



**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS**

**CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS DE METALES
PESADOS POR EFECTO DE LAS DESCARGAS DE
RELAVES MINEROS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS:**

Un Análisis Comparativo

Seminario de Título para optar al título de Bióloga
con Mención en Medio Ambiente

Alumna: Gabriela Encina Vera

Tutor: Dr. Manuel Contreras Leiva

Julio, 2003

U. H. F. C.
B. Ambiental
E. 562
C. 1



INFORME DE APROBACION DE SEMINARIO DE TITULO DE PREGRADO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, que el Seminario de Título presentado por la candidata:

GABRIELA ENCINA VERA

Ha sido aprobado por la Comisión de Seminario de Título, como requisito parcial para optar al Título Profesional de Biólogo con Mención en Medio Ambiente, en el Examen Privado de defensa de Seminario de Título, rendido el día 05 de Junio de 2003.

Dr. Manuel Contreras Leiva
Director Seminario de Título

Comisión Revisora

Dr. Italo Serey
Presidente

I. Serey G.

Prof. Patricio Rodríguez

Prof. Juan Carlos Torres



A mi madre y a mi padre.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco la colaboración de la División El Teniente, Codelco-Chile, por los recursos entregados para realizar los análisis de laboratorio de este estudio; quisiera agradecer de manera especial de don Carlos Brieba por creer en mi trabajo y gestionar los medios para su realización.

Agradezco a todos los miembros del Laboratorio de Limnología de la Universidad de Chile por su apoyo y colaboración, a la profesora Irma Vila, a Lorena Soto, a Vilma Barrera y en especial a Manuel Contreras por su amistad, confianza comprensión en los buenos y malos momentos.

Por último quisiera agradecer el eterno apoyo y comprensión de mis padres y hermanos para sacar adelante esta carrera, a Rodrigo por haber estado a mi lado siempre, a mis compañeras y compañeros de curso, y a todos aquellos que de alguna u otra forma hicieron posible este desafío.

INDICE

Página

<u>AGRADECIMIENTOS</u>	III
<u>INDICE</u>	IV
<u>LISTA DE FIGURAS</u>	VI
<u>LISTA DE TABLAS</u>	VII
<u>RESUMEN</u>	VIII
<u>ABSTRACT</u>	IX
<u>INTRODUCCIÓN</u>	1
BIOACUMULACIÓN DE METALES PESADOS	1
MECANISMOS DE MOVILIZACIÓN DE LOS METALES PESADOS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	5
<u>OBJETIVOS</u>	10
OBJETIVO GENERAL	10
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
<u>HIPÓTESIS DE TRABAJO</u>	10
<u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	11
ÁREA DE ESTUDIO	11

CARACTERIZACIÓN DE RILES DEL TRANQUE CARÉN	11
APROXIMACIÓN DEL ESTUDIO	12
MODELO DE LOS ECOSISTEMAS EN ESTUDIO	15
OBTENCIÓN DE MUESTRAS	19
IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES	19
TRATAMIENTO DE MUESTRAS	20
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	21
CÁLCULO DEL FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN	21
RESULTADOS	23
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	23
CONCENTRACIONES DE METALES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS COMPONENTES DEL ECOSISTEMA	26
RESUMEN DE RESULTADOS	39
DISCUSIÓN	40
ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	40
MOVILIZACIÓN DE METALES Y CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS	44
CONSECUENCIAS AMBIENTALES Y HERRAMIENTAS DE GESTIÓN	45
CONCLUSIONES	48
REFERENCIAS	49
DIRECCIONES ELECTRÓNICAS	55
COMUNICACIONES PERSONALES	55
ANEXOS	56
TABLAS	57
FOTOGRAFÍAS	65

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mecanismos de movilización de los metales pesados en un río

Figura 2: Ubicación geográfica del Área de Influencia y Área de Referencia

Figura 3: Esquema de la ubicación de las distintas estaciones de muestreo

Figura 4: Modelo Inicial del Ecosistema: Componentes y Relaciones (Piche)

Figura 5: Concentración de Metales Disueltos en Agua

Figura 6: Concentración de Metales Totales en Agua

Figura 7: Temperatura medida en cada estación de muestreo

Figura 8: pH medido en cada estación de muestreo

Figura 9: Oxígeno disuelto medido en cada estación de muestreo

Figura 10: Conductividad medida en cada estación de muestreo

Figura 11: Concentración de Metales en Sedimentos

Figura 12: Concentración de Metales en Macrófitas

Figura 13: Concentración de Metales en Algas

Figura 14: Concentración de Metales en Peces

Figura 15: Modelo modificado del Ecosistema en estudio: Componentes y Relaciones

(Carén)

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Caracterización de RILes del embalse Carén: Niveles Máximos y mínimos (DGA, CENMA, 2000), Niveles Promedio (Muñoz y Rodríguez, 2000)

Tabla 2: Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo

Tabla 3: Resultados del análisis de varianza para observar diferencias significativas entre componentes del área de influencia.

Tabla 4: Resultados del análisis de varianza para observar diferencias significativas entre estaciones de muestreo, por metal y por componente

Tabla 5: Parámetros físico-químicos medidos en cada estación.

Tabla 6: Especies de Macrófitas Acuáticas de cada estación

Tabla 7: Factores de Bioconcentración macrófitas (As y Cu)

Tabla 8: Factores de Bioconcentración microalgas (As, Cd, Cu, Pb y Zn)

Tabla 9: Especies de Peces de cada estación

Tabla 10: Factores de Bioconcentración en Peces (Zn)

Tabla 11: Tabla resumen de los resultados obtenidos

RESUMEN

El descarte de aguas claras de tranques de relaves mineros es una fuente potencial de contaminación de los ecosistemas acuáticos e implica, entre otras cosas, la acumulación de metales pesados en el ecosistema receptor.

El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la adición de metales pesados provenientes de relaves mineros, en la estructura de un ecosistema acuático. La hipótesis plantea una acumulación de metales pesados en aquellos componentes que poseen mayor estabilidad estructural en el ecosistema, los sedimentos y los peces.

Para la realización de este trabajo se determinó la concentración de metales pesados en distintos componentes del ecosistema (agua, sedimentos, microalgas, macrófitas y peces) y los resultados se compararon con un sitio de referencia (no alterado) de similares características. El trabajo se realizó en el efluente del Tranque de Relaves Carén (División El Teniente, Codelco-Chile).

Los resultados de este trabajo indican que la estructura del ecosistema de estudio es distinta al ecosistema de referencia con respecto al tamaño de sus componentes. El componente más acumulador de metales corresponde a las microalgas, seguido por el componente macrófitas. El componente agua presenta concentraciones muy bajas de metales. El elemento que presenta mayores concentraciones en el ecosistema de estudio (efluente del tranque Carén) es el arsénico.

Los componentes identificados como acumuladores de metales, podrían ser utilizados en el futuro como biofiltros y/o biomonitores para propósitos de descontaminación y monitoreo del efluente de este tranque.

ABSTRACT

Mining tailings waters discharge is a potential pollution source on aquatic ecosystems, which implies, among other things, accumulation of heavy metals in the receptor system.

The objective of this work was studying the effect of heavy metals addition from mining tailings, in an aquatic ecosystem structure. The hypothesis stands an accumulation of heavy metals in those components having greater structural stability in the system, sediments and fishes.

In order to perform this work, the concentration of heavy metals was determined in different components of the ecosystem (water, sediments, microalgae, macrophytes and fishes). Results were compared with a reference site (not disturbed) with similar characteristics. This work was performed in a mining tailing pond, known as "Tranque de Relaves Carén" (División El Teniente Codelco-Chile).

Results of this work show that the studied ecosystem structure differs to de reference site regarding to their components size. The most accumulative component of studied system are microalgae, followed by macrophytes. Water shows very low metals concentrations, and the element with the higher concentrations in Carén effluent is arsenic.

The identified metal sink components, could be used in the future as biofilters and/or bioindicators for clean-up and monitoring purposes in this pond effluent.

INTRODUCCIÓN

La actividad minera metálica produce grandes cantidades de desechos ya que el mineral es sólo una pequeña fracción del volumen total de material extraído (Dudka & Adriano, 1997). La descarga directa de relaves o de las aguas claras generadas en sus tranques de depositación, es una de las fuentes de contaminación más importante de este rubro productivo y genera alteraciones referentes en la calidad del agua (Kelly, 1991). Entre las alteraciones identificadas se encuentra la acumulación de metales pesados y metaloides, aumento de la turbiedad del agua (Ripley *et al.* 1991), disminución del oxígeno disuelto y aumento del material particulado (Muñoz y Rodríguez, 2000).

Bioacumulación de Metales Pesados

Los metales pesados tienen particular relevancia como agentes potencialmente contaminantes en los ecosistemas acuáticos por su alta toxicidad a muy bajas concentraciones.

La acumulación de metales pesados en los sistemas biológicos depende de distintos factores, entre ellos se encuentra la concentración del metal, tiempo de exposición, estado de oxidación, presencia de otros iones metálicos, acidez del medio, contenido de material suspendido, cantidad de carbono orgánico, componente del ecosistema donde se encuentra secuestrado y la biodisponibilidad del elemento (Connell, 1984).

Considerando estas condiciones los componentes de un ecosistema expuestos a aportes de relaves mineros pueden potencialmente bioacumular metales, en el caso de los organismos vivos (Ederra, 1996) o actuar como sumideros por sorción de metales desde el agua, como los sedimentos (Kelly, 1991).

En un ecosistema acuático la bioacumulación de metales está determinada por la biodisponibilidad de los metales pesados presentes en las diferentes matrices, a su vez

condicionada por la forma química en que se encuentra el metal y las condiciones ambientales, por lo tanto se trata de un proceso dinámico que implica distintos factores, entre ellos la incorporación de metales por mecanismos activos y pasivos, el transporte del metal en el organismo, el almacenamiento en compartimentos corporales y su excreción al medio (Alveal *et al.* 1995).

La absorción de metales por parte de organismos vivos involucra el intercambio de iones metálicos a través de la membrana celular y depende de la capacidad de transporte. Diferentes iones compiten por el mismo sitio de las moléculas transportadoras, por lo tanto la concentración de un metal puede afectar la absorción de otros ((1), Direcciones electrónicas). Una vez que un metal ha sido absorbido por un organismo, éste es un transportador en sí mismo, ya que el elemento será transferido y probablemente biomagnificado a través de las mallas tróficas en que participa el organismo (Hellowell, 1986).

La acumulación de metales en los organismos puede provocar diversos efectos, los cuales son observables en los distintos niveles ecológicos:

Entre los efectos identificados a nivel de individuos se encuentran distintos tipos de alteraciones: fisiológicas (disminución del crecimiento y desarrollo), histológicas, morfológicas, alteraciones de la reproducción (Connell *et al.*, 1984), bioquímicas (en particular del metabolismo enzimático y niveles en sangre) (Connell *et al.*, 1984; IPCS-EHC 135, 1992; IPCS-EHC 86, 1989), daños en el material genético (mutagénesis y carcinogenicidad) (IPCS-EHC 61, 1988; IPCS-EHC 85, 1989; IPCS-EHC 221, 2001), entre otras.

A nivel poblacional los metales pesados producen disminución de las tasas de sobrevivencia, en especial en estadios larvales; disminución de las tasas de crecimiento, aumento de la mortalidad y disminución de los tamaños poblacionales (IPCS-EHC 61, 1988; IPCS-EHC 135, 1992; IPCS-EHC 85, 1989; IPCS-EHC 86, 1989). Por otro lado,

altas concentraciones de metales pesados representan ambientes extremos para la gran mayoría de los organismos, constituyendo un ambiente estresante. Las especies que pueden tolerar dichas condiciones, no sólo sobreviven, sino que abundan por la baja competencia (Kelly, 1991).

A nivel comunitario diversos estudios demuestran la disminución de la riqueza y abundancia de especies en comunidades acuáticas por contaminación por metales pesados. (Castilla, 1996; Clements, 1999; Clements, *et al.*, 2000; EHC 135, 1992; Hoiland *et al.*, 1994; Gray, 1998; Kelly, 1991; Lejeune, *et al.* 1996; Shehata, *et al.*, 1999; Ruse *et al.* 2000).

A nivel ecosistémico existe poca evidencia en trabajos científicos con respecto al efecto de contaminantes sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, los cuales se han focalizado en el estudio de los efectos de la radiación ionizante, pesticidas persistentes en ecosistemas terrestres y estudios de eutroficación en ecosistemas acuáticos (Woodwell, 1972). Específicamente con respecto a metales pesados se han realizado trabajos referentes a los contenidos de metales en ecosistemas terrestres y la distribución relativa en sus componentes (Delgado, 1996; Serey *et al.*, 1997; Delgado & Serey, 2002), además de trabajos de modelación de los efectos de los metales pesados en ecosistemas acuáticos, pero referidos a la toxicidad asociada (He *et al.*, 2001) o al comportamiento de distribución de los metales en el tiempo (Ruz, 2001).

A partir de la definición de Tansley (1935), los ecosistemas se consideran sistemas constituidos por componentes bióticos y abióticos que interactúan activamente como una unidad ecológica. La ecología de ecosistemas considera a éstos últimos como entidades sistemáticas que poseen la habilidad de mantener su estructura y función bajo condiciones ambientales que continuamente están cambiando (Golley, 2000). Sin embargo, el nivel de resistencia del ecosistema determinará el punto en que la estabilidad se pierda (Jørgensen, 1997). En la medida que un elemento, afecta la estructura del ecosistema, en especial el componente biótico autótrofo, el potencial de

recuperación del ecosistema es menor ya que implica la ruptura de relaciones complejas y críticas para el funcionamiento global del ecosistema (Woodwell, 1972). Las variaciones en las entradas y salidas de materiales hacia y desde un ecosistema pueden dar lugar a un cambio en los flujos entre componentes y en las tasas de acumulación en un compartimento en especial; entonces se definen componentes acumuladores específicos. Si la entrada de materiales, en este caso de metales, sobrepasa la resistencia del ecosistema, entonces podrá afectar la existencia de componentes y relaciones, y por tanto la estructura. Por otro lado, si los componentes que actúan como reservorios comienzan a liberar metales al medio, entonces se transforman en una fuente que afectará a otros ecosistemas.

Los efectos antes mencionados pueden ser observados en los distintos niveles de la jerarquía ecológica. Dentro de estos niveles existen ciertos atributos que reflejan la alteración producida por los metales pesados.

A nivel de individuos se pueden observar alteraciones en el material genético por medio de pruebas de mutagénesis (IPCS-EHC 61, 1988), alteraciones estructurales en branquias de invertebrados (IPCS-EHC 135, 1992), malformaciones en la espina dorsal de peces (IPCS-EHC 86, 1989), entre otras. En presencia de una combinación de metales en el medio, se han observado alteraciones de crecimiento y cambios degenerativas en hígado de peces, (Woodward et al., 1994) y cambios morfológicos en microalgas (Shehata et al., 1999).

A nivel poblacional se puede observar la bioacumulación de metales pesados en distintas especies y los efectos asociados a dicha acumulación. Existen diversos estudios realizados en peces, plantas y algas que demuestran que estos organismos son capaces de acumular metales en sus tejidos, hasta ciertos niveles de tolerancia, y que en la mayoría de los casos exceden las concentraciones del medio, con efectos adversos en su desarrollo (Avenant-Oldewage *et al.*, 1998; Camusso et al., 1995; El-Khatib *et al.*, 1998;

Kovar, 1999; Samecka-Cymerman *et al.* 1996; Sánchez *et al.*, 1998; Shehata *et al.*, 1999; Rath 1995; Pitchel *et al.*, 1998; Wachs, 1992-93).

A nivel comunitario se pueden observar las diferencias en los atributos de la comunidad afectada por metales pesados como son la riqueza, abundancia y diversidad de especies (Castilla, 1996; Clements, 1999; Clements, *et al.*, 2000; EHC 135, 1992; Hoiland *et al.*, 1994; Gray, 1998; Kelly, 1991; Lejeune, *et al.* 1996; Shehata, *et al.*, 1999; Ruse *et al.* 2000), sin embargo en ocasiones este análisis no es útil ya que la diversidad y riqueza no indican si las especies presentes son resistentes al estrés o se han adaptado a las condiciones supuestamente adversas (Kelly, M. 1991).

Por último a nivel ecosistémico se pueden observar los cambios en la estructura y en los flujos del ecosistema afectado. Si bien en dos ecosistemas estudiados se pueden identificar componentes en común (dada la pregunta de los efectos de los metales pesados en los ecosistemas acuáticos), las relaciones que se establecen entre ellos pueden variar por efecto de la contaminación, ya que los posibles mecanismos de movilización y acumulación de los metales variarán según los diversos factores asociados, antes mencionados. En el proceso de eutroficación, como indicador de cambio, se puede observar la alteración de distintos componentes del ecosistema en general, cambiando su dinámica de relaciones y afectando en último término sus flujos de nutrientes (Vila *et al.*, 2000). También se puede observar la disminución de la diversidad de componentes y un aumento en la capacidad de tamponamiento del ecosistema una vez que la diversidad biológica ha sido disminuida, ya sea por efecto de la eutroficación o por entrada de sustancias tóxicas (Jørgensen, 1997).

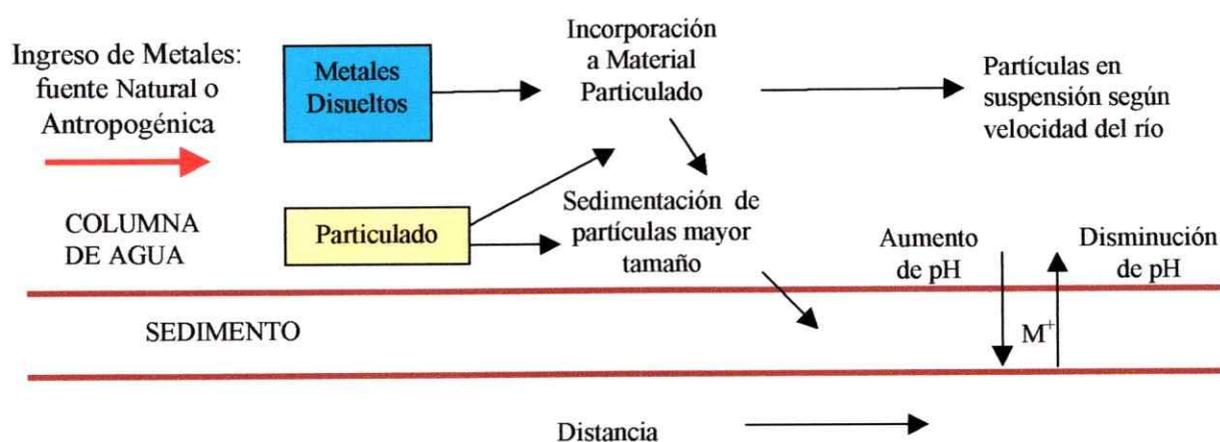
Mecanismos de Movilización de los Metales Pesados en Ecosistemas Acuáticos

Tomando en cuenta la gran variedad de efectos posibles de los metales pesados sobre los ecosistemas acuáticos, es necesario especificar los mecanismos por los cuales los metales ingresan y se movilizan en un río, como lo es este caso de estudio (Figura 1).

Los ecosistemas acuáticos poseen ciertas concentraciones de metales pesados de origen natural producto de procesos de meteorización e intemperización de la corteza terrestre, y como resultado de la química del río que implica procesos de adsorción y desorción de metales sobre superficies de partículas (Allan, 1995). Este aporte natural no implica necesariamente efectos adversos para el ecosistema en general. Sin embargo, los aportes antropogénicos por actividad industrial, agropecuaria y doméstica, representan la mayor parte del aporte de metales a los ecosistemas acuáticos, y generalmente constituyen un riesgo para el medio ambiente (Garbarino *et al.*, 1995).

Figura 1

Mecanismos de movilización de los metales pesados en un río



En un río los metales ingresan de dos formas: como metales disueltos y/o asociados al material particulado. La mayoría de los metales disueltos son incorporados a la fracción de material particulado, o precipitarán bajo ciertas condiciones de pH. La fracción soluble de metales puede formar complejos (por adsorción a arcillas, formación de óxidos, etc.), o ser absorbidos por microorganismos presentes en el ecosistema (Kelly, 1991).

Una vez que un metal se asocia con la fase sólida, éste puede ser transportado por largas distancias, en tanto que la velocidad del río mantenga las partículas en suspensión. Los metales que permanecen en la fase particulada pueden ser transportados gravitacionalmente por dos vías (Figura 1), en las cuales las partículas de menor tamaño quedan suspendidas en la columna de agua y son transportadas a mayor distancia; las partículas de mayor tamaño sedimentan rápidamente en el fondo del río; este material particulado sedimentable se acumula a poca distancia de su entrada al curso de agua (Kelly, 1991).

En la medida que el régimen de flujo de un río cambia, las concentraciones de metales suspendidos también fluctuarán. Dichos cambios pueden llevar a la dilución o concentración de metales, y por otro lado al asentamiento o resuspensión del material particulado; en este proceso los sedimentos pueden acumular, y por tanto contener, altas concentraciones de metales en los puntos donde el flujo es particularmente lento (Kelly, 1991).

La química del agua y sus condiciones particulares determinarán dos tipos de procesos, la absorción de metales, donde éstos son removidos de la columna de agua y se almacenan en un sustrato, y la desorción, en la cual el metal regresa a la columna de agua y puede recircular o ser bioacumulado. Por otro lado, la solubilidad dependerá del modelo de especiación de cada metal; dicho modelo es el resultado de tres factores que pueden estar presentes en distintas magnitudes: pH, oxígeno disuelto y potencial redox.

La afinidad de los sedimentos a los metales pesados, variará según su composición. Aquellos que están compuestos de arenas finas y sedimentos finos, en general, absorberán mayor cantidad de metales que los sedimentos compuestos de cuarzo, ricos en sales de sílice o ricos en carbonatos. Los sedimentos ricos en ácidos húmicos, arcillas orgánicas y óxidos cubiertos con materia orgánica tendrán una alta afinidad por los metales pesados (Connell et al., 1984). La liberación de metales desde el sedimento a la columna de agua, en general estará determinada por:

- Aumento en la salinidad: altas concentraciones de sales aumentan la competencia entre cationes y metales por los sitios de unión, aumentando la concentración de iones metálicos en el agua.
- Disminución del potencial redox (ambiente reductor): modifica la composición de complejos metálicos, liberándose iones metálicos al medio.
- Disminución del pH: aumenta la competencia entre protones (H^+) e iones metálicos por los sitios de unión, además un medio ácido disuelve los complejos metal-carbonatos y las arcillas, liberando iones al medio.

En general, en la medida que el pH baja los iones metálicos pasan a formar parte de la fase soluble; lo mismo ocurre en condiciones reductoras (potencial redox negativo) y de baja concentración de oxígeno disuelto (anoxia). No es necesario que se presenten estas tres situaciones para que los metales se solubilicen, puede ser una de ellas, o producirse una compensación entre éstas. Además, la solubilidad está relacionada con el tipo y concentración de ligandos a los cuales el metal pueda ser absorbido y el estado de oxidación de los minerales presentes (Connell, 1984). Por lo tanto, en condiciones de alcalinidad, alta concentración de oxígeno, alto potencial redox y baja concentración de sales, los metales se encontrarán inertes en el fondo del río, y por tanto menos biodisponibles.

A partir de todos los antecedentes planteados surge la pregunta de estudio en que el objetivo de este trabajo es estudiar el efecto de la adición de metales pesados provenientes de relaves mineros, en la estructura de un ecosistema acuático desde una perspectiva sistémica, definiéndose la estructura del ecosistema como el conjunto de interacciones que existen entre los componentes de un ecosistema (Golley, 2000; von Bertalanffy, 1968) y su patrón de distribución (Overbeck, 1989). El trabajo se desarrolló observando el ecosistema receptor del efluente del Tranque de Relaves Carén (División El Teniente, Codelco-Chile) en comparación con un ecosistema acuático de referencia no intervenido por este tipo de fuente.

El diseño de este trabajo provee información instantánea que tiene validez como antecedente y referencia de los efectos de metales pesados en un ecosistema acuático. Con la información que este estudio pueda proveer, se intenta llegar a resultados útiles para el manejo de residuos potencialmente tóxicos y peligrosos para el medio ambiente.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Estudiar el efecto de la adición de metales pesados provenientes de relaves mineros, en la estructura de los ecosistemas acuáticos.

Objetivos Específicos

- Determinar la concentración de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn), en diferentes componentes de un ecosistema acuático.
- Determinar los componentes del ecosistema que se comportan como acumuladores de los metales analizados.

HIPÓTESIS DE TRABAJO

Como resultado de un proceso de enriquecimiento por metales pesados sobre un ecosistema acuático, se espera observar una acumulación de metales en el componente del ecosistema que posea mayor estabilidad estructural (menor tasa de recambio).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El área de estudio correspondió al ecosistema receptor del efluente del embalse Carén, el cual es un ecosistema artificial que funciona como tranque de relaves de la División El Teniente, Codelco-Chile, ubicado en la Región Metropolitana (Chile Central, 34°S). Este tranque interrumpe el cauce del estero Carén, embalsando sus aguas para producir la sedimentación de los relaves. La evacuación de aguas claras comenzó en marzo del año 1987, sin interrupción hasta la fecha. Las aguas descartadas se juntan con el estero Alhué y sus aguas desembocan en el embalse Rapel.

Caracterización de RILes del Tranque Carén

Los RILes del tranque Carén han sido monitoreados por la Dirección General de Aguas (DGA, dependiente del Ministerio de Obras Públicas), en la zona del efluente antes de las juntas con el estero Alhué. La caracterización físico-química de las aguas claras del tranque Carén se detalla en la Tabla 1. Dichos valores provienen del “Taller Cuenca Rapel: Diagnóstico, Evaluación y Líneas de Acción” (CENMA, 2000, artículo preparado por la DGA) entre agosto de 1985 y noviembre de 1998, y de los datos recopilados por Muñoz y Rodríguez, 2000.

Tabla 1

Caracterización de RILes del embalse Carén: Niveles Máximos y mínimos (DGA, CENMA, 2000), Niveles Promedio (Muñoz y Rodríguez, 2000)

PARÁMETRO	DGA (CENMA, 2000)	MUÑOZ Y RODRÍGUEZ, 2000
Temperatura	29 y 9°C	N/D
Conductividad	3700 μ mhos/cm y 1880 μ mhos/cm	2451 μ mhos/cm
Arsénico	N/D	0,012 mg/L

NOTA: N/D significa no disponible en la referencia

Si bien los RILes del Tranque Carén poseen altos contenidos de sulfatos, éstos no se han incluido en el análisis de este estudio porque no se bioacumulan, y por tanto carecen de importancia para la pregunta de estudio.

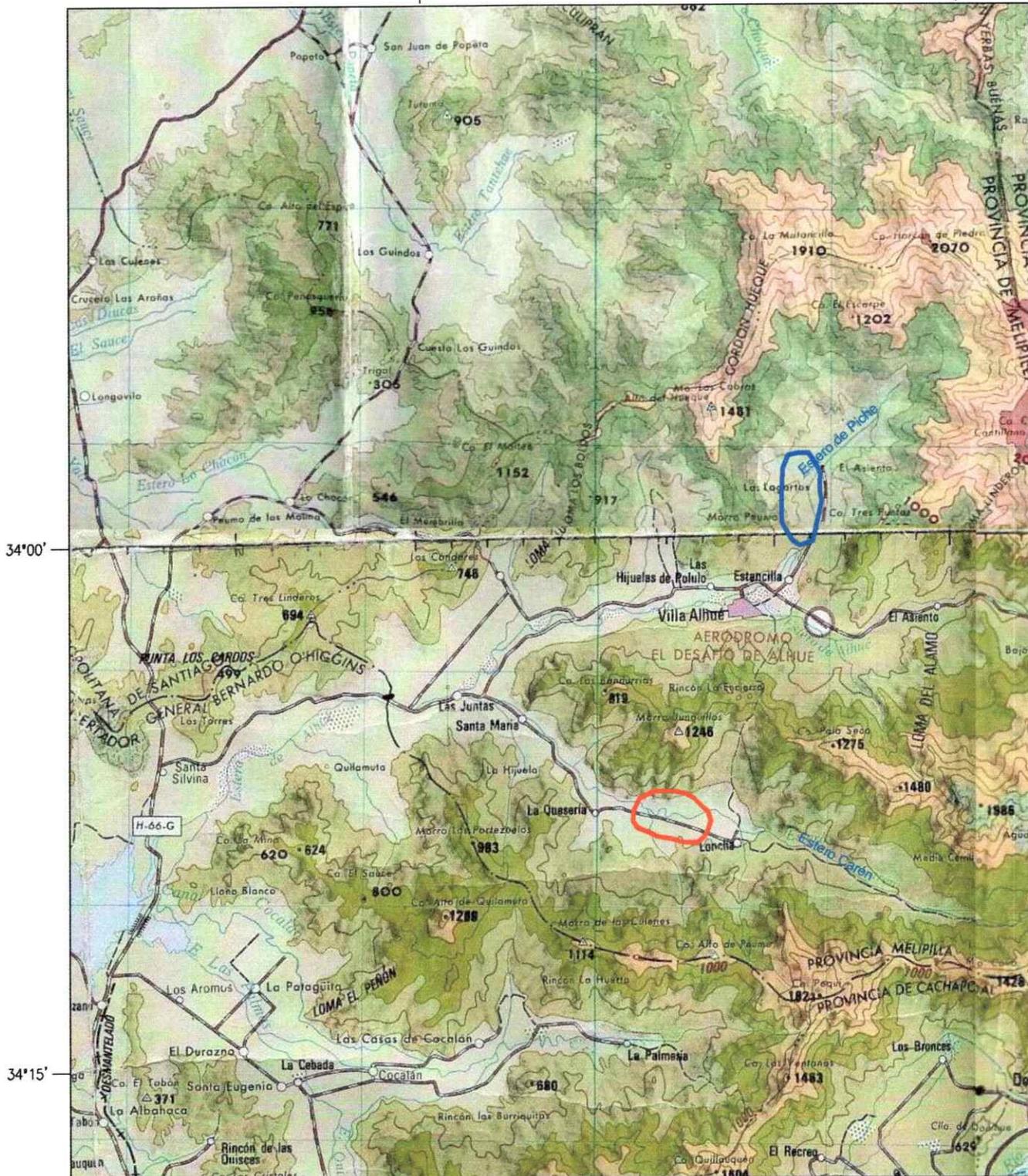
Aproximación del Estudio

Este trabajo consistió en un estudio comparativo en el cual se analizó la situación del área de influencia con relación a un área de referencia (Likens, 1985). Se realizó una campaña de terreno el día 26 de septiembre del 2001 para tomar las muestras de los distintos componentes a analizar. Las dos áreas consideradas fueron las siguientes (Figura 2):

- a) **Área de influencia**, que comprende la zona del efluente del tranque, antes de las juntas con el estero Alhué, y
- b) **Área de referencia**, que se ubicó en el estero El Piche.

71°15'

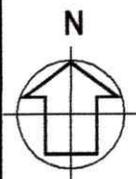
71°00'



FUENTE: BASE DIGITAL IGM REGULAR 1:250.000 SANTIAGO- RANCAGUA.

4,000 m 0 4 8 12 Km

ESCALA 1:200.000



SIMBOLOGIA

-  ÁREA DE INFLUENCIA
-  ÁREA DE REFERENCIA

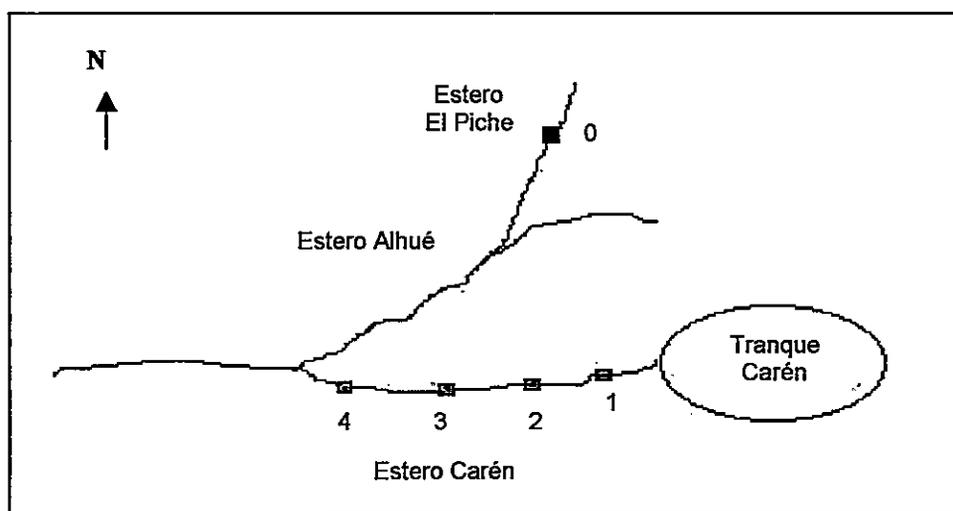
UBICACIÓN GEOGRÁFICA DE
 ÁREA DE INFLUENCIA Y ÁREA DE REFERENCIA
 FIGURA 2

El sitio de referencia no tiene intervención humana en cuanto a descarga de RILes a sus aguas. Posee características de formación geológica similares, se encuentra en la misma zona climática y geográfica, sin posibilidad de mezcla de sus aguas con el área de influencia.

En el área de influencia se describieron 4 estaciones desde la salida del efluente y río abajo (Figura 3). En el área de referencia se describió sólo una estación que en adelante se llamará estación N°0.

Figura 3

Esquema de la ubicación de las distintas estaciones de muestreo



Las coordenadas geográficas de las estaciones para ambas áreas fueron medidas con un equipo geoposicionador satelital (GPS) y se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2

Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo

ESTACIÓN	COORDENADAS GEOGRÁFICAS
El Piche (0)	33° 58' 26.6" S 71° 3' 44.4" W.
1	34° 4' 42" S 71° 11' 32.3" W
2	34° 4' 16.7" S 71° 12' 8.1" W
3	34° 3' 40.5" S 71° 13' 51.2" W
4	34° 3' 56.4" S 71° 15' 5.8" W

Modelo de los Ecosistemas en Estudio

Los límites de este ecosistema, tanto para el área de referencia como el área de influencia, se definieron por la pregunta de estudio (Marín, 1997), es decir, por la naturaleza de sus relaciones (Dale, 1970). En este caso los límites están dados por el proceso de acumulación de metales en uno o más componentes del ecosistema según su tiempo de residencia. Por lo tanto incluye a los componentes del espacio que forman parte del flujo y acumulación de metales pesados. El área de influencia además se definió geográficamente por el tramo del estero que no tiene contacto con otras aguas provenientes de cursos de aguas superficiales. En el sitio de referencia el límite se definió geográficamente por el transecto donde se toman las muestras de su única estación.

De acuerdo con esto, y a partir de los mecanismos de movilización de metales en un río, se definen seis componentes de importancia en este ecosistema:

- **COMPONENTE AGUA:** El agua es el componente que aporta los metales pesados provenientes del tranque de relaves, por lo tanto es un medio de transporte de estos elementos y vía de acumulación de metales en los otros componentes del

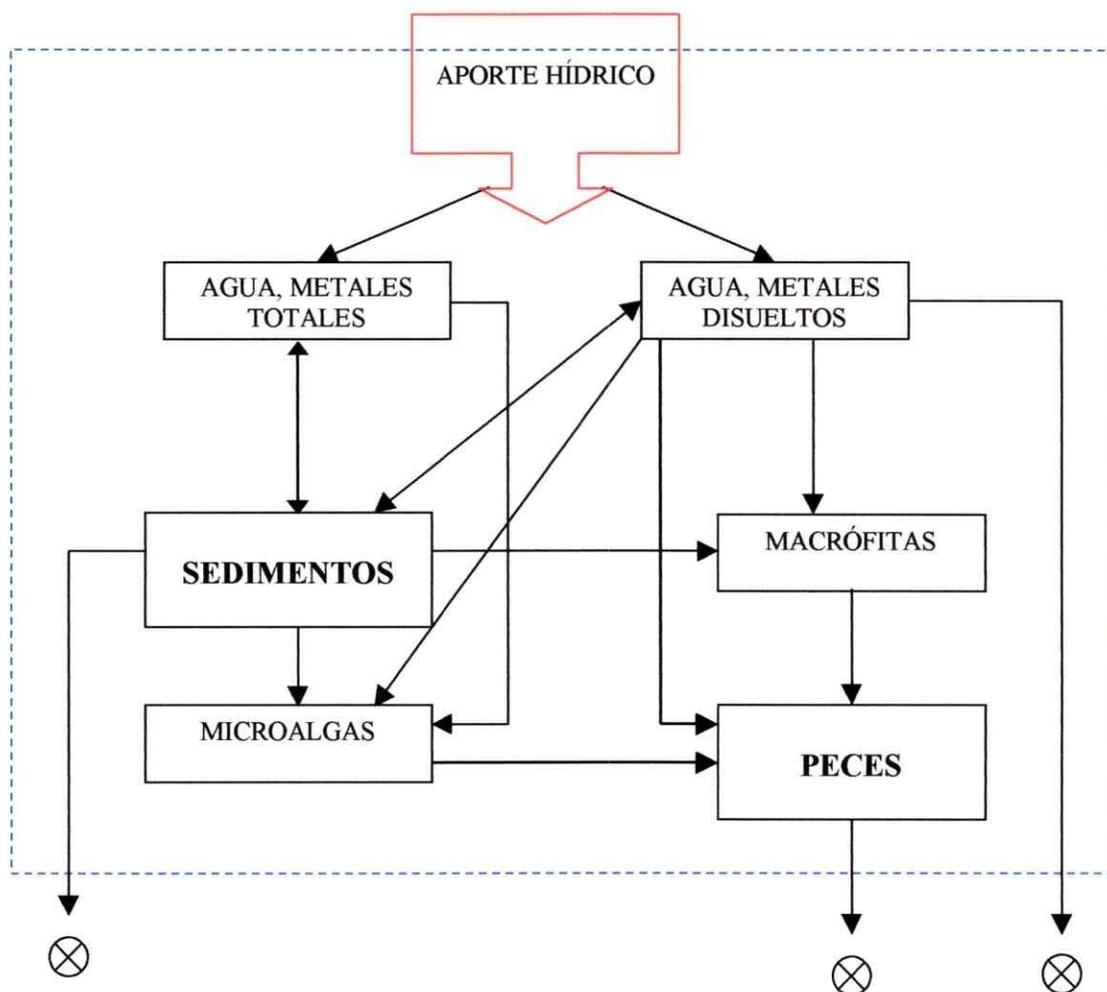
ecosistema. Posee ciertas características físico-químicas que determinarán en gran medida la movilización de metales o su estabilidad en alguno de los compartimentos del ecosistema. Este componente se subdivide en dos componentes distintos según la forma química de los metales medidos que implican disponibilidades o factores de acumulación distintos para los componentes involucrados:

- **COMPONENTE AGUA, METALES TOTALES:** Se define como el contenido total de metales medidos en el agua, incluyendo la fase disuelta y el material particulado. Una fracción de los metales de este componente se presenta acomplejada y por tanto menos biodisponible, además puede precipitar por gravedad y pasar a formar parte de los sedimentos o ser atrapado en su camino. Otra fracción de los metales de este componente se encuentra en solución con posibilidades de ser absorbidos por los otros componentes del ecosistema o de moverse en la columna de agua.
- **COMPONENTE AGUA, METALES DISUELTOS:** Se define como los metales presentes en el agua luego de filtrarla con un tamaño de poro de 0,45 μm . En este componente, como se indicara anteriormente, los metales están más biodisponibles, ya que una parte de éstos se encuentra en sus formas iónicas. Además se movilizan libremente en la columna de agua.
- **COMPONENTE SEDIMENTO:** Los sedimentos tienen la capacidad de acumular o liberar metales pesados según los flujos de agua del estero, según su composición granulométrica y según las condiciones físico-químicas presentes.
- **COMPONENTE MACRÓFITAS:** Las macrófitas se encuentran enraizadas en los sedimentos del río o son flotantes, es decir están sumergidas o semisumergidas en el agua, por lo tanto interactúan con ésta y los sedimentos que transportan; tienen la capacidad de acumular metales. Representan la bioacumulación de metales en los primeros niveles de la trama trófica por su condición de productores primarios.

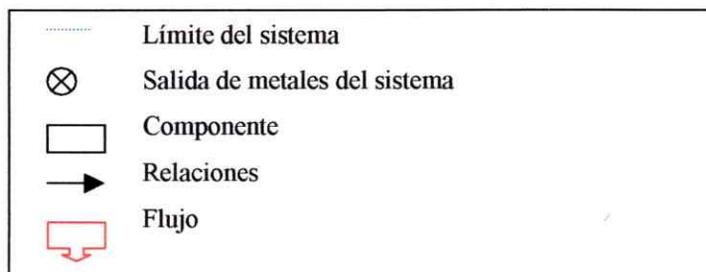
- **COMPONENTE MICROALGAS:** Forman una comunidad epifítica, de distintos grupos de microalgas y se localizan a lo ancho de la sección del río y no sólo en la ribera como las macrófitas. Interactúan con el componente agua, y atrapan grandes cantidades de sedimento. Las microalgas, al igual que las macrófitas dan cuenta de la acumulación de metales en los primeros niveles tróficos (Campanella et al. 2000). Estos organismos se han utilizado como sensores de contaminación por su sensibilidad o resistencia a metales.
- **COMPONENTE PECES:** Los peces representan la bioacumulación y/o biomagnificación por su condición de depredadores tope en la trama trófica. Además representan periodos de acumulación mayores a un año, y por tanto mayores al tiempo de acumulación de metales en organismos productores, como es el caso de las microalgas y las macrófitas. Interactúan con el agua, con los otros componentes bióticos del ecosistema y al igual que microalgas y macrófitas, estarán más o menos expuestos a metales por la liberación de éstos desde el sedimento.

A partir de la definición de estos componentes se define la estructura de relaciones entre componentes y sus tamaños probables en términos de acumulación de metales para este ecosistema. El tamaño del componente representa su concentración de metales. Esta estructura está planteada a partir del sitio de referencia y se basa en el supuesto de que los metales están acumulados en los compartimentos que tienen mayor estabilidad estructural en el ecosistema (menor tasa de recambio), es decir los sedimentos y los peces. Este modelo se representa en la Figura 4.

Figura 4
Modelo Inicial del Ecosistema: Componentes y Relaciones (Piche)



LEYENDA



Obtención de Muestras

Se tomaron muestras de agua, sedimento, plantas acuáticas semisumergidas y sumergidas, algas y peces. Las muestras de aguas fueron tomadas en frascos de plástico de 200 ml. Sedimentos, algas y macrófitas fueron extraídos manualmente con guantes, para luego guardarlos en bolsas plásticas. Los peces fueron capturados por medio de pesca eléctrica. En cada estación se midió temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad eléctrica con un equipo Multiline (F-SET-3 WTW).

El número de muestras colectadas en cada estación fue de 3 réplicas por componente y por estación para el caso de las algas y los sedimentos. Para el componente agua se obtuvieron 2 réplicas por estación. En el caso de los peces y de las macrófitas el número de réplicas fue desigual por estación por tratarse de un muestreo más extensivo. En total se obtuvieron 20 muestras de peces y 18 muestras de macrófitas. En total se colectó un número de 118 muestras para los distintos componentes.

Todas las muestras fueron conservadas en hielo y transportadas al laboratorio para su procesamiento.

Identificación de Especies

Para los componentes macrófitas, algas y peces se realizó una identificación de las especies presentes. Las especies de peces recolectados fueron identificados en el laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, por la Dra. Irma Vila. Las especies de macrófitas fueron identificadas por medio de un mostrario de hidrófitas (Martínez y Mahú, 1996) y de un estudio preliminar realizado en la zona (Muñoz y Rodríguez, 2000). Las microalgas fueron identificadas en el laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile por la Dra. Irma Vila, con ayuda de bibliografía complementaria (Parra *et al.* 1995; Prescott 1970).

Tratamiento de Muestras

Las muestras de aguas fueron fijadas con HCl (pH entre 1-2) y luego refrigeradas. Posteriormente la mitad de las muestras fueron pasadas por un filtro de 0,45 μ m de tamaño de poro para obtener la fracción disuelta.

Los peces fueron pesados y medidos (Tabla 3, en Anexos), luego fueron desvicerados, se eliminó la espina dorsal, cola y cabeza para analizar el contenido de metales sólo en tejido muscular.

Las muestras de sedimento, plantas, algas y peces fueron secadas en una estufa (Memmert) a 65°C por 3 a 10 días. Luego, estas mismas muestras fueron pulverizadas en un molinillo (Super Junior "S", Moulinex) y colocadas en recipientes plásticos de 20 ml por componente.

Todos los recipientes fueron previamente lavados con agua corriente, luego con ácido nítrico (pH entre 1-2), y por último enjuagados con agua destilada. Los instrumentos utilizados fueron lavados con agua destilada después de moler cada muestra para evitar la contaminación de las muestras. Todas las muestras sólidas y las muestras de agua metales totales se sometieron a Digestión Ácida de Microondas, en el Centro de Investigación Minero Metalúrgica, CIMM T & S S.A.

La selección de los elementos a analizar se realizó de acuerdo a la importancia que éstos poseen en los ecosistemas dulceacuícolas respecto a su toxicidad y a la probable presencia en este ecosistema. Si bien las aguas claras del Tranque Carén registran altos niveles de molibdeno, éste no se consideró ya que su mayor relevancia como elemento posiblemente tóxico se halla en sus efectos en organismos terrestres.

Todas las muestras se sometieron a análisis de metales, determinando la presencia y concentración de los siguientes elementos:

- Arsénico
- Cadmio
- Cobre
- Cromo
- Mercurio
- Plomo
- Cinc

El análisis se realizó por medio de un equipo ICP/MP (Inductively Coupled Plasma Spectroscopy), con un nivel de detección del equipo de partes por millón (límites de detección en Anexos, Tablas 1 y 2), en el Centro de Investigación Minero Metalúrgica, CIMM T & S S.A.. Para el caso del arsénico el análisis se realizó por el método de generación de hidruros.

Teniendo en cuenta que el arsénico no es un metal propiamente tal, sino que se trata de un metaloide, en este trabajo se incluirá dentro de los metales pesados por su toxicidad y accesibilidad en el ecosistema de estudio, pero se entiende que es sólo para efectos prácticos.

Análisis Estadístico

A partir de los datos obtenidos se realizó una prueba no paramétrica Kruskal-Wallis. Dado el bajo número de réplicas por muestra no se puede realizar un análisis de varianza paramétrico, ya que la prueba de normalidad no es confiable.

Cálculo del Factor de Bioconcentración

La bioacumulación se define como la absorción neta de un elemento por parte de un organismo desde el medio y se expresa en términos de concentración. La razón entre la concentración del elemento en el organismo y la concentración del mismo en el medio

se denomina Factor de Bioconcentración o BCF (*Bioconcentration Factor*). Este valor se utiliza como indicador de riesgo y mientras mayor sea su número, el presunto riesgo será mayor. Es importante tener en cuenta que este factor no considera la absorción de elementos por medio de la dieta para el caso de los peces.

Este factor fue calculado para cada una de las concentraciones de metales medidas en cada componente y estación de muestreo con respecto a la concentración medida en el componente Agua Metales Totales. Para aquellas mediciones de concentración en agua en que los valores están bajo el límite de detección no se calculó el BCF. Esta relación se utilizó sólo en aquellos casos en que las concentraciones netas medidas poseían diferencias significativas con el área de referencia. Los valores se presentan en Anexos, Tabla 6.

RESULTADOS

Los resultados de este estudio se presentan a continuación y muestran los valores de concentración de metales encontrados en cada estación de muestreo por componente del ecosistema.

Las concentraciones de metales registradas para cada muestra se representan en gráficos de barras. Las líneas verticales sobre cada barra corresponden al error estándar calculado para cada promedio de concentraciones. El número de réplicas para cada muestra se presenta en las tablas de resultados en Anexos, Tabla 4. Las muestras cuyas concentraciones arrojaron resultados bajo el límite de detección no presentan barra, sin embargo esto no significa que el metal esté ausente (ver límites de detección en Anexos, Tabla 1 y 2).

Análisis Estadístico

1. **Análisis de componentes en el ecosistema enriquecido por metales (área de influencia): Diferencia significativa entre componentes.** Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$ considerado diferencia significativa). Debido a que los resultados para las muestras de agua son mucho más bajos que las concentraciones de metales en los otros componentes, se realizó esta prueba tomando en cuenta el componente agua (metales disueltos y metales totales) y excluyéndolo para evitar interferencias. Los valores de "p" se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3
Resultados del análisis de varianza para observar diferencias significativas entre componentes del área de influencia.

METAL	CON AGUA	SIN AGUA
	P	P
As	0,0000	0,0000
Cd	0,0071	0,2277
Cu	0,0000	0,0000
Cr	0,0000	0,0008
Hg	0,6302	0,5302
Pb	0,0000	0,0001
Zn	0,0000	0,0003

A partir de esta prueba se desprende que existen diferencias significativas en cuanto a las concentraciones de As, Cd, Cu, Cr, Pb, y Zn entre los componentes analizados en el área de influencia, sin considerar el componente agua (metales totales y metales disueltos).

Al tomar en cuenta el componente agua en este análisis, se observan diferencias significativas entre los componentes del área de influencia en cuanto a las concentraciones de As, Cu, Cd, Pb, y Zn.

A partir de una observación cualitativa de los resultados, los componentes microalgas y macrófitas presentan las mayores concentraciones de As, Cu, Cd, Pb y Zn en el ecosistema en general.

2. Análisis del ecosistema enriquecido versus el ecosistema de referencia: Diferencias entre estaciones del área de influencia y el área de referencia en el

mismo componente por metal (Kruskal-Wallis) ($p < 0,05$ considerado diferencia significativa).

A partir del análisis de varianza se observa que las concentraciones de metales entre las estaciones de muestreo en el efluente del Tranque Carén y el estero El Piche, son diferentes de manera significativa para el componente peces y sus concentraciones de Zn, para el componente microalgas y sus concentraciones de As, Cd, Cu, Pb, y Zn y para el componente macrófitas en cuanto sus concentraciones de As y Cu. Los valores de p se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4

Resultados del análisis de varianza para observar diferencias significativas entre estaciones de muestreo, por metal y por componente

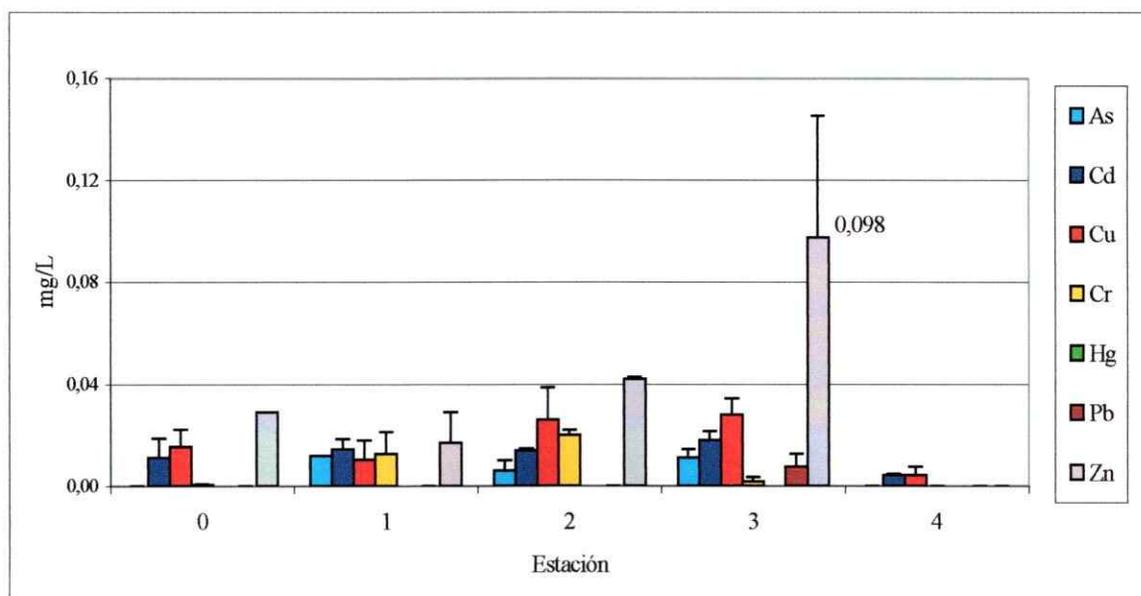
METAL	PECES	SEDIMENTO	ALGAS	MACRÓFITAS	AGUA METALES TOTALES	AGUA METALES DISUELTOS
	P	P	P	P	P	P
As	0,7726	0,0875	0,0162	0,0244	0,1528	0,1723
Cd	0,6099	0,4060	0,0208	0,2000	0,5058	0,4112
Cu	0,3843	0,2722	0,0164	0,0175	0,5873	0,1076
Cr	0,3031	0,5508	0,1395	0,5033	0,3614	1,0000
Hg	0,3333	0,4060	0,4060	1,0000	1,0000	1,0000
Pb	0,1007	0,2237	0,0324	0,1771	0,4060	1,0000
Zn	0,0256	0,3557	0,0121	0,8158	0,1564	0,4060

Las concentraciones de Zn del componente peces del área de influencia son mayores que las registradas en el área de referencia. Las concentraciones de As y Cu en el componente microalgas del área de influencia son mayores que las registradas en el área de referencia. Las concentraciones de Zn y Pb en las algas del área de referencia son mayores a las del área de influencia.

2. Componente Agua Metales Totales

La concentración máxima medida en el componente agua metales totales, corresponde al cinc, con $0,098 \pm 0,048$ mg/L en la estación N°3 (Figura 6).

Figura 6
Concentración de Metales Totales en Agua



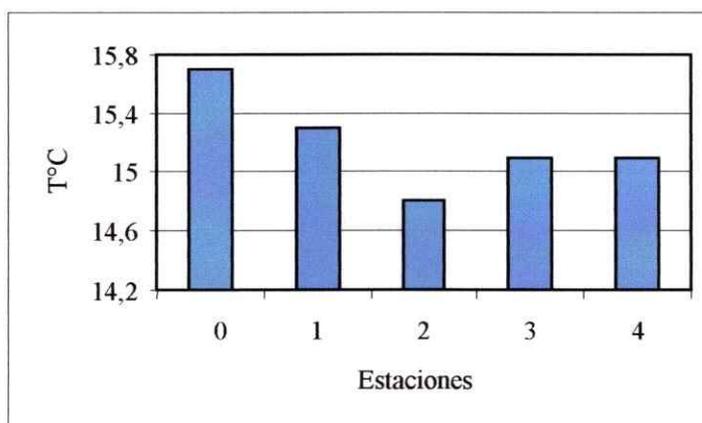
Los parámetros fisico-químicos medidos en cada estación para el componente agua en general (metales totales y disueltos) se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5
Parámetros físico-químicos medidos en cada estación.

ESTACIÓN	TEMPERATURA (°C)	pH	OXÍGENO DISUELTO (mg/L)	CONDUCTIVIDAD (µS/cm)
El Piche (0)	15,7	7,90	10,77	8
1	15,3	8,21	10,45	2030
2	14,8	8,28	10,06	2010
3	15,1	8,04	10,06	2010
4	15,1	8,20	10,87	849

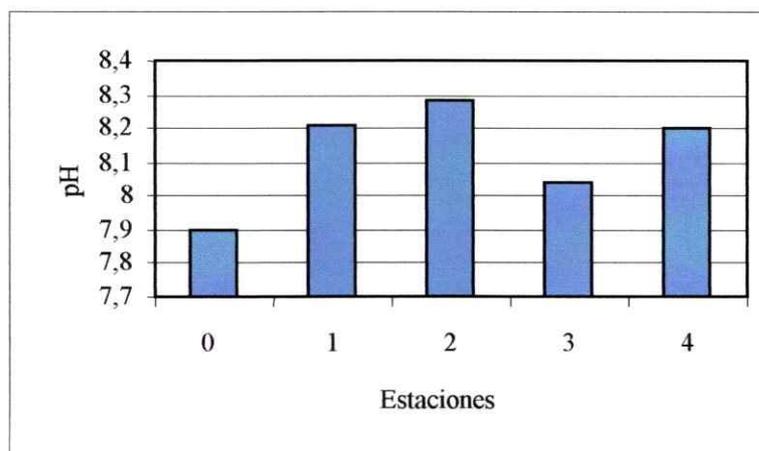
- a) **Temperatura:** La estación de referencia (Estación N°0) registró el valor más alto de temperatura medida en todas las estaciones de muestreo (Figura 7).

Figura 7
Temperatura medida en cada estación de muestreo



- b) **pH:** El valor mínimo de pH medido se registró en la estación de referencia con un valor de 7,90. El valor máximo de pH se registró en la estación N°2 con un valor de 8,28 (Figura 8).

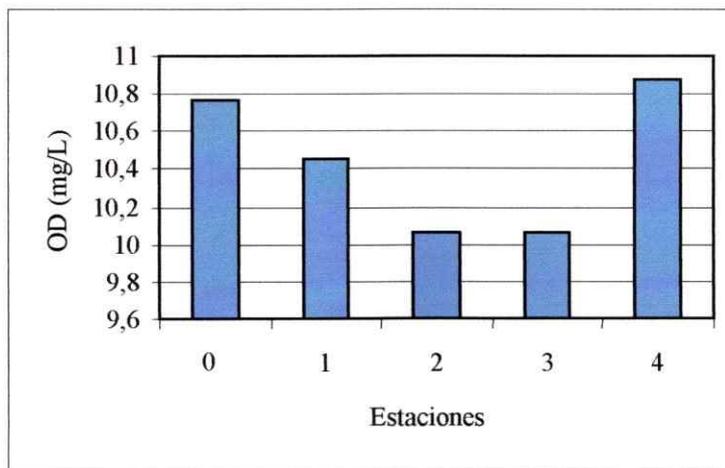
Figura 8
pH medido en cada estación de muestreo



- c) **Oxígeno Disuelto:** Los valores mínimos de oxígeno disuelto medido se registraron en las estaciones N°2 y N°3, ambos con un valor de 10,06 mg/L. El valor máximo de oxígeno disuelto se registró en la estación N°4, con un valor de 10,87 mg/L (Figura 9).

Tanto la estación N°1 como la estación N°4, podrían tener mayor oxigenación por la mayor turbulencia de sus aguas, lo que posibilita el intercambio gaseoso con el aire (Ver Fotografías en Anexos).

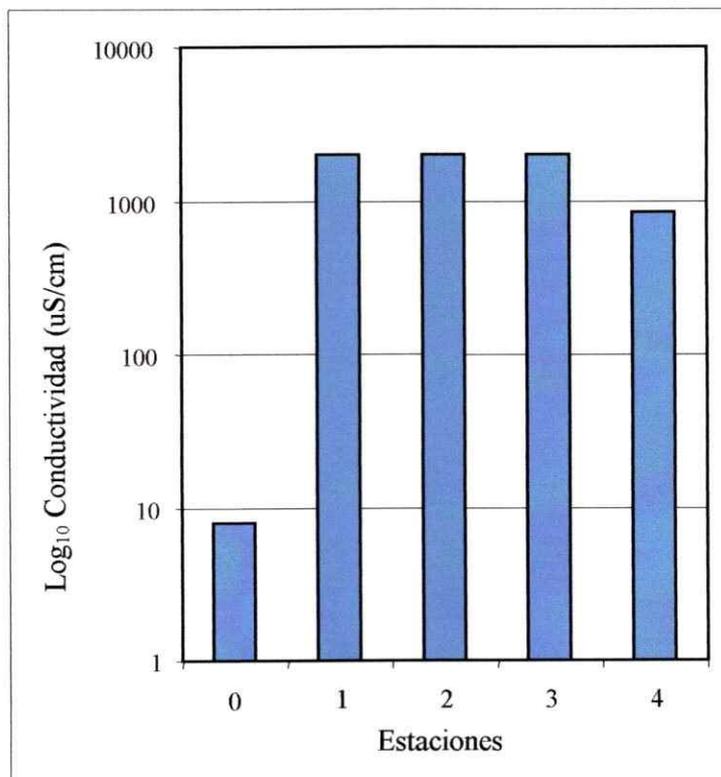
Figura 9
Oxígeno disuelto medido en cada estación de muestreo



- d) **Conductividad:** El valor máximo de conductividad medido se registró en la estación N°1, con 2030 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El valor mínimo de conductividad se registró en la estación de referencia con 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 10).

La conductividad medida en el área de influencia se encuentra dentro del rango de máximos y mínimos informados por el CENMA en el año 2000 y son mayores a los promedios de conductividad medidos por Muñoz y Rodríguez en el mismo año.

Figura 10
Conductividad medida en cada estación de muestreo

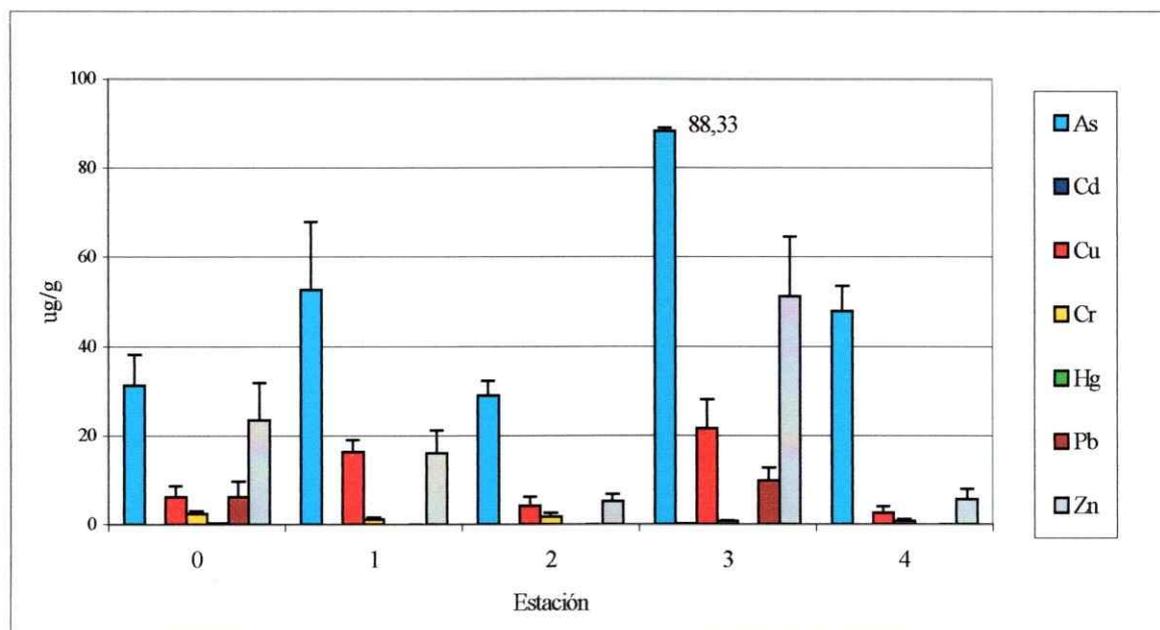


Para los parámetros físico-químicos medidos en terreno sólo se puede hacer un análisis cualitativo ya que la falta de réplicas no permite un análisis estadístico, sin embargo se observa que la mayor diferencia entre el sitio de referencia y las estaciones del área de influencia se encuentra en la conductividad del agua (Figura 10). La diferencia entre el Piche y las estaciones del efluente es de dos órdenes de magnitud, lo que indicaría la presencia de altas concentraciones de sales y compuestos en sus formas iónicas (alta concentración de iones sulfato).

3. Componente Sedimento

Los sedimentos presentan concentraciones de metales que no difieren de manera significativa entre las estaciones del área de influencia, y tampoco con el área de referencia. El metal que presenta mayores concentraciones en este componente corresponde al arsénico con un valor máximo en la estación N°3 de $88,33 \pm 0,77 \mu\text{g/g}$ (Figura 11).

Figura 11
Concentración de Metales en Sedimentos



4. Componente Macrófitas

Las macrófitas recolectadas en las distintas estaciones se identifican por especie en la Tabla 6.

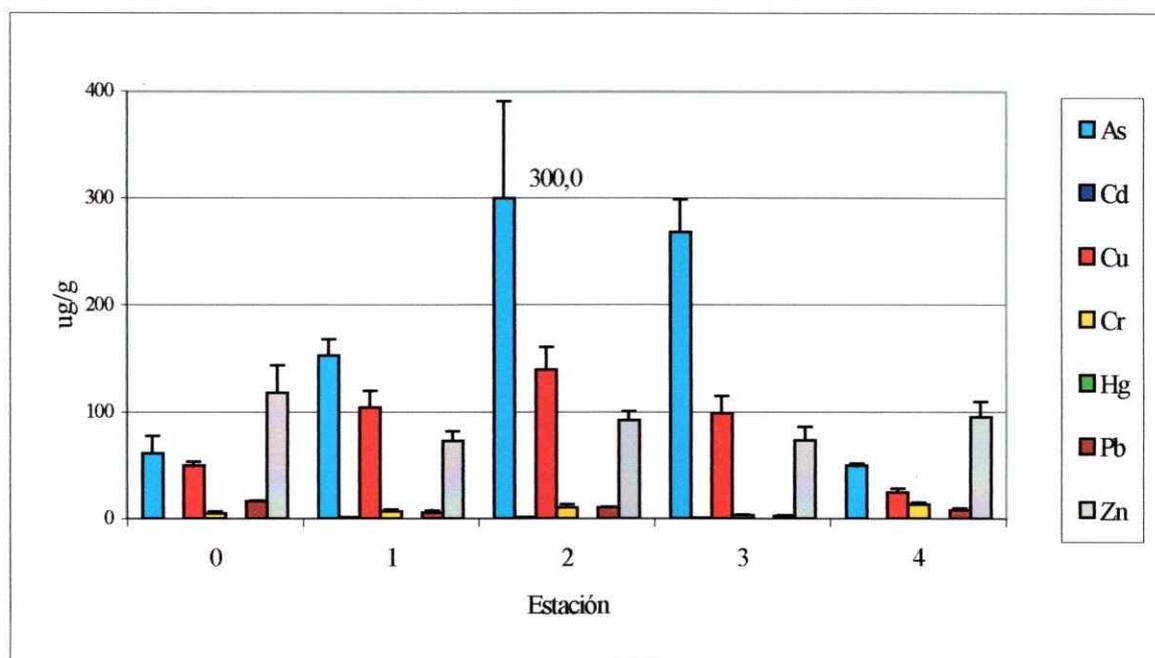
Tabla 6
Especies de Macrófitas Acuáticas de cada estación

ESTACIÓN	NOMBRE CIENTÍFICO	HÁBITO	NOMBRE COMÚN
El Piche (0)	<i>Limnobiium bevigutus</i>	Semisumergida	s.n.
	<i>Veronica anagallis</i>	Semisumergida	No me olvides del campo
1	<i>Typha angustifolia</i>	Emergente	Vatro o Paja de esteras
	<i>Limnobiium sp.</i>	Semisumeregida	s.n.
2	<i>Ludwigia hexapatela</i>	Semisumeregida	s.n.
3	<i>Hidrocotyle verticillata</i>	Flotante	Sombreritos
	<i>Potamogeton berteroaanus</i>	Sumergida	Huiro
	<i>Typha angustifolia</i>	Emergente	Vatro o Paja de esteras
	<i>Limnobiium bevigutus</i>	Semisumergida	s.n.
4	<i>Typha angustifolia</i>	Emergente	Vatro o Paja de esteras
	<i>Limnobiium bevigutus</i>	Semisumergida	s.n.

Nota: s.n. significa sin nombre común

Las concentraciones de metales en el componente macrófitas muestran diferencias significativas para los niveles de As y Cu entre las estaciones. Las máximas concentraciones de metales se registraron para el arsénico en la estación N°2 con un valor de $300 \pm 91,11 \mu\text{g/g}$ (Figura 12).

Figura 12
Concentración de Metales en Macrófitas



Los BCFs calculados en el componente macrófitas para As y Cu en las distintas estaciones de muestreo fueron las siguientes:

Tabla 7
Factores de Bioconcentración Macrófitas (As y Cu)

Estación	As (µg/g)	As en Agua (mg/L)	BCF (As)	Cu (µg/g)	Cu en Agua (mg/L)	BCF (Cu)
0	61,5	<0,005	No se detecta	49,5	0,016	3.194
1	152,8	0,012	12.729	104,3	0,011	9.929
2	300,0	0,006	50.000	139,7	0,026	5.372
3	267,8	0,011	24.341	99,0	0,028	3.536
4	50,0	<0,005	No se detecta	24,4	0,005	5.422

Estos resultados muestran que existe un alto grado de acumulación de cobre por parte del componente macrófitas en ambos ecosistemas; la máxima acumulación se registra en la estación N°1. Para el caso del As la acumulación con respecto al medio es muy alta

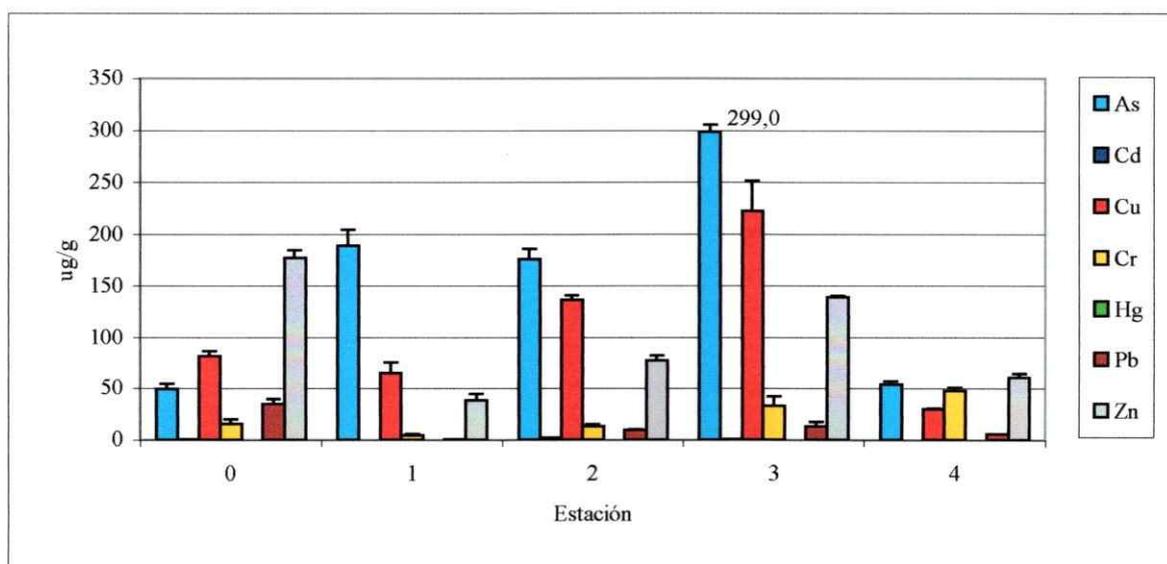
para las estaciones N°2 y N°3, las mediciones de As en la estación de referencia y estación N°4 se registran por debajo del límite de detección por lo que no se puede determinar su BCF.

5. Componente Microalgas

Las microalgas encontradas en las distintas estaciones corresponden a una comunidad epifítica de algas verdes y diatomeas. Las algas verdes más abundantes son microalgas filamentosas del género *Ulotrix* y *Mougeotia*. Las diatomeas más abundantes también son filamentosas, encontrándose *Melosira varians* como especie dominante, y en menor abundancia del género *Synedra*, *Fragilaria*, *Coscinodiscus* y *Navicula*.

Las concentraciones de metales en el componente microalgas muestran diferencias significativas para los niveles de As, Cd, Cu, Pb y Zn entre las estaciones de muestreo. Las máximas concentraciones de metales se registraron para el arsénico en la estación N°3 con un valor de $299 \pm 6,39 \mu\text{g/g}$ (Figura 13).

Figura 13
Concentración de Metales en Microalgas



Los BCFs calculados en el componentes microalgas para As, Cd, Cu, Pb y Zn en las distintas estaciones de muestreo fueron las siguientes:

Tabla 8
Factores de Bioconcentración Microalgas (As, Cd, Cu, Pb y Zn)

Estación	As ($\mu\text{g/g}$)	As en Agua (mg/L)	BCF (As)	Cd ($\mu\text{g/g}$)	Cd en Agua (mg/L)	BCF (Cd)
0	49,7	<0,005	No se detecta	0,600	0,011	54,5
1	189,3	0,012	15.778	<0,100	0,015	No se detecta
2	176,0	0,006	29.333	1,833	0,014	131,0
3	299,0	0,011	27.182	0,333	0,018	18,5
4	54,0	<0,005	No se detecta	<0,100	0,005	No se detecta
Estación	Cu ($\mu\text{g/g}$)	Cu en Agua (mg/L)	BCF (Cu)	Pb ($\mu\text{g/g}$)	Pb en Agua (mg/L)	BCF (Pb)
0	81,7	0,016	5.269	34,63	<0,001	No se detecta
1	65,3	0,011	6.222	0,47	<0,001	No se detecta
2	137,3	0,026	5.282	9,50	<0,001	No se detecta
3	222,7	0,028	7.952	13,43	0,008	No se detecta
4	29,7	0,005	6.593	5,30	<0,001	No se detecta
Estación	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Zn en Agua (mg/L)	BCF (Zn)			
0	177,0	0,029	6.103			
1	38,7	0,017	2.275			
2	77,3	0,042	1.841			
3	139,3	0,098	1.429			
4	61,0	<0,001	No se detecta			

Estos resultados muestran que existe un alto grado de acumulación de As por parte del componente microalgas con relación al ecosistema de referencia, no así para el caso del Cd en que los BCFs son relativamente bajos o nulos. Los valores de acumulación para el Cu son altos pero similares al sitio de referencia. Para el caso del Pb no se puede calcular el BCF pero se observa una alta concentración de este metal en el área de referencia, por lo que este componente puede estar expuesto a otro tipo de fuente para

dicho metal, que no existe para el área de estudio. Por último, el Zn muestra un alto BCF en el área de referencia para el componente microalgas.

6. Componente Peces

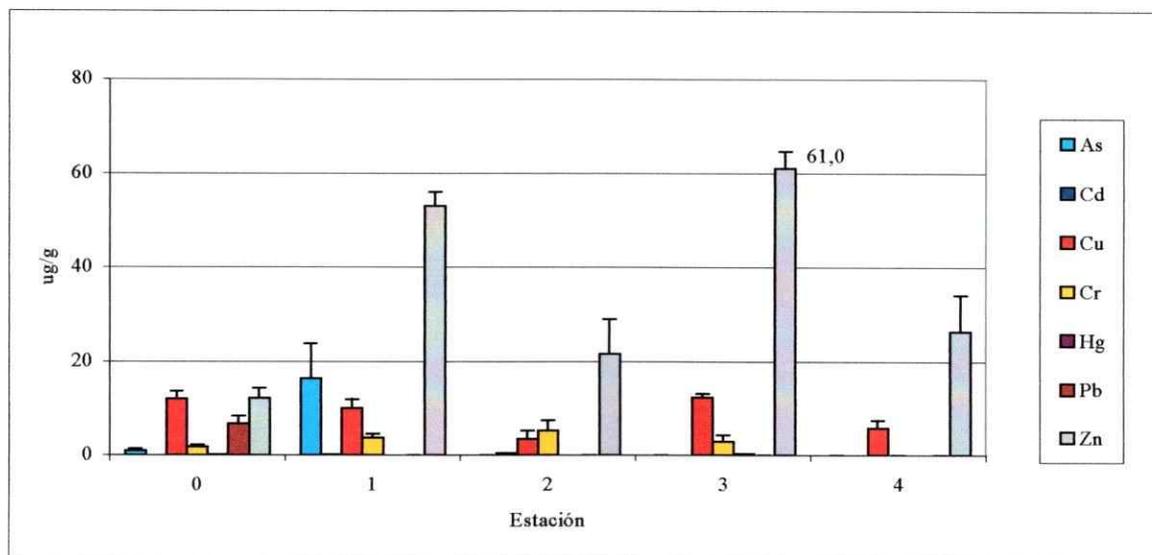
Los peces recolectados en las distintas estaciones se identifican por especie en la Tabla 9. En el componente peces se observan diferencias significativas en cuanto a las concentraciones de cinc en el área de referencia y el área de influencia.

Tabla 9
Especies de Peces de cada estación

ESTACIÓN	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	Nº DE INDIVIDUOS
El Piche (0)	<i>Basilichthys australis</i> Eigenmann 1927	Pejerrey	2
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> Smith & Stearly 1989	Trucha arcoiris	1
	<i>Trichomycterus areolatus</i> Valenciennes 1848	Bagre	7
	<i>Percilia gillissi</i> Girard 1854	Carmelita	3
1	<i>Cyprius carpio</i>	Carpa	1
	<i>Gambusia affinis holbroki</i>	Gambusia	27
2	<i>Basilichthys australis</i>	Pejerrey	2
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Trucha arcoiris	1
	<i>Cheirodon pisciculus</i> Girard 1854	Pocha	5
	<i>Gambusia affinis holbroki</i>	Gambusia	36
3	<i>Odontesthes bonariensis</i>	Pejerrey argentino	1
4	<i>Trichomycterus areolatus</i>	Bagre	4
	<i>Basilichthys australis</i>	Pejerrey	7
	<i>Gambusia affinis holbroki</i>	Gambusia	2
	<i>Percilia gillissi</i>	Carmelita	6

Las concentraciones máximas se registran en la estación N°3 para el cinc, con un valor de $61 \pm 3,54 \mu\text{g/g}$ (Figura 14).

Figura 14
Concentración de Metales en Peces



Los BCFs calculados en peces para el cinc en las distintas estaciones de muestreo fueron las siguientes:

Tabla 10
Factores de Bioconcentración en Peces (Zn)

Estación	Zn ($\mu\text{g/g}$)	Zn en Agua (mg/L)	BCF (Zn)
0	12,2	0,029	420
1	53,0	0,017	3.118
2	21,6	0,042	514
3	61,0	0,098	626
4	26,4	<0,001	No se detecta

Estos resultados muestran que existe acumulación de Zn por parte del componente peces relativo al ecosistema de referencia particularmente en las estaciones N°1 y N°3. En la estación N°4 no se detecta este metal en el agua por lo que no se puede calcular su BCF.

Resumen de Resultados

A continuación se presenta una Tabla resumen con los resultados más relevantes de este estudio. La segunda columna muestra los metales que presentan diferencias significativas entre el área de influencia y el área de referencia.

Tabla 11

Tabla resumen de los resultados obtenidos

COMPONENTE	METAL (ES) CON DIFERENCIA SIGNIFICATIVA	CONCENTRACION MÁXIMA	UNIDAD Y METAL	ESTACIÓN
Agua, metales disueltos	Ninguno	0,012±0,001	mg/L de As	Nº1
Agua, metales totales	Ninguno	0,098±0,048	mg/L de Zn	Nº3
Macrófitas	As y Cu	300±91,11	µg/g de As	Nº2
Microalgas	As, Cd, Cu, Pb, y Zn	299±6,39	µg/g de As	Nº3
Peces	Zn	61±3,54	µg/g de Zn	Nº3
Sedimentos	Ninguno	88,33±0,77	µg/g de As	Nº3

Con respecto al factor de bioconcentración los resultados indican que en general existe una mayor acumulación de metales en relación a las concentraciones del medio en las estaciones de muestreo del estero Carén (a excepción del Pb y Zn).

DISCUSIÓN

Acumulación de metales pesados en ecosistemas acuáticos

La acumulación de metales pesados en un ecosistema implica que uno o más de los componentes del ecosistema actúen como acumuladores principales de dichos materiales (Delgado, 1996). Habiéndose definido los componentes del ecosistema a partir de su participación en el transporte y potencial acumulación de metales, se observa que la mayoría de los metales analizados se acumulan principalmente en el componente microalgas, y algunos de ellos en el componente macrófitas.

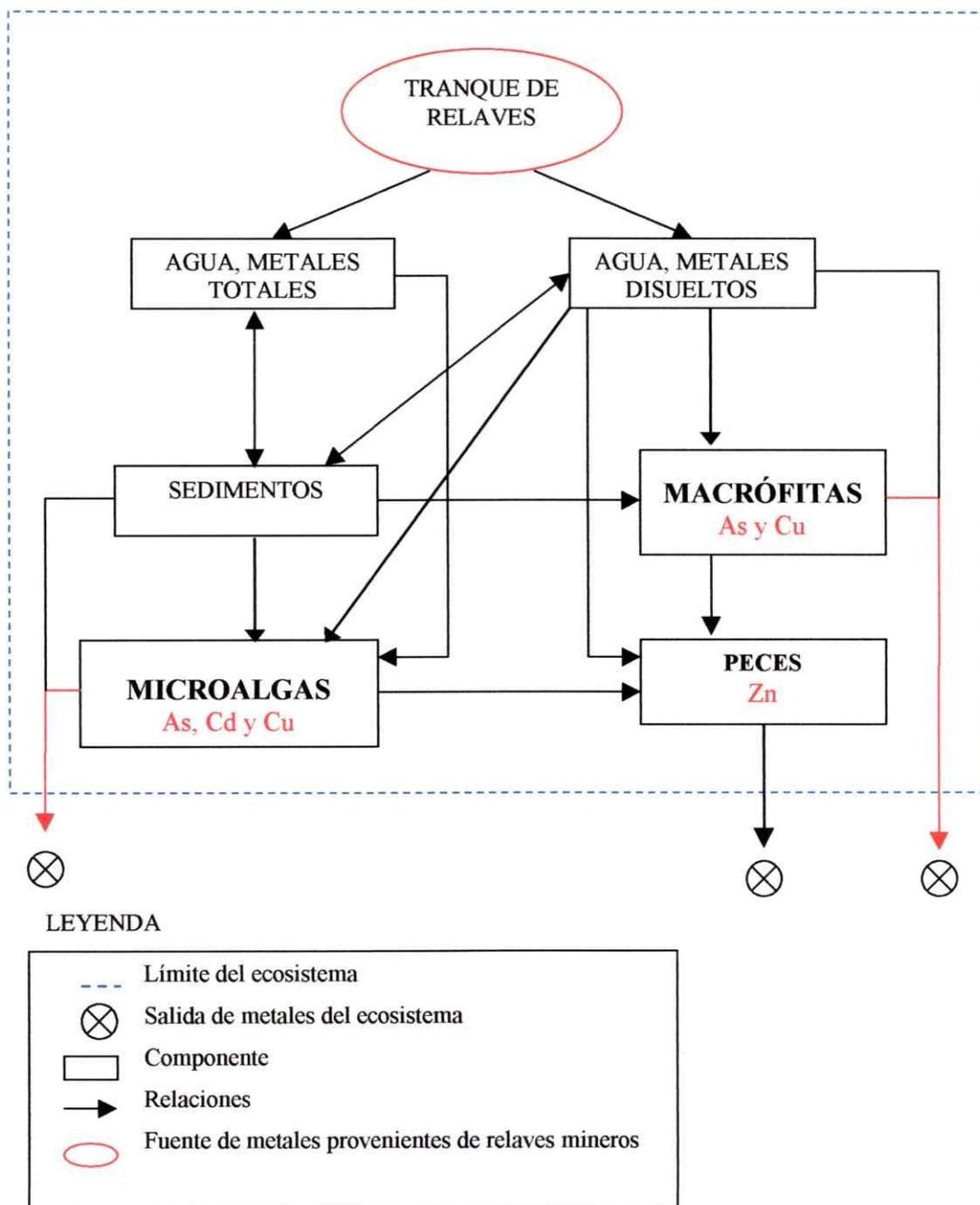
En la hipótesis de este trabajo se planteó la acumulación de metales pesados provenientes de aguas claras de relaves mineros, en el componente del ecosistema acuático con mayor estabilidad estructural en el ecosistema, es decir que posea una tasa de recambio menor en el ecosistema. En este contexto se esperaba encontrar una mayor acumulación de metales en los sedimentos y en los peces. Sin embargo, a partir de este estudio se identificaron dos componentes acumuladores de metales pesados, que son microalgas y macrófitas. Estos componentes son capaces de tolerar estas condiciones y acumular metales tanto en el área de estudio como en el sitio de referencia.

Los resultados indican que el componente microalgas recibe el aporte de metales desde el agua y que no se movilizan al resto de los componentes (Figura 15). Esta situación es coherente con lo planteado por Kelly (1991), quien señala la importancia de algas y macrófitas como reservorios de metales en un ecosistema fluvial, tanto como pueden serlo los sedimentos. En este contexto, un componente acumulador puede transformarse en una fuente de metales y afectar otros ecosistemas, en este caso la sección río abajo.

En este escenario la salida de metales pesados desde el ecosistema se ve minimizada por la acumulación de dichos materiales en algunos de sus componentes, en este caso microalgas y macrófitas. A partir de esto el modelo planteado presenta las siguientes modificaciones (Figura 15):

Figura 15

Modelo modificado del Ecosistema en estudio: Componentes y Relaciones (Carén)



NOTA: Metales en rojo indican aquellos metales que presentan diferencias significativas con el área de referencia y son mayores en alguna estación de muestreo del área de influencia

En este ecosistema el componente microalgas se presenta como un acumulador de metales pesados (As, Cd y Cu), registrando las concentraciones más altas para la mayoría de los metales medidos. El componente macrófitas acumula metales y presentan diferencias significativas con el área de referencia para As y Cu. Los metales acumulados o secuestrados en dichos tejidos pueden transferirse a otros componentes una vez que estos organismos mueren y pasan a formar parte de la materia orgánica en descomposición. De esta manera los metales acumulados se hacen disponibles en el ecosistema en la medida que las condiciones favorezcan la liberación de éstos (Alveal *et al.* 1995), esta situación se representa en la Figura 15 con flechas de color rojo.

Los resultados de este estudio arrojaron altos valores de bioconcentración para la mayoría de los componentes bióticos. En la medida que este factor posee mayores valores, se presupone mayor riesgo. Este riesgo está relacionado con los efectos de los metales pesados descritos en este estudio en los distintos niveles ecológicos pero también se relaciona con la posibilidad de que, como se señaló anteriormente, se transformen en fuente liberación de metales.

Habiéndose definido las condiciones de ambos ecosistemas, entonces se observa que la composición del ecosistema en estudio (área de influencia) es diferente a la del sitio de referencia, ya que los componentes poseen tamaños distintos en términos de masa contenida de metales por unidad de masa vegetal o animal.

En una medición posterior a los resultados se obtuvo que la biomasa de microalgas, medida en términos de superficie de perifiton (mg/m^2 de clorofila "a"), es aproximadamente el doble en el efluente del Carén, que en el sitio de referencia (Tabla 7, en Anexos). Esto implica que además de tener una mayor concentración de metales, hay mayor biomasa acumuladora presente en el ecosistema alterado. Considerando que la estructura del ecosistema cambia en la medida que se modifiquen sus componentes, sus relaciones y/o los tamaños de sus componentes, el ecosistema enriquecido con metales experimenta un cambio en su estructura ya que el tamaño de dos de los

componentes del ecosistema alterado, en términos de concentración de metales por unidad de masa, es mayor (Figura 15). Esta afirmación es corroborada por los altos valores de bioconcentración encontrados en los componentes con altas concentraciones de metales en relación al área de referencia para los componentes microalgas y macrófitas.

El planteamiento inicial suponía que los sedimentos contendrían mayores concentraciones en el área de influencia; sin embargo éstos son arenosos, lo cual favorece la liberación de iones a la columna de agua (Kelly, 1991) y por tanto una menor retención de metales. Por otro lado, el componente peces contendría una menor tasa de recambio en el ecosistema que otros componentes bióticos, sin embargo presenta concentraciones de metales menores a las halladas en los componentes macrófitas y algas, es decir los metales presentes no están biodisponibles para los peces asociados a este ecosistema, lo que implica que estos organismos pueden poseer mecanismos de eliminación de dichos metales, que no consumen alimentos desde los componentes especialmente acumuladores o que no se presentan en formas asimilables en el medio (Connell, 1984). Estos resultados indican que para este ecosistema en particular, la tasa de recambio del componente no es un factor determinante, más bien lo sería la capacidad acumuladora de cada uno de ellos.

En este mismo contexto, si el componente peces presenta concentraciones de metales más bajas que los componentes macrófitas y algas, entonces no habría biomagnificación a través de la cadena trófica en este ecosistema (Hellawell, 1986). La excepción a este patrón son las altas concentraciones de cinc encontradas en los peces del área de estudio.

Es importante señalar que el cinc es un metal esencial para los peces y presenta concentraciones naturales más altas que los elementos aquí analizados que varían entre 5-10 $\mu\text{g/g}$ (Miesner, 2000), valor que se acerca a la concentración encontrada en los peces del área de referencia. Sin embargo las concentraciones halladas en el área de influencia son mucho más altas.

Existe evidencia de la toxicidad del cinc en peces (Hellowell, 1986) por acumulación en huesos y órganos vitales. Este metal puede unirse externamente al epitelio de las branquias y sofocar al pez por unión a la capa de mucus, promoviendo una excesiva secreción (Nuttall *et al.* 2000). Se ha demostrado que el cinc produce efectos adversos con respecto a la reproducción, fisiología, bioquímica y comportamiento de una gran variedad de organismos acuáticos en concentraciones mayores a 0,02 mg/L, sin embargo la toxicidad está fuertemente influenciada por la temperatura, dureza y pH del agua, y la exposición previa a dicho elemento (IPCS – EHC 221, 2001).

En este escenario sería recomendable investigar más a fondo el origen de este metal en el sistema en general, su comportamiento y posibles efectos en este ecosistema.

Movilización de metales y condiciones fisico-químicas

La alta conductividad del ecosistema implica la presencia de altas concentraciones de sales y compuestos en sus formas iónicas, por tanto favorece la presencia de metales en el agua (Greenberg *et al.*, 1992). Si bien el pH medido en las distintas estaciones favorece la estabilización de iones metálicos por el hecho de ser un pH alcalino, la alta conductividad contrarresta este efecto posibilitando la acumulación en algún componente del ecosistema por la movilización de metales en la columna de agua.

En el futuro, las condiciones fisico-químicas de este tranque de relaves podrán variar, sobretodo en su etapa de clausura. En dicho escenario las condiciones fisico-químicas pueden generar una movilización de iones distinta a la que hoy se presenta, y la acumulación o liberación de metales variará sus tasas y flujos. Esta situación podrá llevar a que los elementos presentes en este ecosistema se acumulen en otro componente y/o que se movilicen río abajo.

Las condiciones fisico-químicas actuales sostienen las concentraciones de metales encontradas en el efluente del Tranque Carén, sin embargo, si el pH disminuye bajo la

neutralidad (ya que sobre pH 7, la gran mayoría de los metales precipita y se acumula en los sedimentos (Kelly, 1991)), o disminuye el oxígeno disuelto se podría producir la liberación de metales que hoy se encuentran estables en algunos de los componentes de este ecosistema, y en la fuente. La estructura se verá alterada por cambios en la entrada de materiales y las condiciones de movilización de distintos elementos en la columna de agua.

Consecuencias Ambientales y Herramientas de Gestión

La evaluación de los efectos de los metales pesados en ecosistemas acuáticos tiene una serie de dificultades. No existen valores de referencia con respecto a metales pesados contenidos en los sedimentos y/o en organismos acuáticos; sólo existen algunas normas internacionales de mantenimiento de vida acuática para ciertos metales. Estas referencias pueden no ser generalizables considerando que corresponden a parámetros establecidos por la U.S. EPA (Garbarino *et al.*, 1995), y que no necesariamente reflejan la realidad local, especialmente tomando en cuenta que Chile es un país con alto contenido de metales en agua de manera basal.

La legislación actual chilena indica ciertos límites máximos para los elementos analizados en este trabajo relativo a la descarga de RILes en aguas superficiales y subterráneas, y a la calidad del agua para su utilización en riego. Al comparar los resultados máximos de este trabajo con los límites máximos permitidos (Tabla 8, en Anexos) se observa que para la gran mayoría de los elementos analizados, las concentraciones están por debajo de la norma, a excepción del cadmio (D.S. 46/02 MINSEGPRES) y el arsénico (NCh 1.333 Of. 78 INN y D.S 90/00 MINSEGPRES). Esta observación es coherente con las bajas concentraciones encontradas en ambos ecosistemas sin hallarse diferencias significativas. Sin embargo, a partir de este trabajo se obtiene que, tanto algas como macrófitas, acumulan altas concentraciones de metales en sus tejidos que no se encuentran en el agua al momento del monitoreo.

Una aproximación a esta evaluación la constituyen los análisis comparativos (Likens, 1985), en donde el ecosistema afectado se compara con un ecosistema de referencia de acuerdo a la pregunta de estudio (Delgado, 1996; Ruz, 2001; Serey, 1997). Al realizar esta comparación, se observa que existen ciertos componentes acumuladores de metales y que debido al tamaño de dichos componentes, en términos de masa, es distinto al sitio de referencia. Esto indica que el tranque de relaves, como agente perturbador, es una fuente importante de dichos elementos para su ecosistema receptor y causa de los niveles encontrados.

Los efectos de los metales pesados sobre el ecosistema el estero Carén fueron mas bajos que lo esperados, dado principalmente por la naturaleza del componente sedimentos que tuvo bajos niveles de acumulación (dominados por arenas y bajo contenido de arcillas y materia orgánica) y por una tasa de renovación hidrológica muy alta. Sin embargo, estos factores cambian sustancialmente en el embalse Rapel, ecosistema que recibe las aguas del estero Carén. La cubeta NE del embalse Rapel (que recibe las aguas del Carén) tiene tiempos de renovación cercanos a 1 año, los sedimentos están dominados por materia orgánica y sedimentos y está dominada hidrológicamente por los aportes del estero Alhué. Lo anterior permitiría pronosticar que el efecto de las aguas de relaves enriquecidas por metales pesados se reflejarían mas intensamente en el ecosistema acuático presente en el embalse Rapel que en el Carén.

En este contexto, el manejo del tranque en cuanto a la emisión de sustancias potencialmente perjudiciales para los ecosistemas que reciben sus aguas, debe tender a la disminución de dichas emisiones en su fuente, de manera de disminuir sus concentraciones actuales por el riesgo que implica la bioacumulación de éstos según lo expuesto en la introducción de este trabajo.

Considerando que las condiciones físico-químicas son muy importantes para la liberación o estabilidad de los metales del Tranque, se recomienda manejar cuidadosamente el pH de sus aguas apuntando a niveles cercanos a la neutralidad y a la

disminución de los niveles de conductividad presentes, y así evitar la liberación de metales desde el tranque a su ecosistema receptor.

En el caso de que las condiciones fisico-químicas varíen inevitablemente o en aquellos periodos en que el nivel del agua baje considerablemente y estos componentes comiencen a descomponerse, microalgas y macrófitas pueden ser removidos del ecosistema para evitar la liberación de metales al río y que se movilen río abajo. Esto significa cosechar estos organismos antes de que el nivel del agua disminuya o en condiciones inesperadas de cambios en el tranque. Esta remoción, además de evitar la liberación de metales, permitiría cuantificar los metales que se aportan al efluente del Carén y controlar su salida.

Numerosos investigadores han sugerido que las plantas y animales son mejores monitores de la calidad del agua que el agua misma (Kelly, 1991; Chen, 2000). Los componentes acumuladores de metales pesados encontrados en este estudio pueden ser de utilidad para propósitos de Bioremediación y/o Monitoreo (Hellawell, 1986) de las aguas del tranque de relaves Carén, y por lo tanto se plantea la posibilidad de utilización de estos organismos como filtradores de un ecosistema contaminado. Para la utilización de estos organismos como biofiltros de metales pesados será necesario estudiar los mecanismos fisiológicos de absorción y las condiciones de crecimiento y desarrollo, y evaluar sus características como indicadores de contaminación (Hellawell, 1986). En este mismo contexto sería de gran utilidad analizar la capacidad acumuladora de otros metales, como es el caso del molibdeno, para evitar que las aguas del estero Carén (Estero Alhué aguas abajo) puedan producir problemas de contaminación.

Se propone que estas formas de manejo, se realicen en este orden de manera de priorizar la prevención, antes que la reparación.

CONCLUSIONES

- La adición de metales pesados en un ecosistema acuático de estas características afecta la estructura ecosistémica con respecto al tamaño de los componentes.
- El efecto del las aguas de relaves enriquecidas por los metales pesados se reflejarían mas intensamente en el ecosistema acuático presente en el embalse Rapel que en el Carén.
- Las concentraciones más altas de metales pesados se registran en los componentes **microalgas** (para As, Cd y Cu) y **macrófitas** (para As y Cu) del ecosistema en estudio (efluente del tranque de Relaves Carén). El agua es el componente que presenta concentraciones más bajas de metales pesados en el ecosistema.
- El **arsénico** es el elemento que registra las concentraciones más altas de todos los elementos analizados en la mayoría de los componentes, a excepción del componente peces y el componente agua, metales totales.
- En el componente peces, la mayoría de los metales analizados se presentan en bajas concentraciones y por tanto están poco disponibles para los peces asociados a este ecosistema. La excepción a este patrón son las altas concentraciones de cinc encontradas en los peces del área de estudio.
- La remoción (cosecha) de los componentes acumuladores se presenta como una posibilidad de reparación y control de sustancias potencialmente contaminantes para este ecosistema.

REFERENCIAS

- ALLAN, J. D. (1995). "Stream Ecology: structure and function of running waters", Chapman and Hall, USA.
- ALVEAL, K., M.E. FERRARIO, E.C. OLIVEIRA & E. SAR (1995). "Manual de Métodos Ficológicos", Universidad de Concepción, Concepción, Chile.
- ARRATIA, G. (1981). "Géneros de peces de aguas continentales de Chile", Museo Nacional de Historia Natural, Santiago de Chile.
- AVENANT-OLDEWAGE, A. & H. M. MARX (2000). "Bioaccumulation of chromium, copper and iron in the organs and tissues of *Clarias gariepinus* in the Olifants River, Kruger National Park". Water SA (Pretoria).
- BOUACHRINE, M., M. FEKHAOU, L. BENNASSER & L. IDRISSE (1998). "Distribution of selected metals in tissue samples of fish from an industrially contaminated stream (The River Sebou, Morocco)". Acta Hydrobiológica 40 (3): 173-179.
- CAMPANELLA, L., F. CUBADDA, M.P. SAMMARTINO & A. SAONCELLA (2000). "An algal Biosensor for the monitoring of water toxicity in estuarine environments". Water Research 35, (1): 69-76
- CAMUSSO, M., L. VIGANO & R. BALESTRINI (1995). "Bioconcentration of trace metals in rainbow trout: A field study". Ecotoxicology and Environmental Safety 31 (2): 133-141
- CASTILLA, J.C. (1996). "Copper mine tailing disposal in northern Chile rocky shores: *Enteromorpha compressa* (Chlorophyta) as a sentinel species". Environmental Monitoring and Assessment 40 (2): 171-184.
- CENMA (2000) "Taller Cuenca Rapel: Diagnóstico, Evaluación y Líneas de Acción", Auspiciado por Codelco-Chile, Santiago de Chile.
- CLEMENTS, W.H. (1999). "Metal tolerance and predator-prey interactions in benthic macroinvertebrate stream communities". Ecological Applications 9 (3): 1073-1084.
- CLEMENTS, W.H., D.M. CARLISLE, J.M. LAZORCHAK & P.C JOHNSON (2000). "Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams". Ecological Applications 10 (2): 626-638.

- CHEN, C.Y. & C.L. FOLT (2000) "Bioaccumulation and Diminution of Arsenic and Lead in a Freshwater Food Web" *Environmental Science & Technology* 34 (18) 3878-3884.
- CONNELL, D.W. & G.J. MILLER (1984). "Chemistry and Ecotoxicology of Pollution" John Wiley & Sons, NY.
- DALE, M.B. (1970). "Systems Analysis an Ecology". *Ecology* 51 (1): 2-16
- DELGADO, L.E. (1996). "Estudio comparativo de contenidos de cobre en bosques de clima mediterráneo de Chile Central", Universidad de Chile, Facultad de Ciencias, Tesis de Magister en Ciencias con mención en Biología.
- DELGADO, L.E. & I. SEREY (2002). "Distribución del cobre en ecosistemas forestales de tipo mediterráneo". *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 557-565. En prensa.
- DECRETO SUPREMO 90/2000 MINSEGPRES, Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales.
- DECRETO SUPREMO 46/2002 MINSEGPRES, Establece norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas.
- DUDKA, S. & D.C ADRIANO (1997). "Environmental impacts of metal ore mining and processing: A review". *Journal of Environmental Quality* 26 (3): 590-602.
- EDERRA, A. (1996). "Botánica ambiental aplicada", Ediciones Universidad de Navarra, S.A., Pamplona, España.
- EL-KHATIB, A.A. & N. EL-SAWAF (1998). "Differential trapping of heavy metals by macrophytes in different water bodies near Sohag, Upper Egypt". *Acta Hydrobiologica* 40 (2): 67-73.
- GARBARINO, J.R., H.C. HAYES, D.A. ROTH, R.C. ANTWEILER, T.I. BRINTON & H.E. TAYLOR (1995). "Heavy Metals in the Mississippi River", *Contaminants in the Mississippi River*, U.S. Geological Survey Circular 1133, Reston, Virginia, Edited by Robert H. Meade.
- GRAY, N. F. (1998). "Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems". *Water Research* 32 (7): 2122-2134.
- GREENBERG A. E., L. S. CLESCERI & A. D. EATON (1992). "Standard Methods for the examination of water and wastewater" 18th Edition.

- GOLLEY, F. (2000). En: S. E. Jorgensen and F. Muller (Eds.) Handbook of Ecosystem Theories and Management, Lewis Publishers, London.
- HE, M., Z. WANG & H. TANG (2001). "Modeling the ecological impact of heavy metals on aquatic ecosystems: A framework for the development of an ecological model". Science of the Total Environment 266 (1-3): 291-298.
- HELLAWELL, J. M. (1986). "Biological indicators of freshwater pollution and Environmental Management", Elsevier Applied Science Publishers, London and New York. 14-17 pp
- HOILAND, W.K., F.W. RABE & R.C. BIGGAM (1994). "Recovery of macroinvertebrate communities from metal pollution in the South Fork and mainstem of the Coeur d'Alene River, Idaho". Water Environment Research 66 (1): 84-88.
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), Environmental Health Criteria (EHC) 135 (1992). "Cadmium – Environmental Aspects".
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), Environmental Health Criteria (EHC) 61 (1988). "Chromium".
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), Environmental Health Criteria (EHC) 85 (1989). "Lead – Environmental Aspects".
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), Environmental Health Criteria (EHC) 86 (1989). "Mercury – Environmental Aspects".
- IPCS (International Programme on Chemical Safety), Environmental Health Criteria (EHC) 221 (2001). "Zinc".
- JØRGENSEN S.E. (1997). "Integration of ecosystem theories: A pattern", Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 2nd Edition. 10, 25 pp
- KELLY, M. (1991). "Mining and the freshwater environment", Elsevier Science Publishers LTD., England.
- KOVAR, P. (1999). "Distribution of heavy metals in stands of macrophytes along a cross-section gradient in the Elbe River lowland (near Podebrady, Czech Republic)" Preslia (Prague) 71 (3): 249-256.
- LEJEUNE, K., H. GALBRAITH, J. LIPTON & L.A. KAPUSTKA (1996). "Effects of metals and arsenic on riparian communities in southwest Montana" Ecotoxicology 5 (5): 297-312.

- LICSKO, I., L. LOIS & G. SZEBENYI (1999). "Tailings as a source of environmental pollution". *Water Science and Technology* May-June 39 (10-11): 333-336.
- LIKENS, G. (1985). En: Jørgensen S.E. (1997) "Integration of ecosystem theories: A pattern", Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 2nd Edition.
- MARÍN, V.H. (1997). "General system theory and the ecosystem concept" *ESA bulletin* 78:102-104
- MARTÍNEZ, G. & M. MAHÚ (1996). "Hidrófitas de ríos y lagunas de la provincia del Choapa", preparado para Geotécnica Consultores – GC.
- MIESNER, J.F (2000) "Contaminant residue analysis of fish tissues from Marais des Cygnes National Wildlife Refuge – Kansas" U.S. Fish and Wildlife Service. 7-8 pp.
- MUÑOZ, H. & X. RODRÍGUEZ (2000). "Estudio de bioacumulación de metales pesados para el tratamientos de aguas residuales de la minería", Universidad de Santiago de Chile, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Geográfica, Trabajo de Titulación para el Título de Ingeniero en Ejecución en Medio Ambiente. 8, 68-70 pp
- NCh 1.333 Of. 78 INN, "Requisitos de calidad de agua para diferentes usos" Primera edición 1978, modificada en 1987.
- NUTTALL, CH.A. & P.L. YOUNGER (2000). "Zinc removal from hard, circum-neutral mine waters using novel closed-bed limestone reactor". *Water Research*, 34 (4):1262:1268
- OVERBECK, J. (1989). "Decisiones integradas para la gestión de lagos" PNUD, Capítulo 2.
- PARRA O.O & C.E.M. BICUDO (1995). "Introducción a la biología y sistemática de las algas de aguas continentales" Ediciones Universidad de Concepción, Chile.
- PICHTEL, J. & C.A. SALT (1998). "Vegetative growth and trace metal accumulation on metalliferous wastes". *Journal of Environmental Quality* 27 (3): 618-624.
- PRESCOTT, G.W. (1970). "Algae of the western Great Lakes area" W.M.C. Brown company Publishers, U.S.A.
- RATH, B. (1995). "*Potamogeton pectinatus* stock as bioindicators of heavy metal pollution in the main estuary of the Danube". *Opuscula Zoologica (Budapest)* 27-28 (0): 167-174.

- RIPLEY, REDMAN & CROWDER (1996). "Environmental Effects of Mining", St. Lucie Press, Canada.
- RUSE, L. P. & S. J. HERRMANN (2000). "Plecoptera and Trichoptera species distribution related to environmental characteristics of the metal-polluted Arkansas River, Colorado". *Western North American Naturalist* 60 (1): 57-65.
- RUZ, A.M. (2001). "Desarrollo de un modelo de simulación para evaluar el horizonte de contaminación con cobre de bosques esclerófilos", Tesis para optar al grado de magister en Gestión y Planificación Ambiental, Universidad de Chile.
- SEREY, I., R. O. BUSTAMANTE, M. I. TORAL, P. RICHTER & L. R. YATES (1997). "Copper contents in mediterranean ecosystems in south america". *Environmental Monitoring and Assessment* 45 (3): 223-235
- SAMECKA-CYMERMAN, A. & A. J. KEMPERS (1996). "Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macrophytes around Wroclaw, Poland", *Ecotoxicology and Environmental Safety* 35 (5): 242-247.
- SÁNCHEZ, J., N. MARINO, M.C. VAQUERO, J. ANSORENA & I. LEGORBURU (1998). "Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea river valley (Basque Country, Spain): Soil, biota and sediment". *Water Air and Soil Pollution* 107 (1-4): 303-319.
- SHEHATA, S.A., M.R. LASHEEN, I. KOBIA & G.H. ALI (1999). "Toxic effects of certain metals mixture on some physiological and morphological characteristics of freshwater algae". *Water Air and Soil Pollution*, 110 (1-2): 119-135.
- TANSLEY, A. (1935). "The use and abuse of vegetational concepts and terms", *Ecology* 16:284-307.
- VAN STRAATEN, P. (2000). "Mercury contamination associated with small-scale gold mining in Tanzania and Zimbabwe". *Science of the Total Environment* 259 (1-3): 105-113.
- VÁSQUEZ, J. A., J. M. A. VEGA, B. MATSUHIRO & C. URZUA (1999). "The ecological effects of mining discharges on subtidal habitats dominated by macroalgae in northern Chile: Population and community level studies". *Hydrobiología* 398-399 (0): 217-229.
- VILA, I., M. CONTRERAS, V. MONTECINOS, J. PIZARRO & D.D. ADAMS (2000). "Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination?". *Ergebnisse der Limnologie* (55): 31-44.

VON BERTALANFFY, L. (1968). "Teoría General de los Sistemas" Fondo de Cultura Económica Ltda., Segunda Reimpresión, Colombia 2000, pp. 168

WACHS, B. (1992-1993). "Accumulations of lead, chromium, and nickel in stream Fish". *Zeitschrift fuer Angewandte Zoologie* 79 (2): 155-176.

WOODWARD, D. F., W. G. BRUMBAUGH, A. J. DELONAY, E. E. LITTLE & CH. E. SMITH (1994). "Effects on rainbow trout fry of a metals-contaminated diet of benthic invertebrates from the Clark Fork River, Montana". *Transactions of the American Fisheries Society* 123 (1): 51-62

WOODWELL, G.M. (1970). "Effects of Pollution on the Structure and Physiology of Ecosystems". *Science* 168: 429-433

DIRECCIONES ELECTRÓNICAS

(1) http://www.amap.no/assess/soaer7.htm#heavy_metals

COMUNICACIONES PERSONALES

- José Iriarte, Laboratorio de Ecología Terrestre, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Vivian Montecinos Ph.D., Laboratorio de Bio-óptica, Facultad de Ciencias, U. de Chile
- Irma Vila, Laboratorio de Limnología, Facultad de Ciencias, U. de Chile

ANEXOS

TABLAS

Tabla 1: Método de análisis y Límite de Detección para muestras de Agua.

Elemento	Método de Análisis	Límite Detección (µg/L)
Arsénico	Generación de Hidruros	0,016
Cadmio	ICP/MS	0,004
Cobre	ICP/MS	0,024
Cromo	ICP/MS	1
Mercurio	ICP/MS	0,1
Plomo	ICP/MS	0,015
Cinc	ICP/MS	0,078

Tabla 2: Método de análisis y Límite de Detección para muestras Sólidas

Elemento	Método	Límite Detección (µg/g)
Arsénico	Generación de Hidruros	0,1
Cadmio	ICP/MS	0,1
Cobre	ICP/MS	0,1
Cromo	ICP/MS	0,1
Mercurio	ICP/MS	0,1
Plomo	ICP/MS	0,1
Cinc	ICP/MS	0,1

Tabla 3: Pesos y Tallas de Peces por estación

ESTACIÓN	ESPECIE	LARGO TOTAL (cm)	PESO (g)
0 (Piche)	<i>Basilichtys australis</i>	16,3	23,46
		10,1	5,86
	PROMEDIO	13,2	14,66
	DESVEST	4,38	12,45
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	33,7	432,19
	<i>Trichomycterus areolatus</i>	6,8	2,22
		4,5	0,76
		4,6	0,86
		5,5	1,41
		4	0,49
		4,8	0,9
		7,1	3,22
	PROMEDIO	5,33	1,41
DESVEST	1,20	0,98	
1	<i>Cyprinus carpio</i>	29,8	329,66
	<i>Gambusia affinis holbroki</i>	4	0,52
		3,6	0,82
		2,9	0,37
		3,2	0,21
		2,9	0,41
		3,1	0,55
		2,9	0,17
		3	0,19
		3,1	0,23
		2,3	0,26
		2,5	0,82
		2,5	0,11
		5	0,16
		3,9	0,29
		5,8	0,25
		3	1,1
		3,1	0,1
		3,1	0,22
		2,3	0,23
		2,9	0,16
		3,2	0,13
		4,7	0,14
		2,7	0,12
		4	0,18
		3	0,21
		2,9	0,2
		3,1	0,15
	PROMEDIO	3,29	0,31
DESVEST	0,82	0,25	
2	<i>Basilichtys australis</i>	10	6
		9,5	4,71
	PROMEDIO	9,75	5,36
	DESVEST	0,35	0,91
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	15,3	39,14
	<i>Cheirodon pisciculus</i>	5,5	1,75
		5,3	1,41
		5,5	1,67
		5,5	2,14
		5	1,19
PROMEDIO	5,36	1,63	
DESVEST	0,22	0,36	

Continuación Tabla 3: Pesos y Tallas de Peces por estación

ESTACIÓN	ESPECIE	LARGO TOTAL (cm)	PESO (g)	
2	<i>Gambusia affinis holbroki</i>	2,4	0,31	
		2,7	0,36	
		3,3	0,16	
		2,1	0,19	
		2,6	0,15	
		2,9	0,23	
		2,9	0,19	
		3,7	0,21	
		3	0,3	
		4	0,25	
		2,7	0,24	
		2,8	0,2	
		3	0,45	
		3	0,18	
		3,1	0,27	
		3,6	0,33	
		2,7	0,14	
		3	0,19	
		3,3	0,21	
		3,1	0,1	
		3	0,13	
		3,8	0,14	
		3,1	0,42	
		3,5	0,21	
		2,9	0,14	
		3,1	0,13	
		3	0,3	
		2,8	0,16	
		3,4	0,19	
		3,2	0,55	
3,1	0,18			
2,7	0,17			
3,1	0,17			
2,9	0,18			
2,8	0,15			
3	0,13			
PROMEDIO	3,04	0,22		
DESVEST	0,38	0,10		
3	<i>Odontesthes bonariensis</i>	22	64,43	
4	<i>Trichomycterus areolatus</i>	8,1	4,22	
		8,3	4,47	
		7,8	3,62	
		PROMEDIO	8,07	4,10
		DESVEST	0,25	0,44
	<i>Basilichthys australis</i>	8,9	4,28	
		7,8	2,62	
		7,2	2,11	
		6,5	1,61	
		7	2,41	
		7,5	2,41	
		6,6	1,77	
	PROMEDIO	7,36	2,46	
	DESVEST	0,82	0,88	
	<i>Percilia gillissi</i>	4	0,73	
3,6		0,6		
3,6		0,55		
4		1,01		
3,8		0,78		
3		0,32		
PROMEDIO		3,67	0,67	
DESVEST	0,37	0,23		

Continuación Tabla 4: Resultados de Análisis de Metales en Peces, Sedimentos, Algas y Macrofitas

COMPONENTE	ESTACIÓN	ESPECIE	MUESTRA	As ug/g	Cd ug/g	Cu ug/g	Cr ug/g	Hg ug/g	Pb ug/g	Zn ug/g	
ALGAS	0	Comunidad epifítica de algas verdes y diatomeas	APa	58	0,5	67	11,8	<0,1	22,9	150	
			APb	59	0,8	96	30	<0,1	52	194	
			APc	32	0,5	82	4,6	<0,1	29	187	
	1	Comunidad epifítica de algas verdes y diatomeas	A1a	157	<0,1	71	1,7	<0,1	<0,1	37	
			A1b	243	<0,1	92	9,6	<0,1	1,4	57	
			A1c	168	<0,1	33	1,4	<0,1	<0,1	22	
	2	Comunidad epifítica de algas verdes y diatomeas	A2a	209	1,6	137	17,3	<0,1	7,8	91	
			A2b	170	2	149	7,1	<0,1	12,5	59	
			A2c	149	1,9	126	14,9	0,2	8,2	82	
	3	Comunidad epifítica de algas verdes y diatomeas	A3a	312	<0,1	124	<0,1	<0,1	<0,1	20,6	141
			A3b	308	<0,1	252	44	<0,1	20,6	135	
			A3c	277	1	292	54	<0,1	19,7	142	
4	Comunidad epifítica de algas verdes y diatomeas	A4a	53	<0,1	26	55	<0,1	5,1	53		
		A4b	64	<0,1	30	52	<0,1	5,4	57		
		A4c	45	<0,1	33	35	<0,1	5,4	73		
MACROFITAS	0	<i>L. beviguitus</i>	MDa	29	<0,1	58	7,8	<0,1	18,5	170	
			MDb	94	<0,1	41	2,5	<0,1	13,8	66	
	1	<i>L. hexapetala</i>	MDa	143	<0,1	42	<0,1	<0,1	<0,1	30	
			MDb	168	2	167	14,9	<0,1	14,9	111	
	2	<i>T. angustifolia</i>	MDc	76	<0,1	64	1,4	<0,1	<0,1	57	
			MEa	224	1,3	144	10,7	<0,1	7,4	94	
	3	<i>H. verticillata</i>	MFa	225	2,6	173	14,1	<0,1	13,1	98	
			MFb	72	2,4	180	15,4	<0,1	10,3	113	
			MFc	603	<0,1	66	2,5	<0,1	6,9	67	
	4	<i>T. angustifolia</i>	MGa	342	2,4	195	4,2	<0,1	3,9	118	
			MGb	341	<0,1	55	2,3	<0,1	<0,1	26	
			MGc	302	<0,1	78	<0,1	0,8	37		
4	<i>L. beviguitus</i>	MLa	86	<0,1	68	4,9	<0,1	4,4	113		
		MLb	48	<0,1	8	<0,1	<0,1	0,8	27		
		MLc	60	<0,1	<0,1	2,9	<0,1	<0,1	7,6		
4	<i>T. angustifolia</i>	MKa	39	<0,1	33	20,5	<0,1	15	132		
		MKb	49	<0,1	39	18,5	<0,1	13	156		
		MKc	54	<0,1	42	22,6	<0,1	12	154		

Tabla 5: Resultados de los Análisis de Metales para muestras de agua

COMPONENTE	ESTACIÓN	MUESTRA	As mg/L	Cd mg/L	Cu mg/L	Cr mg/L	Hg mg/L	Pb mg/L	Zn mg/L
METALES TOTALES en agua	0	T-11	<0.0005	0.022	0.025	0.001	<0.0005	<0.001	0.029
		T-12	<0.0005	<0.00001	0.006	<0.001	<0.0005	<0.001	0.029
	1	T-9	0.012	0.02	0.021	0.025	<0.0005	<0.001	0.034
		T-10	0.012	0.009	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
	2	T-7	0.012	0.013	0.008	0.017	<0.0005	<0.001	0.041
		T-8	<0.0005	0.015	0.044	0.023	<0.0005	<0.001	0.043
	3	T-5	0.006	0.023	0.037	<0.001	<0.0005	<0.001	0.03
		T-6	0.016	0.013	0.019	0.004	<0.0005	0.015	0.165
	4	T-3	<0.0005	0.005	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
		T-4	<0.0005	0.004	0.009	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
		M-11	<0.0005	<0.00001	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
		M-12	<0.0005	0.018	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
METALES DISUELTOS en agua	1	M-9	0.014	0.004	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
		M-10	0.01	0.004	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
	2	M-7	<0.0005	0.006	0.005	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
		M-8	0.006	0.006	0.012	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
	3	M-5	0.006	0.002	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
		M-6	<0.0005	0.007	0.002	<0.001	<0.0005	<0.001	0.013
		M-3	<0.0005	<0.00001	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001
	4	M-4	<0.0005	<0.00001	<0.001	<0.001	<0.0005	<0.001	<0.001

Tabla 6: Factor de Bioconcentración (BCF) por componente y estación de muestreo

COMPONENTE	ESTACIÓN	As	As	BCF	Cd	Cd	BCF	Cu	Cu	BCF	Cr	Cr	BCF	Hg	Hg	BCF	Pb	Pb	BCF	Zn	Zn	BCF
		ug/g	mg/L		ug/g	mg/L		ug/g	mg/L		ug/g	mg/L		ug/g	mg/L		ug/g	mg/L		ug/g	mg/L	
PECES	0	0,967	0,005	193	<0,1	0,011	0,0	12,0	0,016	775	1,8	0,001	3633	0,100	0,001	200	6,63	0,001	6633	12,2	0,029	420
	1	16,4	0,012	1367	0,200	0,015	13,8	10,1	0,011	958	3,6	0,013	290	<0,1	0,001	0	<0,1	0,001	0	53,0	0,017	3118
	2	<0,1	0,006	0	0,375	0,014	26,8	3,4	0,026	131	5,2	0,020	258	<0,1	0,001	0	<0,1	0,001	0	21,6	0,042	514
	3	<0,1	0,011	0	<0,1	0,018	0,0	12,3	0,028	438	2,9	0,002	1450	0,250	0,001	500	<0,1	0,008	0	61,0	0,098	626
	4	<0,1	0,005	0	<0,1	0,005	0,0	5,7	0,005	1274	<0,1	0,001	0	<0,1	0,001	0	<0,1	0,001	0	26,4	0,001	26367
MICROALGAS	0	49,7	0,005	9933	0,600	0,011	54,5	81,7	0,016	5269	15,5	0,001	30933	<0,1	0,001	0	34,63	0,001	34633	177,0	0,029	6103
	1	189,3	0,012	15778	<0,1	0,015	0	65,3	0,011	6222	4,2	0,013	339	<0,1	0,001	0	0,47	0,001	467	38,7	0,017	2275
	2	176,0	0,006	29333	1,833	0,014	131,0	137,3	0,026	5282	13,1	0,020	655	0,067	0,001	133	9,50	0,001	9500	77,3	0,042	1841
	3	299,0	0,011	27182	0,333	0,018	18,5	222,7	0,028	7952	32,7	0,002	16333	<0,1	0,001	0	13,43	0,008	1791	139,3	0,098	1429
	4	54,0	0,005	10800	<0,1	0,005	0	29,7	0,005	6593	47,3	0,001	47333	<0,1	0,001	0	5,30	0,001	5300	61,0	0,001	61000
MACRÓFITAS	0	61,5	0,005	12300	<0,1	0,011	0	49,5	0,016	3194	5,2	0,001	10300	<0,1	0,001	0	16,15	0,001	16150	118,0	0,029	4069
	1	152,8	0,012	12729	0,825	0,015	56,9	104,3	0,011	9929	6,8	0,013	540	<0,1	0,001	0	5,58	0,001	5575	73,0	0,017	4294
	2	300,0	0,006	50000	1,667	0,014	119,0	139,7	0,026	5372	10,7	0,020	533	<0,1	0,001	0	10,10	0,001	10100	92,7	0,042	2206
	3	267,8	0,011	24341	0,600	0,018	33,3	99,0	0,028	3536	2,9	0,002	1425	<0,1	0,001	0	2,28	0,008	303	73,5	0,098	754
	4	50,0	0,005	10000	<0,1	0,005	0	24,4	0,005	5422	12,9	0,001	12900	<0,1	0,001	0	8,16	0,001	8160	95,3	0,001	95320

Tabla 7: Clorofila medida en 0,1 m² de perifiton compuesto de microalgas filamentosas (mg/m²)

Estación	Clorofila a (mg/m ²)
Piche (Referencia)	8,25
Efluente del Carén	18,61

Tabla 8: Normativa asociada a la descarga de RILes y calidad del agua.

Norma	Metal	Unidad	Nivel Máximo Permitido o Indicador de Calidad	Nivel máximo encontrado en Efluente del Carén
Decreto Supremo 90/00 (Minseggpres) Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales	As	mg/L	0,5	0,012
	Cu Total	mg/L	1	0,028
	Cd	mg/L	0,01	0,018
	Cr ⁺⁶	mg/L	0,05	0,02
	Hg	mg/L	0,001	<0,0005*
	Pb	mg/L	0,05	0,008
	Zn	mg/L	3	0,098
Decreto Supremo 46/02 (Minseggpres) Establece norma de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas (Vulnerabilidad media del acuífero)	As	mg/L	0,01	0,012
	Cu	mg/L	1	0,028
	Cd	mg/L	0,02	0,018
	Cr ⁺⁶	mg/L	0,05	0,02
	Hg	mg/L	0,001	<0,0005*
	Pb	mg/L	0,05	0,008
	Zn	mg/L	3	0,098
Norma Chilena Oficial NCh 1.333 Of. 78. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos. (Concentraciones máximas de agua para riego)	As	mg/L	0,1	0,012
	Cu	mg/L	0,2	0,028
	Cd	mg/L	0,01	0,018
	Cr	mg/L	0,1	0,02
	Hg	mg/L	0,001	<0,0005*
	Pb	mg/L	5	0,008
	Zn	mg/L	2	0,098

* Todas las mediciones se encuentran bajo el nivel de detección

FOTOGRAFÍAS

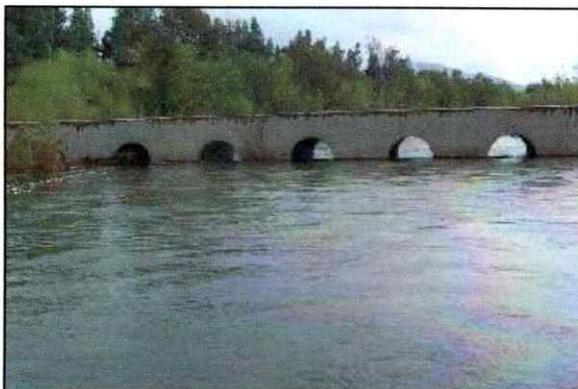
FOTOGRAFÍA N°1: Estación N°0, sitio de referencia, Estero “El Piche”



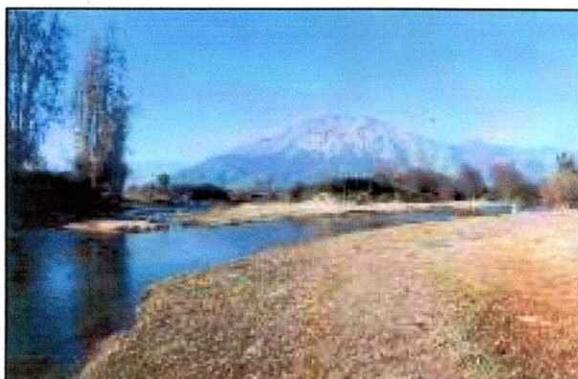
FOTOGRAFÍA N°2: Estación N°1, efluente Tranque Carén. Pesca eléctrica.



FOTOGRAFÍA N°3: Estación N°2, efluente Tranque Carén.



FOTOGRAFÍA N°4: Estación N°3, efluente Tranque Carén.



FOTOGRAFÍA N°5: Estación N°4, efluente Tranque Carén

