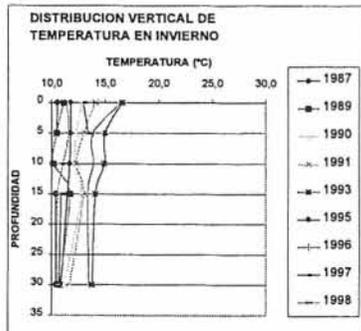
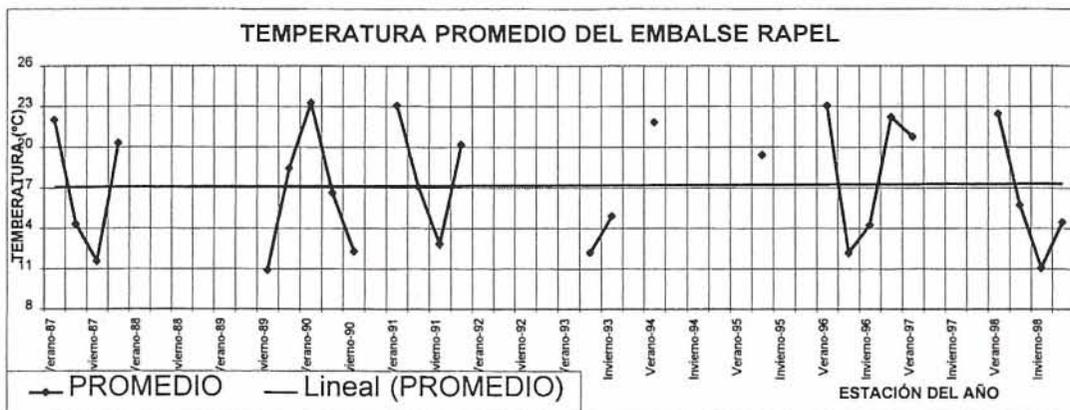
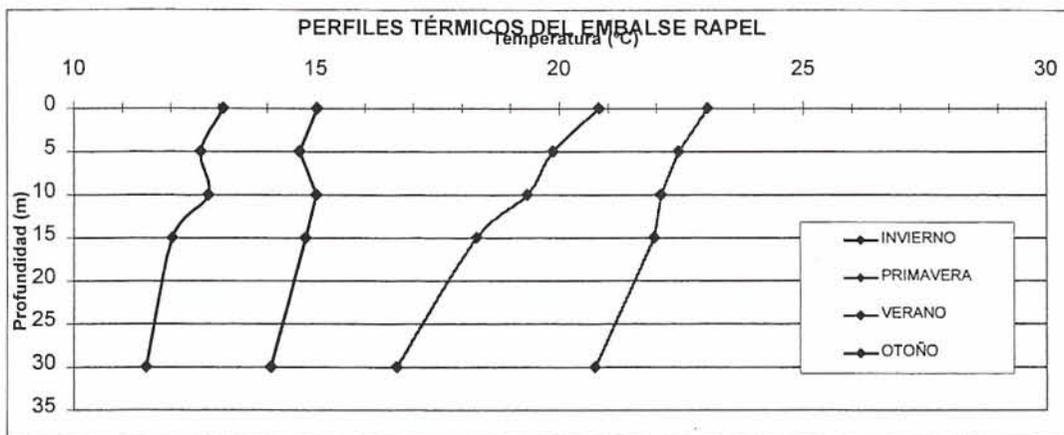
PPW S.A. S.p.A. - Plan de Manejo Ambiental de Muestreo
 BASTOS, P. 08.10 - 8720.10

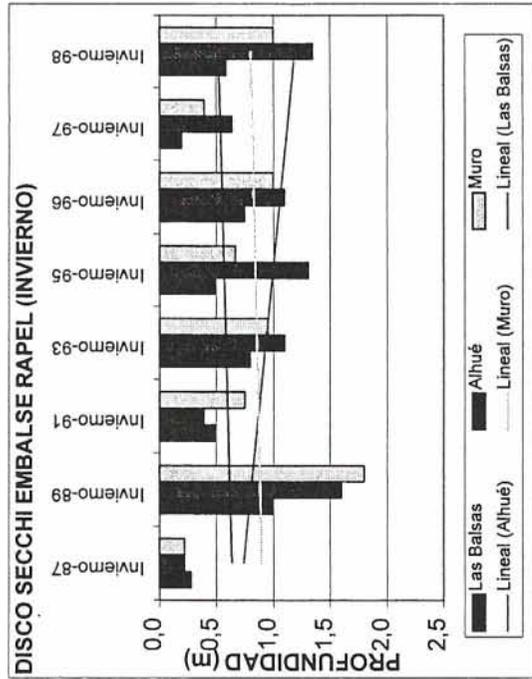
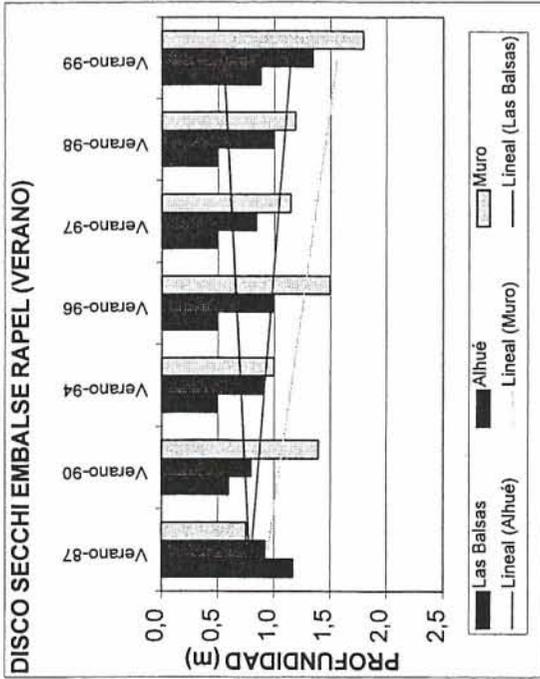
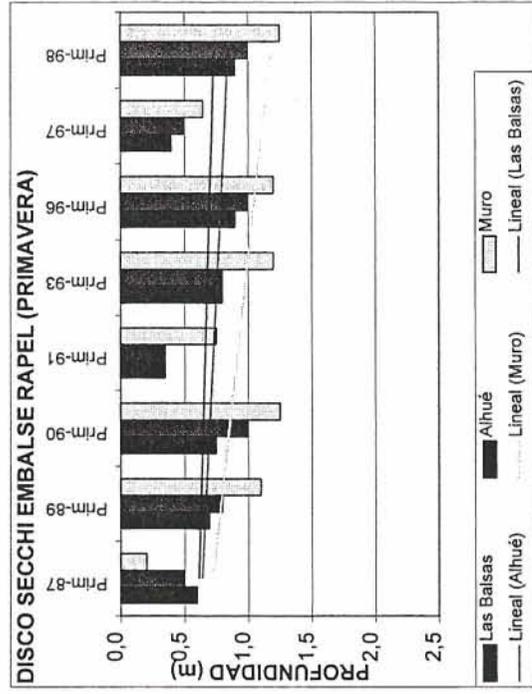
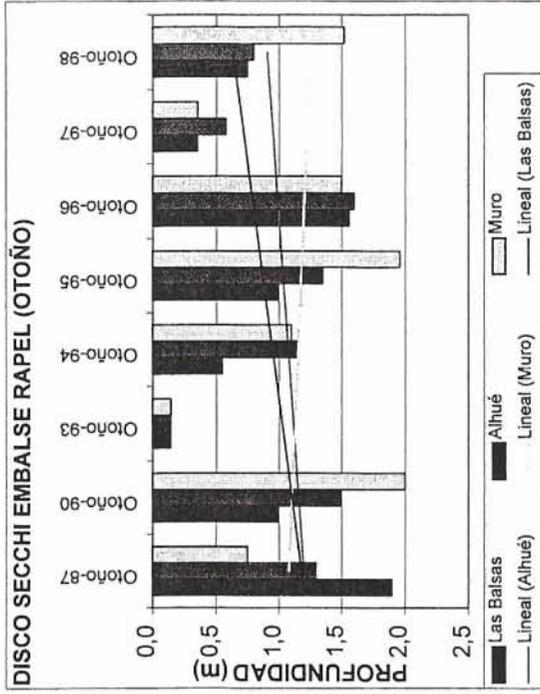


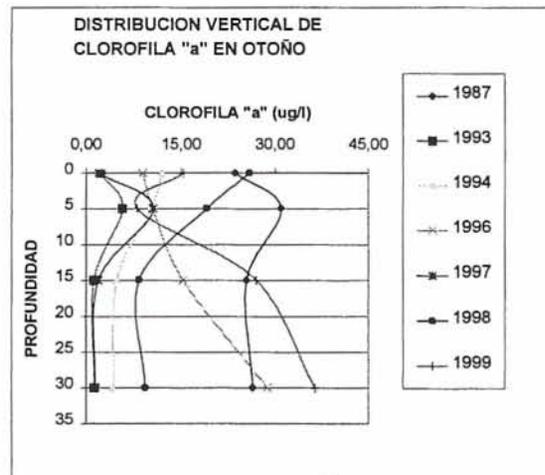
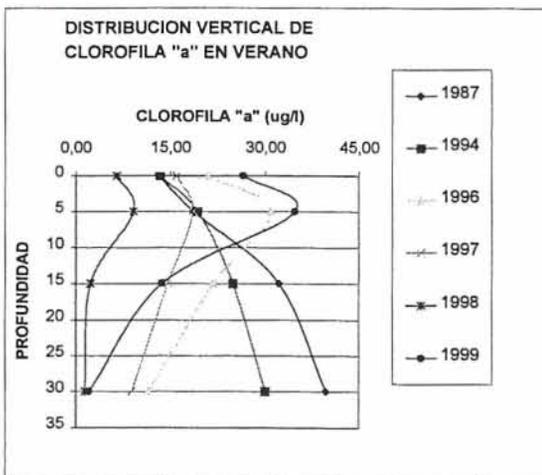
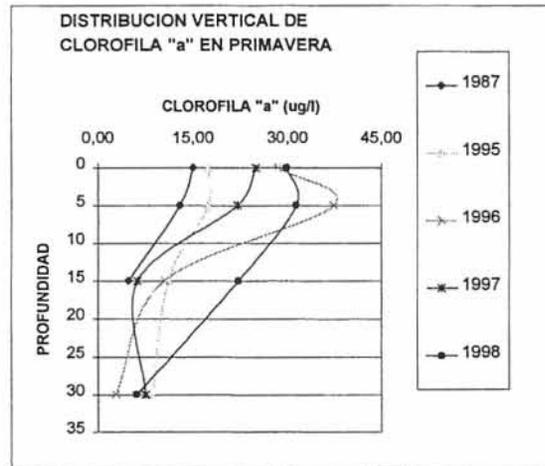
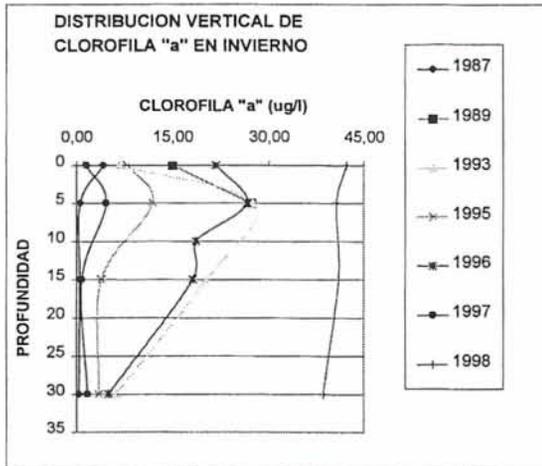
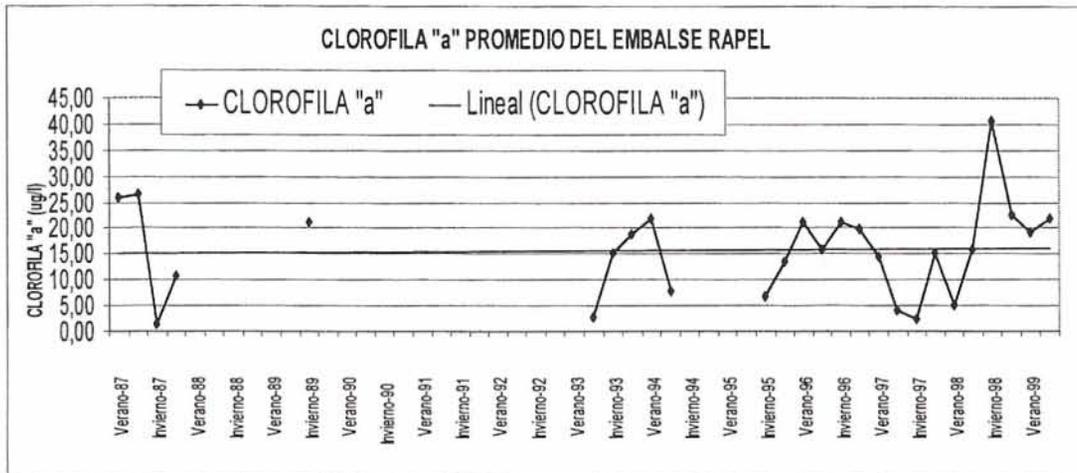
REPÚBLICA DE CHILE
 MINISTERIO DE OBRAS PÚBLICAS
 DIRECCIÓN GENERAL DE AGUAS
 DEPARTAMENTO DE ESTUDIOS Y PLANIFICACIÓN

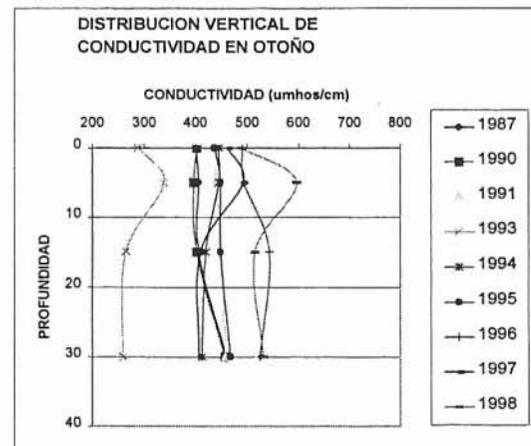
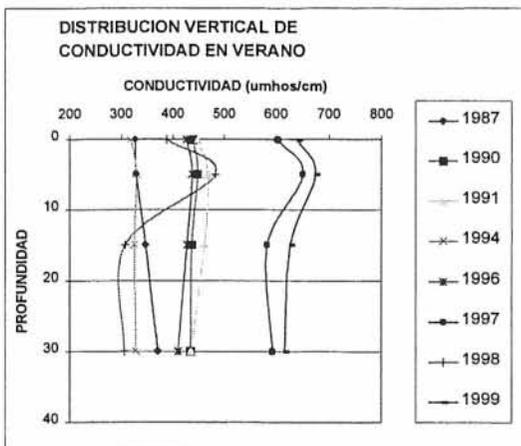
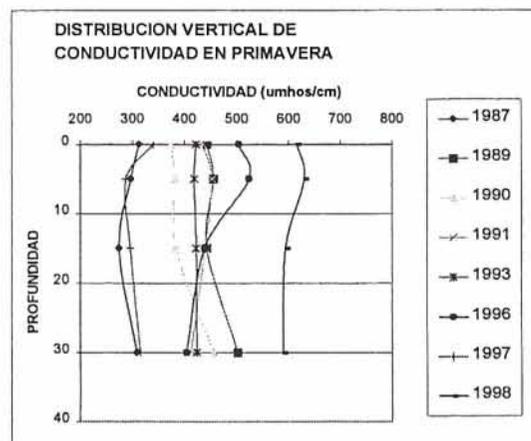
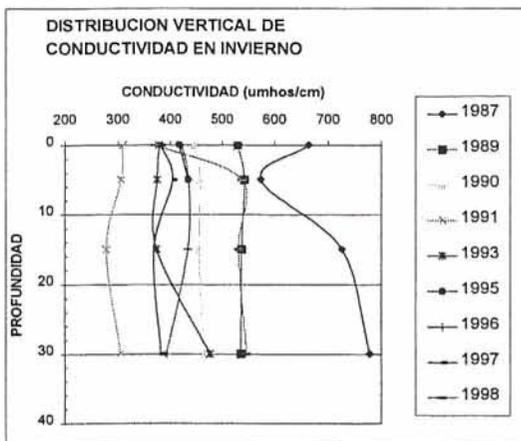
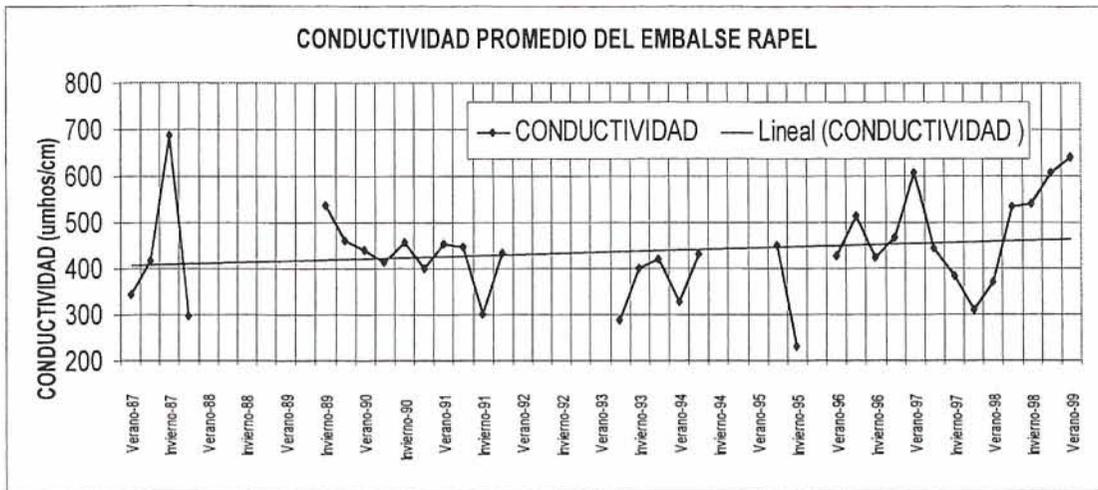
ESTACIONES DE MUESTREO
Red Mínima de Control de Lagos - Embalse Rapel

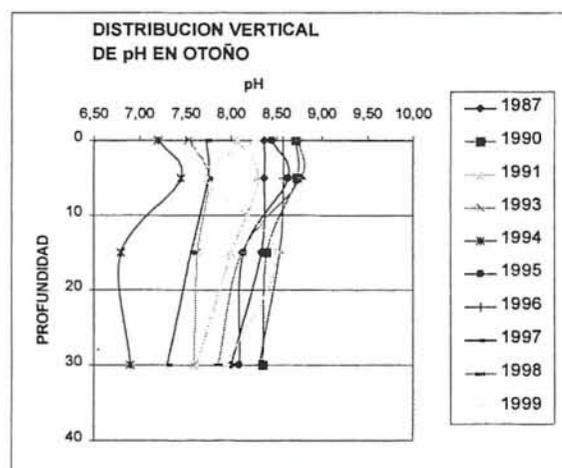
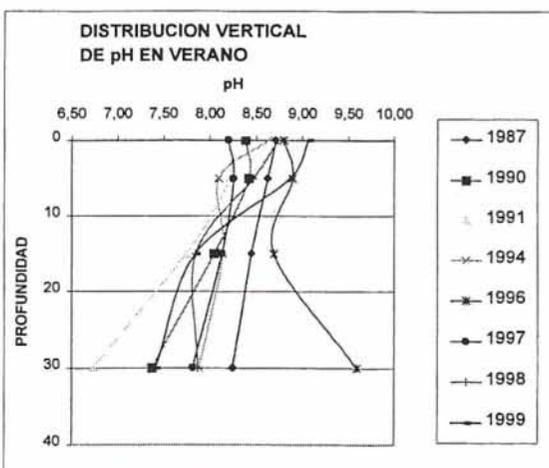
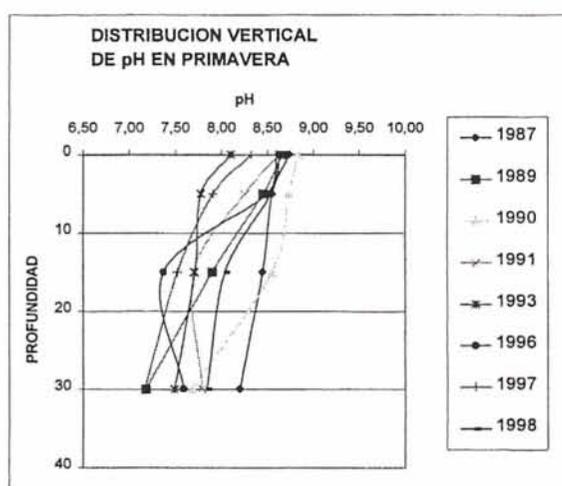
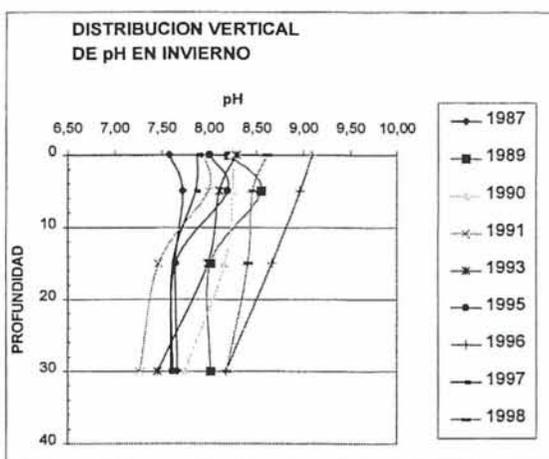
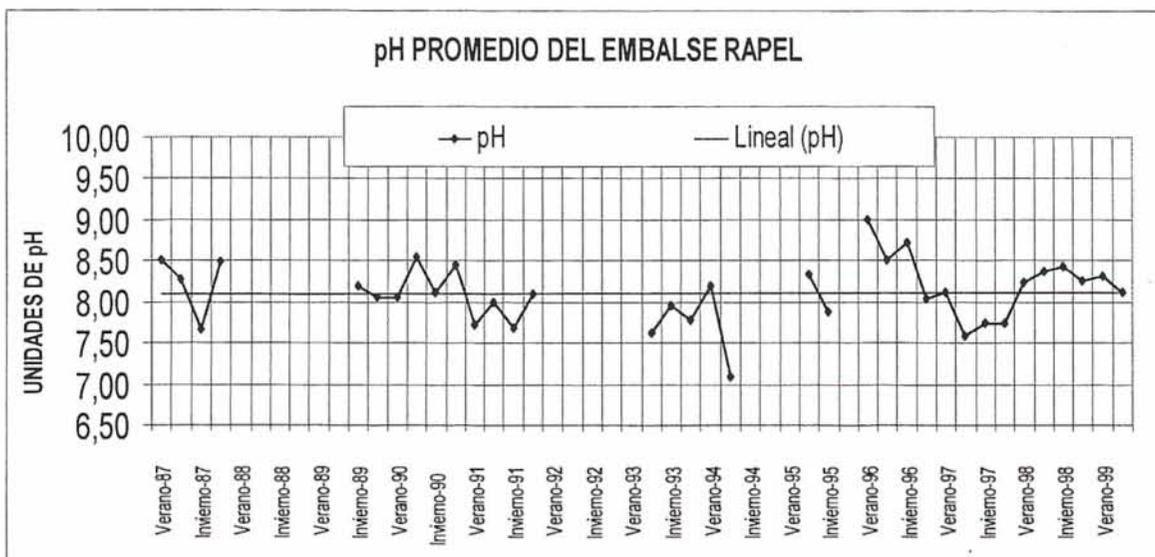
UNIDAD S.I.G.		
ESCALA 1:185151	Nº DEL PLANO:	AÑO: 2000

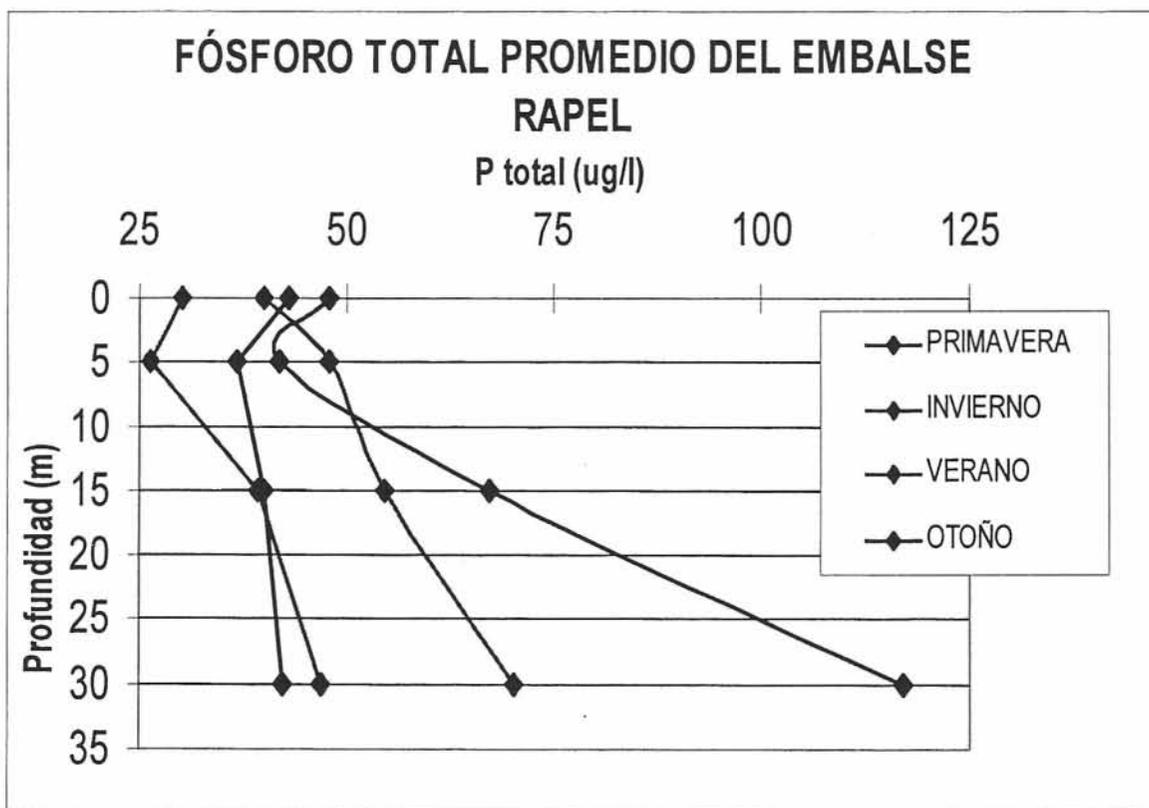
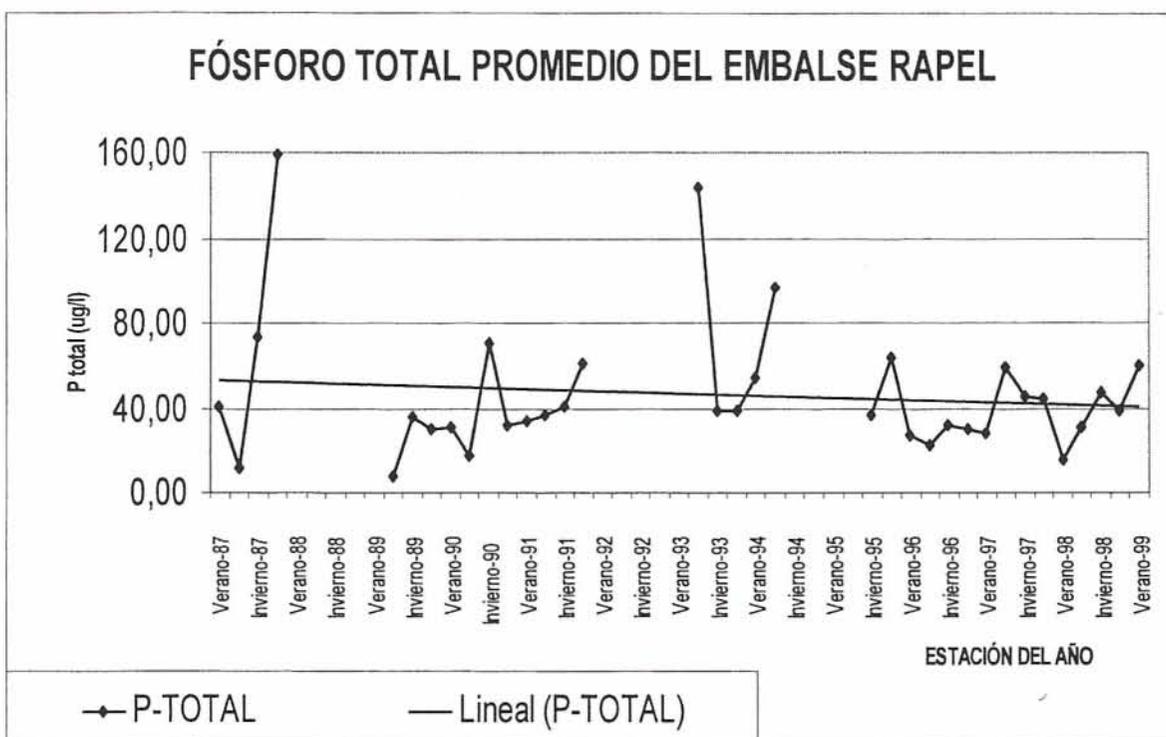


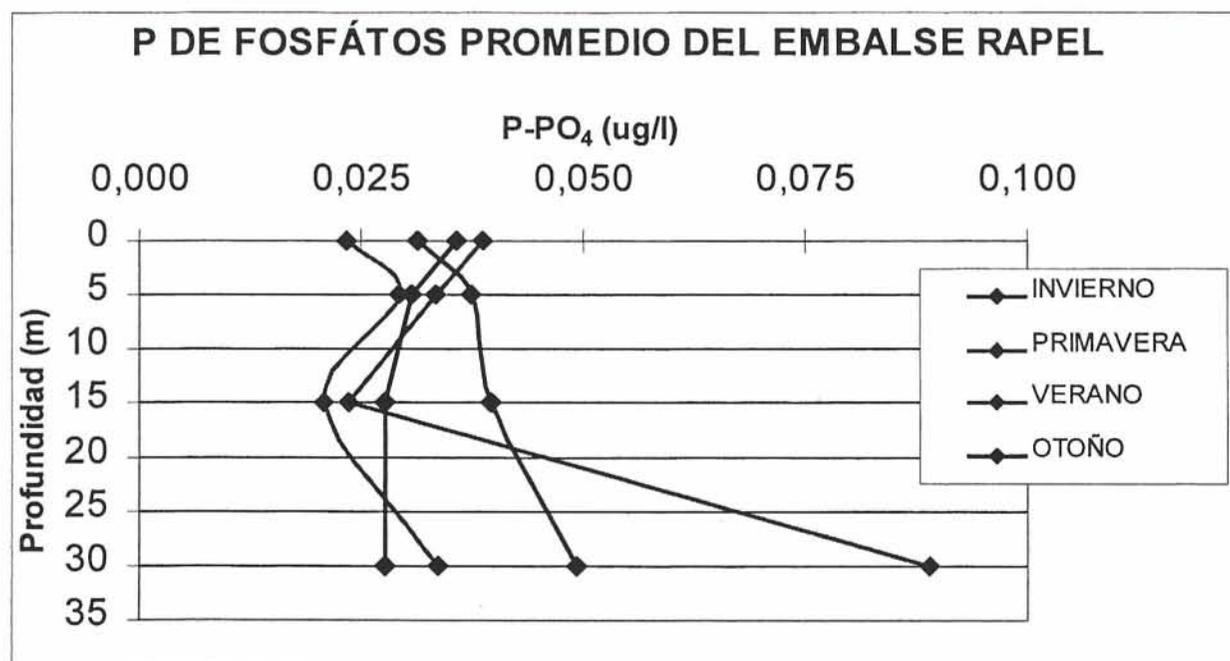
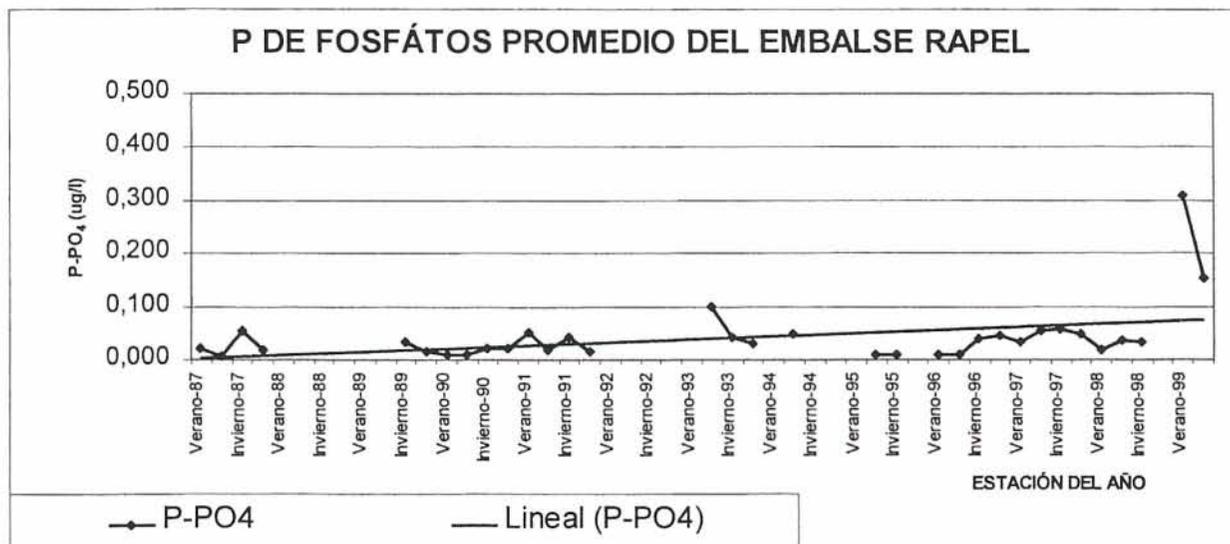


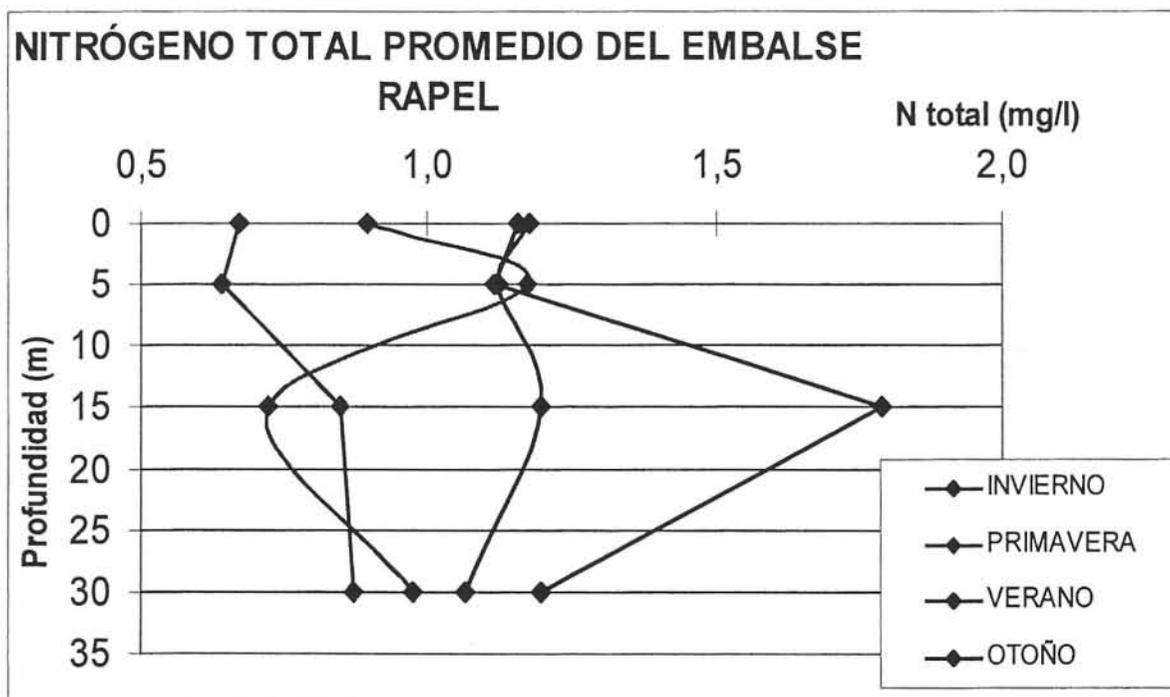
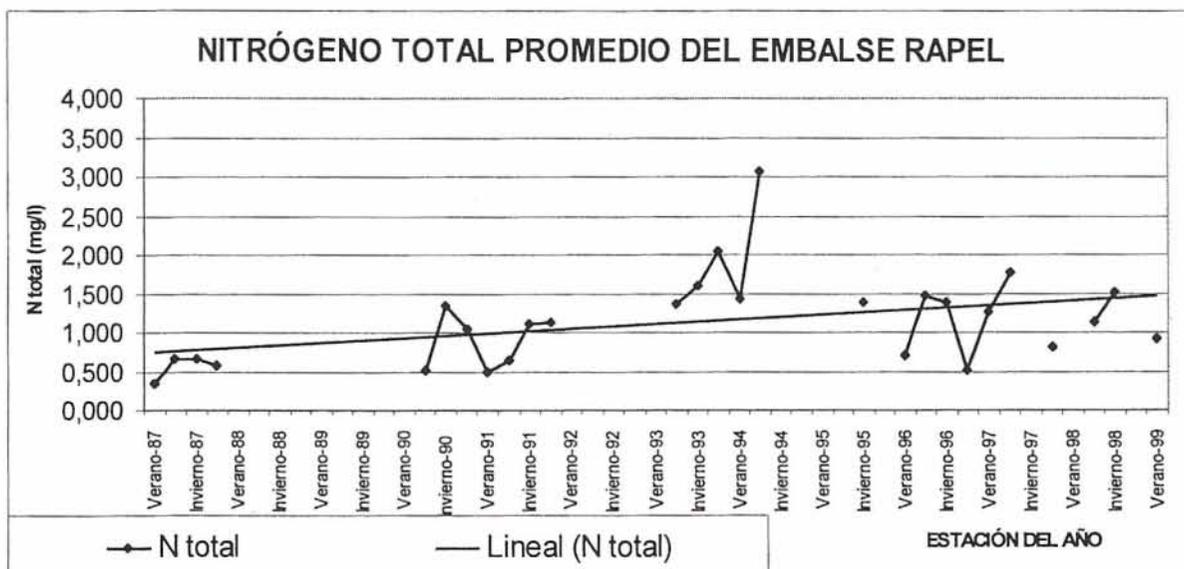




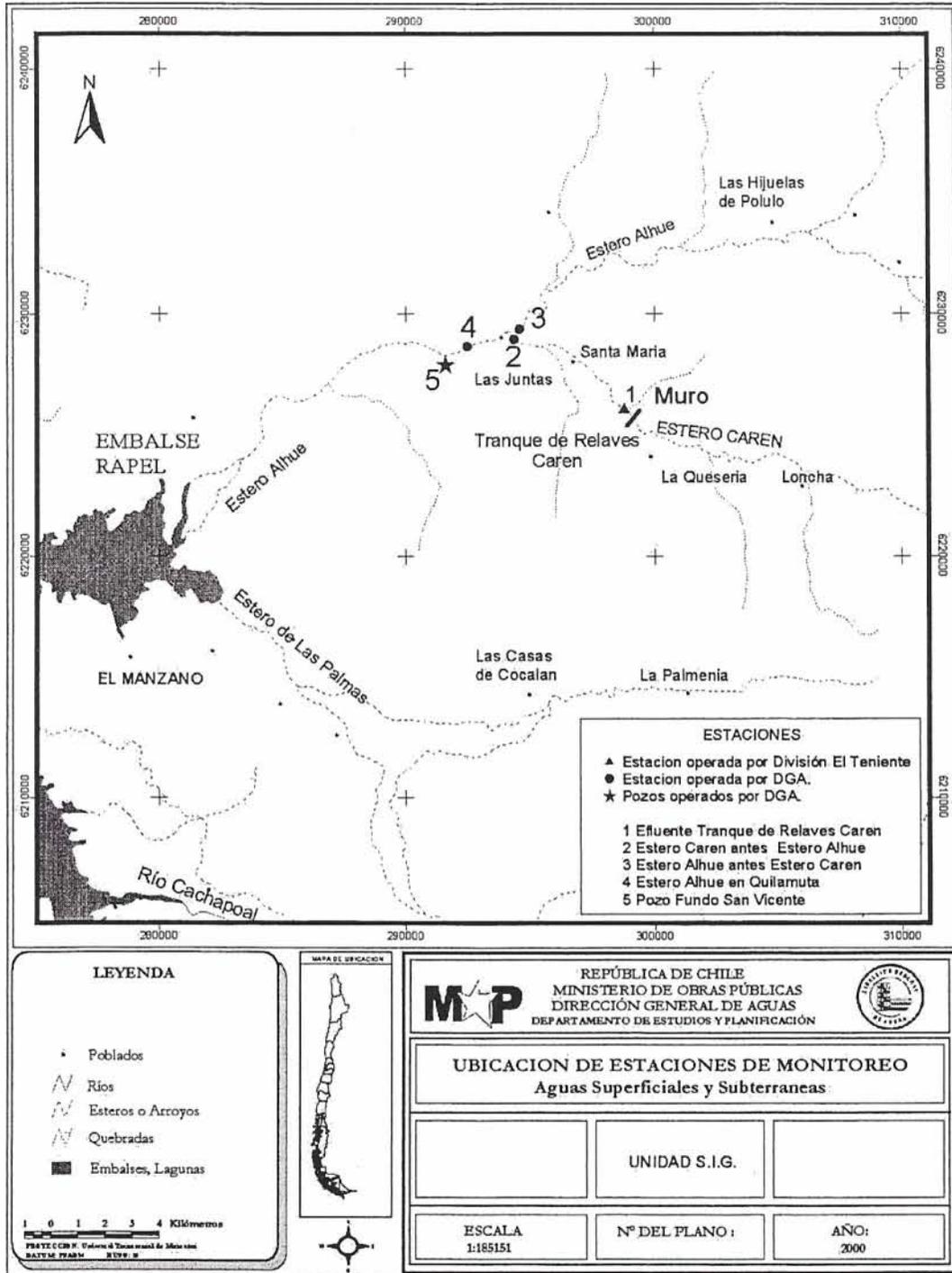




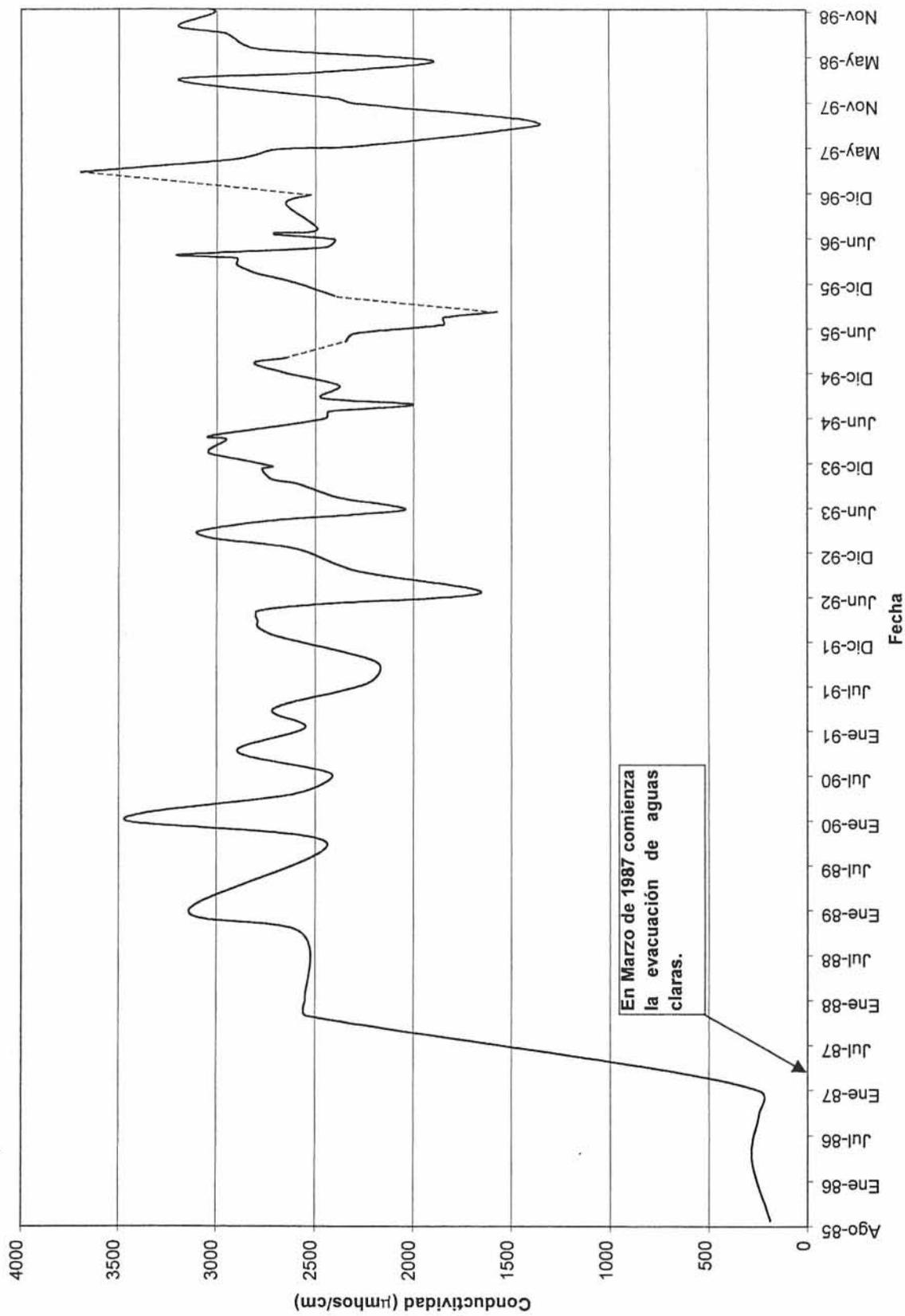




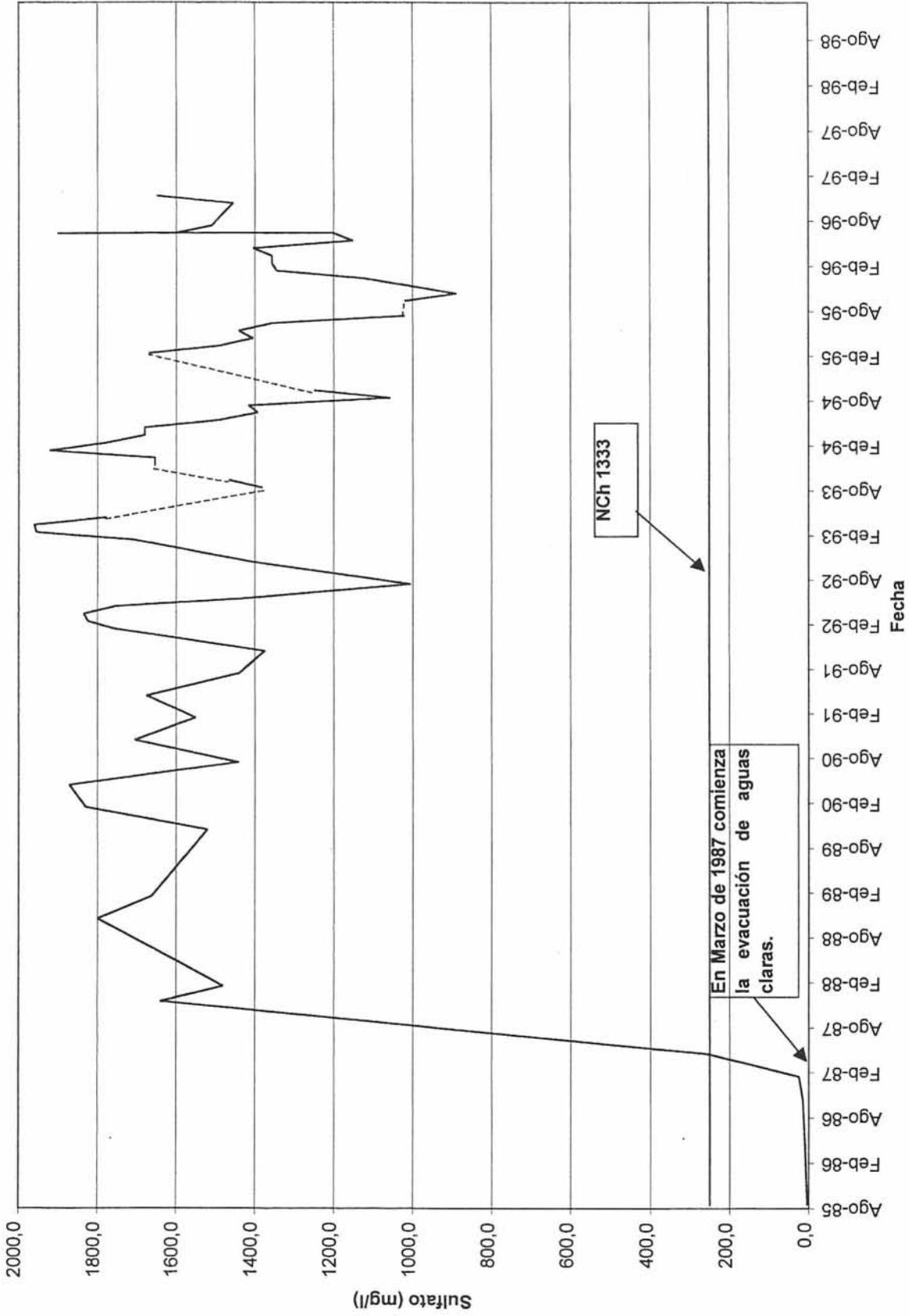
ANEXO C



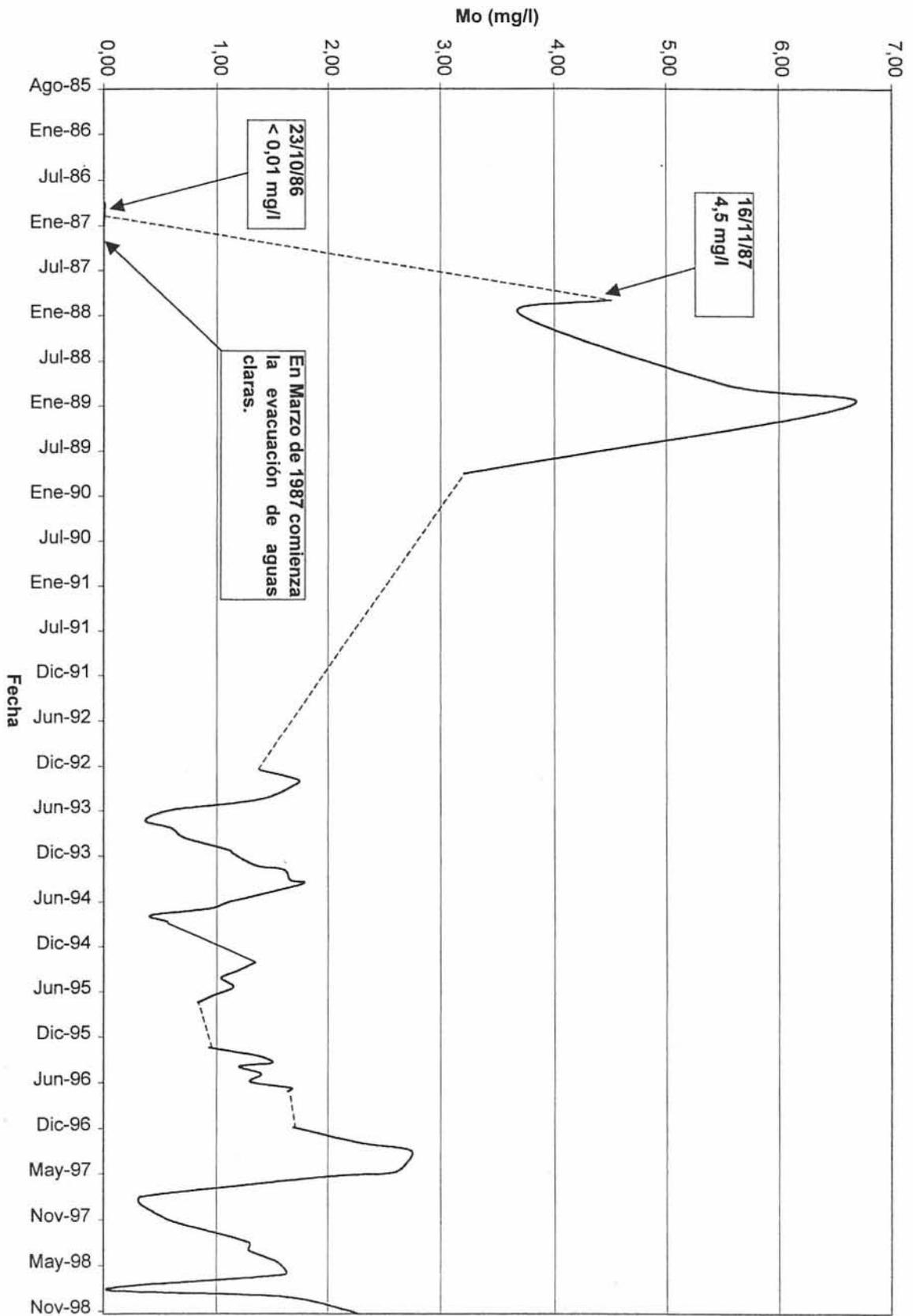
Variación de la Conductividad en Estero Carén antes Estero Alhué



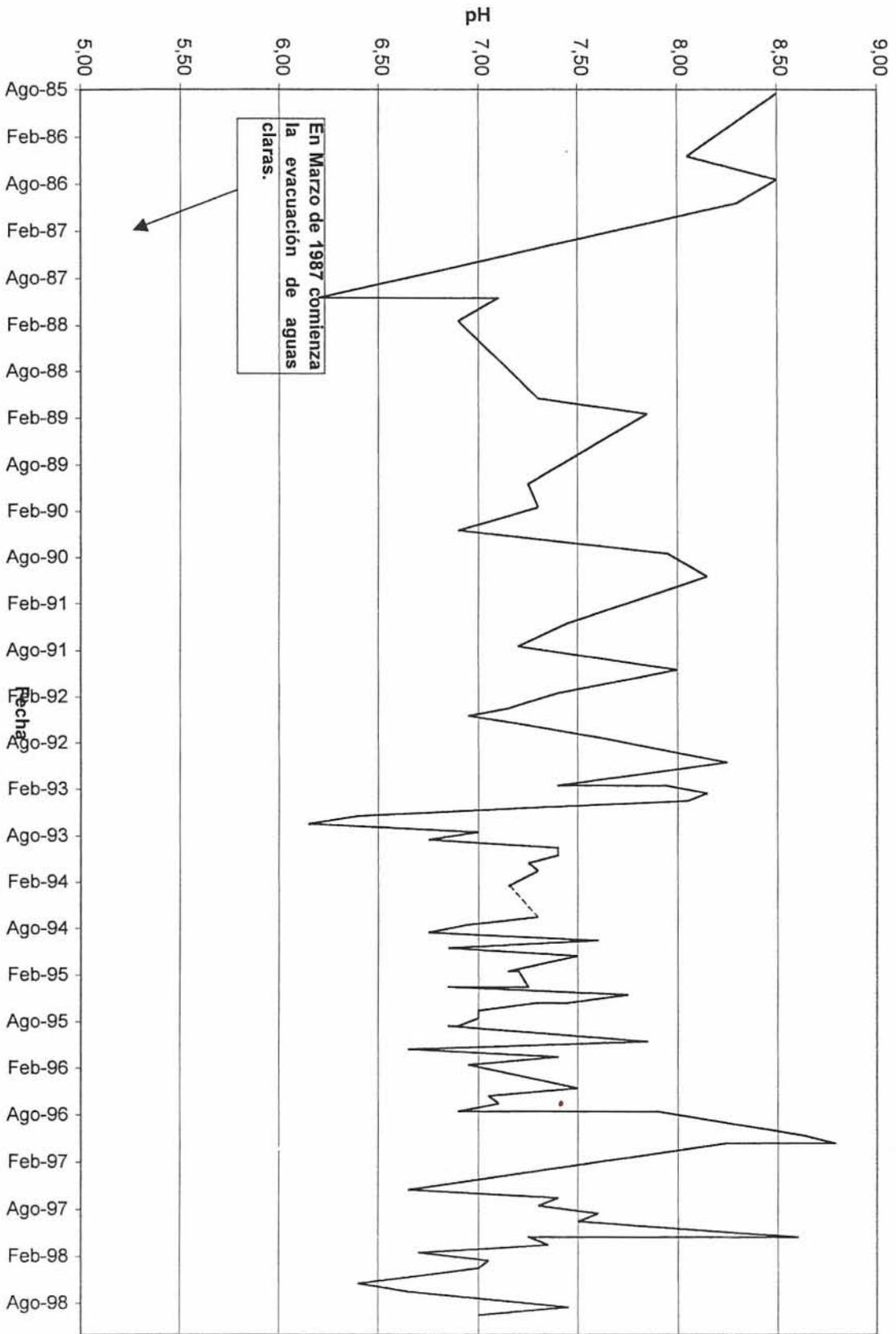
Variación del Contenido de Sulfato en Estero Caren antes Estero Alhué



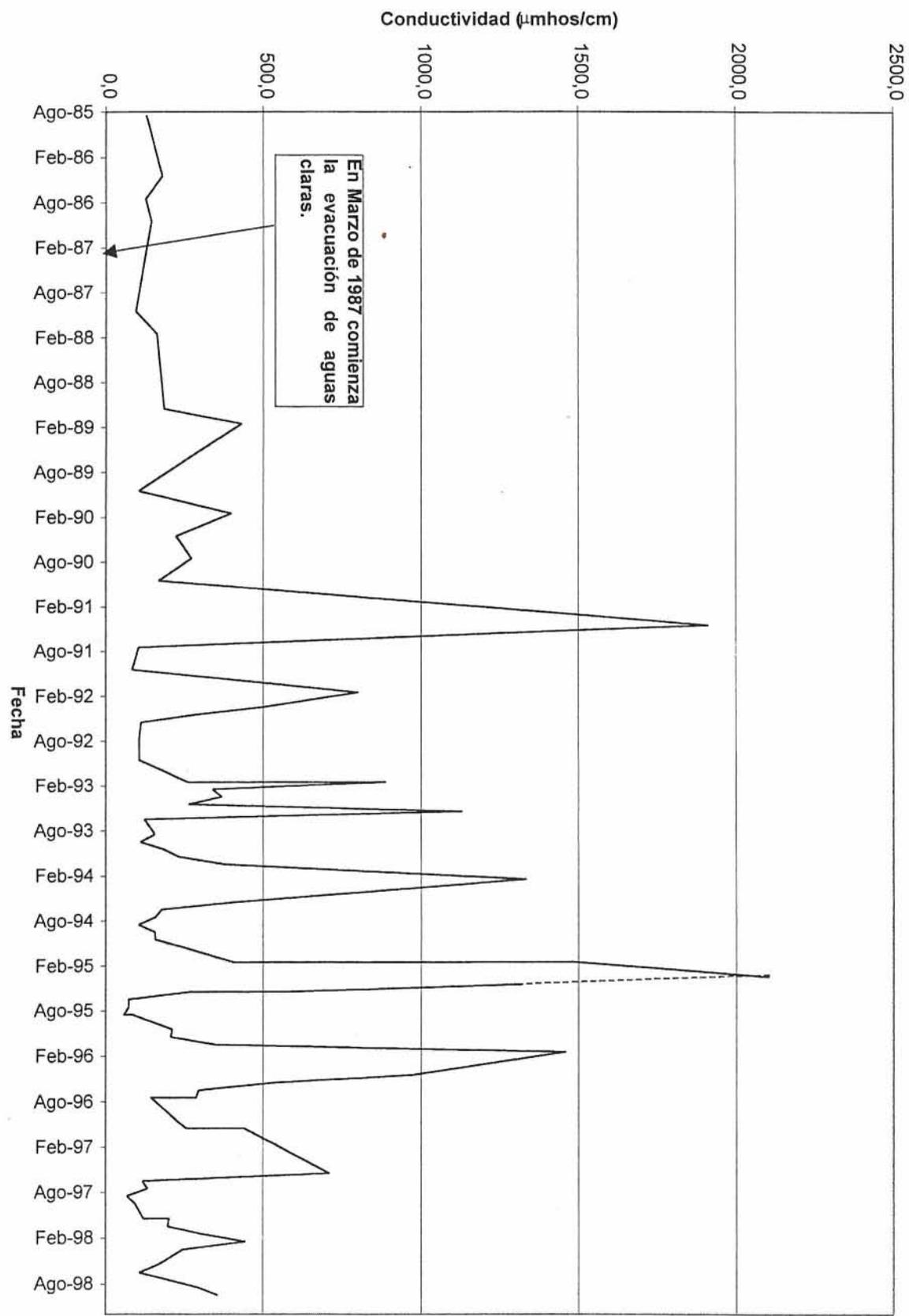
Variación del Contenido de Molibdeno en
Estero Carén antes Estero Alhué



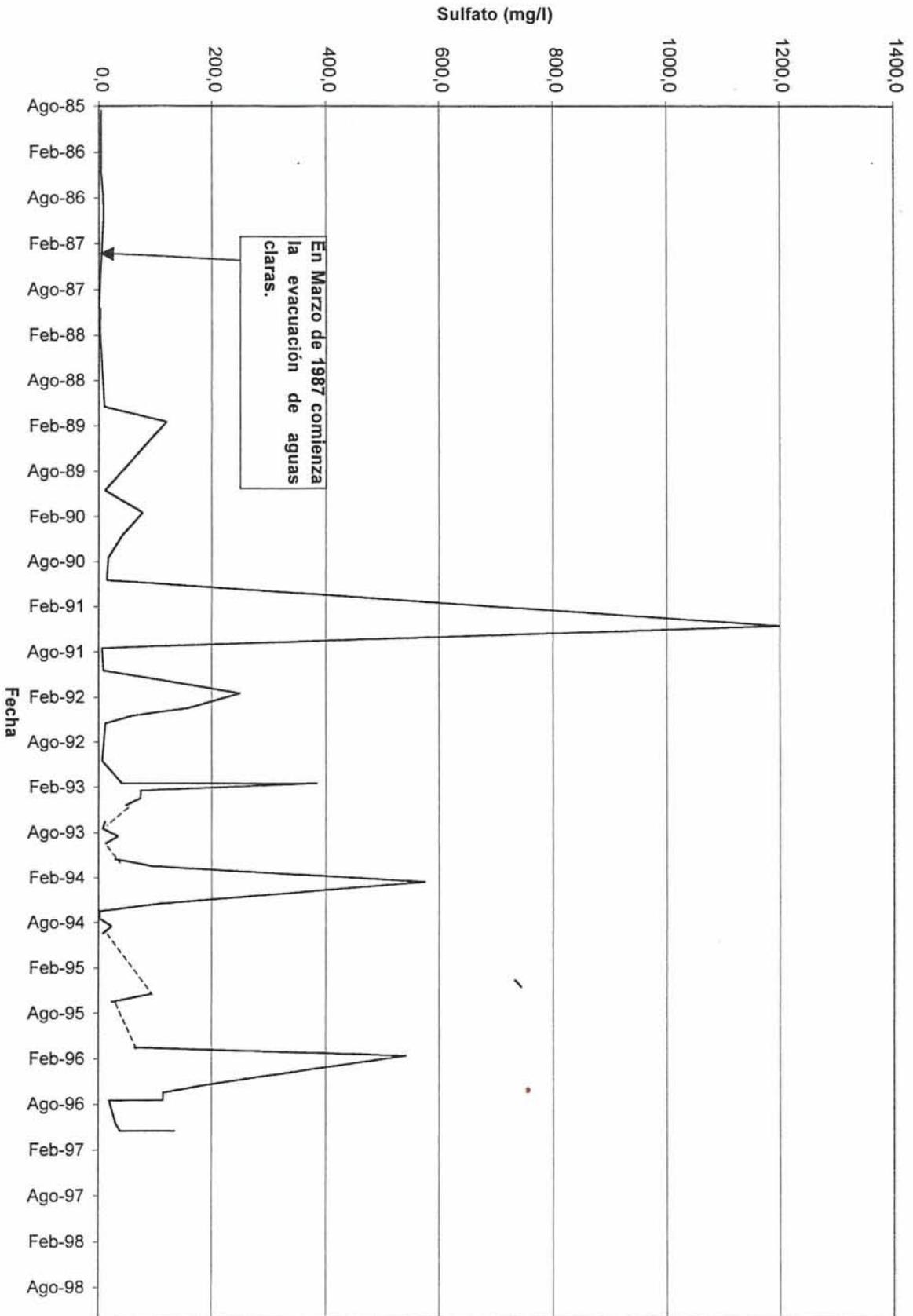
Variación del pH en
Estero Alhué antes Estero Carén



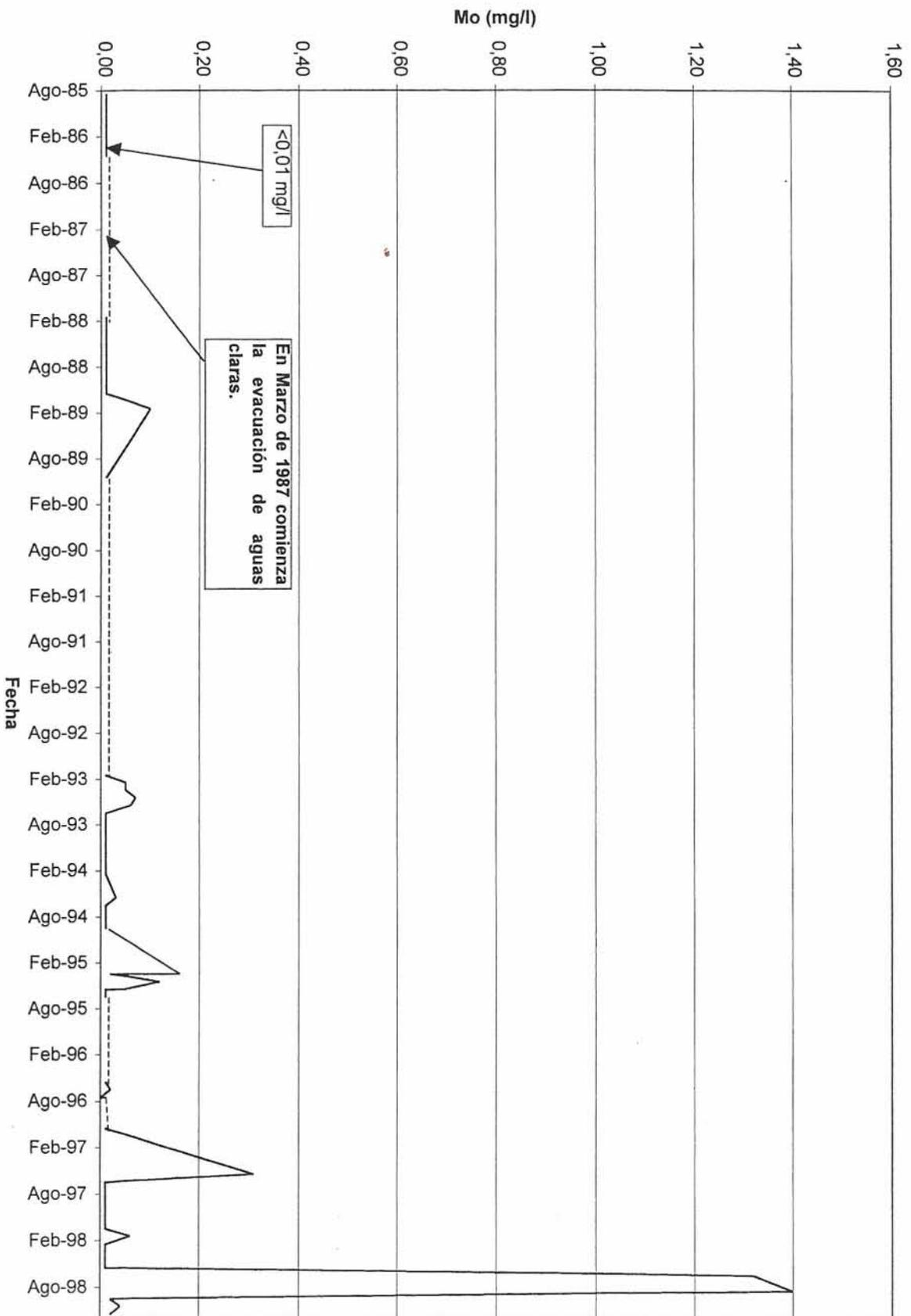
Variación de la Conductividad en Estero Alhué antes Estero Carén



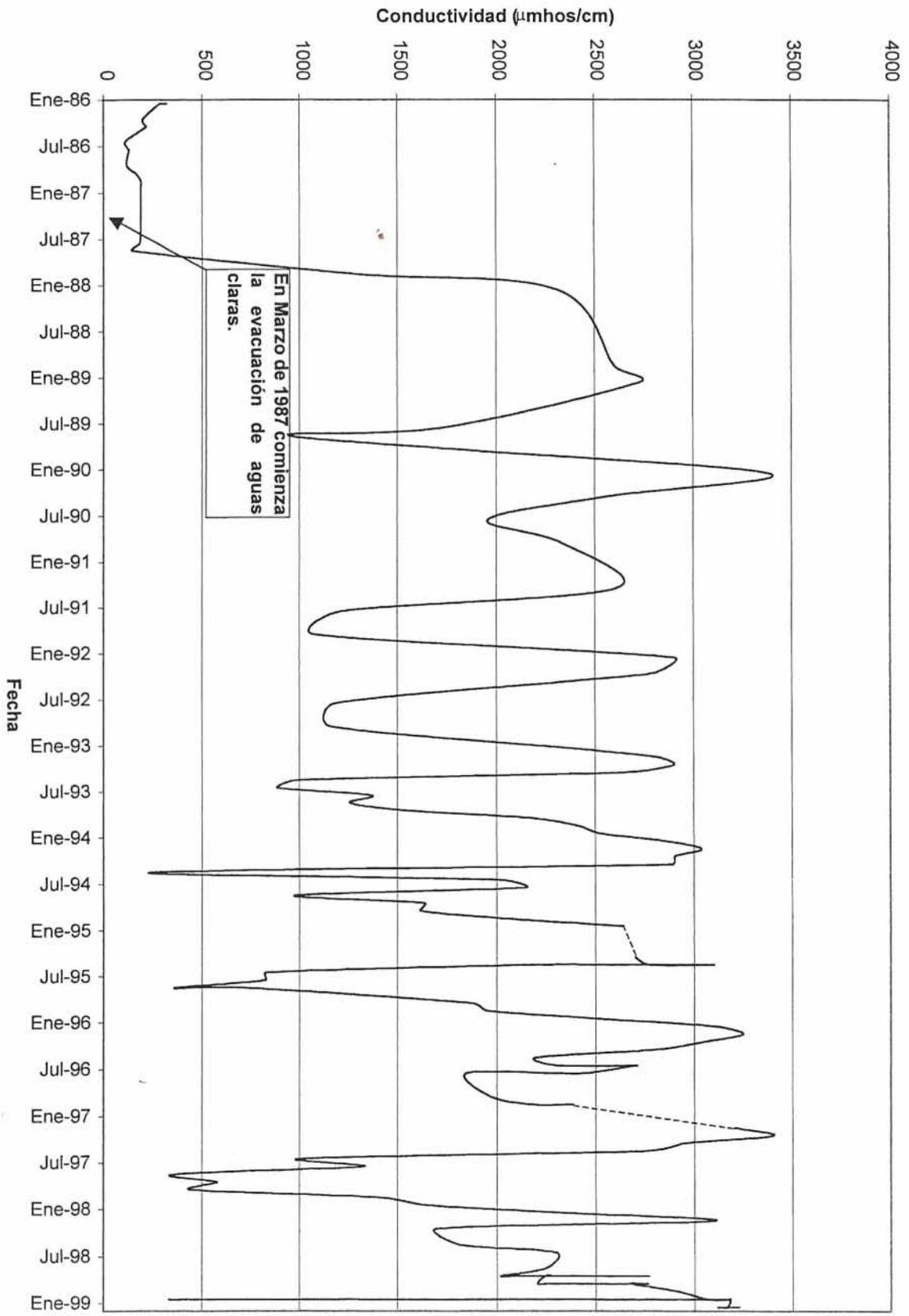
Variación del Contenido de Sulfato en Estero Alhué antes Estero Carén



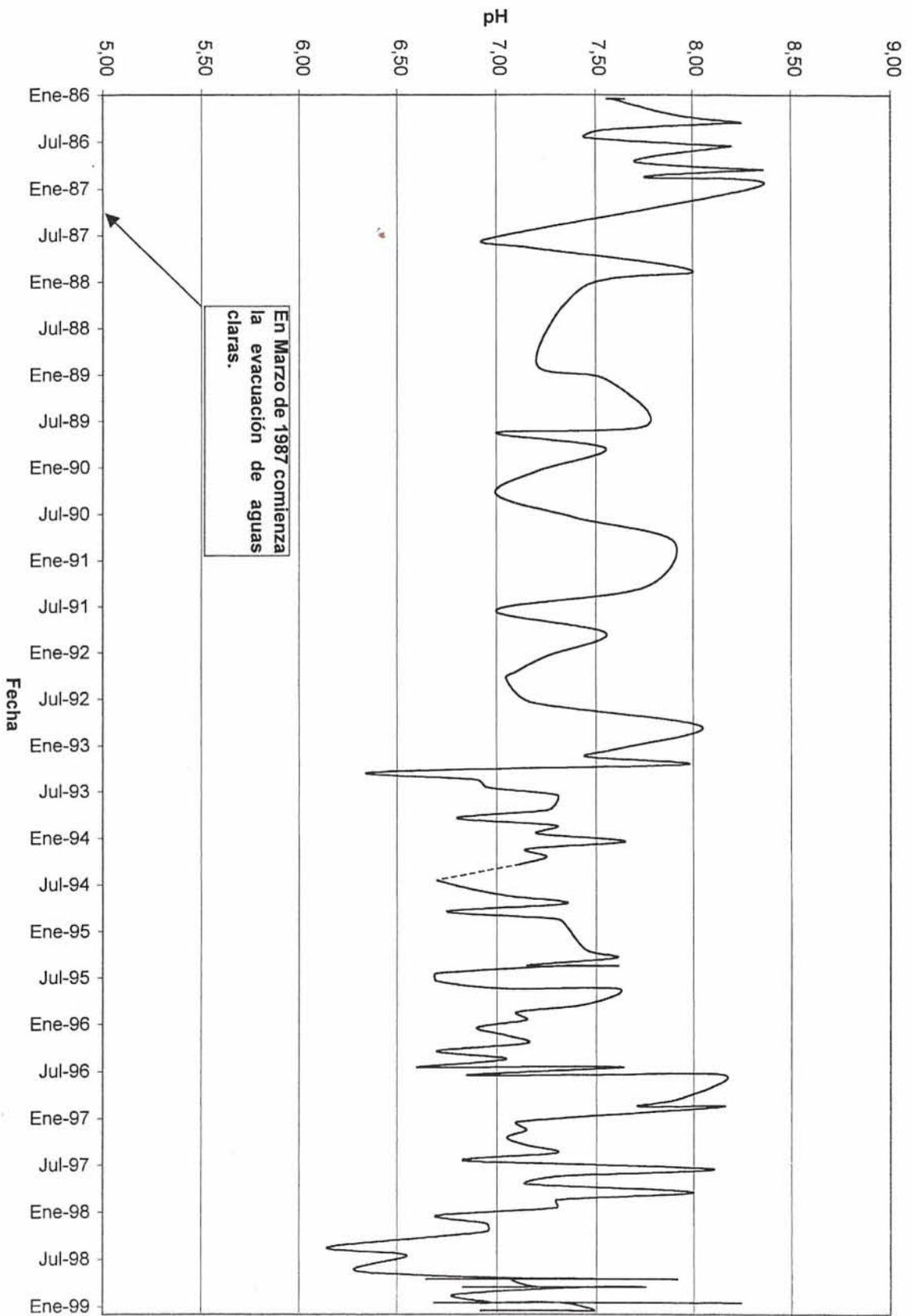
Variación del Contenido de Molibdeno en
Estero Alhué antes Estero Carén



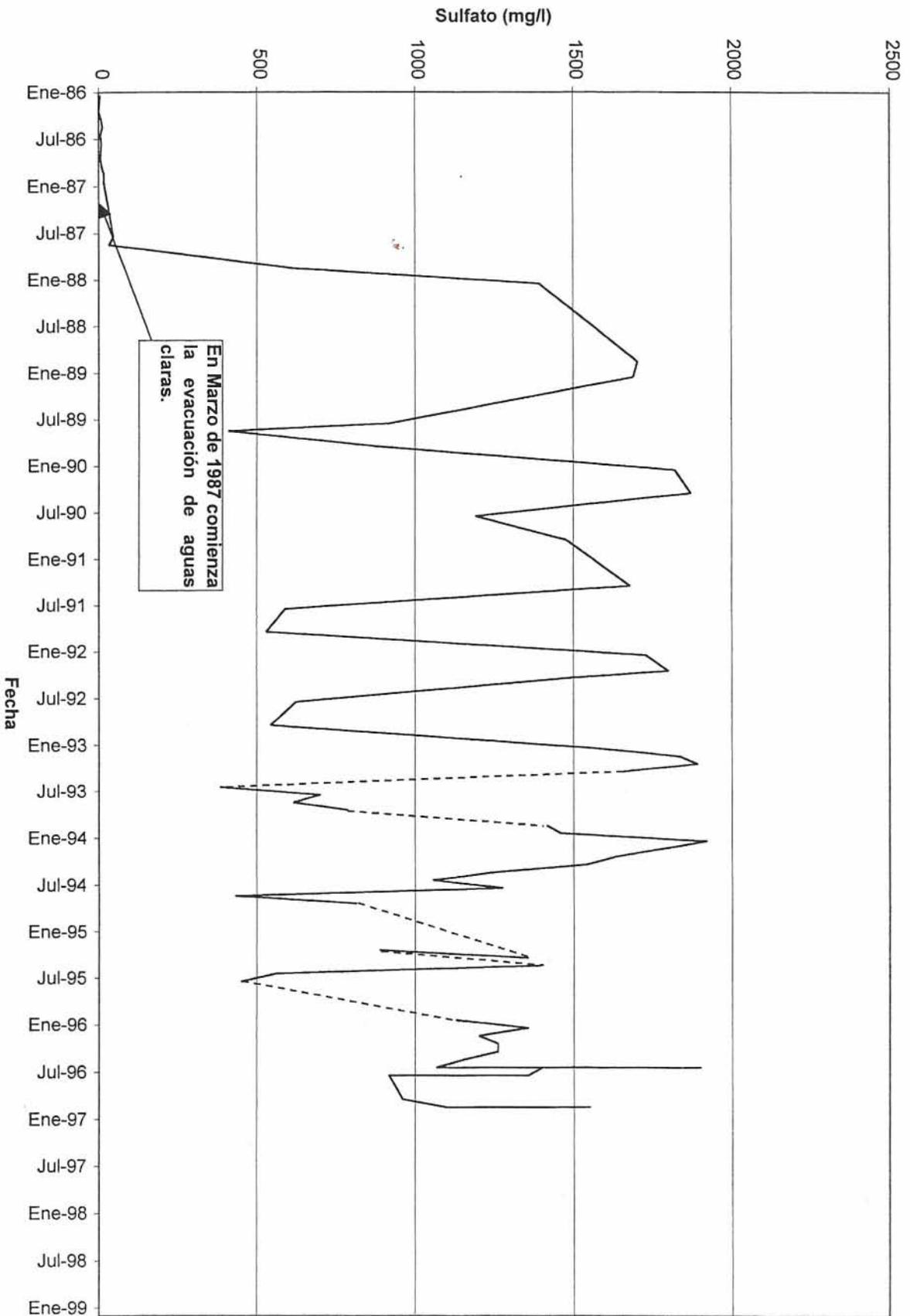
Variación de la Conductividad en Estero Alhué en Quilamuta



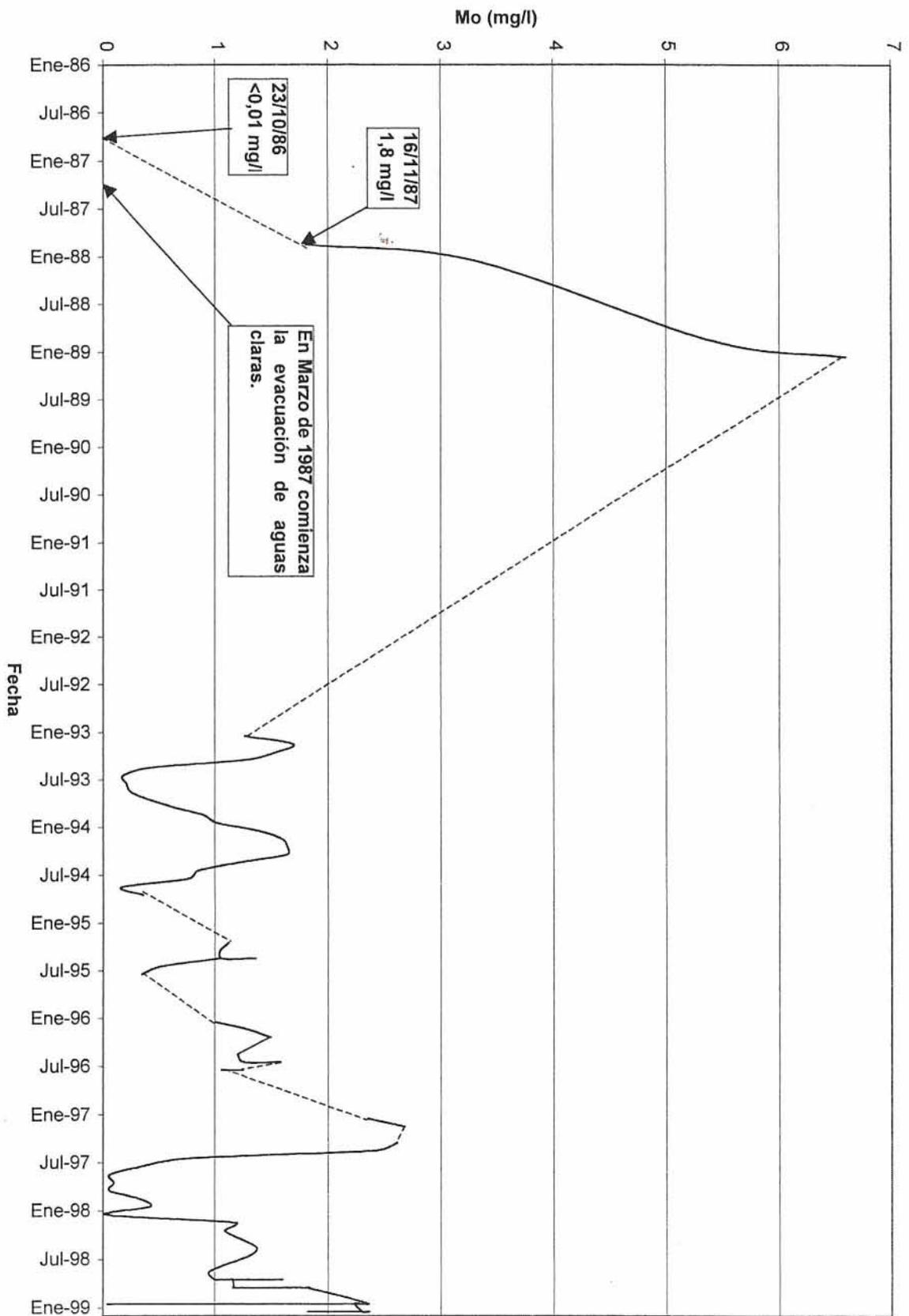
Variación del pH en
Estero Alhué en Quilamuta



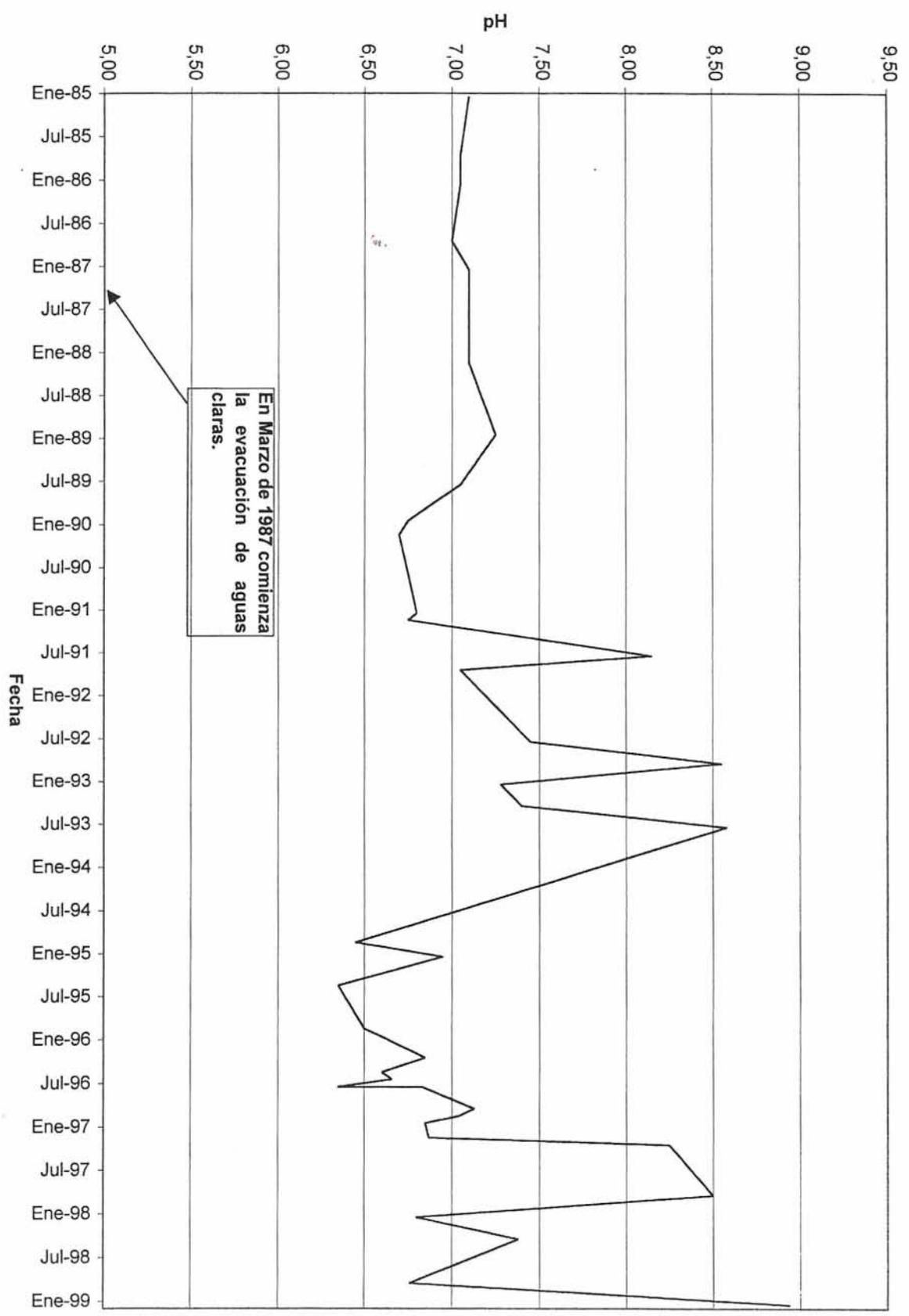
Variación del Contenido de Sulfato en
Estero Alhué en Quilamuta



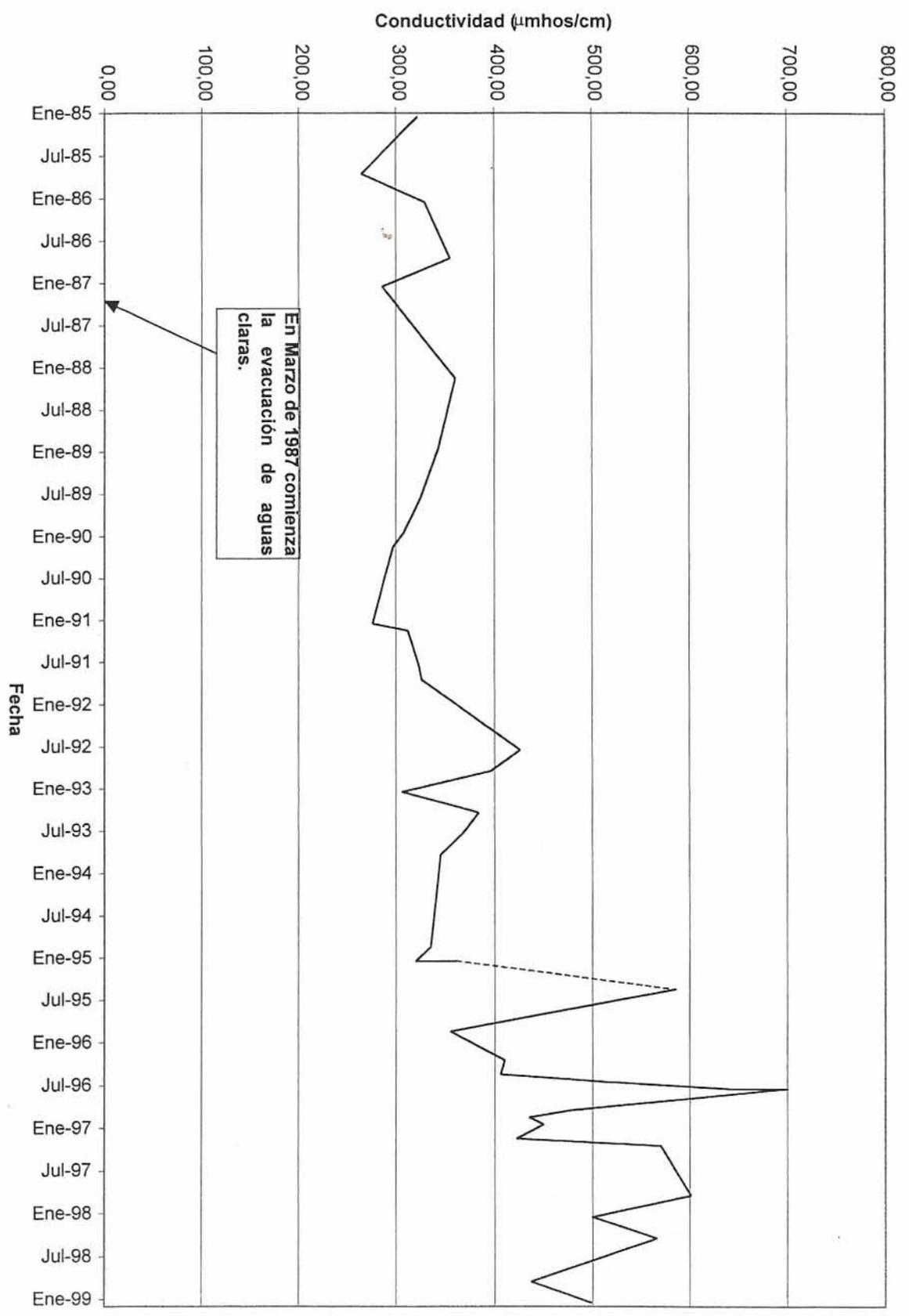
Variación del Contenido de Molibdeno en
Estero Alhué en Quilamuta



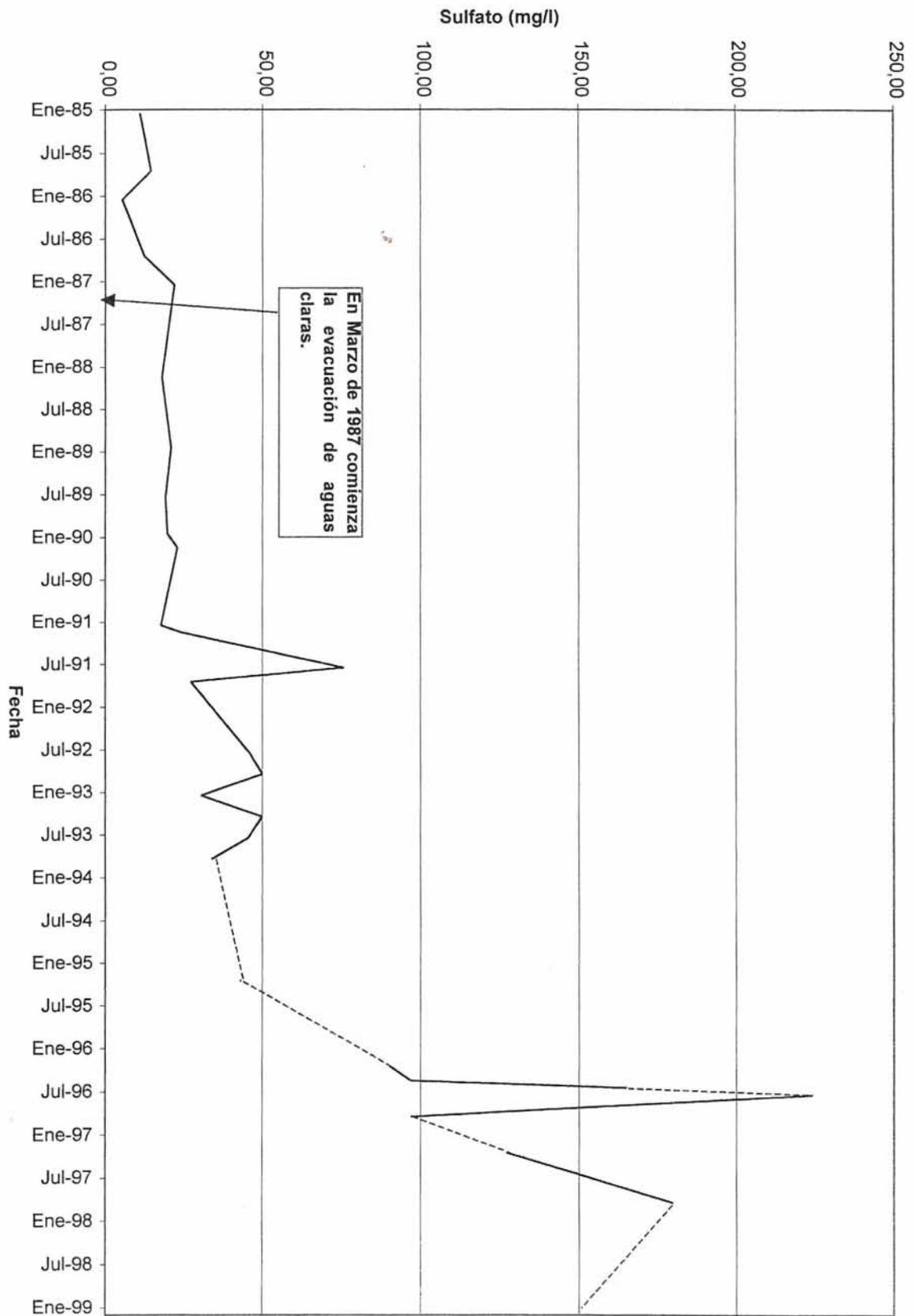
Variación del pH en
Pozo Fundo San Vicente



Variación de la Conductividad en
Pozo Fundo San Vicente



Variación del Contenido de Sulfato en
Pozo Fundo San Vicente



Encrucijadas al Desarrollo Local: Rapel, retos y proyecciones territoriales

Gladys Armijo Z.¹ y Ximena Sasso Q.²

1. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Depto. de Geografía. Universidad de Chile. Casilla 3387, Santiago, Chile.
2. Facultad de Geociencias, Univ. de Santiago, USACH.

Introducción

Los lagos naturales tienen diferentes orígenes y las represas artificiales, las cuales también generan un lago tras de sí, difieren de los primeros en ser de edad reciente. Desde el punto de vista geográfico, los lagos naturales y las represas también difieren en el hecho que las represas tienen una salida de sus aguas regulable dependiente del propósito para lo cual fueron construidas.

El Objetivo de este trabajo es dilucidar el rol que representa el Lago Rapel en el desarrollo local de la Comuna de Las Cabras, entendiendo este desarrollo como la utilización racional de los recursos naturales, la armonía con el medio ambiente y la mejor calidad de vida para la población, basada en la satisfacción de sus necesidades fundamentales: educación, salud y empleo.

El lago Rapel se ubica en la comuna de Las Cabras, al norte de la sexta región, Provincia de Cahapoal, formando parte de la cuenca del río Rapel.

El volumen poblacional en la comuna corresponde a 17738 habitantes, de los cuales 34.5% es urbana concentrada mayoritariamente en Las Cabras y El Manzano, siendo el resto de las localidades eminentemente rurales; y un 65.5% es rural (Censo 1992). En relación a la situación socio-económica, existe un índice de extrema pobreza es de 24.5% (Seremi de Planificación y control, 1996) La población económicamente activa se concentra en el sector primario, siendo las principales actividades económicas la agricultura, el comercio y la agroindustria.

Estructura agraria

De acuerdo al uso potencial de los suelos existen restricciones para la actividad agrícola, que es la más importante de la comuna:

Tabla n°1: Uso potencial de suelos de la comuna de Las Cabras

	Clase de suelo	Superficie (ha)	%
Riego	I	20.3	0.061
	II	2108.3	6.33
	III	5416.7	16.28
	IV	2695.6	8.1
Secano	I	318	0.95
	II	350	1.05
	III	831.3	2.49
	IV	2092.9	6.29
	V	380.6	1.14
	VI	7041.76	21.16
	VI	9497.4	28.54
	VIII	2518	7.56
Total		33270.86	99.95

Fuente: Censo agropecuario 1997-1998. INE

Respecto al uso de los suelos este se caracteriza por las praderas naturales (54.62%) y cultivos anuales (19.85%).

Es posible establecer que se hacen patentes las diferencias que existen en entre el uso potencial y el uso actual que se da al territorio, poniendo de manifiesto algunos problemas de sobreexplotación del recurso suelo.

Los porcentajes de asignación de la pequeña, mediana y gran propiedad, no varían significativamente, con respecto a los de la provincia. Existe una diferencia aproximada de 4%

entre la asignación de la pequeña propiedad en la comuna con respecto a la provincia. En general el patrón de distribución no difiere mucho de lo que es la situación nacional, lamentablemente, es decir, mucho territorio concentrado en manos de muy pocos.

Infraestructura social básica

La comuna presenta una infraestructura comunal básica de poca cobertura, es así como la energía eléctrica sólo cubre al 43.1% de la comuna, y en cuanto al abastecimiento del agua potable agua potable rural un 49.6% dispone del servicio, en el total de la comuna, un 90.5% cuenta con agua potable urbana y un 65.95% con alcantarillado. En cuanto a la vivienda, la comuna tiene un déficit en la oferta, según número de inscritos en el D.S. 62 y por ofertas contratadas en el mismo año (censo 92), esto debido a que la comuna presenta una alta población. Muy importante es el rol de la carretera "HH-66-G de la fruta", la cual se conecta hacia el SE con Peumo, Pichidegua y con la carretera Panamericana N-S y a través de ella con la capital regional Rancagua y el resto del país. Las características estructurales de construcción le permiten a esta ruta mantener conectada la comuna durante todo el año con un tráfico ininterrumpido. Además de esta vía existe en su interior una red de caminos, de distinta jerarquía, para satisfacer las necesidades de conexión interna y con pueblos vecinos como Coltauco y Doñihue.

Desarrollo local

Se puede señalar que en el área existen tres agentes económicos que influyen directamente en el espacio comunal:

- Actividad agrícola comercial (fruta de exportación y consecuente fuente laboral temporal)
- El turismo del lago Rapel.
- La empresa Super Pollo que mantiene una planta criadera.

Aunque la empresa Super Pollo genera cadenas agroindustriales vinculadas a las economías campesinas de la comuna, su incidencia es más bien de enclave porque está conectada a una localización geográfica estratégica que la vincula con el espacio nacional e internacional.

A su vez las empresas agroexportadoras de carácter frutícola generan puestos de trabajo para la población del lugar que sólo tiene una incidencia temporal. Se entiende, entonces, que queda un margen considerable de cesantía para la población.

El turismo del lago Rapel representa también un agente muy importante en el desarrollo de la comuna. El turismo que se ha desarrollado presenta categorías en su interior, llegando a ser incluso turismo selectivo.

La comuna se inserta en un mundo rural donde es muy importante el sesgo cultural campesino, Presentando una fuerte identidad cultural y/o tradición "huasa" (existen artesanía de montura, mimbre, tejedores, talabarteros, Cocalán con sus palmeras de miel, etc.).

Conclusiones

La dotación de los recursos naturales, en particular el suelo, para la actividad agrícola en el la comuna, ha marcado la dinámica demográfica, la situación socioeconómica y la calidad de vida de la población.

El hecho de tener en la comuna tres agentes económicos tan importantes en el desarrollo, debería reflejarse en un desarrollo local armónico, sin embargo se puede decir que el turismo del lago Rapel tiene más bien la presencia de un enclave en la comuna, apareciendo conectado a un mundo urbano de elevado ingreso sin tener una mayor presencia en el resto de los actores sociales preocupado de eliminar la pobreza campesina existente en la comuna. Es así como la zona aledaña al lago, al disponer de una infraestructura y equipamiento para uso recreacional y turístico específico, merma su capacidad de atractivo para una eventual población flotante.

Desarrollar el turismo en forma eficiente, ya sea en función de las directrices de los organismos gubernamentales o la inversión privada, representaría un aumento considerable de los ingresos para todos los sectores involucrados, siempre y cuando se incorporara a los lugareños, y se enfocara el turismo hacia la identidad cultural y tradición del lugar, sin concentrarse en el lago exclusivamente.

Bibliografía

Leiva, Víctor, "Turismo y Gestión Municipal", 1997, Mideplan

INE, Censo 1992.

INE, Censo agropecuario 1997-1998

Departamento de Geografía, Universidad de Chile, Profesora Gladys Armijo. Trabajo de campo en la comuna de Las Cabras, curso de geografía rural, carrera de geógrafos 1998.

Departamento de Ingeniería Geográfica, Universidad de Santiago de Chile, "Diagnóstico Rapel " para el Plan Regulador, 1996.

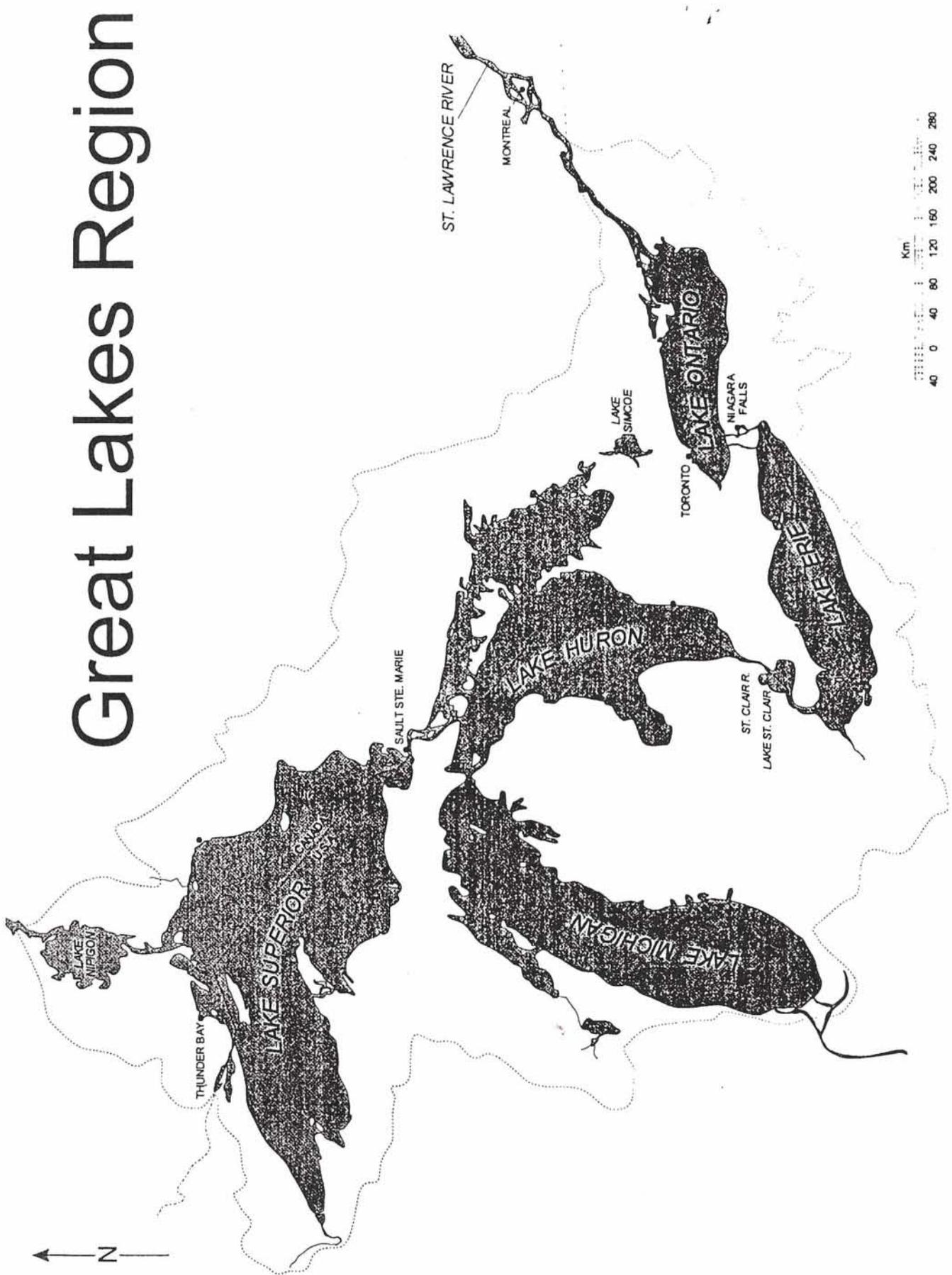
A Great Lakes Perspective on Fish Kills

Ronald W. Russell

Great Lakes Laboratory for Fisheries and Aquatic
Sciences

Fisheries and Oceans Canada
Burlington, Ontario, Canada

Great Lakes Region



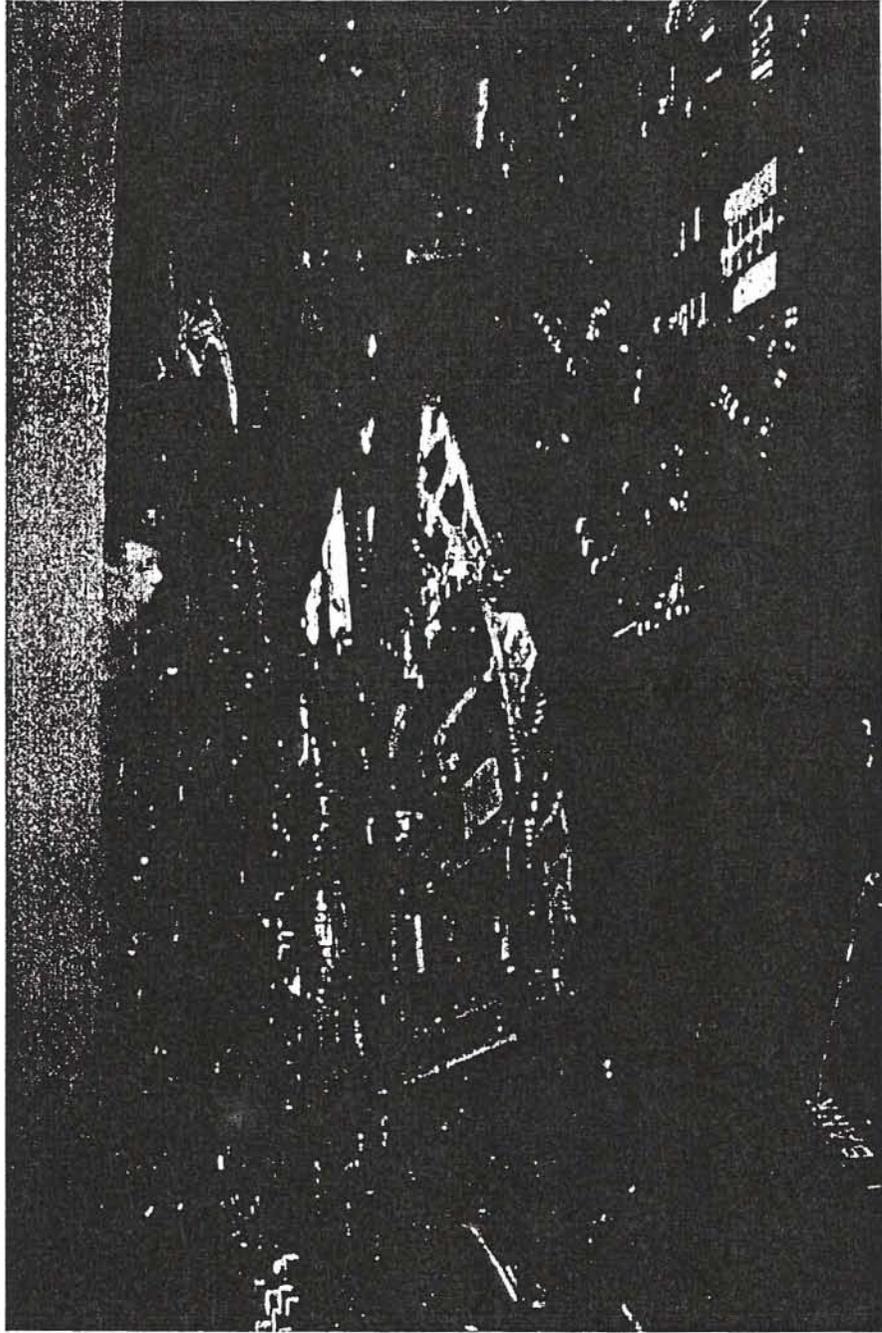
Fish Kills

- Chemical - industrial, municipal, agricultural pollution, spills, pesticide application
- Biological - pathogens, invasive species, algal blooms
- Physical - temperature, pH, dissolved O₂, drought
- Combinations of factors

Natural vs Anthropogenic Fish Kills

- Natural - summer kill - high summer temperatures + algal blooms + overcast conditions.
 - winter kill - complete ice cover, long winter, decaying aquatic plants.
 - lightning strikes.
- Anthropogenic - long term water quality concerns where fish kills are symptomatic of a larger issue - Great Lakes

Industrial Pollution



Fish Kills in the U.S. 1992

- 1620 fish kill incidents
- 930 attributed to pollution
- 586 to natural conditions
- 369 unknown causes

Alewife in the Great Lakes



- Invasive species
- Enter shallow water to spawn in spring
- Temperature shock kills large numbers

Western Lake Erie

- Declared dead in 1960's due to hyper-eutrophication.
- Bottom anoxic due to biochemical oxygen-demanding substances. Mayfly larvae (*Hexagenia limbata*) rare in the western basin.
- A combination of hypoxic conditions due to decaying algal blooms and high water temperatures in summer caused fish kills.

Lake Erie

- Phosphate reduction programs beginning in the 1970's
- Restrictions on industrial and municipal pollution
- Introduction of zebra mussel in 1986
- Lake Erie is now less turbid and less productive than any time in history and fish kills are not common. *Hexagenia* have returned to the western basin.

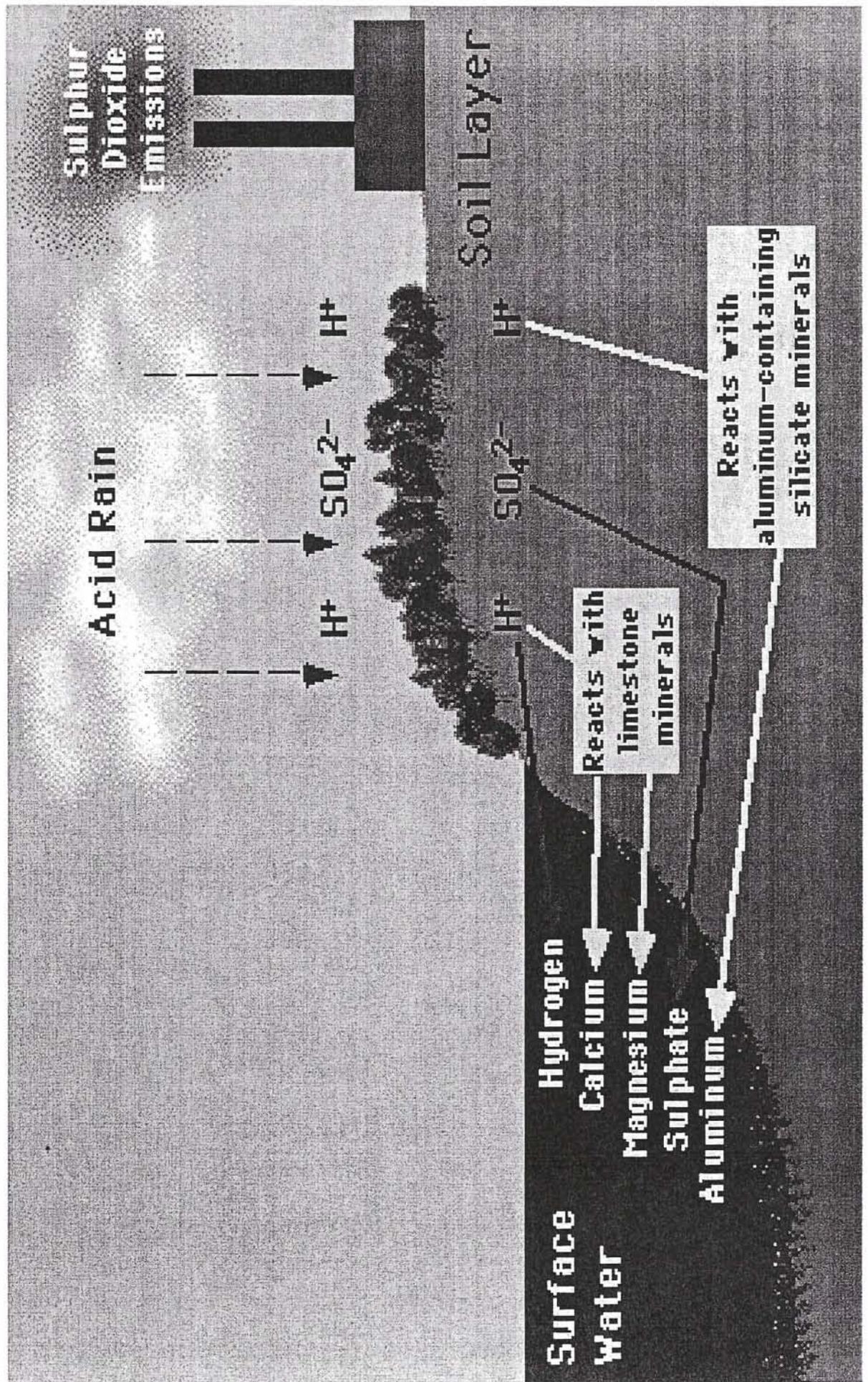
Current Fish Kills on Great Lakes

- Fish kills are mostly limited to fuel and chemical spills and agricultural runoff in small rivers and streams surrounding the Great Lakes.
- Natural occurrences (pathogens and parasites, summer kill, winter kill) also occur in small water bodies.

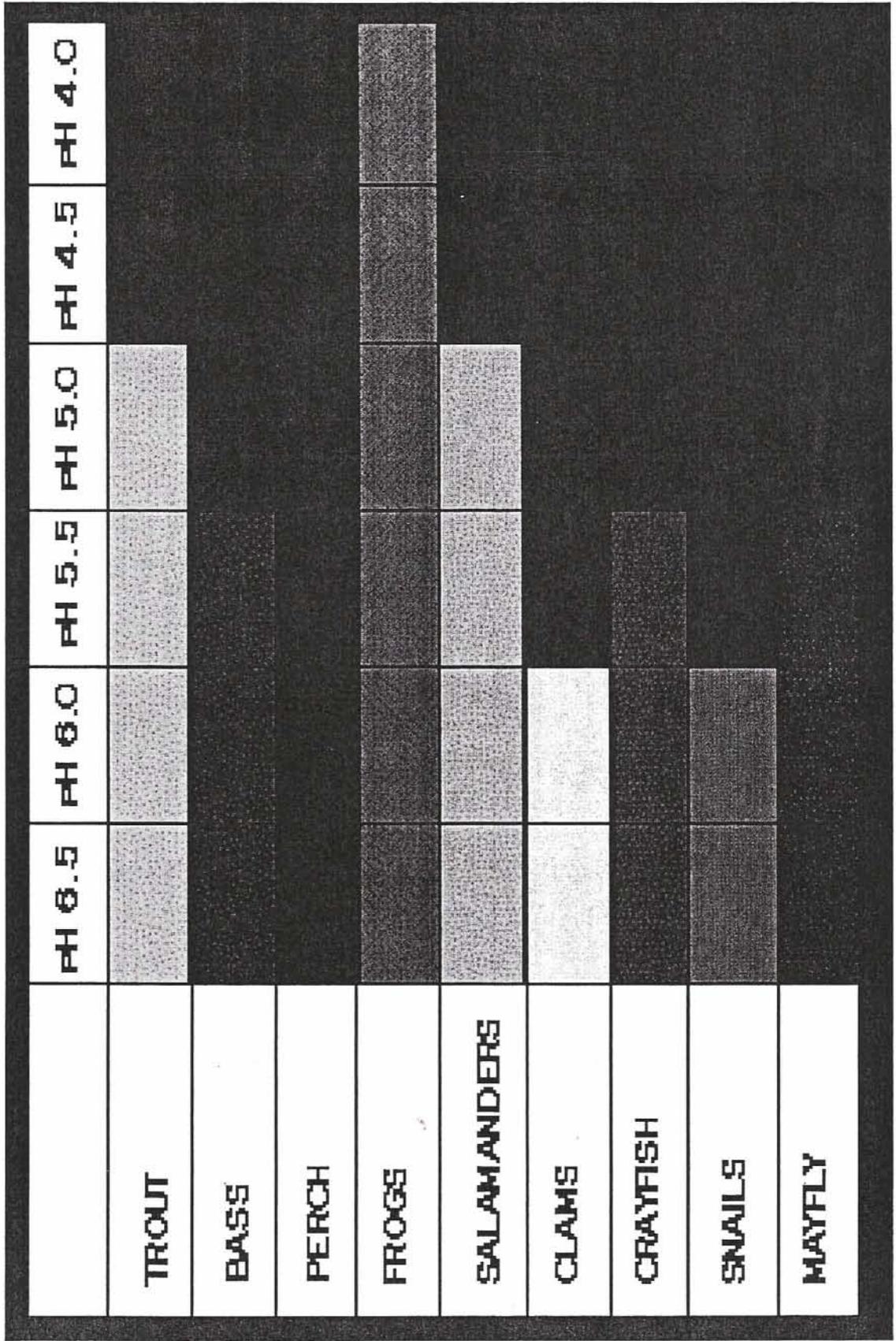
Acidification

- Not a problem in the Great Lakes due to high degree of CaCO_3 buffering in these lakes.
- A serious problem in the Canadian north where there is little or no buffering. Pulse inputs of acid to northern lakes during snow melt can cause fish kills (acid shock).

Acid Deposition



Relative Acid Tolerances



Acidification

- Acidified lakes contain high concentrations of mercury, aluminum, and aluminum which are leached from minerals in soil.
- Metals can accumulate to toxic levels in fish.
- Eggs and fry more sensitive to effects of acidification leading to long term declines in fish populations.

Acidification in Eastern Canada

- Over 300,000 lakes are vulnerable to effects if acid precipitation.
- Acid has caused significant fish losses in over 14,000 lakes.
- Acidification blamed for decline in Atlantic salmon catches from rivers of Nova Scotia.

Microcystis in Western Lake Erie

- A cyanobacteria (blue-green algae) bloom in Lake Erie.
- First observed in 1995. No algal blooms since 1980 due to phosphorus abatement programs.
- Phosphorus concentrations in the lake are sufficiently low to preclude any blooms.
- Produce the toxin microcystin. Known to kill fish and wildlife.

Microcystis Blooms

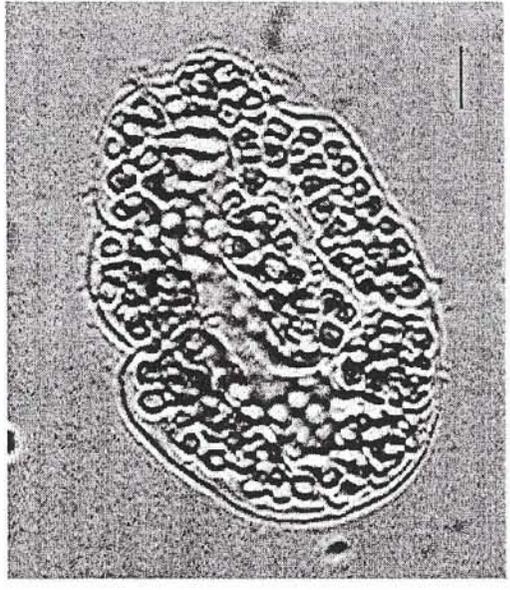


What is causing *Microcystis* blooms?

- Zebra mussels selectively filter plankton and reject *Microcystis*. In this way zebra mussels promote and sustain *Microcystis* blooms.
- *Microcystis* is rejected by zebra mussels in the form of pseudofaeces. Amphipods feed heavily upon pseudofaeces and sequester microcystin in their tissues. Amphipods form the base of the western Lake Erie food web so there is a great potential for fish kills.

Status of *Microcystis*

- Blooms have decreased since first observed in 1995.
- No fish kills have been detected but they are expected.



Conclusions

- Fish kills have decreased in the Great Lakes mainly due to improvements in water quality.
- Major fish kills do persist in other parts on the country.
- Fish kills can be a symptom of the larger issue of declining water quality.

RAPEL: A 30 YEARS TEMPERATE RESERVOIR. EUTROPHICATION OR CONTAMINATION?

Vila, Irma; * Contreras, Manuel; * Montecino, Vivian; * Pizarro, Jaime** and Donald Adams.***

*Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. P.O. Box 653. Santiago, Chile.

**Facultad e Ingeniería. Universidad Santiago de Chile. P.O. Box 10233. Santiago. Chile

***State University of New York. Plattsburgh 12901. U.S.A.

Key words: reservoir, mine tailings, algae associations.

RESUMEN

El embalse Rapel (34° S), fue construido para una represa hidroeléctrica durante 1968.

El grupo de Limnología y otros investigadores afines, de la Universidad de Chile, Universidad Católica de Valparaíso y Universidad de Santiago de Chile realizan investigaciones en el embalse a partir del año 1970. En 1975, se creó la Estación de terreno en la ribera SE del embalse, con el apoyo del Proyecto Mab 5 de Unesco y posteriormente con el apoyo de OEA, ésta se complementó con una lancha de investigación y docencia.

El trabajo que a continuación se presenta, resume la caracterización de los cambios ocurridos durante los últimos 30 años en el sistema.

Las condiciones hidrológicas y el incremento en nutrientes por efecto de actividades humanas han estimulado el efecto del sulfato de cobre proveniente de relaves de cobre, los cuales fluyen al embalse. Antes del ingreso de las aguas claras de los relaves, las predicciones postulaban un proceso de eutroficación rápida. Sin embargo, la estructura de la comunidad fitoplanctónica mostró respuestas condicionadas a la presencia de los metales presentes en los relaves, especialmente el cobre. La caracterización general del lago señaló problemas significativos por la continuidad de la anoxia del hipolimnion durante los años recientes. Los sedimentos acumulados bajo estas condiciones, mostraron concentraciones elevadas de metano con un flujo difusivo continuo contribuyendo a la anoxia. Además, parece haber pérdidas significativas de sulfatos y fosfatos en la interfase sedimento-agua.

Sin embargo, la presencia de cantidades altas de sulfato de cobre parece haber inhibido la dominancia de algas específicas tales como las azules y algunas diatomeas. Así el proceso de eutroficación rápida ha sido limitado.

ABSTRACT

Hydrologic conditions and an increase in incoming nutrients from human activities have enhanced the effect of copper sulfates from mine tailings flowing into the temperate monomictic Rapel lake (34° S), an hydroelectric reservoir, constructed in 1968. Before copper additions, predictions

pointed to rapid eutrophication processes. However, plankton community structure seemed to show conditioned responses to the presence of tailing metals, especially copper. An overall characterization of the lake showed major problems with continual summer hypolimnetic anoxia during recent years. The sediments accumulating under these conditions exhibited elevated concentrations of methane, whose intensive diffusive flux contributing to anoxia. It is also likely that substantial losses of sulfates and phosphates occurred across the sediment-water interface. However, the presence of higher concentrations of copper in the water column have prevented the dominance of specific algae such as bluegreens and some diatoms, and thus the general processes towards rapid eutrophication were limited.

UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL NORTE
FACULTAD DE CIENCIAS DEL MAR
DEPARTAMENTO BIOLOGÍA MARINA

INFORME:

ANÁLISIS GLOBAL SOBRE LA MORTANDAD DE PECES EN EL EMBALSE RAPEL

**Presentado a requerimiento de CODELCO - CHILE División El
Teniente, para su exposición ante los Organismos de la
Administración del Estado de la VI Región del Libertador Bernardo
O'Higgins, con competencia ambiental en estos temas.**

**Autores: Alejandro Aron
 Jorge Olivares
 Julio Moraga**

Coquimbo, Agosto de 1999.

ÍNDICE DE MATERIAS

MATERIA	Pág. N°
I.- INTRODUCCIÓN.....	01
II.- CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL EMBALSE RAPEL.....	02
II.1.- CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS.....	02
II.1.1.- Contenido de Metales.....	02
II.1.1.1.- Agua.....	03
II.1.1.2.- Sedimentos.....	03
II.1.1.3.- Peces (músculo e hígado de pejerreyes argentinos).....	03
II.1.2.- Oxígeno disuelto, nutrientes y temperatura.....	03
II.1.2.1.- Oxígeno disuelto.....	04
II.1.2.2.- Nutrientes.....	04
II.1.2.2.1.- Nitrato.....	04
II.1.2.2.2.- Fosfato.....	04
II.1.2.2.3.- Silicato.....	04
II.1.3.- Temperatura.....	04
II.2.- CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS.....	05
II.2.1.- Análisis taxocenótico.....	05
II.2.2.- Efecto de metales en la biota.....	05
III.- ANÁLISIS DEL EVENTO DE MORTANDAD DE JUNIO DE 1990.....	06
III.1.- CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS.....	06
III.1.1.- Aspectos hidrográficos y morfológicos.....	06
III.1.2.- Metales en agua.....	06
III.1.3.- Metales en peces.....	07
III.1.4.- Nutrientes.....	07
III.2.- CONDICIONES BIOLÓGICAS.....	08
III.2.1.- Fitoplancton.....	08
III.2.2.- Zooplancton.....	09
III.2.3.- Flora microbiana de peces.....	09
III.2.4.- Análisis necrológico de los peces afectados por el fenómeno.....	10

MATERIA	Pág. N°
IV.- DISCUSIÓN.....	11
IV.1.- CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS DEL EMBALSE RAPEL.....	11
IV.2.- CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DEL EMBALSE RAPEL.....	12
IV.3.- CONDICIONES ABIÓTICAS EN LA MORTANDAD DE 1990.....	14
IV.4.- CONDICIONES BIOLÓGICAS EN LA MORTANDAD DE 1990.....	15
V.- CONCLUSIONES.....	16
VI.- REFERENCIAS.....	20
VII.- LISTADO DE FIGURAS.....	21

ANÁLISIS GLOBAL SOBRE LA MORTANDAD DE PECES EN EL EMBALSE RAPEL

I.- INTRODUCCIÓN

En enero de 1989, la Dirección General de Aguas (DGA), elaboró un documento de Bases Técnicas para investigar las variables ecológico-ambientales, de los ecosistemas bajo influencia del vertido en ellos de las aguas claras del Embalse de Relaves Carén de CODELCO - CHILE División El Teniente, al curso del estero homónimo, el que confluye con el estero Alhué, para desembocar finalmente en el Embalse Hidroeléctrico Rapel, perteneciente a ENDESA.

Para efectos de dicha investigación, CODELCO contrató los servicios de la Universidad Católica del Norte, la que generó el Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del Embalse Carén, entre marzo de 1990 y diciembre de 1992, en tres etapas, la 1ª desde marzo de 1990 a marzo de 1991, que abarcó fundamentalmente los subsistemas lóticos aguas abajo del embalse Carén, y la 2ª y 3ª, desde junio de 1991 hasta agosto de 1992, y desde agosto de 1992 hasta diciembre del mismo año (Fig. 1), donde se incluyeron observaciones en el subsistema léntico del Embalse Rapel, frente a la posibilidad que los mencionados efluentes ejerzan una influencia sobre este importante reservorio acuático de la Región.

En el período comprendido entre el inicio de las investigaciones reseñadas y la actualidad, han sucedido fenómenos de mortalidades de parte de las poblaciones de peces del embalse Rapel, los que han afectado básicamente a la especie "pejerrey argentino" (*Odontesthes bonaerensis*). Uno de tales fenómenos ocurrió en junio de 1990, al inicio del Programa antes citado, el que fue extensivamente estudiado por los investigadores participantes del Programa. Posteriormente a esta fecha, sin periodicidad clara, pero siempre alrededor de la misma época, han ocurrido algunos otros eventos similares.

A raíz de esta situación, CODELCO ha decidido hacer públicos sus antecedentes científicos sobre de los subsistemas biológicos bajo la influencia del vertido de las aguas claras del embalse Carén, organizando un Seminario con los Organismos de la Administración del Estado de la VI Región del Libertador Bernardo O'Higgins, con competencia ambiental en estos temas. Dicha decisión origina al presente documento, donde la Universidad Católica del Norte resume la globalidad de los resultados obtenidos por su Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del Embalse Carén, en lo que respecta específicamente al subsistema del embalse Rapel.

La biota que habita los lagos responde a un equilibrio entre la intensidad y duración de la luz, la temperatura, los vientos, la pluviosidad, la carga sedimentaria y material de los afluentes, y el contenido químico de las aguas. En los embalses, la edad del cuerpo, la tasa de sedimentación y el manejo que se realiza del volumen de agua, alteran el equilibrio antes referido, y dichos cuerpos de agua tienden a ser mantenidos en un estado inmaduro, sin posibilidad que se establezca vegetación de orilla. El fitoplancton pasa a constituir el principal productor primario global, asociado al desarrollo masivo de poblaciones de pequeños organismos filtradores (zooplancton), cuyas abundancias inter e intraespecíficas varían drásticamente en la dimensión espacio-temporal. Esto se relaciona finalmente con una buena capacidad para mantener poblaciones ícticas del tipo de las filtradoras de plancton (ej. pejerreyes) y/o aprovechadoras de sustrato (ej. carpas).

Al existir vertidos industriales sobre el marco complejo antes señalado, se introduce en el sistema una fuente adicional de variabilidad. Si los vertidos no provocan alteraciones deletéreas drásticas e inmediatas sobre la biota, surge la posibilidad que su efecto pueda ser definido como subletal, ya sea acumulativo o no, o que incluso el impacto eventual con que se los pueda señalar, revista menor magnitud que los ocasionados por los factores de variabilidad antes mencionados.

Frente a la escasez de publicaciones chilenas, sobre la influencia del vaciado de efluentes industriales sobre la biota de ambientes lénticos, y sobre la variabilidad fisico-química espacio-temporal de este tipo de ambientes, cobra importancia como antecedente, la información contenida en informes de proyectos o programas de investigación como el que aquí se analiza.

En este documento, se expondrá un resumen con los resultados principales obtenidos durante la ejecución del citado Programa antes citado, relativos específicamente al subsistema "Embalse Rapel", con énfasis en los obtenidos durante el fenómeno de mortandad ocurrido en junio de 1990. Este documento resume la información que está reseñada en detalle en los diferentes informes entregados por la Universidad Católica del Norte a CODELCO-CHILE División El Teniente, todos los cuales obran también en poder de los Organismos de la Administración del Estado con competencia ambiental en este tema.

II.- CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL EMBALSE RAPEL

II.1.- CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS

Entre marzo de 1990 y junio de 1992, se condujeron investigaciones tendientes a estudiar los contenidos de los principales metales en las aguas y sedimentos del sistema Carén-Alhué-Rapel, en los tejidos de peces, y también las variaciones del oxígeno disuelto y de los nutrientes, y las variaciones de la temperatura del agua del embalse Rapel, cuyos resultados son los siguientes:

II.1.1.- Contenido de Metales

II.1.1.1.- Agua (Figs. 2, 3, 4 y 5):

Tabla I.- Concentraciones máximas y mínimas de metales seleccionados en el agua del sistema Carén-Alhué-Rapel, y fecha de ocurrencia de las mismas.

Metal	Conc. mínima	Fecha	Conc. máxima	Fecha
Cd	0,0025 mg/l	Mayo de 1992	0,0230 mg/l	Mayo de 1990
Cu	0,0086 mg/l	Agosto de 1990	0,1120 mg/l	Mayo de 1990
Mo	0,0300 mg/l	Agosto de 1990	7,5380 mg/l	Abril de 1992
Mn	0,0060 mg/l	Agosto de 1990	0,2449 mg/l	Junio de 1992

II.1.1.2.- Sedimentos (Figs. 6, 7, 8 y 9):

Tabla II.- Concentraciones máximas y mínimas de metales seleccionados en el sedimento del sistema Carén-Alhué-Rapel, y fecha de ocurrencia de las mismas.

Metal	Conc. mínima	Fecha	Conc. máxima	Fecha
Cd	01,50 mg/kg	Abril de 1992	003,49 mg/kg	Octubre de 1990
Cu	04,20 mg/kg	Agosto de 1990	643,20 mg/kg	Mayo de 1992
Mo	01,30 mg/kg	Agosto de 1990	076,26 mg/kg	Marzo de 1992
Mn	70,68 mg/kg	Julio de 1991	161,40 mg/kg	Septiembre de 1991

II.1.1.3.- Peces (músculo y tejido hepático de pejerreyes argentinos):

Tabla III.- Concentraciones máximas y mínimas de metales seleccionados en tejidos muscular y hepático de pejerreyes argentinos del subsistema Rapel, y fecha de ocurrencia de las mismas.

Metal en músculo	Conc. mínima	Fecha	Conc. máxima	Fecha
Cd	0,11 mg/kg	Noviembre de 1992	0,81 mg/kg	Julio de 1992
Cu	0,25 mg/kg	Julio de 1990	2,24 mg/kg	Octubre de 1991
Mo	0,50 mg/kg	Agosto de 1990	9,39 mg/kg	Junio de 1992
Mn	0,32 mg/kg	Junio de 1992	2,28 mg/kg	Diciembre de 1991

Metal en hígado	Conc. mínima	Fecha	Conc. máxima	Fecha
Cd	0,09 mg/kg	Octubre de 1991	01,36 mg/kg	Septiembre de 1992
Cu	1,46 mg/kg	Noviembre de 1992	04,49 mg/kg	Diciembre de 1992
Mo	0,50 mg/kg	Diciembre de 1992	14,84 mg/kg	Septiembre de 1992
Mn	0,12 mg/kg	Octubre de 1992	06,67 mg/kg	Mayo de 1992

II.1.2.- Oxígeno disuelto, nutrientes y temperatura.

En el embalse Rapel se efectuaron observaciones superficiales en cuatro estaciones desde marzo de 1990 a enero de 1991: N° 1, origen del brazo Alhué; N° 2, Punta Verde (ex bahía Skorpio); N° 3, brazo de la cortina del embalse; y N° 4, brazo Cachapoal (frente a Llallauquén). Posteriormente, se amplió el rango de observaciones a 3 profundidades de la columna de agua, en dichas estaciones.

II.1.2.1.- Oxígeno disuelto

Estos valores oscilaron entre 4.8 y 9.6 ml/l (Fig. 10). De acuerdo con su distribución vertical, se registraron valores de sobresaturación en los primeros 10 m, alcanzando en julio a diciembre (1991-1992), concentraciones superiores a 7.0 ml/l.

II.1.2.2.- Nutrientes

II.1.2.2.1.- Nitrato

Este fluctó entre 0.1 y 6,8 mg/l (Fig. 11), con concentraciones superiores a 5 mg/l en mayo de 1991, y abril-mayo de 1992, sobre todo en el brazo Tinguiririca-Cachapoal.

II.1.2.2.2.- Fosfato

Estos valores fluctuaron entre 0.01 y 0,69 mg/l (Fig. 12). Las mayores concentraciones se registraron en invierno de 1991, con valores superiores a 0,6 mg/l en agosto, en el brazo Tinguiririca-Cachapoal.

II.1.2.2.3.- Silicato

El contenido de silicato fluctuó entre 0.1 y 34.1 mg/l (Fig.13), observándose períodos de alta concentración entre septiembre y noviembre de 1991, y septiembre-noviembre de 1991, abarcando prácticamente todas las estaciones. Otro máximo se observó a partir de mayo de 1992.

II.1.3.- Temperatura

La variación temporal de la temperatura durante el período de observación, muestra un ciclo anual de variación térmica con rangos que oscilaron entre 10.0 y 24.3 °C (Fig.14), midiéndose los valores menores en los meses de invierno, época en la que se llega a una condición homoterma del orden de 10.0°C en toda la columna de agua. Los valores máximos se observaron en los meses de enero, midiéndose temperaturas superficiales superiores a 23.0 °C, con un máximo de 24.3 °C.

II.2.- CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS

II.2.1.- Análisis taxocenótico

Los resultados del Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del Embalse Carén, revelan las siguientes tendencias de índole general, en relación al subsistema Rapel:

A través de todo el período de estudio, se han encontrado similitudes entre la microflora, la fauna de microcrustáceos y la de peces del embalse Rapel (Fig. 15), con la correspondiente a ambientes limnéticos similares de Chile Central. Específicamente respecto del embalse Rapel, existen registros de la composición zooplanctónica de una década antes de la realización del Programa de la Universidad Católica del Norte, revelando que ésta era más rica en especies que la encontrada, aún cuando la estructura de dominancias se mantiene.

Otro aspecto que merece ser destacado, es el hecho que el subsistema Rapel no constituye un todo homogéneo. Las investigaciones conducidas en él, demuestran que el sector proximal del brazo Carén-Alhué, el sector medio y distal de dicho brazo, el brazo Tinguiririca-Cachapoal, y el brazo Cortina, son localidades claramente diferentes respecto de su estructura taxocenótica, particularmente en lo que se refiere al fitoplancton, zooplancton (Figs. 16 y 17), y composición bacteriana de los sedimentos. Esta distinción espacial se explica por esquemas diferenciales de presencia y abundancia de especies en cada sector y, si se considera además al subsistema Carén-Alhué, indica patrones ascendentes de la biodiversidad en el sentido geográfico hacia el embalse Rapel.

Las composiciones taxocenóticas permiten reconocer determinadas afinidades o diferencias espaciales entre las localidades del sistema Carén-Alhué-Rapel, o entre subsistemas, como por ejemplo, las que se reflejan en la composición zooplanctónica (Fig. 18).

II.2.2.- Efecto de metales en la biota

Se pudo demostrar que las abundancias y el crecimiento del fitoplancton del área de estudio no se vieron alterados por los niveles de Cd, Mn o Mo presentes en las aguas sobrenadantes de relave (Figs. 19 y 20), y aún cuando es observable una cierta influencia de concentraciones elevadas de SO_4 (Fig. 21), no es menos cierto que en las áreas que mostraron las mayores concentraciones de este compuesto, también fueron encontradas importantes concentraciones de bacterias sulfato-reductoras *in situ*. Por otra parte, y sobre todo en el subsistema Rapel, la evidencia demuestra pastoreo por especies del zooplancton sobre las microalgas que allí habitan, hecho que se debe destacar en conjunto al de la existencia de estructuras taxocenóticas comparables para estos grupos, entre los dos años de observaciones (Fig. 22).

También es importante mencionar que peces reconocidamente demandantes en sus requerimientos fisiológicos, como son las truchas, mostraron crecimientos absolutamente comparables, entre ejemplares sometidos directamente a la influencia de las aguas de relave, y ejemplares bajo condiciones de piscicultura normal (Fig. 23).

III.- ANÁLISIS DEL EVENTO DE MORTANDAD DE JUNIO DE 1990

III.1.- CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS

En relación al fenómeno de mortandad masiva de peces, observado desde el 19 de junio en el área de Punta Verde (ex Bahía Skorprios) del embalse Rapel, se planificó una serie de estaciones para toma de muestras, algunas localizadas en la misma zona en donde ocurría este fenómeno, y otras fuera de la zona de ocurrencia, a fin de poder caracterizarlo mejor.

III.1.1.- Aspectos hidrográficos y morfológicos

El día 22 de junio de 1990, se condujeron muestreos para determinar ecográficamente el relieve de fondo del área afectada por el fenómeno de mortandad de peces (el brazo Carén-Alhué), medir la temperatura y corrientes del sector, y además para realizar un aforo puntual en el río Cachapoal, principal aporte de agua para el embalse Rapel, y en la desembocadura del estero Alhué en el embalse Rapel, o zona proximal del brazo Carén-Alhué (puente Alhué).

El perfil ecográfico, de una longitud de 700 m, reveló profundidades en el brazo Carén-Alhué que fluctúan entre 0 y 13 m, con un canal longitudinal, condición típica de río bajo Cota de Inundación. Los perfiles de temperatura revelaron una columna de agua de característica homotermal. Los correntómetros empleados no detectaron movimiento de agua, por lo que si éste está presente, es inferior al umbral de medición del instrumento utilizado. Los aforos realizados revelaron que el río Cachapoal aportaba en ese momento un flujo de 98,8 m³/s y el estero Alhué un flujo de 3,40 m³/s, con una diferencia porcentual de 96,4 y 3,6 % respectivamente (Fig. 24).

III.1.2.- Metales en agua

Los valores de las muestras frente a Punta Verde, oscilaron entre los siguientes rangos:

Tabla IV.- Concentración de metales en el agua frente a Punta Verde, junio de 1990.

Metales	Concentración total	Concentración en solución
Cd	< 0,01 mg/l	< 0,01 mg/l
Cu	< 0,01 mg/l	< 0,01 mg/l
Mo	0,04-0,07 mg/l	0,03-0,07 mg/l
Mn	0,04-0,06 mg/l	< 0,01 mg/l
Hg	no detectado	no detectado

III.1.3.- Metales en peces

Se analizó un total de 35 ejemplares de pejerreyes argentinos, 3 colectado en el puente Alhué (zona proximal del brazo Carén-Alhué), 9 colectados en Punta Verde, 20 en el estero Carén, además de 3 carpas colectadas en este mismo último sector.

Los resultados de los análisis fueron los siguientes

Tabla V.- Contenido de metales en músculos de pejerreyes argentinos afectados por el fenómeno de mortandad de junio de 1990

	Mn (mg/kg)	Mo (mg/kg)	Cu (mg/kg)
Puente Alhue	2.0-3.0	7.0-20.0	0.90-2.5
Punta Verde	0.4-0.8	0.8-07.0	0.02-0.8
Estero Carén	0.1-0.6	0.5-09.0	0.02-1.4
Estero Carén (carpas)	0.5-0.7	6.0-11.0	0.80-1.4

III.1.4.- Nutrientes

El día del fenómeno, se monitorearon 7 estaciones (Fig. 25), en las que se tomó muestras de agua en tres niveles de la columna, para el análisis de temperatura y de nutrientes. Las temperaturas superficiales oscilaron entre 11.2 y 12.0 °C. No se detectaron grandes fluctuaciones de la distribución vertical. El mayor gradiente se observó en la estación localizada frente a la localidad denominada "El Estero", aledaña a Punta Verde, con un valor de 0.09 °C/m (Fig. 26).

No se dectaron grandes diferencias en la distribución superficial de los fosfatos (Fig. 26). Las concentraciones oscilaron alrededor de 0.04 mg/l, con excepción de Punta Verde, donde se midieron valores de hasta 0.096 mg/l. Las concentraciones de nitratos y silicatos presentaron grandes variaciones, con valores desde 1,2 a 2,5 mg/l para nitrato, y 1,4 a 13,6 mg/l para silicato (Fig. 26). Las concentraciones de los nutrientes, particularmente las de nitratos y silicatos, fueron mayores hacia la zona de confluencia entre los brazos Carén-Alhué y Tinguiririca-Cachapoal, y menores hacia el sector de El Estero, en dirección hacia la parte proximal del brazo Carén-Alhué.

En cuanto a las distribuciones verticales, los fosfatos no revelaron diferencias mayores, sus concentraciones oscilaron alrededor de 0.04 mg/l. Los nitratos y silicatos sí mostraron diferencias verticales, con concentraciones que variaron entre 0.9 y 2.5 mg/l para nitratos, y entre 1.4 y 10.5 mg/l para silicatos.

III.2.- CONDICIONES BIOLÓGICAS

A continuación se resumen las observaciones biológicas (plancton, microbiología y análisis bacteriológicos de branquias y tractos digestivos de peces afectados, metales pesados en ictiofauna, y observaciones necrológicas de peces moribundos), realizadas durante la última semana del mes de junio de 1990 por el equipo a cargo del Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del Embalse Carén. La información detallada consta en el Informe correspondiente entregado a CODELCO-CHILE por la Universidad Católica del Norte, el cual obra asimismo en poder de los Organismos de la Administración del Estado con competencia ambiental en este tema.

III.2.1.- Fitoplancton

Durante el período antes referido se constató la existencia de un florecimiento ("bloom") microalgal en el embalse Rapel, el que estuvo dominado por la bacillariófita *Melosira granulata*, y presentó abundancias subordinadas de la cloroficea *Pediastrum simplex*. Ambas especies dieron cuenta de más del 90% de la biomasa fitoplanctónica, estimada como concentración de clorofila "a" (mg/m^3) en el agua, cuyos valores superficiales fueron máximos las zonas proximal y distal del brazo Carén-Alhué (desembocadura del estero Alhué y confluencia con el brazo Tinguiririca-Cachapoal respectivamente, cifras de hasta 340 mg/m^3) y mínimos en torno al área de ocurrencia del fenómeno de mortandad (Punta Verde, ex Bahía Skorprios, cifras alrededor de 30 mg/m^3) (Fig. 27).

Respecto de la distribución vertical, todos los valores de clorofila "a" aumentaron en profundidad (5-7 m), registrándose los mayores valores ($120 - 340 \text{ mg/m}^3$), en la zona directamente aledaña a la ocurrencia del fenómeno (Fig. 28).

Tanto el promedio como los valores máximos de biomasa fitoplanctónica, fueron mayores que los máximos ($58,4 \text{ mg/m}^3$) reportados para esta área con 6 años de anterioridad (Montecino y Cabrera, 1984), y correspondieron a clorofila "a" con capacidad de realizar fotosíntesis, ya que mediciones de penetración vertical de la luz, revelaron valores de iluminación suficientes para realizar fotosíntesis, por lo menos hasta las profundidades de los máximos.

Este florecimiento microalgal, cuya especie dominante pertenece a un grupo que se caracteriza por tener sus células revestidas de un frústulo de sílice, presenta una correlación estrecha con la distribución espacial de las concentraciones de este nutriente en el brazo Carén-Alhué, según los resultados de las investigaciones físico-químicas. Además, la zona de principal ocurrencia de peces muertos coincide con las áreas de menor concentración de clorofila "a".

III.2.2.- Zooplancton

Las colectas de zooplancton realizadas contemporáneamente a la ocurrencia del fenómeno de mortandad de peces, revelaron la presencia de seis especies de microcrustáceos; tres cladóceros, *Alona pulchella*, *Moina micrura*, *Bosmina obtusirostris*; dos copépodos ciclopoideos, *Microcyclops anceps* y *Metacyclops mendocinus*; y un copépodo calanoideo, *Diaptomus diabolicus*. Además, se pudo reconocer un rotífero loricado silíceo, *Brachionus* sp.

Mientras las abundancias del plancton de microcrustáceos por especie y día de observación, oscilaron en niveles inferiores a 14 individuos/m³, las de los rotíferos mostraron valores un orden de magnitud mayores, entre 350 y 420 ind./m³. Todos estos valores no revelaron alguna tendencia temporal, ya sea hacia el aumento o disminución, sino más bien variaciones bruscas y estocásticas (Fig. 29).

Respecto de su distribución vertical, las especies mencionadas pueden dividirse en tres grupos claramente reconocibles: Dos cladóceros; *M. micrura* y *B. obtusirostris*, y dos copépodos; *M. anceps* y *D. diabolicus*, presentaron densidades mayores en superficie en las primeras horas de la mañana y en las últimas horas de la tarde, revelando un comportamiento de migración nictimeral que es típico para muchas especies de zooplancteres. El cladócero *A. pulchella* y el copépodo *M. mendocinus*, mantuvieron densidades similares entre horas y estratos de muestreo, lo que revela una distribución homogénea en la columna de agua. Finalmente, las densidades del rotífero *Brachionus* sp. se distribuyeron erráticamente entre los diferentes momentos del día, y las diferentes profundidades (Fig. 30).

III.2.3.- Flora microbiana de peces

Frente a los siguientes hechos:

- ⇒ que las branquias de los peces de agua dulce muestran una gran heterogeneidad bacteriana, que representa la microflora presente en el agua,
- ⇒ que la microflora presente en las heces refleja aquella del intestino, compuesta en términos generales por un espectro restringido de microorganismos, lo que sugiere el efecto selectivo del tubo digestivo,
- ⇒ que las alteraciones de la microflora del agua, o el establecimiento de gérmenes patógenos en peces, produce un cambio en la cantidad y variedad de las poblaciones bacterianas antes mencionadas, donde el microorganismo patógeno pasa a representar niveles significativos de abundancia,

se realizó un análisis microbiológico de ejemplares de pejerreyes muertos durante el fenómeno que los afectó en junio de 1990, para comprobar o descartar la hipótesis que la causa del evento tuviera que ver con alteraciones de las poblaciones bacterianas, ya sea del embalse Rapel, o de los peces mismos. Los resultados de este análisis se resumen a continuación:

Todos los peces analizados revelaron una heterogeneidad significativa en las formas bacterianas observadas, con un predominio manifiesto de formas bacilares, pero una importante presencia también de formas coccáceas. El predominio señalado es mayor en las heces que en las branquias, revelando el rol selectivo del tracto gastrointestinal.

Los cultivos realizados a partir de las muestras *in situ*, no evidenciaron condiciones de anormalidad. En los medios sembrados con muestras de branquias, se desarrollaron fundamentalmente colonias pigmentadas de *Micrococcus*, además de otras de *Diplococcus*, acompañadas de algunas colonias de bacilos Gram (-).

Las placas sembradas con material fecal de los peces mostraron una notoria disminución de las colonias pigmentadas, desarrollándose mayoritariamente bacilos Gram (-) "coryneiformes", además de colonias de *Diplococcus*.

Los análisis microbianos de la cavidad peritoneal de los peces, revelaron niveles significativamente menores de bacterias. Todas fueron formas bacilares Gram (-), con ausencia de colonias pigmentadas.

III.2.4.- Análisis necrológicos de los peces afectados por el fenómeno

El 19 de junio de 1990, se realizaron análisis necrológicos de pejerreyes argentinos (*Odontesthes bonaerensis*) y carpas (*Cyprinus carpio*) muertos y moribundos. Las observaciones se repitieron una semana después, el día 27. De acuerdo al análisis necrológico de las primeras observaciones, las carpas y pejerreyes moribundos no evidenciaron alteraciones externas o internas, a excepción de la depositación de elementos de aspecto vítreo en las laminillas branquiales. Los tractos digestivos de los pejerreyes contenían microalgas fitoplanctónicas, fundamentalmente *Melosira granulata*, con menor proporción de *Pediastrum simplex*.

Los ejemplares recolectados muertos presentaron las mismas características ya señaladas. Destacan en ellos una mayor acumulación de cristales sobre las branquias embebidos en mucus abundante, e indicios de extravasación sanguínea en el sector ventral, posterior a las branquias.

Las observaciones del área efectuadas una semana después revelaron dos franjas de depositación de peces muertos en la orilla, separadas por un espacio libre, lo que revela que durante ese período el embalse perdió agua. Los peces muertos depositados correspondieron a las especies ya mencionadas, más algunos ejemplares de dorados (*Carassius carassius*). En el agua se observa gran cantidad de peces moribundos, todos los cuales presentaron un patrón conductual similar: pérdida de equilibrio, rumbo errático e incapacidad de regular boyantes.

La mayor concentración de peces muertos en ambas franjas correspondió a pejerreyes. El análisis de la distribución de tallas de estos ejemplares, reveló las siguientes proporciones:

Tabla VI.- Distribución de tallas de los pejerreyes argentinos afectados por el fenómeno de mortandad de junio de 1990.

RANGO DE TALLA (LT, mm)	% PECES MUERTOS
000 - 100	00,98
100 - 200	59,80
200 - 300	38,24
300 - 400	00,98

Después de una semana de ocurrido el fenómeno en forma masiva, tanto los peces muertos como los moribundos evidenciaron una coloración rojiza en la zona del istmo y pedúnculo caudal, dada por ruptura de capilares en dichas zonas, y algunos ejemplares presentaron el globo ocular inflamado, signos de exoftalmia y síntomas de derrame, los que son más pronunciados mientras más tiempo ha transcurrido, pues no eran tan evidentes en los peces muestreados en los primeros días.

Los tractos digestivos de los peces muertos presentaron contenido, lo que sugiere que los animales se alimentaron hasta el momento de ocurrida la muerte. Las vejigas gaseosas se encontraron muy distendidas, con mesenterio visceral hemorrágico. Varios peces presentaron destrucción visceral total, lo que podría deberse al proceso de descomposición, aún cuando síntomas de putrefacción no eran evidentes.

Observaciones ecosistémicas generales en el área, no evidenciaron fenómenos de mortalidad entre las aves acuáticas del sector. Los patos zambullidores continuaron depredando sobre los peces, aún cuando prefirieron bucear en busca de presas, antes que alimentarse de los peces moribundos en superficie.

IV.- DISCUSIÓN

IV.1.- CARACTERÍSTICAS GENERALES ABIÓTICAS DEL EMBALSE RAPEL

La variabilidad de los metales en el agua no muestra un patrón claro. Los valores no sobrepasan la norma chilena para agua de regadío, excepto en algunas ocasiones para el Mo y el Mn, situación que quizás sea normal para la zona, ya que observaciones realizadas en el subsistema Carén-Alhué, han reportado niveles *naturales* de Mo muy superiores a la norma chilena para agua de regadío.

Otra característica a destacar, es que las mayores concentraciones de metales se reportaron para el año 1990, año relativamente seco, lo que indicaría que la pluviosidad es un factor importante de tomar en cuenta, para la dilución general de las concentraciones de metales en el embalse Rapel.

La alta variabilidad temporal de las concentraciones metálicas en sedimentos, se debería principalmente a su movilidad y redistribución por procesos físico-químicos de la interfase agua-sedimento, las que a su vez dependen de las condiciones redox y de la materia orgánica del sistema.

Los contenidos de metales en músculo e hígado de peces fluctuaron estocásticamente durante el período de estudio, en forma similar para ambos tejidos, no pudiéndose postular bioacumulación de metales durante el período de observación, en este componente faunístico.

Todos los nutrientes analizados en el embalse Rapel mostraron un mismo patrón de comportamiento, con períodos de alta concentración entre los meses de mayo-junio y agosto-septiembre. Comparadas con otras localidades del país, estas concentraciones son mayores a las reportadas para el lago Puyehue (Campos et al., 1989) y para el lago Todos los Santos (Campos et al., 1990), menores a las reportadas para la desembocadura del estero Mantagua, V Región (Lobo et al., 1989) y similares a las señaladas para el embalse Rapel por Cabrera et al., (1977).

De acuerdo a lo anterior, tanto las variaciones temporales de los nutrientes, como sus valores absolutos, pueden ser consideradas normales para la zona de estudio, porque las concentraciones son similares a las detectadas en el estudio sobre el embalse Rapel realizado en 1976 y 1977 por Cabrera et al., (*op.cit.*), constatándose así que el nivel de concentración de estos compuestos no ha variado significativamente en los últimos 15 años.

El oxígeno disuelto presentó valores de sobresaturación durante casi todo el período de estudio, excepto en octubre 1991, cuando se detectaron valores ca. 58% de saturación en aguas bajo 15 m de profundidad, lo que probablemente se deba al consumo por oxidación de materia orgánica, la que proviene de aguas superficiales ricas en productividad en esta época. La cifra observada en la oportunidad referida puede ser característica de la zona, ya que coincide con lo reportado antes por Cabrera et al. (1977), para el mismo sector y época.

El comportamiento térmico del embalse Rapel es estacional, detectándose enfriamiento de la columna de agua entre abril y julio, y calentamiento de ésta a partir de agosto. No se pudieron apreciar grandes gradientes térmicos verticales como los reportados por Cabrera et al. (1977), probablemente por los vientos NE y SW predominantes en la zona (Cabrera et al., *op.cit.*), que generan mezcla y redistribución de la energía calórica acumulada en la capa superficial, evitando la formación de una termoclina, o evitando que ésta sea de larga duración y probablemente también, por el hecho que todas las mediciones se efectuaron antes de las 10 AM. Además, las temperaturas superficiales registradas en otoño, son semejantes a las reportadas para la misma época por los autores antes mencionados, y por Zúñiga y Araya (1982).

IV.2.- CARACTERÍSTICAS GENERALES BIOLÓGICAS DEL EMBALSE RAPEL

La microflora, y las faunas planctónica e íctica del embalse Rapel, fueron similares a las reportadas para otros ambientes limnéticos de Chile Central, como por ejemplo los microcrustáceos del embalse Rapel y de la Laguna El Plateado, cerca de Valparaíso. Registros del zooplancton del embalse Rapel una década antes del Programa de la Universidad Católica del Norte, revelan que ésta era más rica en especies que la encontrada aquí, pero con estructura de dominancia similar, lo que puede ser el reflejo de las características propias de este cuerpo de agua, en cuanto embalse artificial.

Los resultados florísticos y faunísticos indican que el subsistema Rapel no constituye un todo homogéneo, y que la diferenciación espacial puede ser explicada por los distintos esquemas de presencia y abundancia biológica en cada sector. Si además se considera al subsistema Carén-Alhué, estos esquemas indican un ascenso de la biodiversidad hacia el embalse Rapel (Fig. 31). Esto es relevante, porque se reconoce que uno de los efectos inmediatos más directos y serios de las intervenciones por desechos industriales, se evidencia como un descenso marcado de la biodiversidad desde el sector de los vaciados, producido por la muerte de muchas especies sensibles, y la mantención de unas pocas resistentes, en un área que dependerá de cuán drástico sea el impacto producido. En este caso no se ha podido demostrar tal tendencia, porque las variaciones de la biodiversidad, sobre todo en el subsistema Carén-Alhué, aquél sometido más directamente a la influencia del vaciado de los efluentes, dependen más que nada de las abundancias específicas en la dimensión temporal, las que a su vez son el reflejo de variaciones poblacionales en las épocas de actividad biológica reproductiva (Fig. 32).

Lo anterior queda de manifiesto en los patrones temporales de afinidad de la estructura taxocenótica de los elementos de la biota. Las agrupaciones de los meses de muestreo que resultan del análisis multivariado de componentes principales de la estructura fito y zooplanctónica, revelando claramente las épocas de mayor y menor abundancia según los ciclos reproductivos, son más consistentes desde la perspectiva temporal que espacial, ya que un número menor de factores concentran la varianza en la dimensión del tiempo, en comparación con la dimensión del espacio (Fig. 33). Si el resultado hubiese sido el inverso, entonces habría que pensar en condicionantes espaciales que expliquen las agrupaciones de los meses de muestreo, como por ejemplo el vertido de los efluentes del embalse Carén.

Los resultados también permiten reconocer afinidades o diferencias entre las localidades del sistema Carén-Alhué-Rapel (Fig. 18), a partir de lo cual es posible realizar algunas inferencias:

- ⇒ El subsector del estero Carén aparece segregado del resto de las agrupaciones espaciales, quedando señalado como un área diferente, sin mayor relación con las demás. Esto es consistente con el hecho que esa es la zona que recibe directamente el vertido de los efluentes del embalse Carén. En todo caso, esa área es la única cuya segregación espacial pueda ser explicada por la razón mencionada.
- ⇒ El área proximal del brazo Carén-Alhué del embalse Rapel constituye una unidad con mayor afinidad al área del estero Alhué, que a los demás sectores de dicho embalse. Esto indica que de ambos esteros que confluyen en el embalse Rapel, Carén y Alhué, la influencia biológica mayor sobre el embalse reside en el estero Alhué. Esto también es consistente con el hecho que, del flujo total de agua que llega al embalse por esta vía, aproximadamente un 70% lo aporta este último estero.
- ⇒ El área distal del brazo Carén-Alhué, así como las áreas de los brazos Tinguiririca-Cachapoal y Cortina del embalse Rapel, aparecen claramente segregadas entre sí, coincidiendo con el esquema de diferencias espaciales entre localidades inicialmente mencionado.

Otro elemento necesario de destacar, es el hecho que las mayores afinidades se dan entre localidades contiguas. Esto significa que las distribuciones de los organismos son de tipo contagioso, lo que es el reflejo del esquema de flujos de agua en el sistema.

Como resumen, se puede establecer que las estructuras taxocenóticas definen al área de estudio como un conjunto de localidades diferentes con grados de afinidad producto de distribuciones de tipo contagioso. Las diferencias radican en que en los diferentes sectores dominan especies diferentes, cuyos números varían temporalmente. Las variaciones numéricas pueden ser razonablemente explicada por eventos biológicos como la reproducción, o eventos mecánicos como las variaciones en el caudal de los flujos de agua, o en el volumen del agua embalsada. Desde este punto de vista, los antecedentes no son suficientes como para postular un impacto ecológico drástico o deletéreo del vertido de los efluentes del embalse Carén, ni sobre los subsistemas lóticos posteriores (esteros Carén y Alhué), ni sobre el subsistema léntico del embalse Rapel. Esta aseveración es también apoyada por los resultados de los análisis del efecto de concentraciones de elementos en tejidos de especies, sobre el crecimiento o funcionamiento biológico de éstas.

Finalmente en relación específica al subsistema Rapel, la evidencia sobre la ocurrencia normal de pastoreo por especies del zooplancton sobre las microalgas que allí habitan, unido a la existencia de estructuras taxocenóticas comparables para estos grupos entre los dos años de observaciones, demuestra más bien una dinámica biológica establecida, con su lógica variabilidad, antes que una estructura basada en efectos originados por concentraciones de elementos o compuestos.

IV.3.- CONDICIONES ABIÓTICAS EN LA MORTANDAD DE 1990

Hidrográficamente, el brazo Carén-Alhué del embalse Rapel es un lecho de río inundado, con gran extensión de aguas someras y una profundización de lo que fue la caja del estero Alhué. Al momento de la ocurrencia del fenómeno, las condiciones térmicas de la columna de agua fueron homogéneas. Este hecho es característico para dicha área en la época en cuestión, y está además relacionado con el escaso aporte hídrico que el estero Alhué entrega al embalse, mínimo en comparación con el aporte realizado por el tributario principal, el río Cachapoal. Esto determina que el flujo de agua en el brazo Carén-Alhué, de existir, es inferior en magnitud a lo detectable por los instrumentos de medición.

El análisis de las características físico-químicas del agua en el brazo Carén-Alhué en el período del fenómeno de mortandad, reveló que los valores de todos los parámetros y variables estudiadas fueron, en general, inferiores al promedio de los valores reportados para los años 1990-1992, manteniéndose en rangos que pueden ser considerados normales e históricos para esa zona. No se detectaron variaciones significativas en las concentraciones de ninguno de los metales considerados, mientras que los valores superficiales y verticales de los nutrientes (nitratos, fosfatos y silicatos), con máximos en el brazo Tinguiririca-Cachapoal, y un decrecimiento de las concentraciones entre las zonas distal y proximal del brazo Carén-Alhué, concuerdan con los resultados hidrográficos.

De acuerdo a los antecedentes obtenidos, se puede decir que la zona estudiada (el brazo Carén-Alhué del embalse Rapel), correspondería en general a un solo cuerpo de agua, sin grandes variaciones significativas en la mayoría de los parámetros analizados. Un ejemplo claro de esta situación, lo demuestra la variación superficial y vertical de la temperatura, a raíz de lo cual se podría decir que el cuerpo de agua analizado es prácticamente homotermal.

Las concentraciones de nutrientes, especialmente nitratos y silicatos, y las condiciones térmicas adecuadas, serían las causantes del bloom de diatomeas (*Melosira granulata*), observado coetáneamente al fenómeno de la mortandad de peces.

Respecto al contenido de metales en peces, no es posible evidenciar diferencias significativas entre las concentraciones muscular y hepática de los ejemplares analizados durante el evento de mortandad, y aquellas medidas en el período 1990-1992, durante la ejecución normal del Programa de Investigaciones sobre el impacto ambiental de las aguas de relave del embalse Carén. Frente a tales antecedentes, es posible descartar la hipótesis que el fenómeno de mortandad haya sido causado por una bioacumulación de metales en los peces.

IV.4.- CONDICIONES BIOLÓGICAS EN LA MORTANDAD DE 1990

La biomasa fitoplanctónica y el análisis taxocenótico del fitoplancton revelaron la existencia de un florecimiento microalgal de la diatomea silícea *Melosira granulata*, acompañada de la clorófito *Pediastrum simplex*, fenómeno que guarda estrecha relación con las condiciones de los nutrientes, específicamente de los silicatos, los que mayoritariamente son aportados al embalse Rapel desde el brazo Tinguiririca-Cachapoal. La composición y variaciones taxocenóticas del zooplancton del área de estudio, son concordantes con el florecimiento señalado. Destaca la abundancia elevada de un rotífero lorizado silíceo, *Brachionus* sp., en términos de la presencia y variaciones de las concentraciones de silicatos coetáneas al fenómeno.

La riqueza de especies zooplanctónicas registrada durante el evento de mortandad de peces de junio de 1990, concuerda con la registrada durante la ejecución regular del Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del embalse Carén, entre 1990 y 1992. La comparación entre la taxocenosis zooplanctónica del embalse Rapel y la de otros cuerpos de agua dulce de Chile, permite afirmar las condiciones de juventud e inmadurez del embalse Rapel, dada por su artificialidad.

Las oscilaciones de las densidades del zooplancton son concordantes con lo esperado bajo condiciones de florecimiento microalgal, ya que estos fenómenos son intrínsecamente variables respecto de la distribución espacio-temporal de las microalgas, variación que se transmite hacia el componente biológico que profita de ellas, las especies del zooplancton.

En este sentido, es necesario resaltar que los diferentes patrones de distribución vertical de las especies zooplanctónicas durante el evento de mortandad de 1990, pueden reflejar la adopción de diferentes estrategias espaciales del zooplancton, para aprovechar más eficientemente su principal recurso alimenticio, sobre todo bajo condiciones de florecimiento, en que las aglomeraciones de microalgas pueden distribuirse estocásticamente en la dimensión vertical, paralelamente a su tendencia de preferir niveles subsuperficiales para fotosintetizar más eficientemente, ya que las intensidades luminosas muy grandes de las capas más superficiales causan fotooxidación de la molécula de clorofila, y por ende una disminución en la productividad.

La gran densidad de rotíferos con lóricas de sílice, que los convierte en el componente zooplanctónico dominante, concuerda con el hecho que la especie microalgal principal del florecimiento sea una diatomea (cuyas células están encerradas en un frústulo de sílice). Ambos resultados pueden ser interpretados a la luz de condiciones nutricias de la columna de agua que propician el desarrollo de este tipo de organismos, que aprovechan las condiciones convenientes de concentración de silicatos en el agua.

Los análisis microbiológicos revelaron que todos los microorganismos presentes en los peces afectados por el fenómeno de mortandad, ya sea en las branquias, cavidad interna, tracto digestivo o fecas, han sido descritos como flora normal para peces de zonas como la de estudio. Los peces monitoreados no evidenciaron niveles altos de microorganismos potencialmente patógenos, no siendo posible comprobar sintomatologías clínicas características de patologías mediadas por bacterias.

En el sistema hidrobiológico de los esteros Carén y Alhué, así como en el embalse Rapel, no se observaron alteraciones de las poblaciones de otras especies que frecuentan y/o habitan y utilizan estas aguas y sus recursos, otras que las ya mencionadas en este documento, ya sea durante el período en que ocurrió el fenómeno de mortandad, o en todo el período utilizado para el desarrollo del Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del embalse Carén. Ello no sería posible si la causa de la mortandad fuera la intoxicación por algún agente químico, pues dichos efectos hubieran sido traspasados hacia niveles superiores de la trama trófica, y hubiesen debido ser observados también en los depredadores de los peces.

V.- CONCLUSIONES

Los fenómenos de mortandades de peces que han ocurrido en el embalse Rapel, normalmente circunscritos a la zona de Punta Verde (ex Bahía Skorprios) y áreas adyacentes, pueden tener varias explicaciones, y los antecedentes recolectados por la Universidad Católica del Norte, en junio de 1990, en el marco del Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del Embalse Carén, durante uno de esos fenómenos que justamente ocurrió al inicio del mencionado Programa, permiten plantear hipótesis acerca de sus causas. En este sentido, es importante afirmar que los cambios que sufra el ecosistema del embalse Rapel pueden ser de varios orígenes, y el único modo de establecer una relación de causalidad, es emprendiendo un programa de control continuo que permita, en el tiempo, sugerir normas y establecer controles para el uso de este cuerpo de agua.

Aún cuando las observaciones realizadas contemporáneamente a la mortandad de peces de junio de 1990 fueron limitadas en el tiempo y no revisten carácter predictivo, no obstante pueden emanar de ellas ciertas hipótesis en relación a la causa del fenómeno, así como también son útiles para descartar algunas explicaciones planteadas *a priori*, y para efectuar recomendaciones relativas al estudio científico del embalse Rapel.

Los análisis de contenido de metales en tejidos de ejemplares de peces no revelaron concentraciones elevadas o signos de bioacumulación. Estos valores fueron coincidentes con los obtenidos durante el transcurso normal de la ejecución del Programa de Investigaciones sobre el Impacto Ambiental de los efluentes del embalse Carén. No es posible atribuir el fenómeno de mortandad a ninguna de las variables químicas medidas en la oportunidad en el brazo Carén-Alhué, particularmente el contenido de metales, ya sea del agua o del sedimento.

Al paralelizar los resultados de los análisis fisicoquímicos, microbiológicos, y necrológicos de los peces muertos o moribundos, no es posible atribuir la causa del fenómeno de mortandad a problemas epidemiológicos y/o de bioacumulación de metales.

Si la mortandad de peces en el embalse Rapel en junio de 1990, no corresponde al patrón esperable de acuerdo a causas epidemiológicas, tanto porque la flora bacteriana analizada es la normal de este tipo de fauna, como porque el fenómeno fue explosivo y no gradual, como se esperaría de un fenómeno infeccioso, y si no se puede atribuir a intoxicación por metales, tanto por los niveles encontrados, como porque no se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de éstos para tejidos de peces provenientes de diferentes localidades, y porque el fenómeno no ocurrió al azar en el tiempo y en el espacio, según sería lo esperable si ésta fuera la causa, sino que fue circunscrito a un área específica del brazo Carén-Alhué, entonces, sobre todo a la luz de los resultados provenientes de las investigaciones físico-químicas y planctológicas, es posible hipotetizar otro tipo de causa como explicativa del fenómeno ocurrido.

De acuerdo a lo anterior, es posible plantear la hipótesis que el fenómeno de mortandad de peces en el brazo Carén-Alhué del embalse Rapel, ocurrido en junio de 1990, se haya debido a asfixia acompañada de daño branquial, probablemente causada por obstrucción de las laminillas branquiales a cargo de microorganismos planctónicos de características silíceas, por las siguientes razones:

⇒ Es efectivo que durante la ocurrencia de la mortalidad de peces, se presentó en el embalse Rapel un florecimiento explosivo de microalgas, dominado por la diatomea silícea *M. granulata*, fenómeno que se refleja también en la composición taxocenótica del zooplancton, y en el comportamiento de las abundancias de sus especies, coincidiendo esto con el hecho que la especie zooplanctónica dominante fue un rotífero de lórica silícea. La dominancia de ambas especies es esperable, en las circunstancias de enriquecimiento con silicatos de las aguas donde ocurrió el fenómeno.

- ⇒ Los florecimientos microalgales son fenómenos corrientes en cuerpos de agua lénticos, y ocurren normalmente por una combinación multifactorial, difícilmente predecible y repetible de la misma manera para fenómenos sucesivos, pero que tradicionalmente involucra condiciones de calma, homotermia y concentraciones de alguna manera “anormales” o superiores al promedio, de algún nutriente específico, particularmente nitratos, fosfatos y/o silicatos, ya sea por aportes excesivos al cuerpo, o por disminución de su volumen de agua. Todas estas condiciones coincidieron para la fecha y localidad de la ocurrencia de la mortandad de peces.
- ⇒ Eventos de mortandad de peces han ocurrido aperiódicamente con posterioridad al aquí analizado, como es de público conocimiento, y todos ellos se han desarrollado en la misma época del año, entre junio y agosto, aún cuando no se han conducido investigaciones en torno a ellos, por lo que no se sabe si también han sido acompañados por florecimientos microalgales. En todo caso, esto coincide con la hipótesis que, en dicha época, de alguna manera se logra la combinación multifactorial antes mencionada, con las consecuencias biológicas que aquí se destacan.
- ⇒ Los peces mayoritariamente representados entre la población afectada son pejerreyes, animales que se alimentan fundamentalmente de plancton, por filtración branquial.
- ⇒ Es reconocido en la ictiología, que los peces filtradores prefieren concentraciones intermedias de alimento, tanto porque la escasez les es energéticamente desfavorable, como porque la superabundancia provoca una disminución en la eficiencia de filtración, ya que se oblitera el mecanismo filtrador. Bajo condiciones de densidades elevadas de plancteres con características corporales silíceas, al segundo factor se debe añadir el daño mecánico a las laminillas branquiales, provocado por los recubrimientos corporales duros constituidos de este material.
- ⇒ La mayor concentración de peces muertos coincidió geográficamente con las zonas del brazo Carén-Alhué que presentaban la menor intensidad del florecimiento microalgal, lo que puede ser indicativo que los peces estaban tratando de eludir las zonas de mayor peligro de congestión branquial.
- ⇒ La estructura de tamaños de los peces muertos, indica que las principales clases de edad involucradas son individuos previos y alrededor de la primera madurez sexual. Estos jóvenes normalmente se distribuyen más superficialmente que los individuos mayores, siendo probable que, en el esfuerzo de escapar de condiciones adversas, se concentren masivamente en la superficie, desde donde es fácil que los vientos arrastren los ejemplares moribundos hacia las orillas.
- ⇒ La principal alteración necrológica de los peces fue el recubrimiento branquial con placas de una sustancia vítrea, embebida en mucus. Esto concuerda con las características del florecimiento, como también con la reacción tisular, en este caso branquial, de producir mucus abundante como mecanismo corporal de defensa en contra de la acción de un agente extraño abrasivo.

Las razones destacadas sustentan la teoría de una causal biológica interna del cuerpo de agua, para explicar el fenómeno de mortandad de peces que aperiódicamente ocurre en el brazo Carén-Alhué del embalse Rapel. No obstante lo anterior, y específicamente para el fenómeno de 1990, no se puede descartar una causal anexa, que probablemente actuó sinérgicamente con la que aquí se propone. Se trata de ondas de tipo expansivo, originadas en la destrucción de troncos sumergidos en torno a Punta Verde utilizando dinamita, que ocurrió en esa época. Ello explicaría la extravasación sanguínea y la dilatación de la vejiga natatoria reveladas por el análisis necrológico de algunos ejemplares, así como también el comportamiento natatorio errático revelado por muchos de los moribundos.

Finalmente, los resultados y conclusiones obtenidos del análisis de la situación hidrobiológica del embalse Rapel, realizado entre el 19 y el 27 de junio de 1990, indica que aún es necesario un control de los procesos ecológicos que tienen lugar en dicho cuerpo de agua. El conocimiento de las variaciones estacionales de los parámetros abióticos y las de los organismos que habitan en el embalse, permitirá tener una estimación de las fluctuaciones naturales de sus poblaciones, y de la situación cuando se conjugan las condiciones para que estas poblaciones sufran alteraciones en su estructura. Al respecto, es necesario enfatizar que no se conocen los efectos sinérgicos (o antagónicos), de gran cantidad de parámetros. Por lo tanto, las investigaciones que aún es imprescindible realizar, deben considerar el efecto combinado de factores seleccionados, como un modo de entender los procesos que operan en este sistema. Por lo tanto, se sugiere alentar investigaciones hidrobiológicas en el embalse Rapel, como una forma de contribuir al conocimiento consistente de su ecosistema, bajo la filosofía de dejar un legado de conservación de las especies que lo caracterizan, para las generaciones venideras.

VI.- REFERENCIAS

- CABRERA, S., V. MONTECINO, I. VILA, N. BAHAMONDE, I. BAHAMONDES, I. BARENAS, R. RODRÍGUEZ, R. RUIZ Y D. SOTO (1977). Características limnológicas del Embalse Rapel. Chile Central. Seminario Medio Ambiente y Represas, 40-61.
- CAMPOS, H., W. STEFFEN, G. AGÜERO, O. PARRA Y L. ZÚÑIGA (1989). Estudios Limnológicos en el Lago Puyehue (Chile): Morfometría, Factores Físicos y Químicos, Plancton y Productividad Primaria. Medio Ambiente **10(2)**: 36-53.
- CAMPOS, H., W. STEFFEN, G. AGÜERO, O. PARRA Y L. ZÚÑIGA (1990). Limnological study of lake Todos los Santos (Chile): Morphometry, physics, chemistry, plancton and primary productivity. Arch.Hydrobiol. **117(4)**: 453-484.
- LOBO, E., G. LEIGHTON Y R. UGARTE (1989). Variación Espacio-Temporal de Características Químicas y Físicas en Aguas del Sistema de Desembocadura del Estero de Mantagua, Chile. Rev.Biol.Mar., Valparaíso, **24(2)**: 161-174.
- MONTECINO, V. Y C. CABRERA (1984). Limnological pilot project for the characterization of temperate lakes in Central Chile. Verhn.Internat.Verein Limnol. **22**: 1332-1334
- ZÚÑIGA, L. Y J. ARAYA (1982). Estructura y distribución, durante un período otoñal, del zooplancton en el embalse Rapel. An.Mus.Hist.Nat., **15**: 45-57

VII.- LISTADO DE FIGURAS

1. Mapa del sistema Carén-Alhué-Rapel, con la ubicación de las estaciones de muestreo.
2. Variación mensual del Cadmio (mg/l), en las aguas de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
3. Variación mensual del Cadmio (mg/l), en las aguas de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
4. Variación mensual del Molibdeno (mg/l), en las aguas de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
5. Variación mensual del Manganeseo (mg/l), en las aguas de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
6. Variación mensual del Cadmio (mg/kg), en los sedimentos de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
7. Variación mensual del Cobre (mg/kg) en los sedimentos de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
8. Variación mensual del Molibdeno (mg/kg) en los sedimentos de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
9. Variación mensual del Manganeseo (mg/kg) en los sedimentos de diferentes estaciones del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1990-1992.
10. Variación de la concentración de oxígeno disuelto (ml/l) en el agua de diferentes estaciones del subsistema Rapel, período 1991-1992.
11. Variación de la concentración de nitratos (mg/l) en el agua de diferentes estaciones del subsistema Rapel, período 1991-1992.
12. Variación de la concentración de fosfatos (mg/l) en el agua de diferentes estaciones del subsistema Rapel, período 1991-1992.
13. Variación de la concentración de silicatos (mg/l) en el agua de diferentes estaciones del subsistema Rapel, período 1991-1992.
14. Variación de la temperatura del agua en diferentes estaciones del subsistema Rapel.

15. Similitudes entre la ictiofauna del sistema Carén-Alhué, con la de los ríos Maipo y Aconcagua, según observaciones entre 1991 y 1992.
16. Dispersión y valores de clorofila "a" (mg/m^3), caracterizando diferentes sectores del sistema Carén-Alhué-Rapel, período 1991-1992.
17. Abundancias zooplanctónicas 1990-1992 (ind/m^3), definiendo sectores del sistema Carén-Alhué-Rapel.
18. Afinidades y diferencias entre localidades del sistema Carén-Alhué-Rapel (Índice de Winer) en base a la composición zooplanctónica, período 1991-1992.
19. Supervivencia y crecimiento de microalgas del sistema Carén-Alhué sometidas a medios con concentraciones crecientes de Mo.
20. Supervivencia y crecimiento de microalgas del sistema Carén-Alhué sometidas a medios con concentraciones crecientes de Mn.
21. Supervivencia y crecimiento de microalgas del sistema Carén-Alhué sometidas a medios con concentraciones crecientes de Sulfatos.
22. Pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton del embalse Rapel y composición zooplanctónica en el sector de Puente Alhué, período 1990-1992.
23. Efecto de las aguas claras de relave sobre el crecimiento de truchas, e comparación con resultados de piscicultura.
24. Aforos y estimación de caudales en diferentes sectores del sistema Carén-Alhué-Rapel, 1990.
25. Área de ocurrencia del fenómeno de mortandad de peces en 1990 y ubicación de las estaciones de muestreo.
26. Distribución superficial de $t^{\circ}\text{C}$, fosfatos, nitratos y silicatos en el sector de la mortandad de peces de 1990.
27. Distribución superficial de la clorofila "a" para las distintas estaciones del área de la mortandad de peces de 1990.
28. Perfil vertical de la clorofila "a" para la estación "J", área de la mortandad de peces de 1990.
29. Abundancias totales por día de muestreo de las especies zooplanctónicas en el área de la mortandad de peces de 1990.

30. Abundancias del zooplancton del área de la mortandad de peces de 1990, por hora, estrato y día de muestreo.
31. Patrones de la biodiversidad en el sistema Carén-Alhué-Rapel.
32. Variaciones estacionales de la biodiversidad zooplanctónica del sistema Carén-Alhué-Rapel, 1991-1992.
33. Afinidad entre períodos de muestreo para el zooplancton del sistema Carén-Alhué-Rapel; comparación entre la variabilidad de origen temporal y espacial, según análisis de componentes principales.

Matilde López M* y Luis Aguirre G.

Laboratorio de Hidronomía, Depto. Manejo de Recursos Forestales, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile.

e-mail: mlopezm@abello.dic.uchile.cl

Resumen

Se presentan antecedentes teóricos y empíricos sobre biota de los ecosistemas fluviales. Los muestreos se llevaron a efecto habiendo considerado una cuenca tipo, para los estudios de caudales ecológicos. Los muestreos se llevaron a cabo entre Diciembre de 1997 y Mayo de 1998. Las muestras fueron cuantitativas y replicadas en diversos sectores del cauce y en dos estaciones separadas por la bocatoma de la Planta de Tratamiento de Agua Potable de EMOS. Los invertebrados encontrados corresponden a 24 taxa, donde predominan los estados inmaduros de insectos acuáticos.

Summary

Theoretical and empiric data of lotic macroinvertebrate are analyzed. A selected basin was sampled in order to obtain a wide view for stream habitat analysis, for use this technical information to make decisions about management. Sampling period was decided between december 1997 and may 1998. Quantitative and replicate samples were collected covering a wide area in two selected sites. This two places were separate by a mouthful that belongs to a drinkable EMOS water plant. 24 taxa (Families) invertebrates were found, with a wide immature aquatic insect predominance.

Introducción

Los organismos bentónicos (micro y macro) que viven sobre, debajo o entre las piedras que conforman el fondo de un río, incluyen casi todos los grupos taxonómicos posibles de encontrar en las aguas continentales escurrientes o lólicas. Sin embargo las especies no son ubicuas ni se distribuyen en forma continua.

Su distribución está principalmente guiada por los factores ambientales, por lo tanto, cambios en la estructura y calidad del ambiente, pueden exceder la capacidad de tolerancia de organismos claves de la comunidad bentónica.

Las aguas fluviales contienen diversos microhabitats, sin embargo en todos los ríos y arroyos se pueden distinguir ciertas regularidades geomorfológicas tales como la sucesión de pozones (pools) y rápidos (riffles). En este ambiente, los principales factores que controlan la distribución del bentos son: la velocidad de la corriente, profundidad o altura del agua, régimen lumínico y de temperatura, condición y estabilidad del sustrato, concentración de oxígeno disuelto y calidad del agua en relación a dureza, acidez, concentración de nutrientes y salinidad (Hellawell, 1989).

En Chile, el grupo de organismos mejor tipificado como perteneciente a las aguas escurrientes son los insectos (75%). Sin embargo los estudios taxonómicos basados en los estados juveniles han sido poco desarrollados. Otros representantes de las aguas escurrientes como fitobentos e

innumerables micro y macro invertebrados tales como esponjas, turbelarios, oligoquetos, sanguijuelas, crustáceos y moluscos son prácticamente ignorados por los estudios básicos y aplicados.

Una de las interesantes generalizaciones establecidas por Hynes (1970), Cummins (1978), Allan (1995) entre otros, es que en los ríos pedregosos la microfauna bentónica es notablemente parecida en todo el mundo. Y analizando grupos específicos, la familia *Plecoptera*, tan importante en los ríos de Norte y Sudamérica tiene representantes muy diferentes a nivel de géneros y especies, mostrando claramente procesos de evolución paralela (Illies, 1969).

En cambio en Africa tropical, los *Plecoptera*, están representados por una sola especie la cual es, obviamente, la más común (Hynes, 1952b).

Los crustáceos de los ríos pedregosos, están confinados principalmente a las regiones cálidas, allí las familias *Palaemonidae* y *Atyidae* son más comunes (Hynes, Williams & Williams, 1976). A diferencia de los anteriores, los ríos de fondos limosos y de las grandes llanuras planas, tienen una uniformidad menos notoria que los anteriores. Allí existen organismos diversos como *Limnaea* (Mollusca), *Chironomus* (Insecta), *Tubifex* (Annelida).

En los climas cálidos existe una tendencia por la cual, animales de origen marino se establecen en las aguas interiores (Bayly, 1972).

Metodología del muestreo.

Las técnicas de muestreo a utilizar principalmente dependen de la categoría del río en estudio y del tipo de estudio a investigar. Para los ríos pedregosos o ritrónicos las muestras cuantitativas pueden efectuarse con red Surber (0,09 m² y con abertura de mallas de 250 um) preferentemente, en los períodos de aguas bajas (período estival), si la investigación no requiere de una muestra temporal exhaustiva. Los fondos de los ríos de gran caudal pueden ser muestreados con diferentes tipos de dragas, con lo cual se obtiene determinados volúmenes del sedimento del fondo.

Donde predominen los fondos blandos, de arenas móviles, existe la posibilidad de utilizar sustratos artificiales laminares de 400 cm² de superficie libre, sin réplicas ni repetición de muestreo. Las láminas plásticas se fijan a bloques de concreto plano debiendo estar expuestas a la influencia de la colonización de organismos al menos durante 30 días. Luego estas láminas son removidas y se fijan en alcohol al 70%, para ser posteriormente analizadas en el laboratorio (Arenas, 1995).

El mismo sistema se puede implementar para medir la capacidad de colonización de representantes del fitobentos, reemplazando las láminas de plástico por un sistema de portaobjetos de vidrio (López et al, datos inéditos).

Alteraciones antrópicas

La estructura cualitativa y cuantitativa de la comunidad refleja en cierto grado, la estructura del habitat y la condición de salud ambiental del río, sin embargo, del complejo panorama de las aguas escurrientes se deriva que cuando existe un impacto perturbador como por ejemplo la creciente deforestación de grandes territorios para fines silvoagropecuarios, es posible que el ciclo biológico de muchos de los organismos mencionados anteriormente se vea alterado y más aún, que el resultado sea la eliminación de muchos de ellos del sistema.

Desde el punto de vista químico, el estudio de ciertos metales en sedimentos, ha ayudado a conocer su comportamiento a través del tiempo por lo tanto, constituye por sí mismo un buen indicador del monto de entrada de metales a los sistemas acuáticos. Estos son transportados por partículas orgánicas e inorgánicas, mediante adsorción, resultando su superficie particularmente activa. Los coloides de hierro han llegado a ser muy atractivos asignándoseles un rol de “agentes descontaminantes” por su capacidad de adsorber metales como Cadmio y Cromo. (J. Pizarro, comunic. pers.) .

El desequilibrio de un ecosistema fluvial puede ser provocado por eventos de tipo pulso (ej: vertidos químicos ocasionales) o alteraciones más permanentes (ej: canales, bocatomas), siendo la capacidad de recuperación (resiliencia) más rápida en los cursos de agua que sufren vertidos ocasionales. Aquí los sustratos se recuperan de acuerdo a la capacidad de recolonización de las especies, la cercanía de los centros productores de especies y la capacidad de crecimiento poblacional.

En la situación de una alteración permanente, la recuperación dependerá de las medidas de mitigación que se implementen, tales como restauración de taludes para consolidar laderas. En el caso de los vertidos domésticos e industriales, la situación es un poco diferente, si por ejemplo se tiene eliminación de peces en extensas áreas del río, no son éstos excluidos por la contaminación orgánica severa sino por que además se crean sustancias tóxicas como el amonio y los derivados sulfurados del cianuro. Además los peces son muy sensibles a las bajas tensiones de oxígeno combinadas con altas temperaturas., esto generalmente se produce por vertidos domésticos donde hay una gran proliferación de hongos y bacterias consumidores de oxígeno y producción de dióxido de carbono en grandes cantidades (50-100 mg/l). Muchas veces también se producen migraciones por cambios del hábitat sin que aparentemente sus poblaciones sean diezmadas (EIFAC, 1987).

Respecto de otros representantes (invertebrados) de la biota de aguas contaminadas, Pentelow & Butcher, 1978, encontraron que las larvas (verdes) de los *Chironomidae* fueron la única forma de vida animal en un río de Inglaterra con vertidos de cobre.. Un anfípodo (*Gammarus pulex*), fue 10 veces menos resistente a afluentes cargados de fenoles ácidos comparándolo con las truchas del mismo sistema. Por otra parte, gusanos (*Tubificidae*) sobrevivían en cursos contaminados con concentraciones letales para los estados juveniles de las truchas. Por esta razón, las generalizaciones sobre la capacidad de resiliencia de los sistemas fluviales deben hacerse contemplando cada caso en particular.

Análisis de **macrozoobentos** en un cauce no contaminado de la región metropolitana

Quebrada de San Ramón

Se definieron 2 estaciones de muestreo ubicadas en tramos representativos del cauce aguas arriba y aguas abajo de la bocatoma de la planta de tratamiento de agua potable de EMOS. En ambos sectores se realizaron muestreos semicuantitativos para caracterizar el macrozoobentos (en 0,09 m²) entre diciembre de 1997 y mayo de 1998.

Para el tratamiento taxonómico de las muestras se siguió a Merrit & Cummins (1984), entre otros, más el apoyo brindado por especialistas del Museo Nacional de Historia Natural. Las muestras obtenidas con red Surber, fueron fijadas y preservadas en alcohol-formalina al 10% y posteriormente revisadas bajo un microscopio estereoscópico.

Resultados

La fauna de macroinvertebrados bentónicos de la Quebrada de San Ramon, se haya conformada por 24 taxa (familias) de los cuales 21 corresponden al Phylum Arthropoda, 1 Mollusca, 2 Annelida. La totalidad de los 21 Arthropoda, corresponden a estados inmaduros de insectos acuáticos de los cuales los más representativos son : 6 Diptera y 2 Ephemeroptera.

Discusión

El análisis de los datos se basó en las siguientes consideraciones:

1. Los muestreos realizados en la estación aguas arriba de la bocatoma representan la dinámica natural del sistema, libre en gran medida de la intervención antrópica, hecho que se refleja en sus parámetros bacteriológicos (<2-22 Coliformes fecales NMP/100ml) y de Demanda Biológica de Oxígeno (DBO: 0,5-1,2 mg/l) todos ellos indicadores de aguas de excelente calidad y en el régimen uniforme de sus caudales. Ambas observaciones inducen a pensar que las fluctuaciones de sus componentes bentónicos solo son el reflejo de los ciclos biológicos propios de los invertebrados (ciclos de escasa plasticidad) sin alteración proveniente del ambiente natural y uniforme en el que se desenvuelven.
2. La situación aguas abajo de la bocatoma es muy diferente, pues el régimen de caudales además de estar fuertemente reducido, es altamente fluctuante, lo que explicaría la alteración manifiesta que se registra en la fauna de sus aguas. Hechos tales como encontrar poblaciones en estados más inmaduros y otras a punto de pasar a adultos, mueve a postular, basándose en la teoría del "river continuum" que junto con restringir las densidades se introducen modificaciones de los ciclos biológicos del macrozoobentos produciéndose una especie de "respuesta diferida" frente a la dinámica alterada de sus aguas, debido a la extracción de la misma.

La teoría del river continuum(RCC), describe la función de los ecosistemas lóticos, desde los cursos cabezales hasta la desembocadura, tal que los eventos físicos, químicos y biológicos de la parte superior (head water streams) del río, solo cambian proporcionalmente comparándolo con los de las secciones terminales (river mouth). La composición de los grupos funcionales del macrozoobentos (picadores, raspadores, pastoreadores, etc.), se espera que cambien en función de "los aportes energéticos orgánicos" provenientes de los cursos tributarios o de las zonas ribereñas en una secuencia ordenada desde la parte alta hasta la desembocadura. Así si el cauce principal reduce el volumen de sus aguas por las extracciones para cualquier uso, bajo la bocatoma, a los organismos, solo les queda 2 caminos a seguir:

- moverse hacia zonas más "amigables" desde el punto de vista del caudal, o
- dar una "respuesta diferida" en el sentido de adaptación a las condiciones artificiales introducidas por la extracción de agua desde la bocatoma y ese cambio puede ser detectado haciendo muestreos seriados en el tiempo (1-10 años).

Conclusiones

La disminución del caudal, tiene también un efecto sobre la altura de la columna de agua y por ende la exposición del fondo a la radiación solar, tal que un grupo sensible a este efecto como los *Plecoptera*, aumentan su riqueza en desmedro de los otros grupos, lo que dá una homogeneización biótica a la estación aguas abajo de la bocatoma. Sin embargo, esta es una conclusión preliminar, por cuanto los factores mencionados ameritarían un especial seguimiento para tener la certeza de una adecuada correlación entre parámetros bióticos y abióticos medidos.

Bibliografía

- Allan, J.D. 1995. Stream ecology. Structure and function of running waters. Chapman & Hall, London 388 p.
- Arenas, J. 1995. Composición y distribución del macrozoobentos del curso principal del río Bio-Bio, Chile. Medio Ambiente 12(2): 39-50
- Bayly, I.A.E. 1972. Salinity tolerance and osmotic behaviour of animals in athalassic saline and hypersaline waters. Ann. Re. Ecol. Systemat. 3: 233 -268
- EIFAC Working Party. 1987. Water quality criteria for european freshwater fish. Tech. Paper 37, Rome
- Hynes, H.B.N. 1952b. The Neoperlinae of the Ethiopian region (Plecoptera: perlidae) Trans. R. ent. Soc. Lond. 103: 85-108.
- Hynes, H.B.N. 1966. The biology of polluted waters. Liverpool University Press. 202 p.
- Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters, Univ. of Toronto Press. 555 p.
- Hynes, H.B.N., D.D. Williams & N.E. Williams. 1976. Distribution of the Benthos within the substratum of a welsh mountain stream. Oikos, 27: 307-310.
- Illies, J. H.B.N. 1969. Biogeography and Ecology of Neotropical Freshwater Insect, Specially those from running waters in Biogeography and Ecology in south america. Dr. W. Junk, The Hague, pp. 685-708.
- Pentelow, F.T. & R.W. Butcher. 1978. Observations on the conditions of rivers Churnet and Dove. Rep. Trent Fish. Dist. App I.
- Merrit, R. W. & K. W. Cummins. 1984. An Introduction to the Acuatic Insects of North America. 2nd edn, Kendall/Hunt, Iowa. 416 pp.

**CENTRO EULA-CHILE
UNIVERSIDAD DE CONCEPCION**

RESUMEN DEL PROYECTO:

**“ESTUDIOS ECOTOXICOLOGICOS REALIZADOS POR EL
CENTRO EULA-CHILE EN EL EMBALSE RAPEL”
(1994-1995)**

Elaborado por:

**Dr. Roberto Urrutia P.
Unidad de Sistemas Acuáticos**

-93-

Marzo de 2000

1. Antecedentes generales

El Embalse Rapel (34°10'S, 71°29'W), es un sistema artificial construido en el año 1968 con fines hidroeléctricos, adquiriendo posteriormente gran importancia turística y recreacional. Este sistema, tiene como afluentes principales el estero Alhué y los ríos Cachapoal y Tinguiririca, siendo el primero de gran importancia, debido que a través de él llegan las aguas provenientes del embalse Carén, que funciona como embalse de sedimentación para los relaves de la actividad minera de División El Teniente de CODELCO-Chile.

En estudios previos, realizados por la Universidad Católica del Norte en el Embalse Carén, se informó la realización de bioensayos de toxicidad aguda utilizando la especie *Daphnia magna*. Según los resultados obtenidos, con ninguna de las muestras se detectó una mortalidad superior a la del control (Universidad Católica del Norte, Segundo Informe de Avance Trimestral, 1990). Por otra parte, en piscinas alimentadas con aguas del embalse Carén se realizaron experimentos de mantención de peces nativos (*Basilichthys australis*) e introducidos (*Oncorhynchus mykiss*), no observándose un efecto en el comportamiento o la sobrevivencia, atribuible a las aguas del embalse (Universidad Católica del Norte, Segundo Informe de Avance Trimestral, 1990).

Además, se realizaron ensayos con la microalga *Scenedesmus quadricauda* para determinar el efecto del cobre, manganeso, molibdeno y el anión Sulfato, a las concentraciones presentes en el embalse Carén, no se registrándose efecto sobre el crecimiento del alga (Universidad Católica del Norte, Informe final, Impacto ambiental de los efluentes del sistema Carén).

Por otra parte, los resultados de los ensayos de toxicidad con los metales Cu, Mo y Mn, con la especie nativa presente en el sistema, *Basilichthys australis*, dieron para el Cu un LC50 de 375 mg/l, y para los metales restantes un valor superior a 20.000 mg/l.

Con esta información de base se elaboraron los diseños experimentales para la realización de los estudios ecotoxicológicos del sistema hidrobiológico del estero Carén, considerado principalmente los resultados de ensayos de toxicidad aguda con *D. magna* y *Basilichthys australis*.

2. Planteamiento general de la metodología

El planteamiento metodológico adoptado fue el siguiente:

- a) Determinar la evolución a largo plazo de las concentraciones en el agua, y en los sedimentos, de los compuestos críticos (en particular, aquellos afectados por los efluentes provenientes del embalse Carén, donde se descargan los relaves de mimería del Teniente);
- b) Evaluar si estas concentraciones pueden provocar daños relevantes a la calidad del agua y al ecosistema acuático, desde el punto de vista anteriormente mencionado.

Para desarrollar el punto (a), fue necesario:

1. Entender y representar la circulación (hidrodinámica) en el embalse Rapel.
2. Determinar las cargas que afectan al embalse (caudales líquidos, sólidos y de tóxicos).
3. Conocer y cuantificar la posible interacción entre sólidos-agua y sedimentos-columna de agua.
4. Conocer y representar la dinámica de los sólidos (sedimentación-resuspensión).
5. Representar el balance de masa de los compuestos para determinar la evolución de las concentraciones de las sustancias de interés. Representar el balance de masa significa construir un modelo matemático dinámico de la calidad del agua en el embalse.
6. Definir escenarios de carga al embalse (en particular "con relaves" y "sin relaves") y proceder a la evaluación de los efectos sobre la calidad.

Para desarrollar el punto (b) fue necesario:

1. Caracterizar el ecosistema actual y elegir una representación satisfactoria de él.
2. Identificar y cuantificar los efectos de toxicidad producto de una exposición de largo plazo (bioacumulación, biomagnificación, toxicidad, etc.) de las especies representativas elegidas, a las concentraciones determinadas en el punto (a).

3. Diseñar, organizar y ejecutar las experimentaciones necesarias en terreno y en laboratorio para validar las hipótesis y cuantificar los fenómenos considerados.
4. Analizar los resultados y sacar conclusiones.

3. Resultados

El primer resultado obtenido es la profundización del conocimiento hidrodinámico, hidrológico, físico-químico, hidrobiológico y ecológico del sistema. Este conocimiento se presenta en detalle en los volúmenes de Modelación, Ecotoxicología y Limnología del informe final elaborado por la Unidad de Sistemas Acuáticos del Centro EULA-Chile. En lo referente a la modelación, está sintetizado en una serie de bases de datos contenidas en archivos y presentadas parcialmente en el mismo informe. Los aspectos claves son resumidos más adelante.

El segundo resultado obtenido sólo en parte, por las razones expuestas más adelante, es responder a las preguntas planteadas anteriormente.

Finalmente, el tercer resultado es un planteamiento conceptual para la modelación matemática de la calidad del agua en el embalse Rapel, junto a un programa computacional en TurboPascal que lo implementa, y complementado por un conjunto de indicaciones sobre cómo mejorar el modelo desarrollado, y qué tipo de análisis se debe efectuar con el modelo.

3.1 Modelación

Desde el punto de vista físico-químico, el funcionamiento del sistema Rapel puede esquematizarse de la siguiente manera (Tabla 1):

- ◆ El embalse Rapel recibe una carga relevante de sulfatos; la mayoría de ésta proviene del río Cachapoal, no obstante es en el estero Alhué donde se encuentran las concentraciones más altas, debido al aporte del embalse Carén. De éste, en efecto, proviene casi un tercio de la carga total de sulfatos aportada al embalse.
- ◆ El embalse recibe además: una carga muy importante de sólidos finos (los que interesan con relación al problema de contaminación por metales) y una carga muy elevada de Hierro (Fe) casi exclusivamente por el aporte de los ríos Cachapoal y secundariamente del Tinguiririca. Además, recibe una importante carga de Cobre (Cu), prácticamente sólo del Cachapoal, y una carga importante de Manganeso (Mn), casi exclusivamente por el aporte de los ríos Cachapoal y secundariamente del Tinguiririca. El aporte en molibdeno (Mo) se comporta de manera distinta:

globalmente es mucho menos relevante comparado con los demás metales, pero casi todo el aporte proviene del embalse Carén, a través del estero Alhué.

Tabla 1. Cargas al embalse Rapel (promedios datos EULA)

		ALHUÉ	LAS PALMAS	CACHAPOAL	TINGUIRIRICA	LAS CADENAS	TOTAL
Sólidos suspendidos	t/a	15,4	2.231,4	1.020*10 ³	317,6*10 ³	28,0*10 ³	1.368*10 ³
	%	0,08	0,16	74,51	23,2	2,05	100
Sulfatos	t/a	180,3	9,76	314,9	111,5	18,3	634,9
	%	28,0	2,0	50,0	18,0	3,0	100
Cobre	t/a	3,2	0,64	964,4	73,3	14,5	1.056,0
	%	0,30	0,06	91,3	6,9	1,37	100
Fierro	t/a	54,2	157,7	30.565,3	6.776,2	294,5	37,9*10 ³
	%	0,14	0,42	80,8	17,9	0,78	100
Manganeso	t/a	25,8	14,9	1.505,2	432,6	15,7	1.994,1
	%	1,29	0,74	75,5	21,7	0,79	100
Molibdeno	t/a	147,2	0,94	37,9	3,1	1,9	191,09
	%	77,0	0,5	19,9	1,65	1,0	100

En la siguiente discusión se toman como referencia implícita los estándares de calidad del agua para uso recreacional y de conservación ambiental indicados en Frangipane *et al.* (1993, Tab. 8.1.1, pag. 170), porque en la norma chilena, "Requisitos de calidad del agua para diferentes usos" (NCh 1333), no se encuentran estándares específicos para sulfatos y metales en el caso de uso recreacional y de conservación ambiental. Además, en esta discusión se utilizan los valores promedios sobre todas las campañas EULA (para los valores puntuales sírvase consultar las tablas completas de la Secc. 6 y, gráficos de la Secc. 7 del Volumen Limnología, del Informe final).

- ♦ En la columna de agua del embalse, los sólidos suspendidos se encontraron en concentraciones en general moderadas (entre 4 y 30 mg/l aproximadamente), con predominio de valores bajos, como era esperable, en el brazo Alhué, y altos en el Cachapoal, pero con un alta variabilidad y hasta inversiones de tendencia. Los sulfatos presentaron concentraciones significativas, alrededor de 120 mg/l, pero no preocupantes (siendo el estándar de 150 mg/l), con una distribución relativamente uniforme entre los tres brazos del embalse y una tendencia a presentar los máximos en la cubeta Alhué, como se esperaba.

El Cu se encontró en concentraciones disueltas y totales significativas (del orden de 10 y 30 ug/l respectivamente, siendo el estándar para el disuelto de 10 ug/l), y altas (del orden de 500 ug/g o más) en el particulado de la columna y en el de los sedimentos, por lo tanto, la mayoría del Cu se encuentra en el sedimento.

El Fe tiene un comportamiento análogo, e incluso más agudizado, con concentraciones en la columna de agua en fase disueltas y totales significativas pero no preocupantes (del orden de 50 y 500 ug/l respectivamente, coincidentes con el estándar), y muy altas (del orden de 40.000 ug/g) en el particulado tanto de

la columna como del sedimento; la mayoría del Fe se encuentra entonces en el sedimento.

El Mn se encontró en la columna de agua en baja concentración disuelta y total (del orden de 1-10 ug/l y 40 ug/l, respectivamente, siendo el estándar: 100 ug/l), mientras su concentración en el particulado de la columna de agua resultó relativamente alta (del orden de 2000 ug/g) como también en el sedimento, aunque sistemáticamente menor (del orden de 1000 ug/l); por lo tanto, a pesar que la mayoría del Mn se encuentra en el sedimento, el análisis de su destino no puede prescindir de la interacción entre sólidos y agua.

El Mo es probablemente el más interesante porque, de acuerdo al patrón de carga ya discutido, su procedencia resulta ser prioritariamente responsabilidad del aporte del embalse Carén, lo que está confirmado por los datos de concentración en la columna de agua del embalse Rapel que dan valores (del orden de 30 ug/l) casi siempre mayores para la cubeta Alhué que para las otras dos (del orden de 5 ug/l para el brazo Cachapoal, y de 15 ug/l para el brazo Cortina), por otro lado, su destino está principalmente ligado a la fase disuelta siendo las concentraciones en el particulado alrededor de 10 ug/g. Lamentablemente, no se dispone de estándar para este metal.

- ◆ La caracterización sedimentológica del embalse muestra que se trata de un sistema con alto aporte en sólidos finos, alta tasa de sedimentación, y distribución granulométrica casi uniforme en los tres brazos.
- ◆ No es posible estudiar la cubeta Alhué separadamente del resto del embalse: en efecto, los sulfatos que provienen de ella también afectan la calidad del agua del brazo Cortina, y, por otro lado, sólidos y metales provenientes del brazo Cachapoal y del brazo Cortina, debido a la acción del viento y dependiendo del flujo de agua, afectan la calidad de la cubeta Alhué.

Por otro lado, la uniformidad granulométrica de los sedimentos (procedentes por la mayor parte de los ríos Cachapoal y Tinguiririca) demuestran la existencia de un ingreso de aguas (y sólidos, y los compuestos asociados) desde el brazo Cachapoal hacia el brazo Alhué. Finalmente, los tres brazos son diferentes en cuanto a características morfológicas, hidráulicas y de calidad del agua, por lo tanto, no es correcto modelar el embalse como un cuerpo de agua totalmente mezclado.

- ◆ Los sedimentos se encontraron, en general, en condiciones reducidas, lo que sustenta la hipótesis de la presencia de sulfuros metálicos altamente insolubles y la alta concentración de algunos metales en los sedimentos.
- ◆ El experimento de adsorción-desorción (estimación de 11, ver Secc.7.5, Informe Final "Estudios complementarios del sistema hidrobiológico del estero Carén,

Centro EULA-Chile) ha mostrado que el Cu y el Fe se encuentran en los sedimentos (al menos en las muestras utilizadas) en forma prácticamente insoluble; por lo tanto, no habría intercambio entre sedimento y columna de agua, sino sólo viceversa, al contrario, para Mo y sobretodo Mn puede haber un intercambio.

3.2 Ecotoxicología

Desde el punto de vista hidrobiológico y ecotoxicológico se tiene que:

- ♦ El agua de fondo del embalse (cubetas Alhué, Cachapoal y Cortina) no presentó toxicidad, aguda ni crónica, para los organismos ensayados. Al contrario, las aguas presentaron un leve efecto estimulador sobre el crecimiento de *Selenastrum capricornutum* y la reproducción de *Daphnia pulex*. Aunque estos criterio no son válidos para los ensayos con *O. mykiss*, sin embargo, el 100% de sobrevivencia en las pruebas indican que la calidad del agua del embalse no presenta condiciones desfavorables para esta especie. En las Tablas 2, 3 y 4 se presenta la relación entre la concentración de metales en la columna de agua y sus respectivos EC50 y/o LC50.

Los metales se encuentran en concentraciones traza por lo que son fácilmente incrementados por los aportes provenientes de las actividades del hombre (Gallardo, 1984). La mayor parte de los metales, esenciales o no, son potencialmente tóxicos para los organismos cuando las concentraciones naturales son sobrepasadas (Encina *et al.*, 1995). Sin embargo, no todos los metales deben ser considerados como contaminantes, debido a que algunos de ellos son micronutrientes esenciales para las plantas y animales (cobre y zinc) o solo de animales (níquel), por lo cual los organismos deben poseer mecanismos para acumularlos, al menos, en pequeñas cantidades (Kelly, 1991).

Los efectos ecotoxicológicos del cobre en el medio acuático, al igual que el zinc, se encuentran bien documentados. Su toxicidad ha sido ampliamente atribuida al ion Cu^{2+} . El cobre forma complejos con una gran variedad de compuestos, que se encuentran presentes tanto en aguas limpias como contaminadas, así como adsorbido a los sólidos suspendidos. Los valores máximos recomendados por la EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) para la trucha arcoiris en aguas blandas (50 mg/l CaCO_3) y con bajo contenido de materia orgánica, son de 22 $\mu\text{g/l}$ de Cu y para aguas duras (300 mg/l CaCO_3) de 112 $\mu\text{g/l}$.

Tabla 2. Relación entre la concentración de metales en la columna de agua y el EC50 para *Selenastrum capricornutum*.

		Est.1 (Alhué)		Est 2. (Cachapoal)		Est. 3 (Cortina)	
		Concentración total (ppb)	Cuociente	Concentración total (ppb)	Cuociente	Concentración total (ppb)	Cuociente
Cobre (190 ppb)	Septiem., 1994	13,0	0,068	16,8	0,088	12,8	0,067
	Noviem., 1994	15,0	0,078	41,7	0,219	14,9	0,078
	Diciem., 1994	11,9	0,062	31,4	0,165	14,5	0,076
	Enero, 1995	8,1	0,042	18,6	0,098	17,3	0,091
	Marzo, 1995	6,3	0,033	14,2	0,075	51,4	0,270
	Mayo, 1995	11,3	0,059	61,2	0,322	23,3	0,122
	Junio, 1995	12,5	0,066	104,1	0,548	26,1	0,137
	Agosto, 1995	13,7	0,072	49,3	0,259	28,0	0,147
	Media	11,47	0,060	42,16	0,222	23,54	0,123
	Desv. estándar	2,71	0,015	28,16	0,158	11,79	0,066
	Varianza	8,46	0,0002	906,57	0,025	159,05	0,004
Manganeso (110.000 ppb)	Septiem., 1994	26,6	0,0002	35,7	0,0003	21,1	0,0002
	Noviem., 1994	55,1	0,0005	35,0	0,0003	87,3	0,0008
	Diciem., 1994	35,7	0,0003	54,5	0,0005	35,2	0,0003
	Enero, 1995	47,4	0,0004	47,2	0,0004	83,2	0,0008
	Marzo, 1995	75,6	0,0007	46,1	0,0004	54,2	0,0005
	Mayo, 1995	47,0	0,0004	157,0	0,0014	36,3	0,0003
	Junio, 1995	70,8	0,0006	196,1	0,0018	106,5	0,001
	Agosto, 1995	71,2	0,0006	97,0	0,0009	67,7	0,0006
	Media	53,67	0,0005	83,58	0,0008	61,44	0,0006
	Desv. estándar	16,67	0,0002	57,51	0,0006	27,87	0,0003
	Varianza	317,60	3E-08	3779,67	3E-07	887,45	7E-08
Molibdeno (162000 ppb)	Septiem., 1994	93,3	0,0006	3,2	2E-05	15,3	9E-05
	Noviem., 1994	40,9	0,0003	5,0	3E-05	10,5	6E-05
	Diciem., 1994	8,5	5E-05	3,8	2E-05	28,9	0,0001
	Enero, 1995	27,3	0,0002	13,4	8E-05	11,3	7E-05
	Marzo, 1995	16,7	0,0001	8,1	5E-05	7,1	4E-05
	Mayo, 1995	17,6	0,0001	14,7	9E-05	16,1	1E-06
	Junio, 1995	29,0	0,0002	5,2	3E-05	15,0	9E-05
	Agosto, 1995	46,7	0,0003	3,3	2E-05	6,4	4E-05
	Media	35,00	0,0002	7,09	4E-05	13,82	8E-05
	Desv. estándar	25,01	0,0002	4,29	3E-05	6,65	4E-05
	Varianza	715,11	3E-08	21,0	8E-05	50,54	2E-09

Tabla 3. Relación entre la concentración de metales en la columna de agua y el LC50 para *Daphnia pulex*.

		Est.1 (Alhué)		Est 2. (Cachapoal)		Est. 3 (Cortina)	
		Concentración total (ppb)	Cuociente	Concentración total (ppb)	Cuociente	Concentración total (ppb)	Cuociente
Cobre (19,11 ppb)	Septiem.,1994	13,0	0,68	16,8	0,88	12,8	0,67
	Noviem.,1994	15,0	0,78	41,7	2,18	14,9	0,78
	Diciem., 1994	11,9	0,60	31,4	1,64	14,5	0,76
	Enero, 1995	8,1	0,42	18,6	0,97	17,3	0,91
	Marzo, 1995	6,3	0,32	14,2	0,74	51,4	2,69
	Mayo, 1995	11,3	0,59	61,2	3,20	23,3	1,22
	Junio, 1995	12,5	0,65	104,1	5,45	26,1	1,37
	Agosto, 1995	13,7	0,71	49,3	2,58	28,0	1,47
	Media	11,47	0,60	42,16	2,20	23,54	1,23
	Desv. estándar	2,71	0,15	28,16	1,57	11,79	0,66
	Varianza	8,46	0,02	906,57	2,48	159,05	0,44
Manganeso (87.930 ppb)	Septiem.,1994	26,6	0,0003	35,7	0,0004	21,1	0,0002
	Noviem.,1994	55,1	0,0006	35,0	0,0004	87,3	0,0010
	Diciem., 1994	35,7	0,0004	54,5	0,0006	35,2	0,0004
	Enero, 1995	47,4	0,0005	47,2	0,0005	83,2	0,0009
	Marzo, 1995	75,6	0,0009	46,1	0,0005	54,2	0,0006
	Mayo, 1995	47,0	0,0005	157,0	0,0018	36,3	0,0004
	Junio, 1995	70,8	0,0008	196,1	0,0022	106,5	0,0012
	Agosto, 1995	71,2	0,0008	97,0	0,0011	67,7	0,0008
	Media	53,67	0,0005	83,58	0,0008	61,44	0,0006
	Desv. estándar	16,67	0,0002	57,51	0,0007	27,87	0,0003
	Varianza	317,60	4E-08	3779,67	5E-07	887,45	1E-07
Molibdeno (70.310 ppb)	Septiem.,1994	93,3	0,0013	3,2	5E-05	15,3	0,00021
	Noviem.,1994	40,9	0,0006	5,0	7E-05	10,5	0,00014
	Diciem., 1994	8,5	0,0001	3,8	5E-05	28,9	0,00041
	Enero, 1995	27,3	0,0004	13,4	0,0002	11,3	0,00016
	Marzo, 1995	16,7	0,0002	8,1	0,0001	7,1	0,00010
	Mayo, 1995	17,6	0,0003	14,7	0,0002	16,1	0,00022
	Junio, 1995	29,0	0,0004	5,2	7E-05	15,0	0,00021
	Agosto, 1995	46,7	0,0007	3,3	5E-05	6,4	9E-05
	Media	35,00	0,0002	7,09	4E-05	13,82	8E-05
	Desv. estándar	25,01	0,0004	4,29	7E-05	6,65	0,00010
	Varianza	715,11	1E-07	21,001	4E-09	50,53	1E-08

Tabla 4. Relación entre la concentración de metales en la columna de agua y el EC50 para *Oncorhynchus mykiss*.

		Est.1 (Alhué)		Est.2. (Cachapoal)		Est.3 (Cortina)	
		Concentración total (ppb)	Cuociente	Concentración total (ppb)	Cuociente	Concentración total (ppb)	Cuociente
Cobre (68,18 ppb)	Septiem., 1994	13,0	0,191	16,8	0,246	12,8	0,190
	Noviem., 1994	15,0	0,220	41,7	0,611	14,9	0,220
	Diciem., 1994	11,9	0,175	31,4	0,460	14,5	0,210
	Enero, 1995	8,1	0,119	18,6	0,273	17,3	0,250
	Marzo, 1995	6,3	0,092	14,2	0,208	51,4	0,750
	Mayo, 1995	11,3	0,166	61,2	0,897	23,3	0,340
	Junio, 1995	12,5	0,183	104,1	1,526	26,1	0,383
	Agosto, 1995	13,7	0,201	49,3	0,723	28,0	0,411
	Media	11,47	0,168	42,16	0,618	23,54	0,345
	Desv. estándar	2,71	0,042	28,16	0,441	11,79	0,173
	Varianza	8,46	0,002	906,57	0,195	159,05	0,034
Manganeso (25.220 ppb)	Septiem., 1994	26,6	0,001	35,7	0,001	21,1	0,001
	Noviem., 1994	55,1	0,002	35,0	0,001	87,3	0,003
	Diciem., 1994	35,7	0,001	54,5	0,002	35,2	0,001
	Enero, 1995	47,4	0,002	47,2	0,002	83,2	0,003
	Marzo, 1995	75,6	0,003	46,1	0,002	54,2	0,002
	Mayo, 1995	47,0	0,002	157,0	0,006	36,3	0,001
	Junio, 1995	70,8	0,003	196,1	0,008	106,5	0,004
	Agosto, 1995	71,2	0,003	97,0	0,004	67,7	0,003
	Media	53,67	0,002	83,58	0,003	61,44	0,002
	Desv. estándar	16,67	7E-04	57,51	0,002	27,87	0,001
	Varianza	317,60	-5E-07	3779,67	-6E-06	887,45	-1E-06
Molibdeno (200.200 ppb)	Septiem., 1994	93,3	0,0005	3,2	2E-05	15,3	8E-05
	Noviem., 1994	40,9	0,0002	5,0	2E-05	10,5	5E-05
	Diciem., 1994	8,5	4E-05	3,8	2E-05	28,9	0,0001
	Enero, 1995	27,3	0,0001	13,4	7E-05	11,3	6E-05
	Marzo, 1995	16,7	8E-05	8,1	4E-05	7,1	4E-05
	Mayo, 1995	17,6	9E-05	14,7	7E-05	16,1	8E-05
	Junio, 1995	29,0	0,0001	5,2	3E-05	15,0	7E-05
	Agosto, 1995	46,7	0,0002	3,3	2E-05	6,4	3E-05
	media	35,00	0,0001	7,09	0,00004	13,82	7E-05
	Desv. estándar	25,01	0,00012	4,29	0,00002	6,65	3E-05
	Varianza	715,11	2E-08	21,0	5E-10	50,54	1E-09

- ◆ Los metales que presentaron mayor toxicidad (LC50) para las especies ensayadas fueron el cobre y el zinc. Manganeso y molibdeno presentaron bajos niveles de toxicidad.

Los valores de los EC50 estimados para Zn y Cu en *S. capricornutum* en este estudio fueron de 60 µg/l y 190 µg/l respectivamente, valores que están dentro del rango descrito para esta especie (Kelly, 1991). En tanto que, los 24h-LC50 estimados para Cu y Zn, en *D. pulex*, fueron de 19,1µg/l y 6.310 µg/l, respectivamente. Se ha descrito, que el Cu es altamente tóxico para la mayoría de los invertebrados, tanto marinos como de agua dulce. Los LC50 son normalmente menores a 500 µg/l, pero pueden fluctuar, dependiendo de las condiciones, entre 5 µg/l a más de 200.000 µg/l.

La toxicidad aguda del Zn descrita para invertebrados, fluctúa entre 500 y 5.000 $\mu\text{g/l}$, pero pueden encontrarse valores mayores a 100.000 $\mu\text{g/l}$. Los 96h-LC50 encontrados para Cu y Zn en *O. mykiss* son concordantes con los descritos en la bibliografía, fluctuando el cobre entre 28 $\mu\text{g/l}$ y 100 $\mu\text{g/l}$ y el Zn, entre 200 $\mu\text{g/l}$ y 1.400 $\mu\text{g/l}$ (Kelly, 1991).

En Norteamérica, los valores de toxicidad aceptados para el cobre, fluctúan en el mismo rango que los de la EIFAC. Por ejemplo, el 96h-LC50 para la trucha arcoiris, en aguas blandas y ácidas, es de 20 $\mu\text{g/l}$ y en aguas duras alcalinas de 520 $\mu\text{g/l}$ (Howarth & Sprague, 1978). El LC50-96h para la especie *Salvelinus fontinalis* (trucha brook) es de 100 $\mu\text{g/l}$ en aguas blandas (45 mg/l de CaCO_3), y la concentración máxima aceptable de 17,4 $\mu\text{g/l}$ (McKim & Benoit, 1971). Para *Pimephales promelas* (fathead minnows) es de 23 $\mu\text{g/l}$ en aguas blandas (20 mg/l CaCO_3) y en aguas duras (360 mg/l CaCO_3) alrededor de 150 $\mu\text{g/l}$. La concentración máxima aceptable estimada para esta especie fue 32 $\mu\text{g/l}$ (Pickering *et al.*, 1977). El cobre ha sido extensamente utilizado como algicida, especialmente en los Estados Unidos, donde es aplicado a los embalses para controlar las floraciones algales (Effler *et al.*, 1980; McKnight, 1981) y el crecimiento de macrófitas acuáticas (Newbold, 1975). Estudios experimentales para evaluar los efectos del cobre sobre *Elodea canadensis* mostraron que concentraciones de 0,5 mg/l inhiben completamente la fotosíntesis, pero en estudios de terreno, se observó que sólo el 50% de las plantas fueron afectadas al ser expuestas a una concentración de cobre de 3,25 mg/l (Brown & Rattigan, 1979).

Por otra parte, el zinc es un constituyente común de industrias y efluentes asociados a la minería. Tiene una baja toxicidad para el hombre, pero es muy tóxico para los peces, señalándose como un estándar adecuado para fuentes de agua potable de alrededor de 5.000 $\mu\text{g/l}$ como máximo, valor que puede ser altamente tóxico para muchas especies de peces (Hellowell, 1989). La toxicidad del Zinc, al igual como ocurre con otros metales pesados, puede ser modificada por factores ambientales como la dureza, la temperatura, los niveles de oxígeno disuelto y la presencia de sólidos suspendidos o materia orgánica en el agua, siendo la más importante la dureza, existiendo una relación inversa entre la dureza y la toxicidad.

Los otros metales analizados, manganeso y molibdeno, se caracterizan por presentar una baja toxicidad para los organismos acuáticos. Es así, que el manganeso no tiene mucha importancia como contaminante. Ocasionalmente se encuentra en concentraciones superiores a 1 mg/l y el rango de tolerancia para la vida acuática fluctúa entre 1,5 a 1.000 mg/l (Train, 1979), por lo que no es considerado como un problema en los sistemas acuáticos (Hellowell, 1979). Aunque se ha observado que permanganatos resultan ser letales para los peces en concentraciones de miligramos por litro, éstos se reducen rápidamente, oxidando la materia orgánica, y perdiendo su toxicidad. Braginskyi & Shcherban (1978), en estudios realizados para evaluar la toxicidad de cinco metales sobre insectos acuáticos, determinaron que el manganeso fue el menos tóxico de todos.

Del mismo modo, se ha visto que la flora y fauna acuática es relativamente resistente a las sales de molibdeno. Efectos adversos, sobre crecimiento y sobrevivencia, han sido detectados sólo a concentraciones iguales o superiores a 50 mg/l. Sin embargo, estudios sobre fertilización de huevos en *O. mykiss*, a los 28 días de exposición, tuvo un LC50 de 0,79 mg/l, comparado con los valores de 96h-LC50 de 500 mg/l para adultos (Eisler, 1993).

- ♦ El cobre fue el que presentó el factor de concentración más alto para el fitoplancton, y el fierro para los peces *C. carpio* y *O. bonaerensis*. Por su parte, el molibdeno fue el que se encontró en menor concentración en ambos niveles tróficos, presentando bajos factores de concentración.

La acumulación de metales pesados, por parte de los organismos acuáticos, proporciona una relación esencial entre la concentración de metales en el ambiente y los efectos de estos sobre la biota. La relación entre la concentración de un determinado elemento en los organismos y la concentración en el agua se conoce como "factor de concentración" (Abel, 1989; Kelly, 1991) o "tasa de enriquecimiento" (Brooks & Rumsby, 1965). Esta relación, debe ser considerada como un indicador válido de la capacidad que tienen los contaminantes para acumularse en los tejidos de los organismos (Abel, 1989).

En este sentido, la mayor concentración de fierro encontrada en el fitoplancton se relaciona con las altas concentraciones totales de este metal en el agua, presentando un factor de concentración concordante a lo esperado según literatura (Moore, 1991). Por otra parte, el cobre se encontró en menor concentración en el agua, presentando un factor de concentración más alto, lo que estaría indicando que este elemento tiende a ser acumulado en mayor cantidad por el fitoplancton. Los valores encontrados para cobre estarían dentro de los rangos descritos por la literatura para microalgas (Kelly, 1991), siendo mayores a los encontrados por Tapia *et al.*, (en prensa) para el fitoplancton en sistemas lénticos.

Existen pocos antecedentes sobre la bioacumulación de manganeso y molibdeno en microalgas. Para manganeso, Basualto & Tapia (en preparación), utilizando el fitobentos como bioindicador de metales pesados, reportan valores de bioconcentración en aguas limpias de 279 ug/g y para aguas contaminadas con metales pesados del orden de 900 ug/g, con factores de concentración de 28.000 y 71.000, respectivamente. En el caso de molibdeno, los factores de concentración calculados son bajos, en relación a los demás metales, lo que estaría indicando una baja afinidad de este metal por el fitoplancton, debido, posiblemente, a la forma química de anión (molibdato) en que se presenta, a diferencia del cobre, fierro y manganeso que se encuentran a la forma de catión.

Los resultados de bioconcentración en peces (*C. carpio* y *O. bonaerensis*) mostraron una mayor concentración en tejido hepático, con un orden de magnitud superior en relación a tejido muscular y adiposo, presentando ambos tejidos concentraciones

similares. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Stripp *et al.* (1990) para las concentraciones de metales en diferentes tejidos de peces.

- ♦ La evaluación del riesgo ecológico estableció que el cobre es el único elemento en concentraciones que podrían resultar peligrosas para el sistema, clasificándose como de riesgo moderado en las cubetas Cachapoal y Cortina, y de bajo riesgo en la cubeta Alhué. Manganeso y molibdeno se presentaron en concentraciones que no constituyen riesgo para la vida acuática (cuociente $\leq 10^{-1}$) (Tabla 5). Respecto al zinc, no se pudo hacer la evaluación homóloga debido a que no se recolectaron (de acuerdo a los TdR) datos de zinc en terreno.

Tabla 5. Resumen de los valores promedios de los cuocientes para *S. capricornutum*, *D. pulex* y *O. mykiss*

ESTACION	ORGANISMO	CUOCIENTE		
		Cobre	Manganeso	Molibdeno
1 Alhué	<i>S. capricornutum</i>	0.060	0.0005	0.0002
	<i>D. pulex</i>	0.60	0.0005	0.0002
	<i>O. mykiss</i>	0.168	0.002	0.00017
2 Cachapoal	<i>S. capricornutum</i>	0.222	0.0008	0.0006
	<i>D. pulex</i>	2.20	0.0008	0.00004
	<i>O. mykiss</i>	0.618	0.003	0.00004
3 Tinguiririca	<i>S. capricornutum</i>	0.123	0.0006	0.00008
	<i>D. pulex</i>	1.23	0.0006	0.00008
	<i>O. mykiss</i>	0.345	0.002	0.00007

5. Conclusiones

Sobre la base de lo anterior, se puede concluir que:

Las concentraciones de los metales y sulfatos en el embalse son significativas, respecto a los estándares de calidad considerados, pero no muy altas (para el molibdeno no se dispone de referencia). Respecto a la toxicidad en general no son preocupantes, ya que sólo el cobre presenta un riesgo moderado. Sin embargo, queda la duda con respecto al zinc.

Las aguas claras del embalse Carén (donde se vierten los relaves de El Teniente) no contribuyen significativamente a la carga de metales al embalse, porque ésta llega casi exclusivamente por los ríos Cachapoal y Tinguiririca, con excepción del molibdeno que proviene principalmente del estero Alhué. Respecto al zinc no se puede decir nada porque no se dispone de datos. Por último, las aguas del embalse Carén contribuyen significativamente a la carga en sulfatos.

En lo que respecta al molibdeno y a los sulfatos, sin embargo, la posibilidad de aumento de las concentraciones en la columna de agua en el largo plazo se puede excluir con razonable certeza, de acuerdo a los resultados presentados en la Secc. 12 (Informe Final "Estudios complementarios del sistema hidrobiológico del estero Carén, Centro EULA-Chile).

Los metales cobre y fierro aportados por los afluentes tienden a quedarse en forma insoluble (probablemente como sulfuros metálicos) en los sedimentos. En este sentido, el relevante aporte de sulfatos del estero Alhué tendría una función incluso positiva: siendo alta la velocidad neta de sedimentación, se obtiene un efecto de enterramiento que estaría protegiendo la calidad de la columna de agua en el embalse, ya que, el sedimento estaría actuando como una verdadera "trampa de metales". Esto significa que cualquier operación (excavación, explosiones, etc.) que implique la resuspensión del sedimento puede producir problemas muy relevantes.

Sin embargo, queda por verificar si el enterramiento es suficientemente rápido para evitar un incremento en el largo plazo de las concentraciones de metales en el estrato activo de sedimento y si el fl' o de sedimentación es suficiente para evitar la acumulación en la columna de agua de manganeso (para el cual se puede afirmar que existe un intercambio entre sedimentos y columna de agua), cobre y, eventualmente, fierro (esta duda no se pudo resolver por las razones expuestas en la Secc.12, Informe Final "Estudios complementarios del sistema hidrobiológico del estero Carén, Centro EULA-Chile).

En resumen, la descarga de las aguas claras de relave de El Teniente presenta un doble aspecto: por un lado, a través del aporte en sulfatos, contribuyen al enterramiento de Cu y Fe; por otro, aportan con toda evidencia la mayoría de la carga de Mo. Sin embargo, no presentándose el problema de acumulación de Mo en el agua

en el largo plazo, las concentraciones se mantendrían al nivel actual, el cual no presenta problemas de toxicidad ni de bioacumulación. Una conclusión análoga vale para la acumulación de sulfatos (Secc. 12, Informe Final "Estudios complementarios del sistema hidrobiológico del estero Carén, Centro EULA-Chile).

En definitiva, entonces, por el momento no hay elementos objetivos que sustenten la necesidad de interrumpir la descarga de los relaves de El Teniente al embalse Carén con su consecuente acción sobre el embalse Rapel.

Nota: Las conclusiones anteriores deben considerarse preliminares, y por lo tanto sujetas, en futuro, a posibles modificaciones. Esto básicamente porque la estimación de las cargas se fundamenta sólo en un año de datos (campañas EULA) siendo que, por las razones expuestas en las Secciones 3, 9 y 10, los datos históricos no han podido ser utilizados porque no eran coherentes con los actuales. Se necesita además aclarar si existe un efecto de acumulación de largo plazo o no del manganeso, y eventualmente cobre y fierro, en la columna de agua, y de cobre y fierro en el estrato activo del sedimento.

La imposibilidad de entregar una respuesta definitiva acerca de estos puntos se debe a las razones explicadas en la Sección 12 del Informe final. Cabe notar que las cargas de estos metales (de acuerdo a la estimación preliminar efectuada) no provienen de los relaves de El Teniente; sin embargo, esto no resuelve todas las dudas, dado que el destino de cobre y fierro, en particular, depende de los sulfatos y estos en parte (30% aproximadamente) provienen del Alhué. Finalmente, es importante notar que, siendo que el zinc presentó toxicidad (valores del LC50) similar a la del cobre, parece correcto efectuar las investigaciones necesarias para desarrollar el balance de masa, evaluar la posibilidad de acumulación en el largo plazo, y evaluar el riesgo ecológico. Se recuerda que esto no ha sido posible debido a que, de acuerdo a los Términos de Referencia del estudio, no se recolectaron periódicamente datos de concentración de zinc en el agua del embalse ni de los ríos.

Ecotoxicidad en Aguas Superficiales y Sedimentos: Un caso de estudio en la Cuenca del Río Rapel, VI Región, Chile

Castillo** Gabriela ¹, Dutka Bernard ², McInnis Rodney ²

¹Depto. Ing. Civil, U.de Chile. Casilla 228-3 Santiago, Chile.

²National Water Research Institute, Burlington, Ont., Canada.

RESUMEN

El uso de pesticidas en agricultura es una práctica universal para mejorar la productividad de los cultivos, que eventualmente puede trascender en la dispersión de tóxicos a través del agua. Este trabajo es parte de un proyecto de investigación financiado por IDRC Canadá, relacionado con calidad de aguas en zonas rurales de Chile. En este caso, se describe hallazgos de actividad ecotóxica en aguas y sedimentos de la cuenca del río Rapel, VI Región de Chile, mediante una batería de 9 diferentes tipos de bioensayos. Los resultados indicaron que en los cinco puntos de muestreo estudiados se demostró actividad genotóxica inducida y presencia de pesticidas, tanto en el agua como en los sedimentos; además, en tres lugares se detectó actividad genotóxica / mutágena directa. En general, los efectos tóxicos detectados en las aguas de la cuenca presentaron estrecha relación con el uso de pesticidas en la agricultura y la actividad minera de la zona. Detalles del estudio, y la discusión e implicancia de sus resultados se presentan a continuación.

Palabras clave: bioensayos, ecotoxicidad, mutagenicidad, pesticidas

* Proyecto IDRC 92-1058-05

** Corresponding author: gcastilo@cec.uchile.cl

INTRODUCCION

En la actualidad, la agro-industria se ve enfrentada a una gran competitividad, para lo cual le es imprescindible mantener una adecuada y autosustentable productividad. De ahí que el uso de pesticidas sea una práctica universal para lograr dicha productividad. Sin embargo, el uso indiscriminado de estos productos (herbicidas, insecticidas, fungicidas, otros), puede trascender en la contaminación del ambiente, suelo, agua, flora, fauna, y eventualmente al hombre. Ultimamente en Chile, existe preocupación sobre la falta de control en el uso de los pesticidas, el que sido alertado más de una vez por la prensa, el área médica y grupos ambientalistas. Como parte de una investigación sobre calidad de aguas, se aprovechó para iniciar estudios ecotoxicológicos en algunas aguas naturales del centro y sur de Chile. En este trabajo se presentan los resultados de una batería de bioensayos practicados en aguas superficiales y sus sedimentos en la VI Región de Chile, cuyas principales actividades corresponden a fruticultura y minería.

MATERIAL Y METODOS

Lugares de muestreo

Las muestras de agua y sus sedimentos fueron recolectadas desde cinco puntos de la cuenca del Rapel, cercanos a la ciudad de Rancagua, en la VI Región Chile. Fig. 1. La actividad económica de la región se basa principalmente en la agricultura y la minería. Los principales cultivos de la zona son horticultura y fruticultura. Las muestras sometidas a bioensayos correspondieron a los siguientes lugares de muestreo:

Muestra 24. Río Cachapoal, en un punto cercano a la ciudad de Rancagua.

Muestra 25 . Estero Las Cadenas, en un punto cercano a Graneros, donde las aguas son utilizadas en riego.

Muestra 26. Estero Tipaume, en un punto localizado en el camino a Rosario; estas aguas son utilizadas principalmente en riego.

Muestra 27. Estero Las Cadenas en su inicio, Punta de Cortés. En este lugar el estero se une a las aguas del Río Cachapoal donde el río recibe las descargas de aguas servidas de Rancagua, Machalí y Graneros.

Muestra 28. Río Cachapoal en el punto cercano a la desembocadura de los ríos Coya y Pangal.

Bioensayos realizados.

Las muestras de agua y sus sedimentos se analizaron por los 9 bioensayos que se detallan:

SOS-Chromotest. Este ensayo se basa en una reacción colorimétrica producida por actividad enzimática microbiana después de incubar una cepa de *E. coli* (K12-PQ37) con la muestra; se incuba la bacteria junto a la muestras y controles. Después de 2 h. de incubación a 35°C se mide la producción de B-galactosidasa (respuesta SOS) mediante lectura de la densidad óptica a 615nm. A mayor producción de B-galactosidasa, mayor es la respuesta SOS inducida (IF), y por lo tanto mayor la concentración de genotóxicos en la muestra. Este ensayo se puede realizar con o sin S-9, (homogenizado hepático) que simula actividad enzimática inducida (Xu et al. 1987). Si el IF es ≥ 1.3 se considera muestra positiva por indicar presencia de compuestos mutágenos directos(sin agregado de S9) o promutágenos (con agregado de S9).

Sediment-Chromotest Este ensayo determina directamente la presencia y concentración de tóxicos en sedimentos, sólidos suspendidos, suelos y residuos sólidos. Se incuba diluciones del sedimento con un cultivo rehidratado de una mutante de *E. coli* ; luego se

coloca 20 µL de cada muestra y el control en membranas de microfibra de vidrio conteniendo un sustrato cromógeno azul. Los resultados se obtienen después de 30 min de incubación a 35°C. La aparición de color azul indica ausencia de toxicidad; la ausencia de color corresponde a presencia de toxicidad (Kwan 1991, 1993).

Ensayo de Transporte Reverso de Electrones (SMP-RET). Este procedimiento usa partículas submitocondriales de corazón animal (SMP) para detectar tóxicos en muestras líquidas. Las SMP parte de la membrana interna de las mitocondrias conocidas como "partículas transportadoras de electrones" (ETP). Este bioensayo está basado en la capacidad de las ETP de usar la energía suministrada por el ATP para dirigir los electrones suministrados por el succinato, en una dirección termodinámicamente desfavorable, a través del complejo mitocondrial respiratorio II al complejo I, donde reduce el NAD a NADH. Se ha demostrado que los metales pesados y diversos compuestos orgánicos retardan o inhiben la respiración celular (Knobeloch et al. 1990a).

Para el ensayo se agrega ETP reconstituidas a una cubeta con reactivos y muestra. Se añade ATP para iniciar el transporte de los electrones, midiéndose la reacción con un espectrofotómetro. La toxicidad se determina comparando el transporte de los electrones entre las cubetas con las muestras y el control (Blondin et al. 1987). Una inhibición entre 30 y 50% respecto al control indica presuntiva presencia de tóxicos; > 50% confirma la presencia de tóxicos.

Ensayo de Transporte Avanzado de Electrones (FET). El procedimiento usa las mismas partículas del ensayo anterior (SMP-ETP), para detectar tóxicos en muestras líquidas. El ensayo FET se basa en el movimiento de los electrones desde el NADH a través de los sistemas enzimáticos respiratorios I, III y IV. Esta es la dirección normal del flujo de los electrones a través de estas enzimas durante la respiración celular. La conversión de NADH a NAD es monitoreada espectrofotométricamente a 340nm. El ensayo se realiza agregando ETP reconstituidas a una cubeta con reactivos y muestra. El NADH se agrega

como un dador de electrones, midiéndose la velocidad de oxidación se mide con espectrofotómetro. La toxicidad de la muestra se determina comparando la velocidad de desaparición del NADH en la muestra y en los controles (Knobeloch et al. 1990). En este

estudio los resultados del FET se expresan como % de inhibición de la oxidación del NADH comparado con un control atóxico. Reacciones de inhibición entre 30 - 50% sugieren la presencia de tóxicos; inhibición > de 50% confirma actividad tóxica.

Ensayo de *Panagrellus redivivus*. Este nemátodo produce en su ciclo de vida los juveniles J2 que se usan para el ensayo. Para la prueba se toman 100 animales J2; en grupos de 10 se enfrentan a diferentes diluciones de la muestra; durante 96 h. se controla las siguientes reacciones: a) Crecimiento en tamaño, b) pérdida del crecimiento, c) maduración y d) muerte. El crecimiento de J2 a J3, o de J3 a J4, requiere mínima actividad genética, mientras que el paso de J4 a adulto requiere gran actividad genética. Los mutágenos inhiben la maduración de los animales J4 al estado adulto, inhibición que se usa como indicador de potencial actividad mutagénica de la muestra. El ensayo aplicado en este estudio mide tres actividades 1) la capacidad de sobrevivir en la muestra durante 96 h. a $21 \pm 1^\circ\text{C}$, 2) la capacidad de los animales J2 de alcanzar el estado J4 y 3) la capacidad de los animales J4 de alcanzar el estado adulto. Los resultados se comparan con controles negativos (Samailoff 1990).

Inmunoensayos para pesticidas específicos. Los inmunoensayos constituyen una técnica muy sensible y específica que se basa en la unión de anticuerpos (reactivo de detección) y antígenos (contaminante a detectar). Para realizar el ensayo se agrega la muestra preparada o su extracto a una solución conteniendo un trazador enzimático. Las mezclas, muestra / trazador y control de referencia / trazador, se colocan en los pocillos de una microplaca desechable impregnada con los anticuerpos. El movimiento de la muestra y las mezclas de referencia a través de la superficie de los anticuerpos atrapados en la superficie de la microplaca permite que los pesticidas presentes en la muestra y la enzima trazadora compitan en la unión con los anticuerpos específicos. El ensayo es

finalizado con el agregado de una solución de enjuague, una solución de desarrollo de color y una solución final, a la placa detectora. La preparación de la muestra y el inmunoensayo demora 30 min.; los resultados se expresan en ppb. En este estudio se ensayó kits separados para los pesticidas: benomyl, atrazina y metolachlor (Agri-Diagnostic, 1991).

Microtox. Este ensayo corresponde a una técnica fotométrica que usa la respuesta a la exposición de tóxicos por parte de una bacteria marina bioluminiscente *Vibrio fischeri*. En la prueba la bacteria rehidratada es incubada durante 15 a 30 min. a 15°C junto a la muestra y sus diluciones. Luego se mide en un lector computarizado Microtox 500M la pérdida de producción de luz por la bacteria. La toxicidad de la muestra se expresa como la concentración (CE) en %, que inhibe el 50% de producción de luz dentro de cierto tiempo de exposición (Dutka 1989).

Test de Toxicidad aguda con *Daphnia magna*. El microcrustáceo-cladóceros *Daphnia magna* es universalmente usado como ensayo de corto tiempo para determinar toxicidad aguda. Se enfrentan 10 neonatos de 24 h. con la muestra y con c/u de sus diluciones (generalmente 5 diluciones) durante 24 h. a 21± 1°C y luego se registra la pérdida de movilidad de los animales. El resultado se reporta como CI50-24h (%), que equivale a la concentración de muestra que inhibe el movimiento del 50% de los animales en prueba (ISO 6341, 1996).

Monitor Biocida ECHA. Este es un ensayo simple y económico (disponible en kit), desarrollado para detectar la presencia de tóxicos en muestras de agua y sedimentos. Se basa en el uso de una pequeña almohadilla impregnada con una bacteria y un sistema de cultivo indicador para detectar la respiración bacteriana. Para analizar muestras sólidas se aprisiona la almohadilla (con la mano), con aprox. 50 g de sedimento durante 1 min; luego se limpia levemente la almohadilla, se introduce en su envase plástico y se incuba a 30-37° por 18-24 h. Si la almohadilla presenta color rosado significa que la bacteria se desarrolla y no existen tóxicos interferentes en la muestra; en cambio si la almohadilla

permanece incolora indica presencia de tóxicos. Mientras mayor grado de toxicidad de la muestra, mayor será el grado de inhibición de crecimiento de la bacteria y por lo tanto menor grado de desarrollo de color. Un resultado ND significa ausencia de toxicidad (color rosado); resultados +1, +2, +3, indican incremento de la toxicidad (Dutka & Gorrie, 1989).

Recolección de Muestras y Procesamiento

Las muestras para practicar los bioensayos fueron recolectadas en botellas plásticas de 500 mL y 1 L. Para todos los bioensayos, excepto el ensayo con *Daphnia*, las muestras fueron concentradas 10 veces (10X), usando procedimientos descritos por Dutka *et al.* 1993.

Las muestras de sedimentos (2-3 cm de profundidad) fueron recolectadas en frascos de vidrio de aprox. 200 ml. El agua del exudado de las muestras, obtenido según Dutka *et al.* 1991, fue sometida a las pruebas de bioensayo.

Algunos ensayos fueron realizados con y sin adición de S9, homogenizado de hígado de rata, conocido como Aroclor. Este reactivo promueve la actividad tóxica de compuestos mutagénicos o carcinogénicos al ser metabolizados *in vivo* por su acción sobre enzimas como la mono-oxigenasa citocromo P-450. Los organismos vivos pueden transformar muchos compuestos químicos no perjudiciales (promutágenos) en tóxicos, por unirse con las proteínas u otros constituyentes celulares. El uso de la fracción microsomal de homogenizado de hígado de rata (S9) permite la detección indirecta de compuestos promutágenos presentes en la muestra. (Dutka, 1989).

RESULTADOS Y DISCUSION

En la Tabla 1. se presentan los resultados de biotoxicidad encontrada en las cinco muestras y sus sedimentos recolectadas en la región del estudio. De ellos se desprende

que las actividades económicas de la zona estarían trascendiendo en la toxicidad encontrada. Todas las estaciones de muestreo, 24 a la 28, se ven afectadas por los pesticidas aplicados en la agricultura; además, las estaciones 24, 27 y 28 estarían siendo impactadas por la minería.

Todas las aguas mostraron significativa presencia de compuestos promutágenos por el ensayo del SOS-Chromotest S9+, los mayores factores de inducción (IF, 2.8 y 2.3) se detectaron en las muestras del río Cachapoal en la descarga de los ríos Coya y Pangal (m.28) y estero La Cadena en Graneros, (m.25), respectivamente.

Además, las dos muestras del estero Las Cadenas (m.25), en Graneros y (m.27) en Punta de Cortés indicaron actividad mutagénica directa (sin activador, S9-).

La respuesta del ensayo de mitocondrias (SMP-RET) sugiere la presencia de tóxicos en las aguas de los esteros Las Cadenas (m.25) y Tipaume (m.26). De los resultados del SMP-RET se deduce que estas muestras contienen contaminantes perjudiciales que podrían afectar la respiración de peces, plantas y/o animales (Knobeloch, 1990).

El % de maduración de *Panagrellus* del test de nemátodos indica que las aguas analizadas, a excepción de la muestra 26, contienen suficiente cantidad de compuestos genotóxicos como para inhibir su desarrollo. Los mayores efectos tóxicos se detectaron en las aguas del inicio del estero Las Cadenas (m.27) y en la desembocadura de los ríos Coya y Pangal al río Cachapoal (m.28); en estas aguas ninguno de los animales en prueba alcanzó su desarrollo hasta el estado adulto.

En cuanto al % de supervivencia, es decir toxicidad aguda que impide el paso desde el estado J2 a los estados larvales intermedios J3-J4, la actividad tóxica encontrada en las aguas fue leve, oscilando entre un 89 y 100%.

La ocurrencia de pesticidas en las aguas y su concentración (Tabla 1), demuestran el uso generalizado de estos químicos en la zona. Todas las muestras contenían benomyl y atrazina; además, en las aguas del estero Las Cadenas en Graneros (m. 25), se detectó la presencia de metolachlor.

Los antecedentes aportados por esta batería de bioensayos son bastante concordantes entre sí. La actividad mutágena directa e indirecta demostrada por el ensayo del SOS-Chromotest, el efecto genotóxico sobre la maduración de Nemátodos y la interferencia en el transporte de las mitocondrias en la cadena respiratoria del SMP-RET, coinciden con la detección de los pesticidas benomyl y atrazina. De ahí que se piense que los efectos tóxicos observados en este estudio, estarían asociados al uso de estos u otros tipos de pesticidas.

Los resultados de los tests de genotóxicos y las concentraciones de pesticidas encontradas reafirman fuertemente la importancia de la utilización del ensayo de inhibición de la actividad respiratoria del SMP-RET. En la Tabla 1., es posible observar que, pese a que la muestra 26 presenta un mayor % de inhibición de la actividad mitocondrial que la muestra 25, presenta menor concentración de pesticidas y actividad genotóxica. La interpretación sería que, con toda probabilidad, en la muestra 26 además de los tóxicos que impactan a la muestra 25, existen otros químicos no evaluados por los ensayos anteriores, que si estarían siendo detectados por el ensayo SMP-RET.

Respecto a la biotoxicidad encontrada en los exudados de los sedimentos (aguas de poro), esta fue en general inferior a la de las aguas de superficie. Sin embargo los resultados indicaron que la estación 25 fue la más contaminada y la 24 la menos contaminada (Tabla 1).

Se observa que el agua de poro de la muestra 25, demostró resultados de bioensayos muy similares a las del agua superficial, pero en mayor proporción, tanto de tóxicos como de genotóxicos. El SOS-Chromotest mostró similar actividad mutágena directa y

promutágena (IF 1.9), los resultados de pesticidas fueron iguales, con la excepción de la atrazina, cuya concentración en el sedimento fue casi el doble. A su vez, al igual que el agua superficial, el sedimento contenía metolachlor.

Curiosamente, el agua de poro de la estación 27, que evidenció una mayor actividad por tóxicos /genotóxicos que las aguas de superficie, y cuya concentración de atrazina fue la más alta de todos los puntos muestreados en la zona, presentó un test de maduración de nemátodos negativo. Esto podría deberse que la atrazina no gatillaría respuesta al test por encontrarse ligada a los sedimentos y por lo tanto no biodisponible para estos animales.

En síntesis, las aguas y exudados de los sedimentos de las agua de la cuenca del río Rapel mostraron una fuerte y generalizada presencia de compuestos genotóxicos directos e inducidos, determinados por el ensayo SOS-Chromotest y el test de maduración de nemátodos. Los pesticidas determinados por inmunoensayos se encontraron en todas las muestras, con un máximo de > 1.6 ppb. Se asume que estos pesticidas podrían ser en parte los principales responsables de las respuestas genotóxicas detectadas.

La respuesta positiva encontrada por el ensayo SMP-RET refuerza la asociación entre la toxicidad encontrada en todas las muestras y la presencia de pesticidas y además, la acción inhibitoria producida por los metales pesados que probablemente, por su origen, arrastrarían las aguas de las estaciones 24, 27 y 28.

Estos hallazgos tienen especial importancia respecto a un posible efecto tóxico en el hombre, ya que se ha demostrado correlaciones estadísticamente significativas ($r^2=0.84$) entre la respuesta del ensayo SMP-RET y la toxicidad obtenida en diversos cultivos celulares, incluidas células humanas, con niveles de tóxicos en el suero de casos clínicos en humanos (Knobeloch et al. 1990a).

Tal como se observa en la Tabla 2., los ensayos de toxicidad aguda mediante *Daphnia magna*, practicados durante 24 h. en las aguas superficiales naturales no concentradas, fueron negativos. Existe la posibilidad que si el ensayo se hubiera continuado por otras 24 h. algunas muestras podrían haber mostrado una cierta actividad tóxica. Estos resultados coinciden en parte con la baja toxicidad encontrada en las aguas concentradas (10X), por el ensayo de supervivencia de nemátodos dentro de 96 h. (Tabla 1).

Igualmente, todas las muestras de agua concentradas 10X y las aguas de poro de los sedimentos fueron negativas por el ensayo Microtox y el ensayo de partículas submitocondriales SMP-FET. Tabla 2.

De la comparación de resultados entre las Tablas 1 y 2 se reafirma la necesidad de aplicar batería de ensayos, cuando se realizan estudios ecotoxicológicos. Es definitivo que la aplicación de un sólo tipo de bioensayo, sea simple o sofisticado, es insuficiente para diagnosticar, monitorear o predecir la potencial actividad ecotóxica de sustancias químicas en diversos ambientes (Dutka, 1989, Blaise 1991).

En la Tabla 3., se presentan los resultados de ecotoxicidad obtenidos en las muestras de sedimentos por los ensayos del ECHA test y Sediment-Chromotest. Se observa que en todas las muestras, excepto en la muestra 27, se detectó actividad tóxica y por ende, la presencia de tóxicos. Sin embargo, estos hallazgos no fueron reafirmados por el Sediment-Chromotest, donde todas las muestras resultaron negativas.

Una explicación a este resultado sería la diferencia en el tiempo en la realización de ambos ensayos y la sospecha de presencia de compuestos volátiles o altamente biodegradables en estos sedimentos.

El ECHA test fue desarrollado *in situ*, en el momento de recolección de la muestra, mientras que el Sediment-Chromotest fue realizado en Canadá, 10 días después. A su

vez las repeticiones posteriores del ECHA test indicaron una paulatina disminución de la actividad tóxica inicial, detectada *in situ*.

Al igual que para el caso de las aguas, los resultados de los bioensayos directos aplicados a los sedimentos reafirman la necesidad de utilizar batería de tests, ya que aún con estos ensayos directos cada bioensayo demuestra diferentes patrones de sensibilidad a los tóxicos presentes en los sedimentos. En este estudio la presencia de tóxicos en los sedimentos aparece fácilmente demostrada por los resultados de los bioensayos practicados a los exudados.

CONCLUSIONES

Los antecedentes obtenidos en este estudio indican que las aguas superficiales e intersticiales de sus sedimentos, provenientes de algunos sectores de la cuenca del río Rapel, aledañas a la ciudad de Rancagua, transportan sustancias tóxicas que se relacionan con las actividades económicas de la zona.

Todas las muestras de agua y sus sedimentos, recolectadas desde 5 diferentes puntos de muestreo, sometidas a una batería de 9 diferentes bioensayos, demostraron efecto ecotóxico, a lo menos por un tipo de prueba.

En dichas aguas y exudados de sus sedimentos se detectó una pronunciada y generalizada actividad de compuestos genotóxicos y promutágenos, que coincidió con la presencia de pesticidas organoclorados recalcitrantes del tipo atrazina y benomyl.

Se asume que la presencia de estos pesticidas, tanto en el agua como en los sedimentos, sería la principal responsable de la actividad genotóxica detectada.

Además, los efectos inhibitorios a la respiración celular detectados en las aguas indican daño potencial para las actividades vitales de peces, plantas y animales.

Se demuestra que la utilización de un sólo tipo de bioensayo no es suficiente para detectar la dispersión de sustancias ecotóxicas en el ambiente y se reafirma la tendencia de realizar baterías de ensayos.

Los ensayos menos sensibles en este estudio fueron, (i) toxicidad aguda con *Daphnia magna*, (ii) mitocondrias de avance de electrones (FET), (iii) Microtox en fase líquida y fase sólida y (iv) el inmunoensayo para metolachlor.

Es probable que la falta de respuesta de los ensayos se haya debido a la ausencia, o baja concentración y/o biodisponibilidad de los tóxicos que generalmente responden a estos tests, en las muestras analizadas.

La alta frecuencia de respuesta genotóxica de estas muestras, es única en los experimentados laboratorios de ecotoxicología del NWRI, Canadá, por lo que los investigadores del canadienses recomiendan profundizar estudios en la zona, a fin de clarificar el origen de los hallazgos ecotoxicológicos y sus posibles consecuencias.

REFERENCIAS

- Agri-Diagnostics. (1991). Laboratory immunoassay kit. Agri-Diagnostics Ass., Mooretown NJ. USA.
- Blaise C. (1991). *Env. Tox. & Wat. Qual.* **6(2)**:145-155.
- Blondin G.A., Knobeloch L.M., Read H.W. and Harkin J.M. (1987). *Bull. Environ. Contam. Toxi.* **38**:467-474.
- Dutka B.J. (1989). Methods for microbiological and toxicological analysis of waters, wastewaters, and sediments. Ed. Rivers Research Branch, NWRI, CCIW, Burlington, Ont. Canada.
- Dutka B.J. and Gorrie, J.F. (1989). *Envir. Pollut.* **57**:1-7.
- Dutka B.J., Kwan K.K., Rao S.S., Jurkovic J., McInnis R., McInnis G., Brownlee B. and Liu D.L. (1991). *Zeitschrift für angewandte Zoologie* **78**:295-322.
- Dutka B.J., Liu D.L., Jurkovic A. and McInnis R. (1993). *Environ. Tox. Water Qual.* **8**:397-407.
- Kwan K.K. (1991). (DSTTP). N.W.R.I. *Contr. N° 91-90, NWRI, CCIW, Burlington, Ont. Canada.*
- Kwan, K.K. (1993). *E. T. W. Q.* **8**:345-350.
- International Standarization Organization, ISO. (1996). Water quality determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera-Crustacea) **ISO 6341**.
- Knobeloch L., Blondin G., Read H.W. and Harkin J.M. (1990). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **22**:828-835.
- Knobeloch L., Blondin G. & Harkin J. (1990a). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **44**:661-668.
- Samailoff M. (1990). *Tox. Assess.* **5**: 309-318.
- Xu H., Dutka B.J. and Kwan K.K. (1987). *Tox. Assess.* **2**:79-78.

Tabla 1. Toxicidad en aguas y sedimentos de la cuenca del río Rapel

Muestra N°	Tipo de Muestra	SOS-Chromotest		SMP-RET(%)		NEMATODOS %			
		Factor inducción S9 -	S9 +	Inhibición		Supervivencia Maduración	Benomyl	Atrazina	Metolachlor
24	Agua 10 X	1.1	1.9	16	89	72	0.29	0.10	<0.10
	Agua de poro	1.0	1.1	nd	73	74	0.15	<0.10	<0.10
25	Agua 10 X	1.6	2.3	32	98	55	0.86	0.66	0.55
	Agua de poro	1.9	1.9	nd	94	68	0.58	1.26	0.63
26	Agua 10 X	1.1	1.9	41	100	100	0.43	0.51	<0.10
	Agua de poro	0.9	1.1	nd	92	68	0.14	0.18	<0.10
27	Agua 10 X	1.3	1.7	24	100	0	0.70	0.74	<0.10
	Agua de poro	1.8	2.9	nd	94	100	0.70	>1.60	<0.10
28	Agua 10 X	1.0	2.8	18	96	0	0.58	0.16	<0.10
	Agua de poro	0.9	1.4	nd	96	82	0.25	<0.10	<0.10

ND*= no determinado Agua 10X= muestra concentrada 10 veces Agua de poro= exudado del sedimento

Tabla 2. Toxicidad en aguas y sedimentos de la cuenca del río Rapel

Muestra #	Tipo de Muestra	Daphnia magna Cl _{50-24 h} (%)	Microtox CE ₅₀ (%)	SMP-FET % Inhibicion
24	Agua directa	>90	Nd	nd
	Agua 10X	nd	>90	<10
	Agua de poro	nd	>90	<10
25	Agua directa	>90	nd	nd
	Agua 10X	nd	>90	<10
	Agua de poro	nd	>90	<10
26	Agua directa	>90	nd	nd
	Agua 10X	nd	>90	<10
	Agua de poro	nd	>90	<10
27	Agua directa	>90	nd	nd
	Agua 10X	nd	>90	<10
	Agua de poro	nd	>90	<10
28	Agua directa	>90	nd	nd
	Agua 10X	nd	<90	<10
	Agua de poro	nd	>90	<10

nd : no determinado; agua 10X : muestra concentrada 10 veces; agua de poro : exudado del sedimento

Tabla 3. Biotoxicidad de sedimentos de la cuenca del río Rapel

Muestra #	Monitor ECHA	Sediment-Chromotest EC100 (%)
24	1 +	> 50
25	3 +	> 50
26	3 +	> 50
27	ND	> 50
28	1 +	> 50

ND : no detectado

Análisis de la hidrodinámica del embalse Rapel y sus consecuencias en el transporte y mezcla de contaminantes

Ingrid Hillmer, Yarko Niño
Departamento de Ingeniería Civil
Universidad de Chile

- **Objetivos**

En este trabajo se presentan y analizan algunos de los aspectos relevantes relacionados con la hidrodinámica del lago Rapel. A partir de los datos recopilados se presentan algunos resultados preliminares respecto de los patrones de flujo presentes en el cuerpo de agua y de la capacidad de mezcla y de resuspensión de sedimentos en el sistema.

- **Introducción**

La utilización de los recursos hídricos genera una serie de impactos en el medio ambiente, los cuales en muchos casos, comprometen gravemente el equilibrio ambiental afectando al ecosistema, la calidad de los mismos recursos y su posterior utilización. En este sentido, la utilización de modelos de calidad de agua constituye, en determinados estudios, una herramienta esencial para analizar, prevenir y/o manejar distintos niveles de impacto. Al analizar la calidad del recurso en este tipo de cuerpos de agua, es necesario considerar factores químicos, biológicos, y particularmente los hidrodinámicos. Muchas sustancias presentes en el medio acuático pueden experimentar reacciones químicas que modifican su concentración. Esto tiene mayor relevancia cuando se trata de sustancias tóxicas como por ejemplo compuestos orgánicos y metales que pueden alterar la vida acuática. La biodegradación de la materia orgánica es también un factor importante debido a que puede variar significativamente la concentración de varias sustancias en el medio acuático, generando impactos ambientales de distintas proporciones. Estos procesos, sin embargo, son controlados en gran medida por los fenómenos físicos relacionados con la hidrodinámica del cuerpo de agua, los que determinan las corrientes y el nivel de turbulencia presentes y afectan la concentración de sustancias a través de los procesos de difusión, mezcla turbulenta y transporte.

En el presente trabajo se discuten resultados preliminares respecto de los patrones de flujo en el embalse Rapel inducidos por sus principales afluentes los cuales fueron obtenidos a partir de la aplicación de un modelo numérico de flujo turbulento bidimensional promdiado en la vertical. Adicionalmente, se estimó la capacidad de mezcla en distintas zonas del sistema considerando las características de la turbulencia inducidas por las corrientes en el

lago y se determinó la capacidad de resuspensión de sedimentos desde el fondo del lago inducida por efecto de las corrientes generadas por el viento y por los afluentes, así como por las corrientes de turbidez que pueden ocurrir en el embalse.

- **Resultados**

Patrones de flujo:

Los principales afluentes al lago Rapel son los ríos Cachapoal y Tinguiririca, con caudales medios del orden de los 100 y 50 [m³/s], respectivamente. Estos caudales imponen velocidades medias máximas del orden de 0.1[m/s] en el brazo del lago alimentado por estos afluentes. Un afluente secundario al lago corresponde al Estero Alhué con caudales medios del orden de los 5[m³/s]. Este flujo impone velocidades medias máximas de 0.01[m/s] en el sector de Alhué del lago Rapel. Los resultados de la simulación indican que los flujos provenientes del sector Cachapoal-Tinguiririca no se introducen hacia el sector de Alhué, sino que salen directamente hacia el sector de la presa. Esto indica, por lo tanto, que las aguas de la zona Alhué del lago no se encuentran mezcladas con las aguas provenientes del otro sector. Esta situación se mantiene incluso para condiciones de crecida en los afluentes Cachapoal y Tinguiririca, y condiciones de flujo nulo en el Estero Alhué.

Efecto del viento:

El régimen de vientos presenta velocidades medias del orden de 4 [m/s], con direcciones predominantes SW y NW. En aguas quietas esta velocidad del viento genera una corriente superficial en el lago con velocidades del orden de 0.12 [m/s], y una corriente de retorno por el fondo del cuerpo de agua. Además, se puede esperar la generación de corrientes horizontales. En la zona Alhué del lago, donde las velocidades son bajas, el efecto del viento será mayor que en los otros sectores generándose corrientes superficiales con velocidades del orden de 0.1 [m/s], en la dirección del viento. En el sector Cachapoal-Tinguiririca, los vientos NW tenderán a disminuir las velocidades superficiales y a aumentar las velocidades del flujo en las zonas más profundas con dirección a la presa. Los vientos SW en el mismo sector tenderán a generar corrientes transversales con velocidades superficiales del orden de 0.1[m/s] en la dirección del viento y corrientes de retorno en las zonas más profundas en la dirección opuesta. En el sector cercano a la presa el efecto del viento será similar al del sector Cachapoal-Tinguiririca.

Características de mezcla en el sistema:

A partir de estimaciones de las características turbulentas del flujo inducido por los afluentes al lago Rapel, en ausencia de vientos, se puede determinar valores aproximados de los tiempos de mezcla tanto en la vertical como en la transversal. Estos tiempos corresponden a los tiempos que una fuente puntual tarda en mezclarse completamente en la vertical, y una fuente lineal vertical tarda en mezclarse completamente en la sección transversal, respectivamente. En la zona Cachapoal-Tinguiririca los tiempos de mezcla vertical asociados a caudales afluentes medios varían entre 5 y 40 horas, lo cual, considerando las velocidades medias del flujo, indica que dicha mezcla puede llevarse a

cabo dentro del mismo sector del lago. Para caudales afluentes en condiciones de crecida, estos tiempos disminuyen a un tercio aproximadamente, lo que significa que el sistema tiene una mayor capacidad de mezcla. Los tiempos de mezcla transversal resultan ser varios ordenes de magnitud mayores que el tiempo de mezcla vertical, lo cual indica que la mezcla o dilución total no se alcanza a producir en el lago. En el sector de Alhué los tiempos de mezcla vertical son del orden de entre 5 y 20 días, bastante mayores que los estimados para el sector Cachapoal-Tinguiririca. Esto ilustra la baja capacidad de mezcla del sector Alhué lo cual se debe a las bajas velocidades de flujo en esa zona.

En condiciones de viento, la capacidad de mezcla en el sistema se incrementa debido a las corrientes inducidas por el viento tanto verticales como transversales, aunque este efecto será mucho más importante en el caso del sector Alhué, donde los tiempos de mezcla vertical pueden ser reducidos hasta valores del orden de un par de horas.

Resuspensión de sedimentos:

Dado que no se disponen hasta el momento de datos respecto de la granulometría de los sedimentos del lago, sólo se ha podido estimar el tamaño de los sedimentos que pueden ser resuspendidos desde el fondo dadas las condiciones hidrodinámicas en el sistema.

Tal como se ha indicado previamente, en el sector de Cachapoal-Tinguiririca, en condiciones de caudales afluentes medios, sin el efecto del viento, las velocidades medias máximas del flujo alcanzan valores de 0.1[m/s]. Se ha estimado que estas velocidades ejercen un esfuerzo de corte sobre el fondo capaz de poner en suspensión partículas de tamaños inferiores a aproximadamente 50 [μm]. En condiciones de crecidas este tamaño aumenta a aproximadamente 100 [μm]. En el sector de Alhué, debido a las bajas velocidades del flujo inducido por este estero, la capacidad de resuspensión de sedimentos es prácticamente nula.

A pesar de que la capacidad de resuspensión de sedimento aumenta en todos los sectores del lago en presencia de viento, dicho aumento no es relevante, y los tamaños de sedimento posibles de ser resuspendidos calculados en condiciones sin viento, no varían significativamente. Un efecto mayor sobre la resuspensión de sedimentos en el lago tienen las corrientes de turbidez que se generan en el sistema, particularmente en condiciones de crecida, las cuales ocurren a partir del fenómeno de sumergencia del gasto sólido en suspensión acarreado por los afluentes al lago. Se estima que estas corrientes de turbidez pueden ocurrir principalmente en la cabecera del sector Cachapoal-Tinguiririca, a profundidades entre 5 y 10 [m]. Estas corrientes de turbidez se deben principalmente a la diferencia de densidad entre el flujo con sedimento en suspensión de los afluentes y las aguas sin sedimento del lago y ellas son capaces de transportar sedimento en suspensión a grandes distancias, resuspendiendo a la vez sedimentos del fondo.

- **Agradecimientos**

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por Fondecyt a través del proyecto No. 1981180.

DIFUSION DE ALGUNAS ESPECIES QUIMICAS EN LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA DEL EMBALSE RAPEL

Jaime Pizarro¹, Irma Vila² y Manuel Contreras²

¹Depto. Ing. Geográfica, Facultad de Ingeniería USACH, Santiago, ²Depto. Ciencias Ecológicas, Fac. de Ciencias UCh, Santiago.

La necesidad de contar con recursos hídricos en la zona central de Chile es una necesidad cada vez mas apremiante. El uso de éste recurso requiere de una comprensión de la dinámica química de los cuerpos de aguas. El embalse Rapel esta situado a 140 km al sur-oeste de Santiago y es utilizado en la generación de electricidad, en el turismo y riego agrícola. Los afluentes principales son los ríos Cachapoal y Tinguiririca. En la cuenca de éste río se encuentra la mina de Cobre El Teniente, cuya actividad podría estar influyendo en la calidad química de sus aguas. Se ha estudiado la difusión de metales desde la interface sedimento-agua en el subsistema Alhué de dicho embalse. Se ha determinado la presencia de Cobre, Fierro y Manganeso. Para el muestreo de las aguas intersticiales se utilizaron dializadores equilibrados in situ. Adicionalmente se determinaron flujos difusivos de los metales analizados.

“CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y BACTERIOLÓGICA DE AGUAS SUPERFICIALES DE LA CUENCA DEL RÍO RAPEL”

Antecedentes de campañas de muestreo

En año 1999 el Centro Nacional del Medio Ambiente inició un estudio de calidad de aguas superficiales de la VI Región realizando 4 campañas de muestreo en la cuenca del río Rapel.

Para caracterización química y bacteriológica se desarrollaron 2 campañas durante las épocas de estiaje (19 y 25 de mayo) y crecida (25 y 28 de octubre). Para determinación de plaguicidas se desarrollaron 2 campañas de muestreo en época de crecida (25 y 28 de octubre y 16 de noviembre).

Las estaciones de muestreo para caracterización química y bacteriológica corresponden a estaciones históricas de la DGA de la VI Región. Comprenden estaciones distribuidas en la cuenca, correspondiendo a estaciones con diferentes grados de impacto de la actividad antrópica (ver Figura N° 1).

En la selección de las estaciones y el tiempo de muestreo, para la determinación de plaguicidas se consideró el factor arrastre de plaguicidas por aguas de riego. Para ello se identificaron los plaguicidas más usados de acuerdo los cultivos de la zona y período de aplicación. En la Tabla N° 1 se señalan los plaguicidas más utilizados en la región. Debe destacarse que la mayoría se aplica en primavera-verano. En la Tabla N° 2 se muestran antecedentes sobre su reactividad en el suelo y persistencia. La Figura N° 2 muestra las estaciones seleccionadas para el análisis de presencia de plaguicidas.

Tabla N° 1
Sustancias activas de plaguicidas más usados en la VI Región

Sustancia activa	Grupo Químico
Glifosato	Glicina
Phosmet	Organo fosforado
Clorpirifos	Organo fosforado
Mancozeb	Dicarbamato y cúprico
Atrazina	Triazina
Simazina	Triazina
Paraquat	Bipiridilo
Azinfos metil	Organo fosforado
Metamidofos	Organo fosforado
Captan	Ftalamidas
Dimetoato	Organofosforado
Parathion	Organofosforado
MCPA	Fenoxiacético
Diazinón	Organofosforado

Fuente : Laboratorio SAG y especialistas

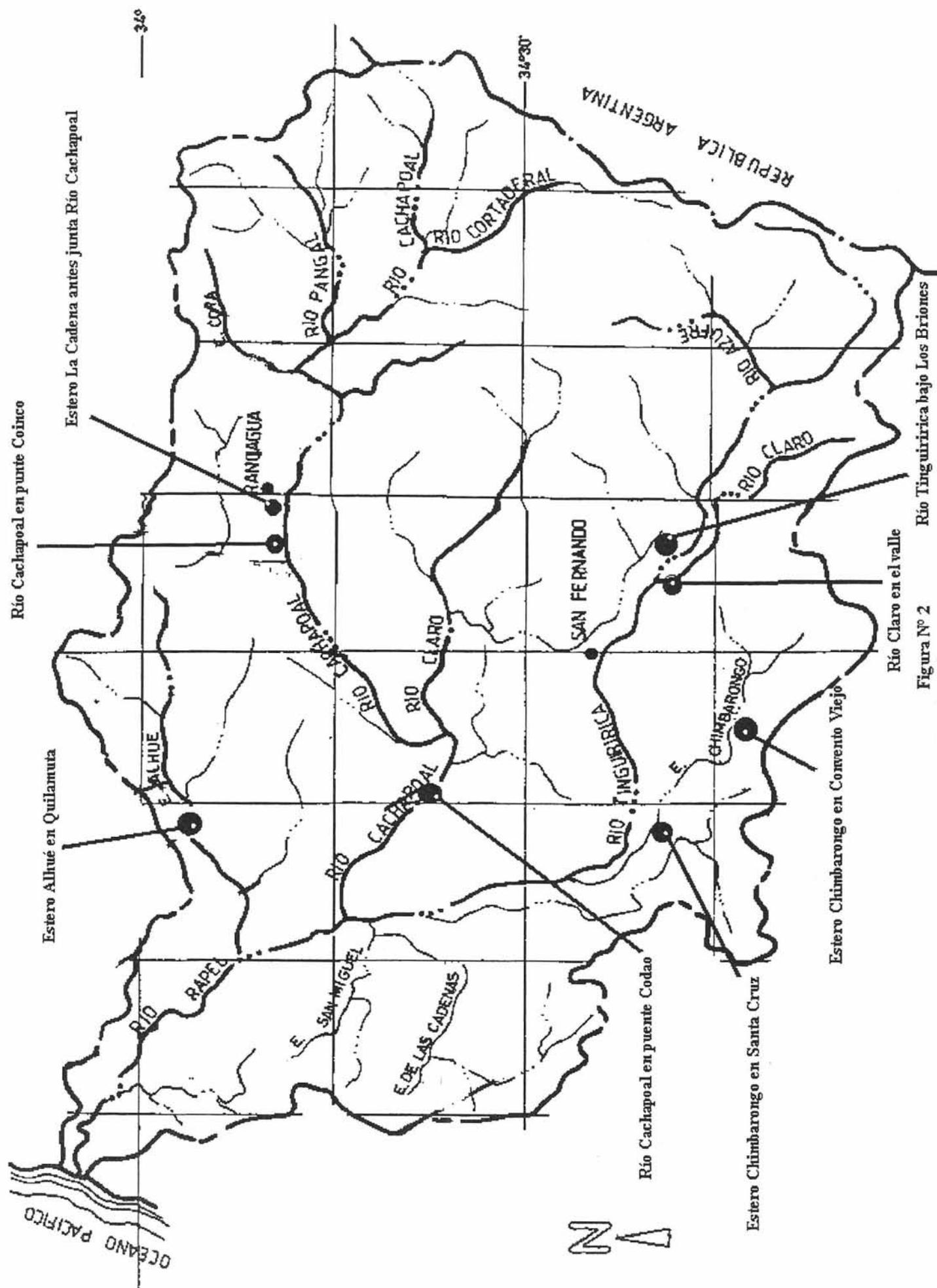


Figura Nº 2 Río Tinguirica bajo Los Briones

Estaciones de muestreo "Determinación de plaguicidas en aguas superficiales de la VI Región"

Tabla N° 2
Comportamiento relativo de algunos plaguicidas en el suelo

Plaguicidas o sustancia activa	Reactividad en suelo	Persistencia
Atrazina	Baja - Alta	Muy Corta – Moderada
Simazina	Baja - Alta	Muy Corta – Moderada
Glifosato	Alta – Muy Alta	Muy Corta – Corta
Mancozeb	Moderada – Muy Alta	Corta – Moderada
Azinfos metil	Muy Baja - Baja	Muy Corta – Corta
Clorpirifos	Muy Baja - Baja	Muy Corta – Corta
Dimetotato	Muy Baja - Baja	Muy Corta – Corta
Diazinon	Muy Baja - Baja	Muy Corta – Corta
Metamidofos	Muy Baja - Baja	Muy Corta – Corta
Paratión	Muy Baja - Baja	Muy Corta – Corta
Captan	Baja – Moderada	Muy Corta – Corta
Lindano	Moderada – Alta	Corta – Larga
MCPA	Moderada - Alta	Corta – Larga

Resultados y discusión

Los análisis químicos fueron hechos en laboratorios de CENMA con metodologías que tienen los límites de detección y cuantificación señalados en la Tabla N° 3.

Tabla N° 3
Límites de Detección (L.D.) y Cuantificación (L.C.) de metodologías analíticas

Parámetro	Unidad	L.D.	L.C.
Turbiedad	NTU	0.17	0.38
T.O.C.	mg/l	2.30	3.88
DBO ₅	mg/l	4.00	
D.Q.O.	mg/l	1.1	
Fósforo Total	mg/l	0.013	0.036
Fósforo Reactivo	mg/l	0.013	0.036
Fenol	mg/l	0.13	0.16
Arsénico	µg/l	27.9	51.9
Mercurio	µg/l	1.00	3.00
Níquel	µg/l	4.58	10.46
Plomo	µg/l	3.18	10.60
Cadmio	µg/l	1.00	3.00
Cromo	µg/l	5.43	16.21
Cobre	µg/l	3.30	11.00
Manganeso	µg/l	0.15	0.50
Molibdeno	µg/l	3.72	12.40
Zinc	µg/l	1.56	5.20

Tabla N° 3-Continuación
Límites de Detección (L.D.) y Cuantificación (L.C.) de metodologías analíticas

Parámetro	Unidad	L.D.	L.C.
N-NO ₃	mg/l	0.87	1.07
N-NO ₂	mg/l	0.10	0.13
Amonio	mg/l	0.73	0.98
Sulfato	mg/l	1.05	1.18
Coliformes Totales	NMP/100 ml	<2.0	
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	<2.0	

Los parámetros TOC, DBO₅, Fenol, Arsénico, Mercurio, Níquel, $N - NO_2^-$ y Amonio están por debajo de los límites de detección respectivos. Los bioensayos para determinar toxicidad aguda, revela todas las muestras son no tóxicas. El parámetro plomo está por debajo del límite de detección en todas las estaciones de muestreo, excepto la estación **“Embalse Rapel en el muro”**.

La Figura N° 3 muestra resultados de *temperatura, pH, turbiedad y oxígeno disuelto*. El análisis de ellos muestra que todo estos parámetros, salvo turbiedad, se mueven dentro de un conjunto de valores relativamente estrecho. La *turbiedad* es en general mayor, hasta 14 – 18 veces, en el caso de las estaciones localizadas en los ríos Cachapoal y Tinguiririca que la de las estaciones localizadas en el estero Alhué.

La Figura N° 4 muestra los resultados para los parámetros dureza y conductividad en los cuales destaca la estación **“Estero Alhué en Quilamuta”**.

La Figura N° 5 muestra los resultados de los parámetros sólidos. Los *sólidos totales, disueltos y suspendidos* registran valores entre 10 – 500 mg/l para todas las estaciones, salvo los *sólidos totales y disueltos* de la estación de muestreo **“Estero Alhué en Quilamuta”**. Esta estación presenta valores 7-8 veces superiores (aproximadamente 1600 y 1300 mg/l para sólidos totales y disueltos, respectivamente) a las que se registran aguas arriba antes de la junta con el estero Carén. Este incremento significativo entre estas estaciones, **“Estero Alhué antes junta Estero Carén”** y **“Estero Alhué en Quilamuta”**, también presenta incrementos aguas abajo importantes para los parámetros sulfato y molibdeno como se muestra en las figuras N° 6 y N° 7.

La Figura N° 6 muestra los resultados de los parámetros *nitrato, fósforo total, fósforo reactivo, sulfato y DQO*. En general estos parámetros, con excepción del *sulfato*, presentan muy bajas concentraciones, los valores máximos de *nitrato, fósforo total, fósforo reactivo y DQO*, en el caso de estos 2 últimos parámetros cuando se detectan, son 3.3, 4.6, 0.47 y 4.2 respectivamente. El parámetro *sulfato* presenta el mayor valor en la estación **“Estero Alhué en Quilamuta”**, en las otras estaciones presenta valores del orden de 50 mg/l.

Del conjunto de metales analizados (ver Figura N° 7), el *manganeso* y el *zinc* son los únicos metales que aparecen en todas las estaciones de muestreo. El *molibdeno* no aparece en las estaciones “*Estero Alhué antes junta estero Carén*” y si presenta altas concentraciones en la estación “*Estero Alhué en Quilamuta*”.

La determinación de *coliformes totales* y *fecales* (ver figura N° 8) revela el efecto de las descargas de las aguas servidas, originadas en los centros urbanos, a los cursos de los ríos Cachapoal y Tinguiririca.

La Tabla N° 4 muestra los resultados de caracterización química y bacteriológica de la estación “*Embalse Rapel en el muro*”. Los resultados muestran algunos aspectos interesantes:

- El *pH* es 9,17 que corresponde a pH alcalino, lo que podría estar indicando presencia de algas. Las aguas del estero Alhué y ríos Tinguiririca y Cachapoal que lo alimentan no superan el *pH* 8,1.
- El nivel de *coliformes totales* y *fecales* es muy poco significativo, no obstante encontrarse valores muy superiores en las estaciones “*Río Tinguiririca en Los Olmos*” y “*Río Cachapoal en puente Codao*”.
- Los niveles de *conductividad*, *sulfato* y *dureza* son bajos en comparación con los niveles presentados por el estero Alhué, luego el efecto dilución es importante en estos parámetros. Lo mismo para el *molibdeno* que también es alto en el estero Alhué.

Tabla N° 4
Caracterización química y bacteriológica de la estación “Embalse Rapel en el muro”

Parámetro	Unidad	Valor
Temperatura	° C	17.7
pH	Unidades de pH	9.17
Conductividad	μS/cm	363
Turbiedad	NTU	6.2
O.D.	mg/l	10.23
D.Q.O.	mg/l	<1.1
Sólidos Totales	mg/l	270
Sólidos Disueltos	mg/l	224
Sólidos Suspendidos	mg/l	10
Fósforo Total	mg/l	<0.013
Fósforo Reactivo	mg/l	<0.013
Cadmio	μg/l	9
Cromo	μg/l	55
Cobre	μg/l	150

Tabla N° 4 - Continuación
Caracterización química y bacteriológica de la estación “Embalse Rapel en el muro”

Parámetro	Unidad	Valor
Plomo	µg/l	14
Manganeso	µg/l	400
Molibdeno	µg/l	17
Zinc	µg/l	91
N-NO3	mg/l	3.3
Sulfato	mg/l	58.5
Dureza	mg CaCO3/l	141.8
Coliformes Totales	NMP/100 ml	4
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	3

En el caso de los plaguicidas (Tabla N° 5) los resultados obtenidos, tanto en el muestreo de fines de octubre como mediados de noviembre, indican concentraciones bajo el límite de detección, que según el plaguicida en análisis varían entre 0,0129 y 0,0733 mg/l.

Tabla N° 5
Plaguicidas en aguas superficiales de la VI Región

Estación de muestreo	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇	P ₈	P ₉	P ₁₀
Primera Campaña (25 y 28/10/99)	n.d.									
Río Cachapoal en puente Codao	n.d.									
Estero La Cadena antes junta Río Cachapoal	n.d.									
Estero Alhué en Quilamuta	n.d.									
Río Cachapoal en puente Coinco	n.d.									
Río Claro en el Valle	n.d.									
Río Tinguiririca bajo Los Briones	n.d.									
Estero Chimbarongo en Convento Viejo	n.d.									
Estero Chimbarongo en Santa Cruz	n.d.									
Primera Campaña (16/11/99)										
Río Cachapoal en puente Codao	n.d.									
Estero La Cadena antes junta Río Cachapoal	n.d.									
Estero Alhué en Quilamuta	n.d.									
Río Cachapoal en puente Coinco	n.d.									
Río Claro en el Valle	n.d.									
Río Tinguiririca bajo Los Briones	n.d.									
Estero Chimbarongo en Convento Viejo	n.d.									
Estero Chimbarongo en Santa Cruz	n.d.									

Donde:

- P₁: Simazina
- P₂: Atrazina
- P₃: γ-BHC (Lindano)
- P₄: Diazinón
- P₅: Metil paratión
- P₆: Clorpirifos
- P₇: Paratión
- P₈: Captán
- P₉: 4,4'-DDT
- P₁₀: Azinfosmetil
- n.d.: no detectado

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE AGUAS VI REGIÓN

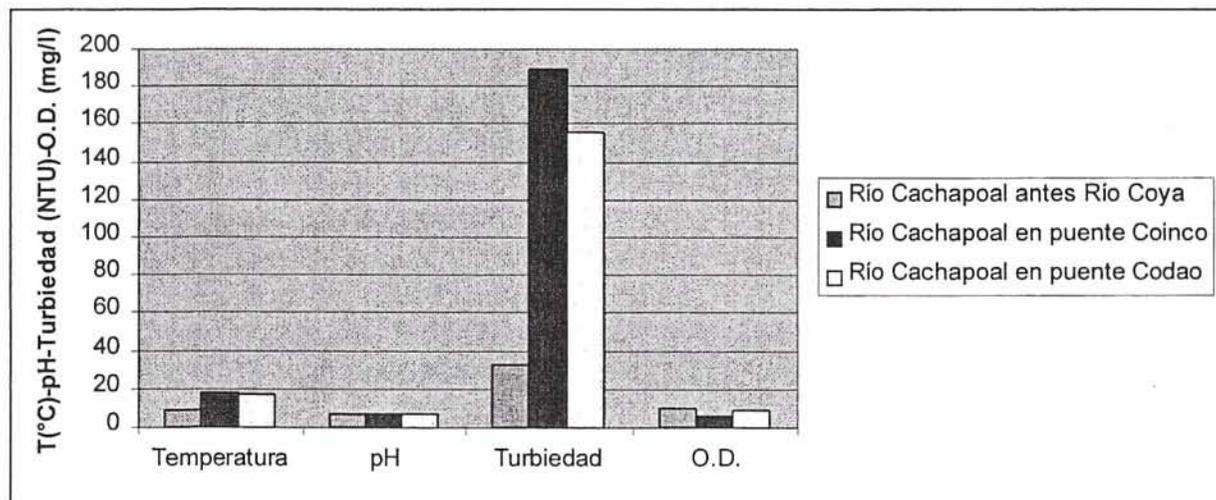
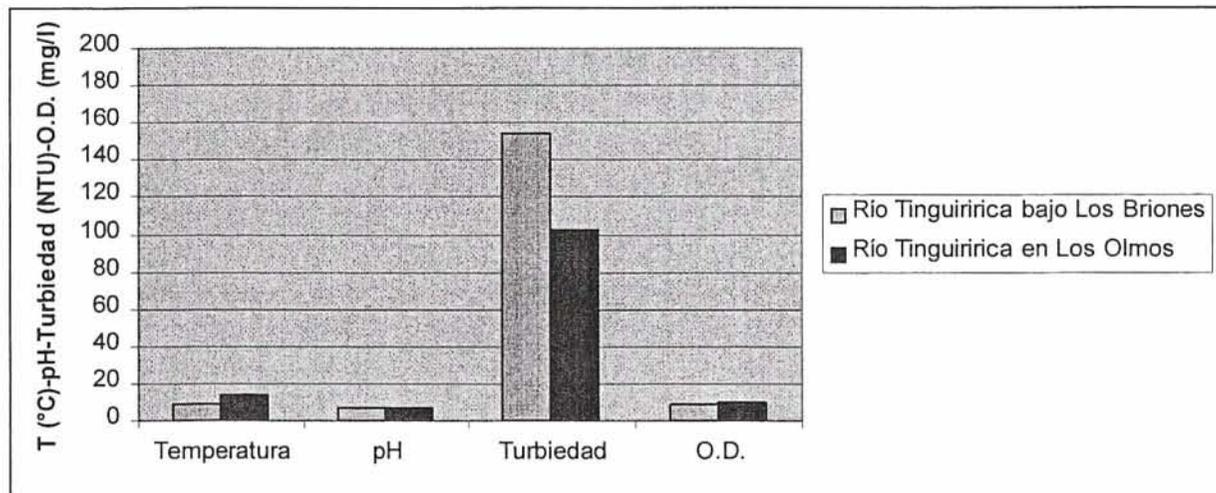
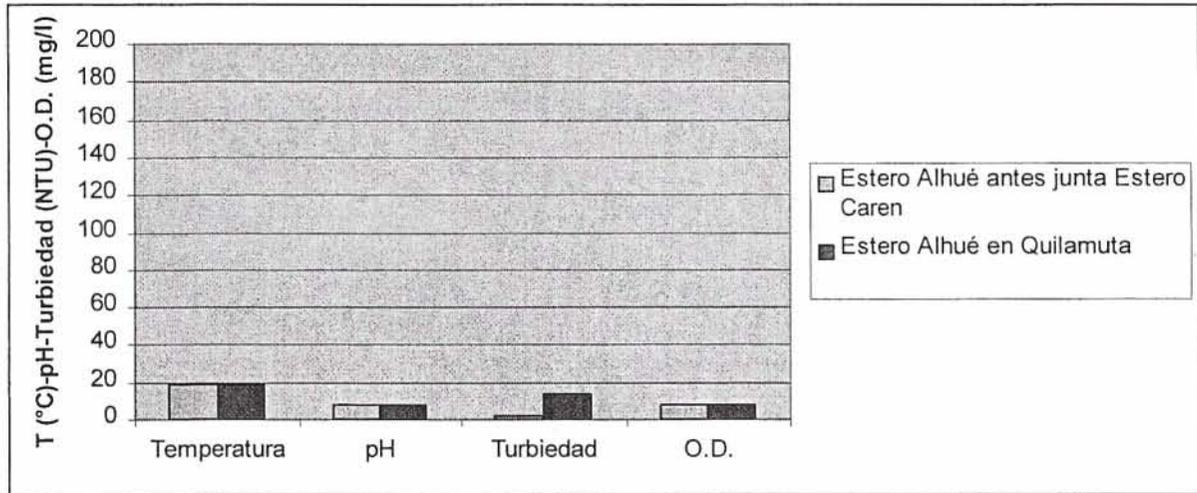
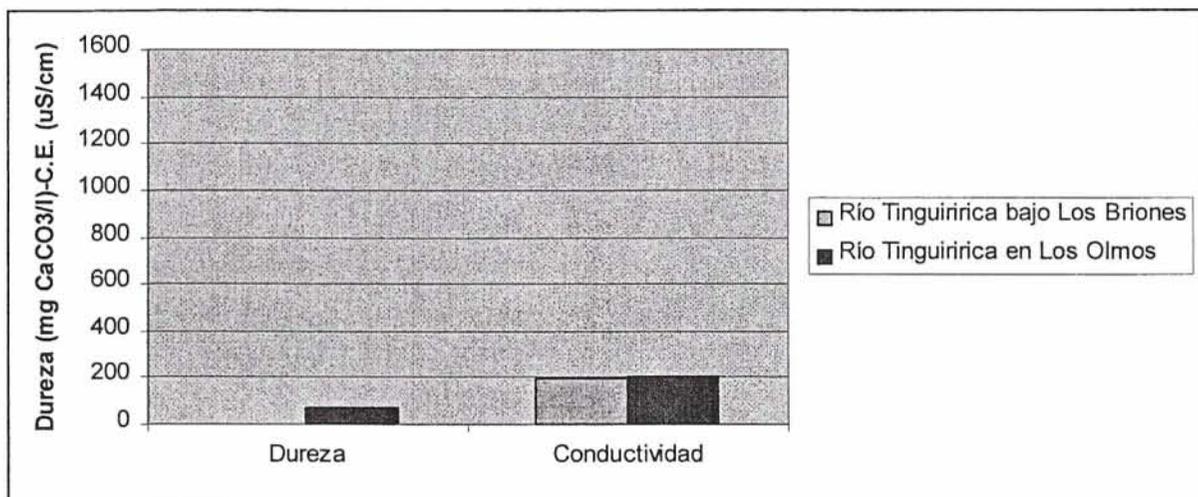
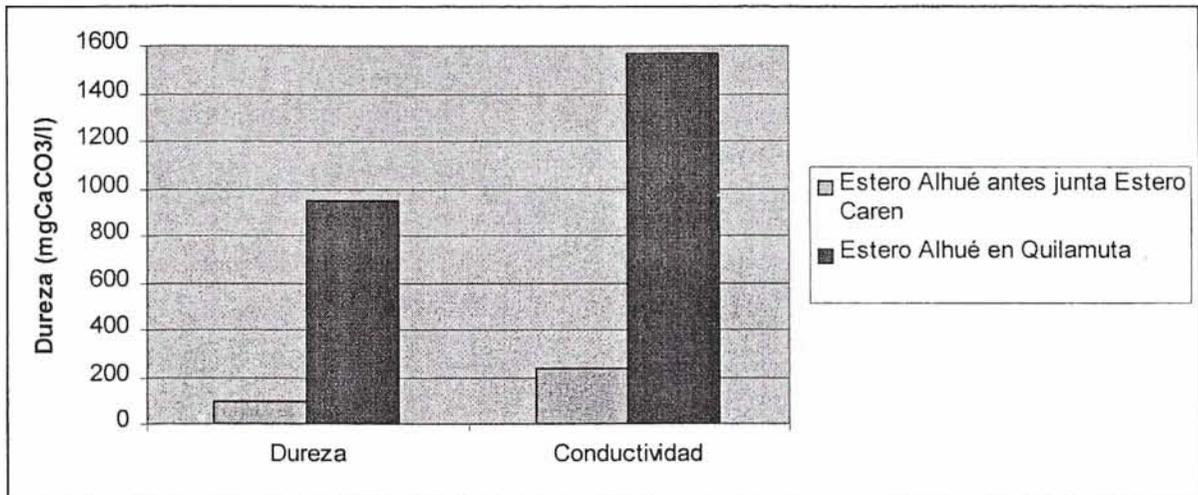


FIGURA N° 3

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE AGUAS VI REGIÓN



↑
< 62,3 mg CaCO₃/l

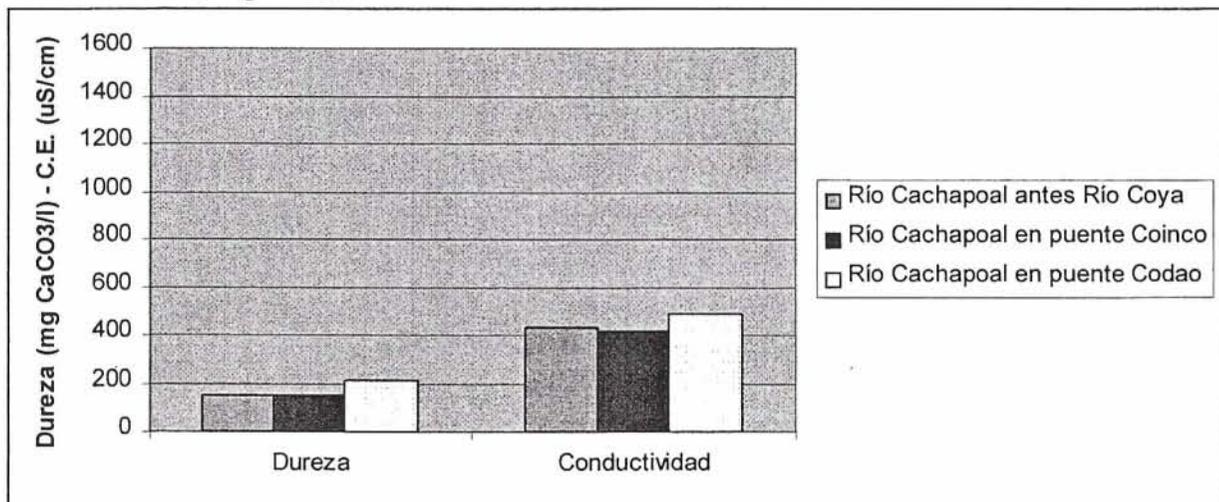


Figura N° 4

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE AGUAS VI REGIÓN

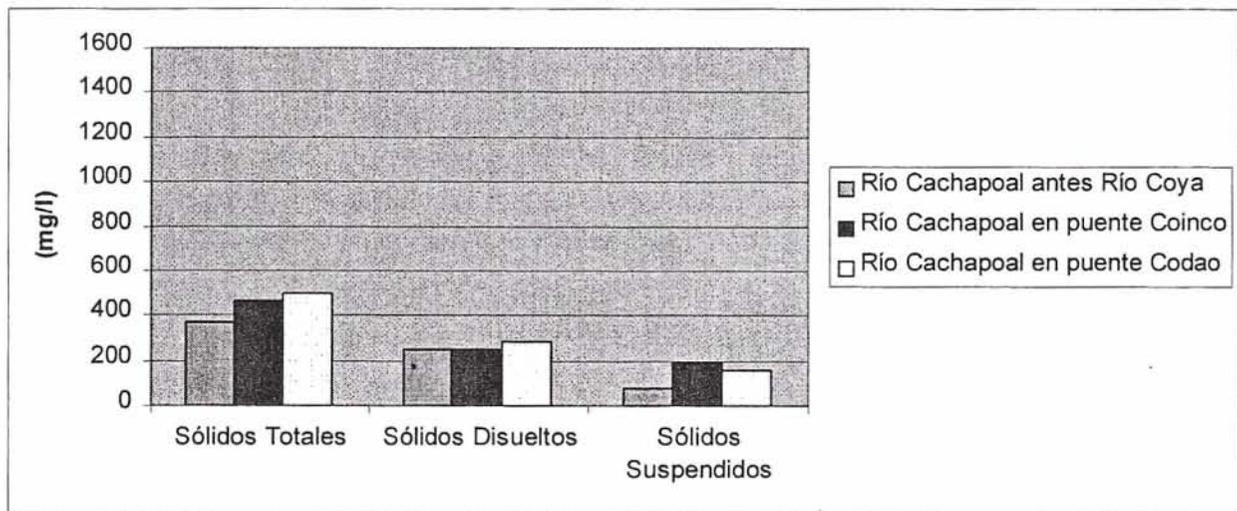
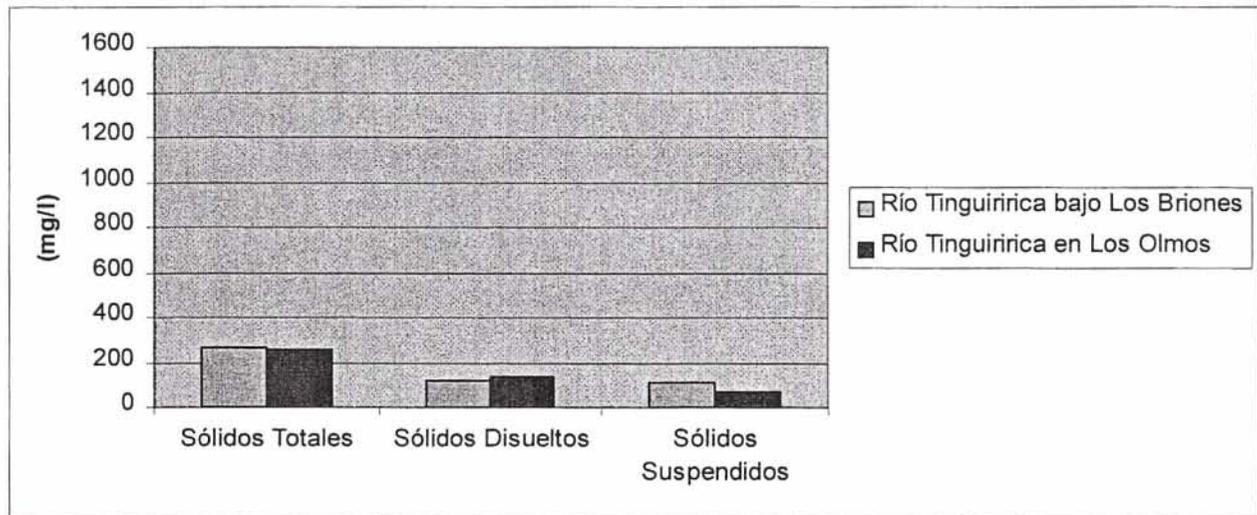
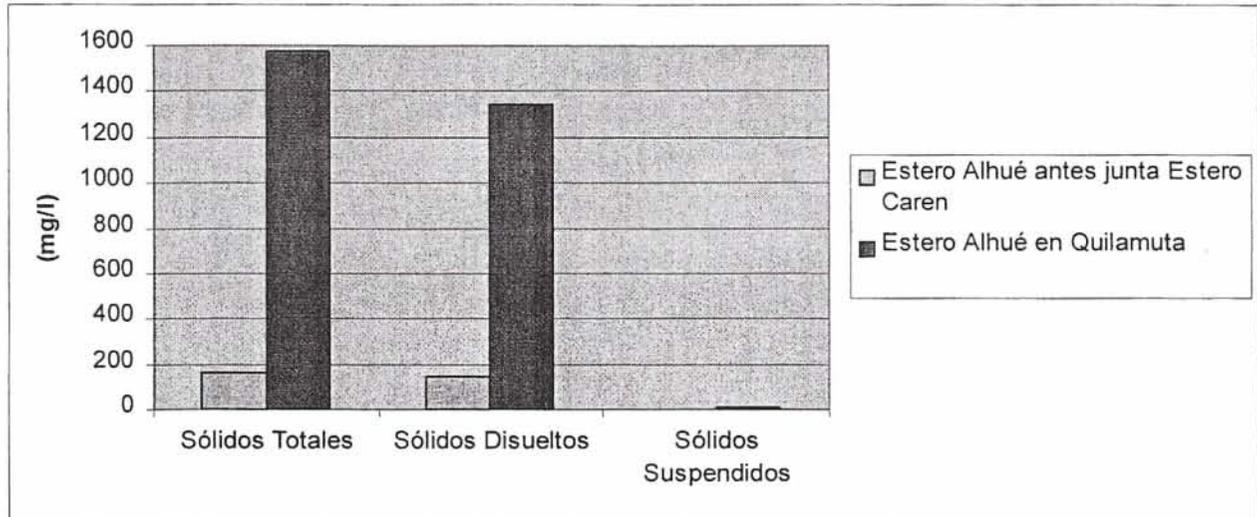
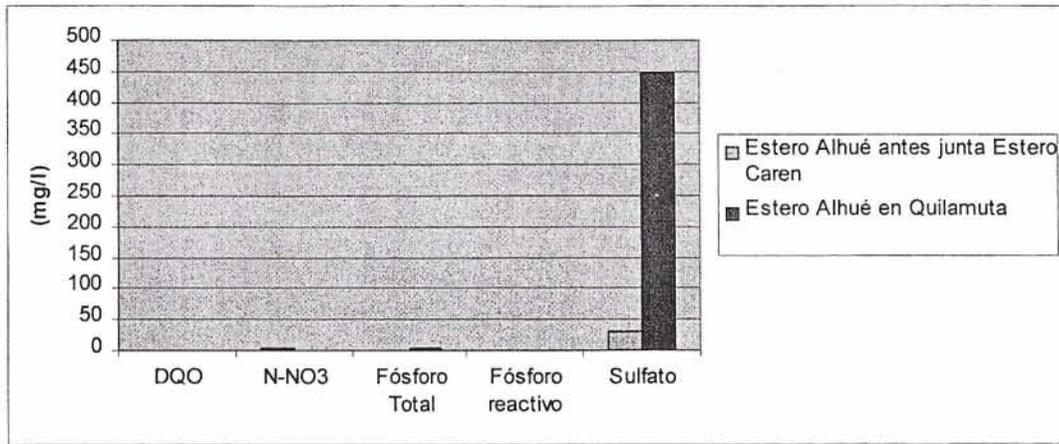
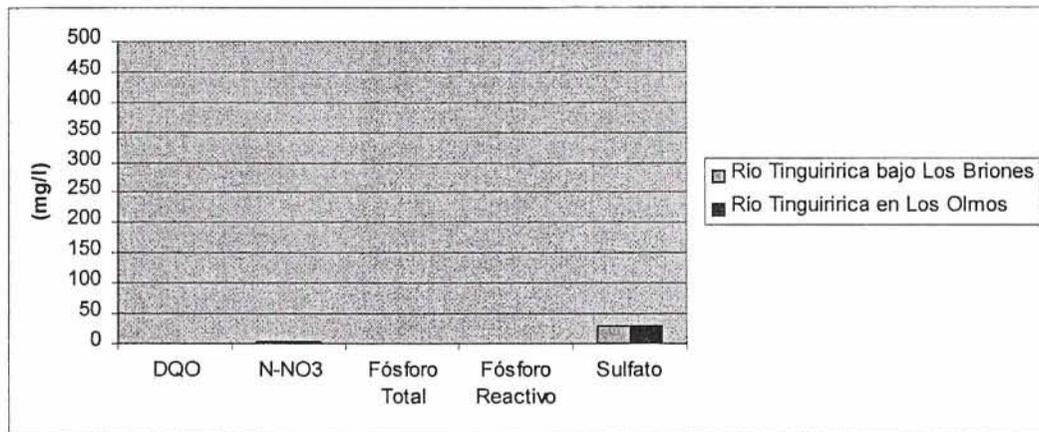


Figura N° 5

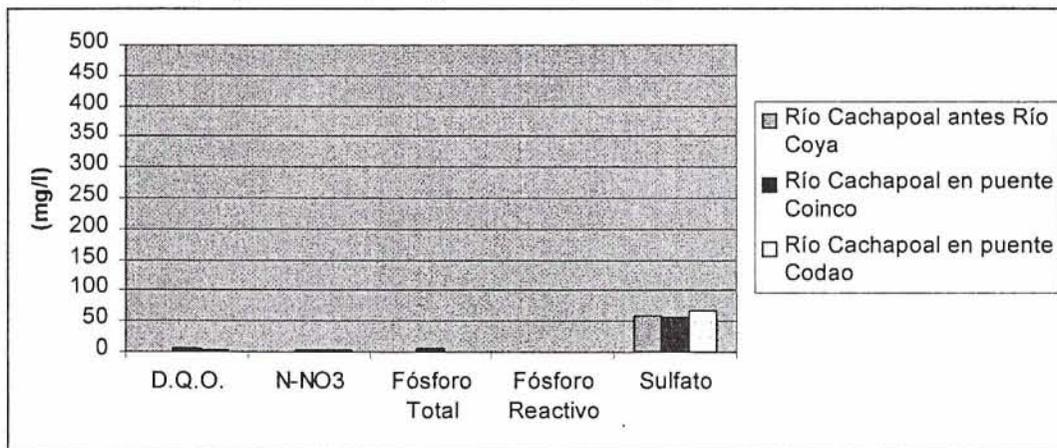
CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE AGUAS VI REGIÓN



↑↑ < 1,1mg/l ↑ < 0,87 mg/l ↑↑ < 0,036 mg/l



↑↑ < 1,1mg/l ↑ < 0,87 mg/l ↑ < 0,013 mg/l



↑ < 1,1mg/l ↑ < 0,87 mg/l ↑ < 0,036 mg/l

Figura N° 6

CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE AGUAS VI REGIÓN

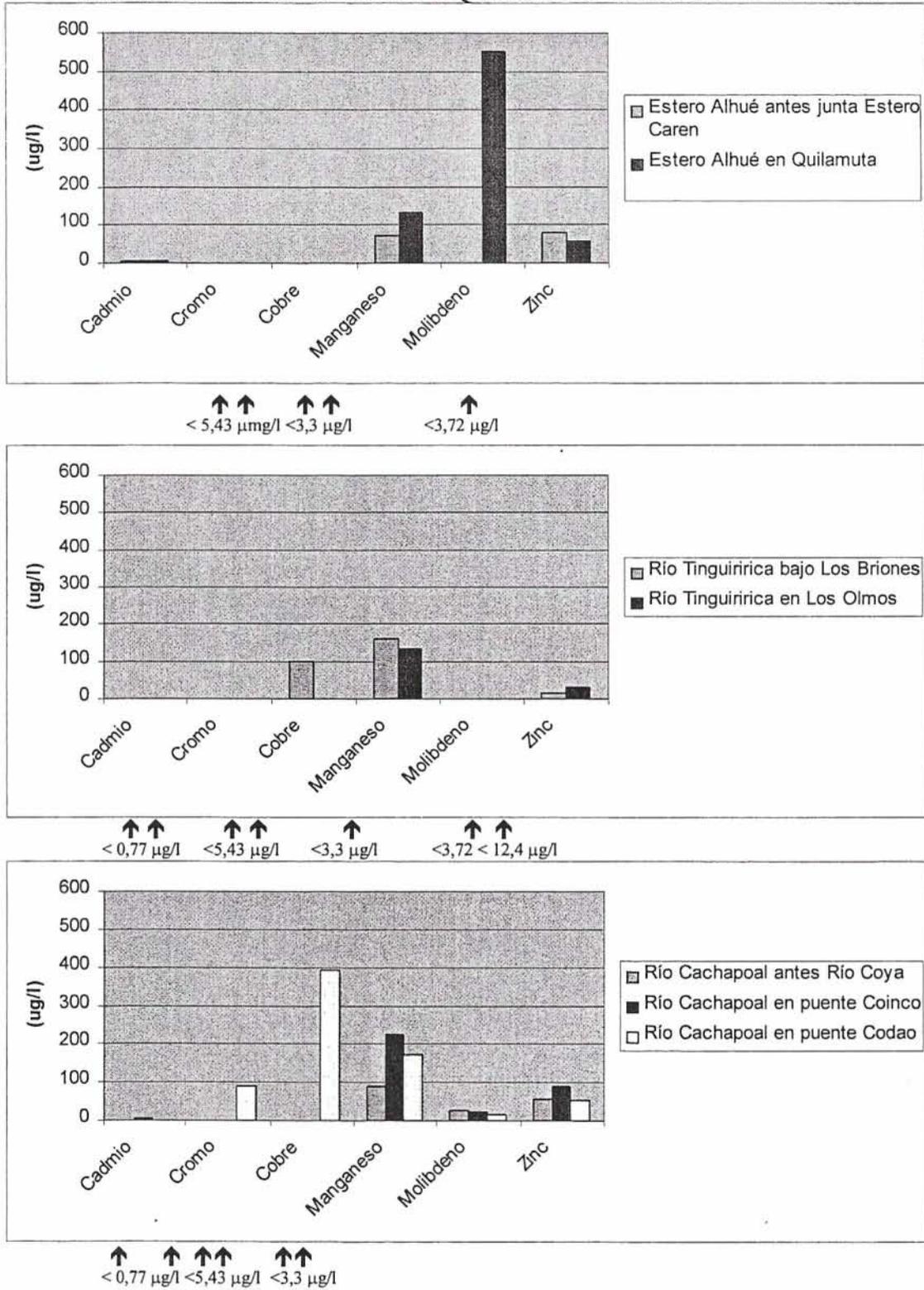
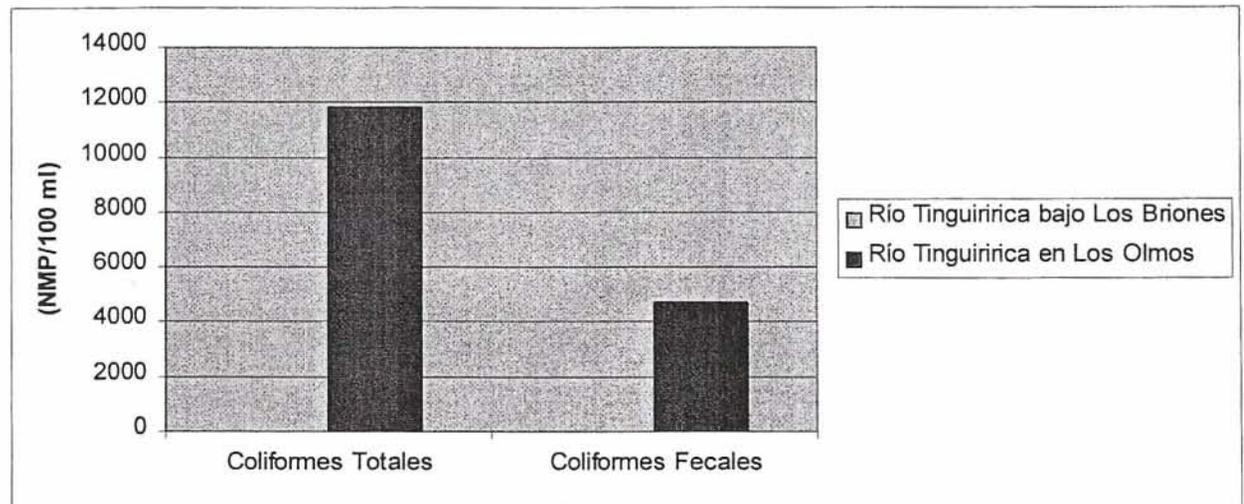
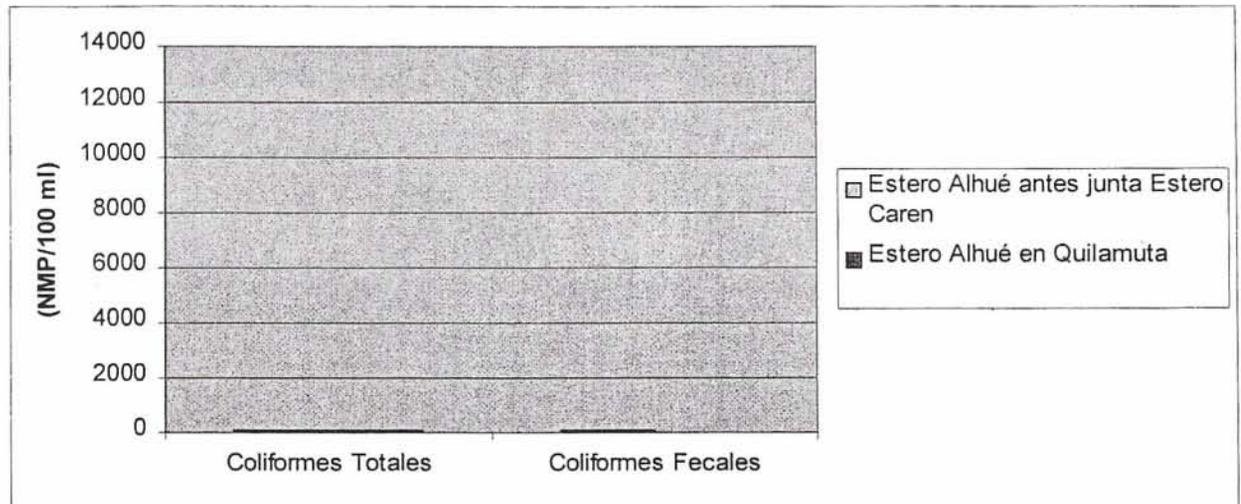


Figura N° 7

CARACTERIZACIÓN BACTERIOLÓGICA DE AGUAS VI REGIÓN



↑ < 2 NMP/100 ml

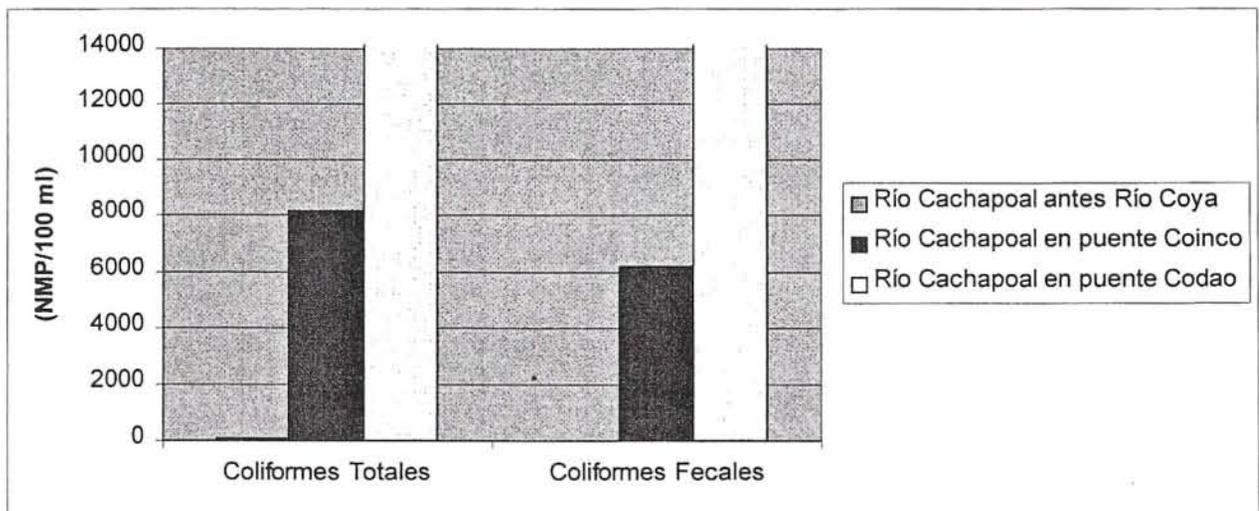


Figura N° 8