

UCI+FC
A. Orellana
066
C.1

- CONTAMINACION DE AGUA
- RIO MAPOCHO
- CASOS DE AGUA -- CHILE - RIO MAPOCHO
- EVALUACION

DETERMINACIÓN DE Cd, Ni, Pb Y Zn EN EL RÍO MAPOCHO: ENFOQUE ECOSISTÉMICO.



Memoria de Título
entregado a la
Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile
en el cumplimiento parcial de los requisitos
para optar al Título de

QUIMICO AMBIENTAL



Katherina Nella Orellana Guareschi

Director de Seminario: Dr. Italo Serey Estay

Noviembre, 2004.

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE

INFORME DE APROBACION
MEMORIA DE TITULO

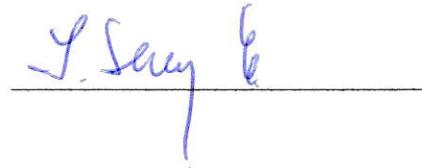
Se informa a la escuela de Pre-grado de la Facultad de Ciencias, Universidad de Chile que el Seminario de Título presentado por la alumna:

KATHERINA NELLA ORELLANA GUARESCHI

Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación de la Memoria de Título como requisito para optar al Título de Químico Ambiental.

Director de Memoria de Título.

Dr. Italo Serey E.



Comisión de Evaluación de la Memoria de Título.

Prof. M. Ines Toral

Dr. Manuel Contreras L.



*Para aquellos que algún día
estuvieron presentes...
hoy, en mi corazón,
siguen aquí.*

AGRADECIMIENTOS

Quería evitar comenzar esta parte de mi tesis con frases como: “En ésta, la culminación de mi carrera...” o “Al finalizar esta etapa...”, pero sin duda por mas que busco y apelo a mi imaginación no dejo de pensar que i) este trabajo es la culminación mi carrera y que ii) efectivamente, es el fin de una etapa. Por ello he decidido mejor esquivar la frase introductoria e ir directamente al propósito de esta parte que es, simplemente, ... agradecer.

Agradezco en primer lugar a Dios, por su bondad y compañía constante. A mi mamá, por haber formado gran parte de la mujer que soy ahora y por estar siempre impulsándome a seguir adelante. A mi papá, por ser mi amigo, consejero y mi cable a tierra, el culpable de mi faceta humorística. A mi huela, por su apoyo incondicional, mi presidenta, secretaria, tesorera y único miembro de mi fan club. A mis hermanos, Pablo, Nacha, Pame, Pao y Lore, gracias por su cariño y admiración, ellos hacen que quiera mejorar cada día más, y aunque no lo sepan, llenan de orgullo mi vida. Al Tanguito, por darme un motivo para reír cada día.

Agradezco a todas aquellas personas que me formaron como profesional y persona, a mis profesores tanto del colegio como de la universidad. Agradezco al Dr. Italo Serey por su dedicación y por todo lo que me ha enseñado en el transcurso de esta tesis. A la profesora M. Inés Toral, gracias por su paciencia y disposición, no sólo

durante esta memoria, sino que en el transcurso de toda la carrera. Al Dr. Manuel Contreras gracias por sus consejos y salvarme de poder haber quedado eternamente enterrada en el sedimento. No puedo dejar de agradecer a la profesora Sylvia Copaja, por su constante amistad y apoyo desde mis primeros años en la universidad. Gracias a todas aquellas personas que han contribuido directa e indirectamente en el desarrollo de esta tesis: Sandra Claros, Olguita y Hernán del CEA, Camila Peralta, Sole Luzantos y Romina, secretaria de química ambiental.

Como recordar la U, sin pensar en aquellas personas que hicieron de la rutina y del estudio un momento para compartir y reír, me refiero a mis compañeros y amigos: Carito Zuñiga, gracias por tu incondicional amistad, gracias por escucharme y apoyarme durante todos estos años. China, gracias por tu constante compañía y tranquilidad. Ely y Fantasma, mis eternos compañeros de estudio, les debo gran parte de lo que he logrado en la U, gracias por acompañarme en las largas noches cuando ya ni el café con coca-cola hacían efecto. A la Vero, Caro B., Rafa, Chochi, Ale, Alfredo, Fabián y Chica ... ¡gracias por su amistad!

Finalmente, no puedo dejar de lado a quien hace mi vida cada día mas feliz. Me refiero a mi mejor amigo, mi pololo ... mi Pollo. Guatón, gracias por tu comprensión y paciencia infinita. Gracias por ser mi hombro para llorar, mi pastilla antineurótica y mi soporte universal, entre tantas otras cosas. Gracias, porque sin ti, el largo camino que me trajo hasta acá hubiese sido mas pesado y difícil de cruzar. Por todo esto y por tantas cosas más, ¡gracias!

INDICE DE CONTENIDO

	Página
Lista de Tablas.	viii
Lista de Figuras.	x
Lista de Abreviaturas.	xii
Resumen.	xiv
Abstract.	xvii
Introducción.	1
Metales Pesados	4
Conducta de los metales en un sistema acuático	6
Modelo Ecosistémico	8
Componentes del Ecosistema	10
Componente columna de agua metales disueltos	10
Componente columna de agua metales totales	11
Componente macrófitas	12
Componente vegetación ripariana	13
Componente microalgas	13
Componente perifiton	14
Componente macroinvertebrados bentónicos	14
Componente sedimentos	15
Hipótesis.	18
Objetivos.	19
Objetivo General	19
Objetivos Específicos	19
Materiales y Métodos.	20
A. Area de estudio	20
B. Diseño del muestreo	23
C. Parámetros Generales	24
D. Determinación de los metales	25
D.1. Obtención de las muestras	25
D.2. Procesado de las muestras	28

D.3. Análisis de las muestras	29
E. Análisis de datos	30
Resultados.	32
A. Modelo Ecosistémico.	32
A.1. Componente algas y perifiton	32
A.2. Componente macrófitas	32
A.3. Componente sedimentos	33
A.4. Componente bentos	33
A.5. Componente vegetación ripariana	33
B. Parámetros físicos y químicos	34
B.1. pH	35
B.2. Temperatura	36
B.3. Oxígeno disuelto	36
B.4. Conductividad eléctrica	37
C. Metales Pesados	38
C.1. Zinc	39
C.2. Plomo	43
C.3. Cadmio	46
C.4. Níquel	50
Discusión.	53
A. Modelo Ecosistémico	53
B. Parámetros físicos y químicos	54
B.1. pH	54
B.2. Temperatura	55
B.3. Oxígeno disuelto	55
B.4. Conductividad eléctrica	56
C. Metales Pesados	58
C.1. Zinc	58
C.2. Plomo	61
C.3. Cadmio	63
C.4. Níquel	66
D. Río Mapocho Poniente y medio ambiente	69
E. Integración de las aproximaciones ecosistémica y ambiental	72
Conclusiones.	75
Bibliografía.	79

Anexos	87
Anexo A: Orígenes y fuentes de emisión de los metales en estudio.	88
Anexo B: Protocolo detallado de la parte experimental	91
Anexo C: Límites de detección y cuantificación de la metodología, equipo ICP/MS marca Finnigan modelo Sola System 266.	94
Anexo D: Parámetros físicos y químicos determinados en el río Mapocho por el laboratorio “Análisis Ambientales” (ANAM), (C.1) y Criterio utilizado para la validación de la C.E medida (C.2).	95
Anexo E: Carta vegetacional de área de estudio, entre Lomas de Lo Aguirre y Rinconada de Maipú.	96
Anexo F: Resultados de los análisis de Zn, Pb, Ni y Cd de los cinco componentes ecosistémicos para las tres estaciones.	97
Anexo G: Concentraciones de metales encontrados en otros estudios para distintas especies de <i>Salix</i> .	98
Anexo H: Valores referenciales de la concentración de metales en agua.	100

LISTA DE TABLAS

		Página
Tabla 1	Coordenadas geográficas en UTM de las estaciones de muestreo.	24
Tabla 2	Estructura ecosistémica observada del río Mapocho en el área de estudio.	34
Tabla 3	Parámetros físicos y químicos determinados para cada estación.	35
Tabla 4	Concentración promedio de zinc \pm D.S.	39
Tabla 5	Análisis de varianza para las concentraciones de Zn en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.	40
Tabla 6	Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.	41
Tabla 7	Zinc, Prueba de Tuckey para la interacción entre cinco componentes y tres estaciones, río Mapocho.	42
Tabla 8	Concentración promedio de plomo \pm D.S.	44
Tabla 9	Análisis de varianza para las concentraciones de Pb en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.	45
Tabla 10	Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.	45
Tabla 11	Concentración promedio de cadmio \pm D.S.	46
Tabla 12	Análisis de varianza para las concentraciones de Cd en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.	47
Tabla 13	Prueba de Tuckey entre los componentes para tres	48

estaciones, río Mapocho.

Tabla 14	Cadmio, Prueba de Tuckey para la interacción entre cinco componentes y tres estaciones, río Mapocho.	49
Tabla 15	Concentración promedio de níquel \pm D.S.	50
Tabla 16	Análisis de varianza para las concentraciones de Ni en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.	51
Tabla 17	Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.	52
Tabla 18	Valores de los parámetros físicos y químicos del río Mapocho y río Clarillo.	55
Tabla 19	Norma Chilena de requisitos de calidad del agua para distintos usos.	69
Tabla 20	Normas nacionales e internacionales del contenido de metales pesados en agua para distintos usos y valores promedios encontrados en ríos no contaminados.	70
Tabla 21	Valores referenciales del contenido de metales en sedimentos.	72
Tabla 22	Concentración en el año 1981 y 2004 de Ni, Pb y Zn (mg/kg) en sedimentos del río Mapocho, estación Rinconada de Maipú.	74
Tabla 23	Secuencia de concentraciones entre los componentes del ecosistema para los metales Zn, Pb, Cd y Ni.	76
Tabla 24	Comparación entre las tres estaciones para todos los metales.	77
Tabla 25	Comparación a nivel de la interacción entre los componentes y las estaciones, C \times E.	77

LISTA DE FIGURAS

		Página
Figura 1	Distribución del agua dulce en el mundo.	1
Figura 2	Hoya Hidrográfica del Río Mapocho.	3
Figura 3	Principales procesos químicos y físicos en que participan los metales en un río.	7
Figura 4	Módulo ecosistémico propuesto para el estudio del río Mapocho.	9
Figura 5	Area de estudio.	21
Figura 6	División estructural (a) y funcional (b) del río Mapocho Poniente.	22
Figura 7	Perturbaciones antrópicas cercanas al río Mapocho.	23
Figura 8	Equipo telemétrico WTW Multiline P4.	25
Figura 9	Core plexiglass.	26
Figura 10	Secuencia de la obtención de las muestras del componente sedimento.	26
Figura 11	Obtención de muestras del componente vegetación.	27
Figura 12	Pre tratamiento de las muestras en el laboratorio. Equipo de filtrado (a) y secado de la vegetación (b).	28
Figura 13	Equipo ICP/MS Finnigan modelo Sola System 266.	29
Figura 14	pH medido en cada estación.	35
Figura 15	Temperatura medida en cada estación.	36
Figura 16	Oxígeno disuelto medido en cada estación.	37

Figura 17	Conductividad eléctrica medida en cada estación.	38
Figura 18	Concentración promedio de zinc (mg/kg).	40
Figura 19	Concentración promedio de plomo (mg/kg).	44
Figura 20	Concentración promedio de cadmio (mg/kg).	47
Figura 21	Concentración promedio de níquel (mg/kg).	51
Figura 22	Variación estacional de la concentración de Ni, Pb y Zn en el río Mapocho, estación Rinconada de Maipú.	68

LISTA DE ABREVIATURAS

S.H	Substancias Húmicas.
RILes	Residuos Líquidos Industriales.
COD	Carbono Orgánico Disuelto.
C.O	Carbono Orgánico.
M.O	Materia Orgánica.
O.D	Oxígeno Disuelto.
STS	Sólidos Totales Suspendidos.
STD	Sólidos Totales Disueltos.
UTM	Universal Transverse Mercator.
ICP/MS	Espectrometría de Masas con fuente de excitación de Plasma Acoplado por Inducción.
UNT	Unidad Nefelométrica de Turbiedad.
CEA	Centro de Ecología Aplicada.
CIMM	Centro de Investigación Minero Metalúrgico.
OMS	Organización Mundial de la Salud.
FAO	Organización De Las Naciones Unidas Para La Agricultura Y La Alimentación
CEE	Comisión Económica Europea.
ANOVA	Análisis de Varianza.
F	Valor de Fisher.
gl	Grados de libertad

C	Componente
E	Estación
C×E	Interacción entre componentes y estaciones.

RESUMEN

En la región Metropolitana uno de los sistemas naturales más impactados por la actividad antrópica es el río Mapocho el cual, durante muchos años, ha recibido las continuas descargas de las aguas servidas e industriales de Santiago. Se ha observado que en el sector donde ocurre la descarga de aguas tratadas, provenientes de la planta de tratamiento El Trebal, sobre las aguas contaminadas del río, el ecosistema cambia. En Junio del 2003, la planta de tratamiento La Farfana inició el tratamiento de las aguas del río Mapocho, de tal modo que la condición de éste como ecosistema debiera mejorar. Dicha planta se encarga principalmente de eliminar la carga de materia orgánica que traen las aguas servidas, y con ello disminuir el contenido de metales que pudiesen venir complejados en ésta.

La presente memoria tiene como principal propósito la determinación del contenido de plomo, cadmio, zinc y níquel en el ecosistema del Río Mapocho Poniente. Para ello, se propuso un modelo ecosistémico que da cuenta de los principales reservorios de estos elementos en el ecosistema del río. Los componentes incluidos en el modelo se seleccionaron en base a la pregunta y en base al único modelo existente para ríos de Chile Central. Es así como se propusieron los siguientes componentes: columna de agua, macroinvertebrados bentónicos, algas, perifiton, macrófitas, sedimentos y vegetación ripariana. La hipótesis propuesta en este trabajo estuvo centrada en el patrón de concentración de los metales estudiados en los distintos componentes ecosistémicos.

Se seleccionaron tres estaciones de muestreo entre Lomas de Lo Aguirre y el puente Rinconada de Maipú, la primera, aguas arriba de la descarga de La Farfana, la segunda, aguas abajo de La Farfana pero aguas arriba del Zanjón de la Aguada, y la última estación aguas abajo de dicho punto. En cada estación se obtuvieron tres réplicas de cada componente ecosistémico, cuyo contenido de metales fue determinado mediante ICP/MS. Los datos obtenidos fueron analizados con un test de ANOVA y comparados con normas chilenas e internacionales. Además, en la columna de agua se determinaron in situ algunos parámetros físicos y químicos de calidad, los que fueron comparados con algunas normas y con otros ríos menos alterados.

Los resultados indicaron que la estructura del ecosistema del río Mapocho Poniente es diferente a la del modelo propuesto inicialmente. Todos los parámetros físicos y químicos medidos, con excepción del oxígeno disuelto, no presentaron diferencias importantes entre las estaciones; a pesar de que sus valores diferían con respecto a las de un río poco perturbado.

Los componentes del ecosistema presentaron diferencias significativas de concentración para todos los metales según el análisis de varianza. Dichas diferencias estaban dadas principalmente por i) la vegetación ripariana para el Cd y Zn, y por ii) los sedimentos para el Pb y Ni, todos con respecto a la columna de agua. Estas diferencias indican que, contrariamente a lo propuesto en la hipótesis, el patrón de concentración de los metales es principalmente homogéneo entre los componentes ecosistémicos.

Además, fue posible determinar que todas las estaciones son iguales como entidades ecosistémicas desde el punto de vista de la concentración de los metales. A nivel de la interacción, sólo fue posible observar diferencias significativas para el Cd y Zn, dadas fundamentalmente por una alta concentración de estos metales en la vegetación ripariana de la estación aguas arriba de la descarga de La Farfana. Estos resultados podrían ser efecto del tratamiento de agua siempre que, la vegetación al presentar hojas caducas, respondiera al ciclo anual de crecimiento en relación a la concentración de estos metales.

En general, tanto los parámetros físicos y químicos en la columna de agua, como el contenido de metales en los componentes ecosistémicos están bajo las normas con las que fueron comparados. El enfoque ecosistémico utilizado en este trabajo, permitió establecer que el contenido de metales en el ecosistema del río Mapocho era bajo y que no significaba un problema mayor de contaminación para éste.

ABSTRACT

In the Metropolitan Region, one of the most anthropogenically disturbed natural systems is the Mapocho river, which, for a long time, has received the continuous discharges of the industrial and residential waste water coming from Santiago. It has been observed that where the treated water coming from the treatment plant, El Trebal, mixes with the polluted water from the river, the ecosystem in that place changes. In June, 2003, the water treatment plant La Farfana began the treatment of the Mapocho river, so, the condition of this ecosystem should improve. This treatment plant mainly focuses in eliminating the organic matter that comes in the waste water and thus, decreases the metal content that comes complexed on it.

The following project has as the main objective, the quantification of lead, cadmium, zinc and nickel content in the West Mapocho river ecosystem. For that purpose, an ecosystemic model was proposed showing the main reservoirs of these elements in the river. The components were selected according to the problem and according to the only known ecosystemic model for rivers in Central Chile. In that way, the following components were chosen: water column, benthic macroinvertebrates, algae, periphyton, macrophytes, sediments and riparian vegetation. The hypothesis proposed in this work suggested a concentration pattern of the metals among the different ecosystemic components.

Three sample stations were chosen between Lomas de Lo Aguirre and Rinconada de Maipú bridge, the first one was located upstream from La Farfana's water discharge, the second one, downstream but before the input from the Zanjón de la Aguada, finally, the last station was established after that point. On each station, three samples from each ecosystemic component was obtained and their metal content was determined by ICP/MS. The results were analyzed by the ANOVA statistical test and compared to national and international standards. Also, some physical and chemical quality parameters were in situ measured in the water column, and compared with national standards and values from less polluted rivers.

The results showed that the West Mapocho river ecosystem's structure is different to the model proposed initially. All the physical and chemical parameters, with the exception of dissolved oxygen, didn't show important differences among the stations, although their values differed from those of a less disturbed river.

For all the metals, the components of the ecosystem showed significant differences among each other according to the statistical analysis. These differences were mainly given by the riparian vegetation for Cd and Zn, and by the sediments for Pb and Ni, compared to the water column. This differences proved that, contrary to the proposed hypothesis, the concentration pattern of metals is mostly homogenous between the ecosystemic components. Also, it was possible to establish that all the stations are equal as ecosystemic entities from the metal content point of view. In the interaction

level, it was only possible to observe significant differences for Cd and Zn, given mainly by a higher concentration of these metals in the riparian vegetation upstream from the discharge of La Farfana. These differences could result from the effect caused by the discharge of the treated water from La Farfana only if, the vegetation, for being deciduous, has responded to the annual growth cycle in relation to these metals.

In general, not only the physical and chemical parameters in the water column were below the standards to which they were compared, but also the metal content in the ecosystemic components. The ecosystemic point of view used in this work, permitted to establish that the metal content in the Mapocho river ecosystem was low, and did not meant a mayor pollution problem to this ecosystem.

INTRODUCCIÓN

La presencia de los ríos ha sido un factor fundamental para el asentamiento humano. El agua que ellos proveen ha sido utilizada para el consumo humano y animal, con fines agrícolas y como depósitos de residuos industriales, agrícolas y domésticos. Por esta razón, a pesar de ocupar sólo un 1% del agua dulce de superficie fácilmente accesible en el planeta (Figura 1), los ríos se encuentran entre los ecosistemas más utilizados por el ser humano.

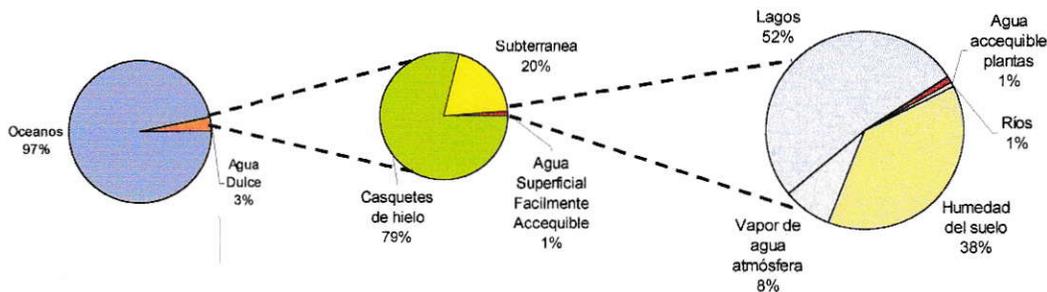


Figura 1: Distribución del agua dulce en el mundo (modificado de Lean y Hinrichsen, 1994).

En Santiago, el problema de la contaminación de las aguas por residuos líquidos domiciliarios e industriales comenzó a generarse a principios del siglo XX, cuando la población de la capital empezó a crecer principalmente, producto de las migraciones campo-ciudad que comenzaron a registrarse en ese entonces (CONAMA, web).

El principal sistema hídrico afectado en la Región Metropolitana es sin duda el río Mapocho, cuya cuenca abarca una superficie aproximada de 900 km², correspondiente a la parte norte de la cuenca que atraviesa la ciudad de Santiago. Consta de un sistema de valles montañosos que reciben aguas lluvias las que descienden por las empinadas pendientes de las montañas, generando finalmente un río de corriente hídrica rápida, erosiva y con gran capacidad de transporte de sedimentos finos y gruesos (Ferrando, 2000). El río Mapocho nace en la parte central de la sección cordillerana de la hoya hidrográfica del sistema Maipo; su tributario más importante en esta zona es el Estero Arrayán, seguido por los ríos San Francisco y Molina (Figura 2) (Castañeda y col., 1983). Su cauce tiene aproximadamente 91 km de longitud y es el principal afluente del río Maipo. Durante su trayecto por la ciudad, sus mayores afluentes son: el Canal San Carlos a la altura de la comuna de Providencia, el sistema Lampa- Colina en Pudahuel, los derrames producidos por el regadío de la zona poniente de Santiago (Castañeda y col., 1983) y la descarga de la planta de tratamiento La Farfana en Maipú, encargada de tratar las aguas del alcantarillado que antiguamente transportaba el Zanjón de la Aguada (Figura 2). La cuenca del río Mapocho se caracteriza por presentar una alta concentración de habitantes y concentrar diversas industrias, razón por la cual se han registrado grandes problemas de contaminación producto de las continuas descargas de las aguas servidas ($\approx 87\%$) y RILes (Residuos Líquidos Industriales) ($\approx 13\%$) que hasta hace algunos años eran vertidos al río sin ningún tipo de tratamiento (CONAMA, web).

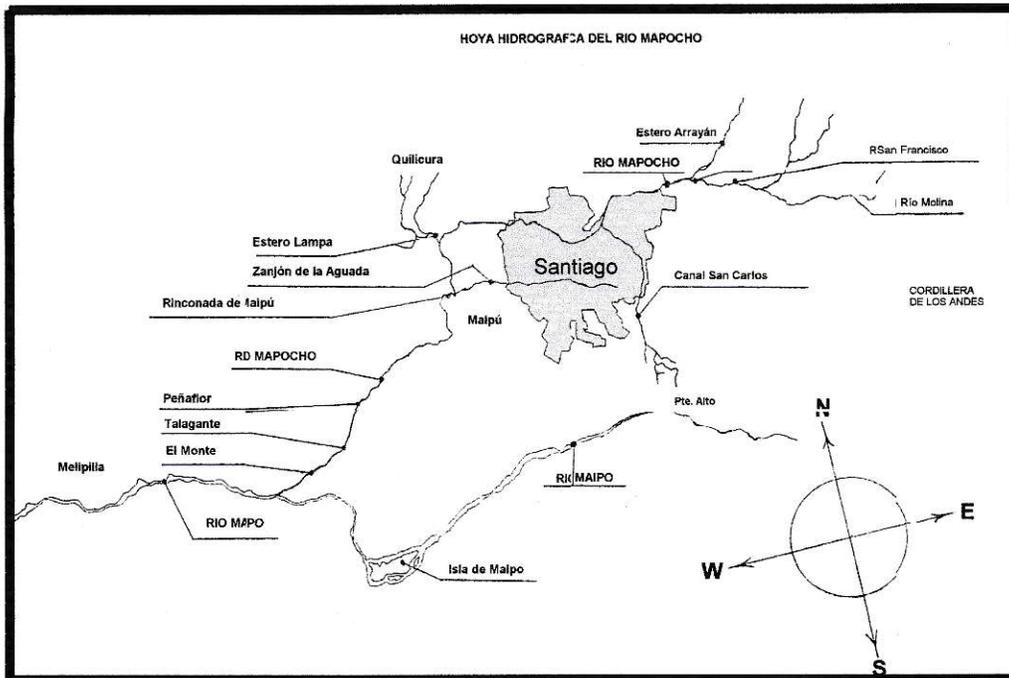


Figura 2: Hoya Hidrográfica del Río Mapocho (modificado de Garlaschi, 1983).

En el año 2001, Aguas Andinas implementó la primera planta de tratamiento de aguas servidas en la región Metropolitana llamada El Trebal. Dicha planta trata el 22% de las aguas de la región metropolitana, equivalente a $4,4 \text{ m}^3/\text{s}$ aproximadamente. Se ha observado que en los puntos donde las aguas provenientes de la planta de tratamiento El Trebal y vertientes se mezclan con las aguas contaminadas del río, la calidad del ecosistema mejora considerablemente en dichos puntos (Contreras, comunicación personal). De ser así, con la puesta en marcha de la planta La Farfana deberían esperarse cambios en el ecosistema debido a que el volumen de agua tratada por ésta ($8,8 \text{ m}^3/\text{s}$) es más significativo que el volumen tratado por El Trebal. Entre los contaminantes más

importantes que deben ser tratados por estas plantas de tratamiento se encuentra la materia orgánica en suspensión, cuyas propiedades hace que sea un buen agente complejante de los metales pesados (Stumm y Morgan, 1981; Benjamin y Honeyman, 1992; Buffle y De Vitre, 1994; Van Loon y Duffy, 2000). En el río Mapocho, los metales han sido estudiados especialmente en la columna de agua y sedimentos (Castañeda *y col.*, 1983; Garlaschi, 1983; Zamorano, 1992 Gonzalez, 2002); sin embargo, no se conoce si ellos afectan en alguna manera a los componentes bióticos de los ecosistemas.

Metales Pesados.

Desde el punto de vista ambiental, se entiende por metal pesado aquel metal o metaloide de alta densidad los que en su mayoría son constituyentes naturales de la corteza terrestre: plomo, cadmio, mercurio, cobre, níquel y arsénico, entre otros. Los metales poseen sus propios ciclos biogeoquímicos. Sin embargo, producto de las actividades antropogénicas, estos ciclos naturales se han ido alterando de dos maneras que se encuentran interrelacionadas: i) por alterar la forma original de cómo fue depositado inicialmente el metal y ii) por alterar las tasas a los cuales los metales son transportados entre los distintos reservorios (Benjamin y Honeyman, 1992; Van Loon y Duffy, 2000). Es así como el ingreso de estos elementos al ambiente ha ido en crecimiento provocando un aumento de su contenido tanto en el aire, agua y suelo como en los organismos (Benjamin y Honeyman, 1992; Ilyin y Travnikov, 2003).

Entre los metales pesados se distinguen los metales esenciales (cobalto, cobre, hierro, níquel, manganeso y zinc), que corresponden a aquellos que los organismos vivos requieren en pequeñas cantidades para llevar a cabo sus funciones biológicas, y los metales no esenciales (cromo, cadmio, mercurio, arsénico y plomo), los cuales son introducidos directamente al ambiente como contaminantes propiamente tales y cuyo efecto biológico es limitado sólo a toxicidad (Stevenson, 1994). Los metales en general, pueden existir en un gran número de formas llamadas especies químicas. Es así como pueden encontrarse unidos a arcillas, sustancias húmicas, formando precipitados o en fase soluble, siendo ésta última la de mayor interés para la biota, ya que la forma iónica de algunos metales resulta muy tóxica para algunos organismos (Benjamin y Honeyman, 1992; Stevenson, 1994). El consumo y la retención, y por lo tanto, la respuesta hacia los contaminantes varía ampliamente entre los distintos tipos de organismos y depende del tipo de metal y la forma química en como éste se encuentre en el ambiente (Benjamin y Honeyman, 1992). Es así como mientras algunas especies muestran problemas reproductivos o impactos negativos al sistema nervioso, otras especies parecen no verse afectadas. Los contaminantes que generan mayor interés son aquellos que tienen la capacidad potencial de bioacumularse y biomagnificarse, tales como plomo y mercurio, ya que éstos pueden repercutir a lo largo de la cadena trófica, llegando en algunos casos a afectar a la salud humana. Los metales pesados más peligrosos para ésta son el plomo, mercurio, cadmio, arsénico, cobre, zinc y cromo. El arsénico y el cadmio, por ejemplo, pueden causar cáncer; el mercurio puede causar mutaciones y daños genéticos, mientras que el cobre y el plomo pueden ocasionar lesiones cerebrales y óseas (Klaassen, 2001).

Conducta de los metales en un sistema acuático.

Los metales ingresan a los cuerpos acuáticos por diversos medios: intemperización, deposición atmosférica y fuentes puntuales que descargan sus efluentes en los cuerpos de agua, razón por la cual se podría establecer que la contaminación por metales pesados en un ecosistema de río, se distribuye principalmente a partir de la columna de agua. Cuando un contaminante es liberado a ésta, el contaminante puede seguir su curso río abajo, o bien puede incorporarse a los componentes bióticos y a los sedimentos del sistema.

El comportamiento de los metales en un sistema acuático va a depender de la especie química en la que se encuentre dicho metal. Esta a su vez, es función tanto de las condiciones redox y ácido-base del sistema, como de la cantidad y tipo de ligandos presentes en él (Buffle y Stumm, 1994; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). Es así como, una vez introducidos al ambiente acuático, los metales se particionan entre los ligandos disueltos en la solución acuosa y los ligandos de la fase particulada (Figura 3). Se observa también que el control de estos elementos es gobernado principalmente por las reacciones de adsorción y complejación de los metales con el material biológico, orgánico y mineralógico presentes en el sistema, seguido en algunos casos por una sedimentación (Buffle y Stumm, 1994; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). Dentro de estas reacciones, se destacan la adsorción en la superficie de la partícula (Stumm y *col.*, 1994), la complejación por materia orgánica, coprecipitación con sólidos mayores, carbonatos, óxidos, hidróxidos y sulfuros, y

finalmente, la captación directa por los microorganismos (Tessier *y col.*, 1994). Esta captación involucra la absorción en los grupos funcionales del organismo, el transporte a través de la membrana (Schenck *y col.*, 1988; Xue *y col.*, 1988; Tessier *y col.*, 1994; Klimmekandh *y col.*, 2001) y en algunos casos también la ingestión (Figura 3). El mecanismo de transferencia desde la biota hacia los sedimentos y la columna de agua se realiza principalmente mediante los procesos de muerte/sedimentación y descomposición, respectivamente (Sigg, 1994).

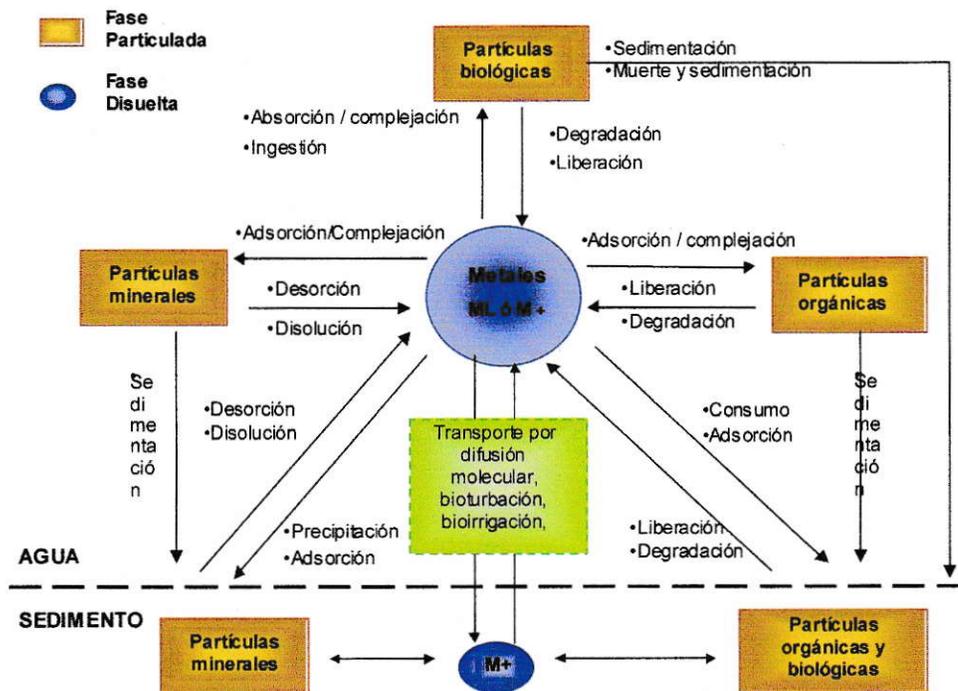


Figura 3: Principales procesos químicos y físicos en que participan los metales en un río. M+: metal en su forma iónica libre; ML: metal unido a ligando en fase disuelta, (modificado de Tessier *y col.*, 1994).

La transferencia desde el componente sedimento hacia la columna de agua puede llevarse a cabo por la liberación parcial de los metales por desorción y degradación o

bien, en menor grado, por los procesos de difusión molecular y bioturbación (Figura 3) (Hesslein *y col.*, 1980; Santschi *y col.*, 1986; Tessier *y col.*, 1994).

Modelo ecosistémico.

El término ecosistema fue introducido por el ecólogo inglés Tansley (1935), quien lo define como “una entidad física correspondiente a un sistema dinámico formado por componentes biológicos, típicamente una biota, y por el ambiente abiótico”. De acuerdo a esta idea, los ecosistemas son sistemas abiertos y cambiantes en el tiempo, formados por componentes bióticos y abióticos que interaccionan entre sí.

Los límites espaciales y temporales deben determinarse en función del objetivo del estudio (Jorgensen, 1992), en este caso la distribución de metales en un ecosistema de río. Dicha delimitación se encuentra relacionada a los flujos de materiales y energía y a las discontinuidades que presenten éstos en el espacio. En este trabajo, los límites estarán dados por el proceso de acumulación de los metales en los componentes del ecosistema y sus tiempos de residencia (Contreras, 1998; Encina, 2003).

En este estudio, el problema general es comprender el ciclo de los metales en el río Mapocho. Debido a la complejidad del proceso en ecosistemas lóticos, se ha decidido evaluar los contenidos de metales en los distintos componentes constitutivos del sistema. Para ello se elaboró un modelo conceptual relacionado con la pregunta, en el cual se incluyen los componentes que sean relevantes a ésta. En esta definición también las

propiedades de los metales fueron consideradas. En este trabajo no se evaluarán los flujos entre los componentes ni se hará énfasis en los mecanismos de transferencia, sino que se determinará la presencia y contenido de Cd, Zn, Ni y Pb en el ecosistema del río Mapocho. De acuerdo a esto y basándose en el modelo propuesto por Contreras (1998), único modelo existente para metales en ríos de Chile central, en la Figura 4 se presentan los componentes y relaciones de flujos de metales para el ecosistema del río Mapocho. El modelo utilizado en este estudio considera el supuesto de *estado estacionario* con respecto de los flujos de estos metales entre los componentes, es decir, aquel en el cual los flujos, en el equilibrio, se mantienen constantes y por lo tanto, permiten evaluar el grado de organización del ecosistema en diferentes instantes de tiempo (Contreras, 1998).

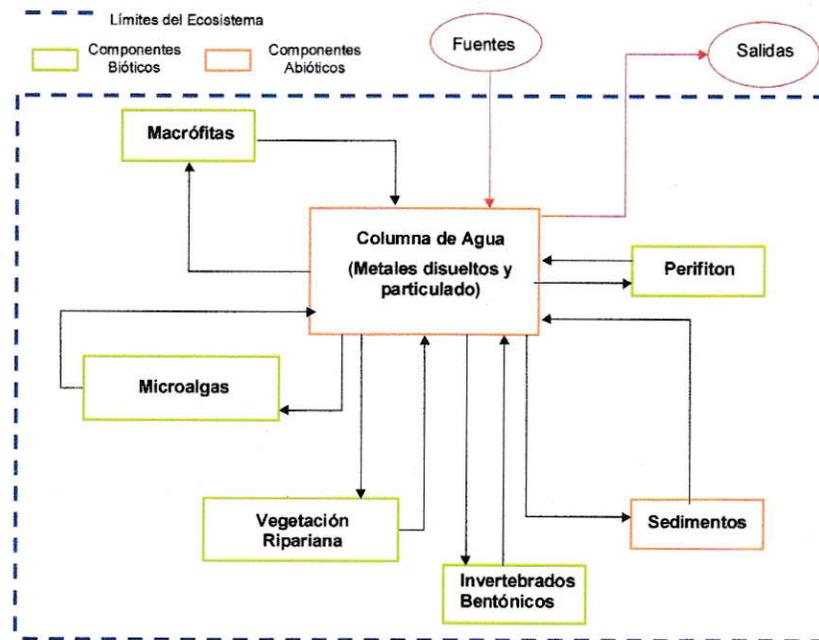


Figura 4: Modelo ecosistémico propuesto para el estudio del río Mapocho. Los nombres en las cajas representan los componentes y las flechas muestran los flujos entre éstos. (modificado de Contreras, 1998).

Componentes del Ecosistema.

La columna de agua es considerada el punto de partida para la distribución de metales en el ecosistema causada por la contaminación antropogénica, ya que la descarga de éstos se realiza directamente en la columna de agua y a partir de ésta comienza la transferencia e incorporación de los metales en el resto de los componentes. Los metales pueden existir en las aguas superficiales en fase particulada y/o disuelta, a pesar de que la fracción disuelta es generalmente menor (Kennish, 1992). En función de las propiedades de los metales en la columna de agua (Figura 3), se hizo necesario que la fase particulada y disuelta se consideraran como dos componentes ecosistémicos distintos:

A. Componente columna de agua metales disueltos.

Corresponden a este componente todos aquellos metales que permanecen en el agua después que ésta ha sido filtrada por una membrana de 0,45 μm . En este caso, el metal puede estar en su forma iónica libre (Me^+) o unido a ligandos tanto inorgánicos como orgánicos. Entre los ligandos inorgánicos se destacan el Cl^- y el SO_4^{-2} , mientras que en los orgánicos se destacan aquellos de origen biológico y un grupo de polielectrolitos ácidos llamados “substancias húmicas” (S.H), mezcla de ácidos húmicos y ácidos fúlvicos. De hecho, en los sistemas acuáticos poco perturbados, la mayoría de la carga de carbono orgánico disuelto (COD) presente consiste en estas substancias

(Bergkvist *y col.*, 1989; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). Estudios han demostrado que las sustancias húmicas tienen una gran capacidad para complejar metales y que los ligandos inorgánicos tienen un efecto insignificante en la especiación de los metales en estudio frente a los iones libres (Bergkvist *y col.*, 1989; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). En su forma disuelta los metales son transportados a través del sistema, precipitando a medida que estos complejos se van saturando y quedando incorporados en los sedimentos. Además, una parte de esta fase soluble de los metales es la que se encuentra biodisponible para los componentes bióticos.

B. Componente columna de agua metales totales.

La concentración de metales totales incluye a la fase particulada, la cual se encuentra formada principalmente por óxidos e hidróxidos de Mn, Fe o Al, sulfuros, silicatos, carbonatos, arcillas y materia orgánica en suspensión donde se encuentran adsorbidos los metales (Kabata-Pendias y Pendias, 1984; Buffle y Stumm, 1994; Sigg, 1994; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). Esta fase también puede decantar dependiendo del tipo de ligando y de la velocidad de sedimentación en el cuerpo de agua, incorporándose así al componente sedimento. Las partículas, debido a su gran área superficial, son buenas atrayentes de iones metálicos y cumplen un rol fundamental en el transporte de éstos entre la columna de agua y los demás componentes ecosistémicos.

El contenido de metales en la columna de agua depende principalmente de las condiciones de ésta: pH, tipo de ligandos presentes, salinidad y potencial redox, aunque en parte también depende de la composición del sedimento (Connell y Miller, 1984 Müller y Sigg, 1990; Benjamin y Honeyman, 1992; Buffle y de Vitre, 1994; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). Estas condiciones son las que regularán el destino de los metales en los distintos componentes del ecosistema, ya que la columna de agua, como se mencionó anteriormente, es considerada el punto de partida para la distribución de los metales en el ecosistema.

C. Componente macrófitas.

Las macrófitas incluyen un grupo de diferentes tipos de plantas: flotantes, emergentes, sumergidas y semi-sumergidas que se encuentran en el borde interior del río, encontrándose expuestas a los metales por las raíces y las hojas. Las macrófitas toman los metales en su forma iónica (Anderson, 1975; Fitter y Hay, 1983) desde los sedimentos (Jackson y Kalff, 1993; Jackson *y col.*, 1993; Jackson, 1998) a través de sus raíces y los transportan hacia el vástago, en donde quedan disponibles para los peces, fitoplancton (Jackson, 1998) y para los invertebrados bentónicos (Cardwell *y col.*, 2002). Las macrófitas acumulan estos metales a través de la adsorción, seguida por el transporte activo y/o pasivo del metal a través de las membranas (Forstner y Witman, 1981; Schneider y Rubio, 1999). Existen muchos estudios que han demostrado la capacidad de las macrófitas para remover los metales pesados del ambiente que les rodea y

acumularlos hasta un contenido 10000 veces mayor que el encontrado en la columna de agua (O'Keefe y col., 1984; Blake y col., 1987; Ali y col., 1999).

D. Componente vegetación ripariana.

La vegetación ripariana es aquella que se desarrolla en el borde del río, pero que no se encuentra inmersa en el agua. Su desarrollo, en cuanto a las dimensiones que abarca este componente, se encuentra relacionado con las características geomorfológicas del río (Serey y col., 2003). Los metales disueltos en el agua de los poros del sedimento son los que ingresan por las raíces de estas plantas de la misma forma en que lo hacen en las macrófitas. Se ha demostrado que los metales también son capaces de bioacumularse en estas plantas. El grado de acumulación en la vegetación va a depender del tipo de metal, la especie en estudio y la carga de la contaminación. Al igual que para las macrófitas la acumulación sucede generalmente en las raíces, aunque en algunos casos puede ocurrir a lo largo de toda la planta (De Voogt y col., 1980; Sawidis y col., 1995).



E. Componente microalgas.

Estos organismos se encuentran normalmente inmersos en la columna de agua a lo ancho de todo el río. El mecanismo de transferencia de metales entre la columna de agua y las microalgas involucra el proceso de adsorción pasiva en la superficie celular conocido como biosorción (Volesky y Holan, 1995). Estudios han demostrado la

capacidad de las algas para concentrar metales pesados desde su entorno (Huntsman y Sunda, 1980; Xue *y col.*, 1988; Crist *y col.*, 1994; Klimmekandh *y col.*, 2001), razón por la cual muchas de ellas son utilizadas como bioindicadores de metales en el ambiente.

F. Componente perifiton.

El perifiton esta formado por una comunidad de microalgas que se encuentra adosada a la superficie de plantas, sedimentos y rocas. El mecanismo de transferencia entre el perifiton y la columna de agua involucra los mismos procesos que para las microalgas. Por esta razón, el perifiton también es utilizado como bioindicador de la calidad del agua (Collins y Weber, 1978; Wetzel, 1983; Boston *y col.*, 1991; Ali *y col.*, 1999). La matriz de polisacáridos que encapsula al perifiton sería la que proporcionaría los sitios de adsorción para los metales.

G. Componente macroinvertebrados bentónicos.

Este componente se encuentra formado por diferentes grupos de organismos, que viven en los sedimentos. Los metales pueden ingresar a estos organismos por dos vías (Water Shedd, web):

- Como metal en su forma iónica libre u organometal adsorvido en la superficie del cuerpo y que pasan hacia la corriente sanguínea por difusión pasiva.

- Como metal adsorbido en los alimentos y/o en el material particulado y que posteriormente son ingeridos, o bien, a través del metal libre que es ingerido con el agua (Connell y Miller, 1984; Crompton, 1998).

Así los macroinvertebrados bentónicos tienden a acumular los metales en ambas fases (Luoma, 1983; Tessier, 1994). El grado por el cual los metales pesados son bioacumulados por los organismos bentónicos va a depender del tipo de metal y del grado de exposición de éstos a los metales por medio de la comida y el agua.

H. Componente sedimentos.

Los sedimentos se forman por el depósito de las partículas transportadas en los sistemas acuáticos. Estas partículas provienen de la degradación natural de las rocas, producto del proceso de intemperización y de las descargas de efluentes de origen antrópico. Los sedimentos son de vital importancia para la biota acuática como un todo, ya que actúan como sumideros y fuentes secundarias de nutrientes y contaminantes, además de mediar las transformaciones químicas de estas sustancias, controlando así su biodisponibilidad en el sistema. Muchos metales pesados se encuentran eficientemente unidos y acumulados en los sedimentos. Su incorporación a este componente se realiza mediante la sedimentación de los metales en asociación con el material particulado y su posterior adsorción en los minerales y compuestos orgánicos del sistema.

Los sedimentos, no sólo funcionan como un integrador de la variación de las concentraciones de metales presentes en el agua a lo largo del tiempo, sino que también como un concentrador, verificándose generalmente contenidos mucho más elevados en los sedimentos que aquellos encontrados en el agua (Dixon, *y col.*, 2003). Estudios que se han hecho en ríos han encontrado que la concentración de los metales inorgánicos en el sedimento puede ser desde 10 hasta 10000 veces mayor que el encontrado en el agua para el mercurio, arsénico, plomo, selenio, cobre y níquel (Crompton, 1998). La importancia del sedimento y su efecto en la dinámica de los metales en los ríos ha sido demostrada en diversos estudios (Berg *y col.*, 1995; Sawidis *y col.*, 1995; Crompton, 1998), haciendo que este componente sea considerado fundamental en el sistema.

La acumulación de los metales en los distintos componentes debe ser estudiado para determinar adecuadamente el impacto de éstos en el ecosistema a largo plazo, pudiendo así predecir por ejemplo, una posible removilización de los metales en el sistema si existiese algún cambio de las condiciones físicas o químicas del río, o bien, cómo la descarga de las aguas tratadas de La Farfana debiesen provocar el mejoramiento en la calidad del agua, como cambios en el ecosistema por la disminución del contenido de metales en todos sus componentes.

Habitualmente se generan hipótesis sobre mecanismos que pueden ocurrir en un componente y, menos frecuentemente, mecanismos a nivel de un ecosistema. La hipótesis propuesta en este trabajo considera a todos los componentes del sistema. Utilizando un conjunto de criterios que se basan en el conocimiento teórico y empírico,

relacionados con las propiedades de los metales y la naturaleza de los componentes (mecanismos de transferencia y su capacidad para acumular metales), así como también de las condiciones que ya se conocen del río, la hipótesis de este trabajo está centrada en el patrón de concentración de los metales en los distintos componentes ecosistémicos.

HIPÓTESIS

El contenido de metales en los distintos componentes del ecosistema depende tanto de las propiedades del metal, como de las propiedades y naturaleza de los distintos componentes presentes en el sistema (Serey *y col.*, 1997). En base a los mecanismos explicados anteriormente y en los resultados obtenidos en distintos estudios de ecosistemas acuáticos y terrestres (O'Keefe *y col.*, 1984; Xue *y col.*, 1988; Berg *y col.*, 1995; Serey *y col.*, 1997; Crompton, 1998; Thorpe y Schrum, 2003), se puede proponer una hipótesis sobre la distribución del contenido total de metales en los distintos componentes ecosistémicos. Dicha distribución disminuye de acuerdo a la siguiente secuencia:

Sedimento > Invertebrados bentónicos > Macrófitas > Algas ≈ Perifiton >

Vegetación Ripariana > Columna de Agua: Metales totales >

Columna de Agua: Metales disueltos

OBJETIVOS

Objetivo General.

Definir la estructura y comprender el funcionamiento de un río altamente contaminado como lo es el río Mapocho desde el punto de vista de la distribución de Cd, Zn, Pb y Ni en el ecosistema para evaluar su significado ambiental.

Objetivos Específicos.

- Determinar si la estructura ecosistémica del río Mapocho (poniente) corresponde a la encontrada en ríos lóticos de Chile Central.
- Determinar la concentración total de cada metal en cada uno de los componentes del río Mapocho como ecosistema.
- Comparar algunos parámetros de calidad del agua del río Mapocho con otros ríos de Chile Central poco alterados.
- Comparar los valores de los metales en los componentes con normas chilenas e internacionales.

MATERIALES Y MÉTODOS

A. Area de estudio.

El área de estudio comprende desde Lomas de Lo Aguirre, límite Norte, hasta la descarga de la planta de tratamiento El Trebal, límite Sur (Figura 5) (Serey *y col.*, 2003). Desde el punto de vista hidrológico y geomorfológico, el río se divide en dos sectores: antes y después del puente Rinconada (Figura 6.a). En el primero, sector I, el río es encajonado y plano, mientras que en el segundo, sector II, es abierto y con una pendiente mayor (Serey *y col.*, 2003). Dado a las diferencias funcionales que puede presentar el río en ambos sectores producto de su distinta hidro-geomorfología, este trabajo se llevó a cabo sólo en el sector I.

Como se mencionó anteriormente, desde el punto de vista geomorfológico el río en el sector I presenta una estructura encajonada. El ancho de la caja es de 35 a 50 metros aproximadamente y la profundidad varía entre 1 a 1,5 m. Su flujo es relativamente rápido y la pendiente es menor a un 1%. El caudal medio es de 20 a 40 m³/s y presenta variación estacional con dos crecidas anuales, una en Julio y la otra en Noviembre/Diciembre. Durante la época del muestreo (verano) el río presentaba uno de los caudales medios mínimos anuales de aproximadamente 23 m³/s (Serey *y col.*, 2003).

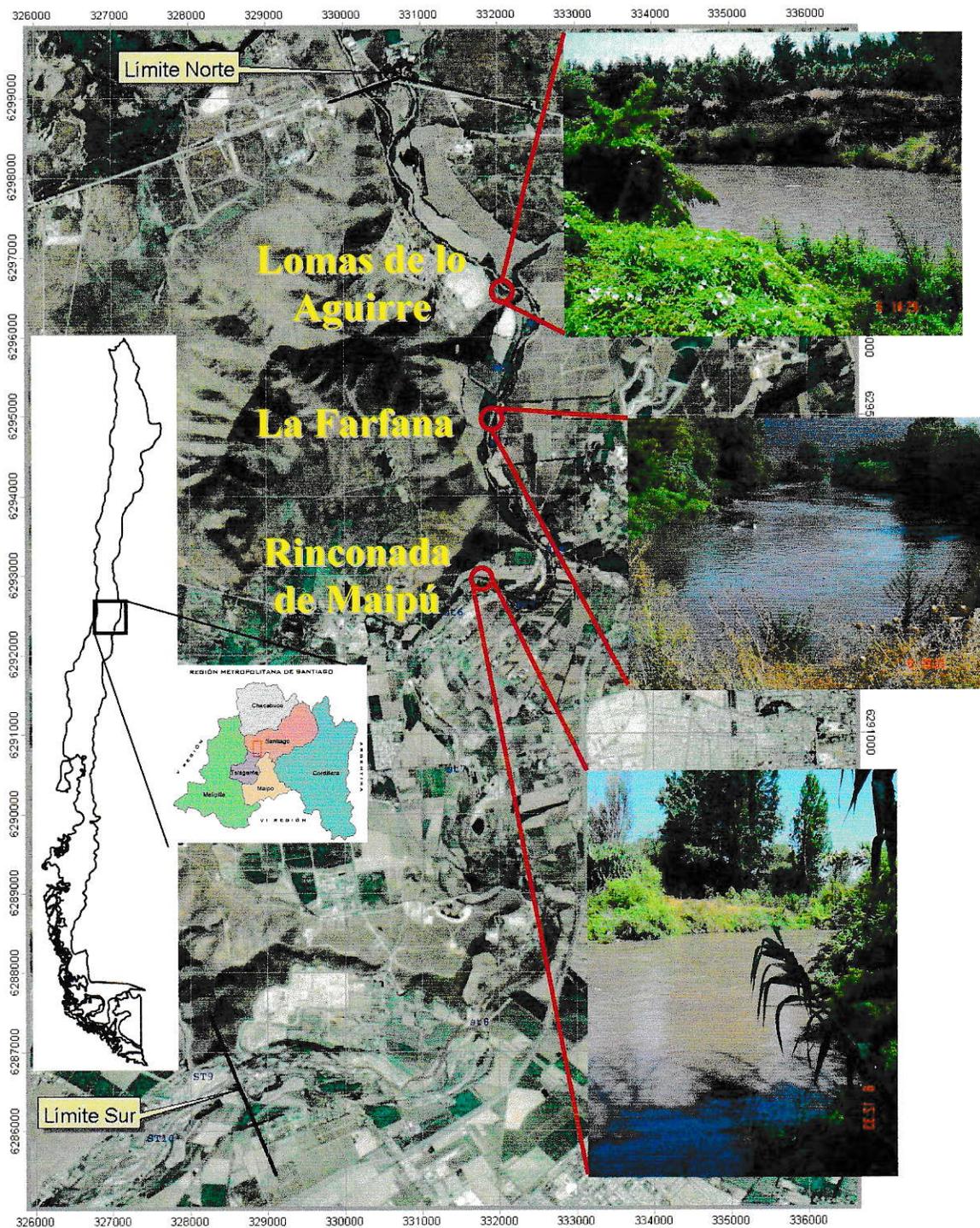


Figura 5: Area de estudio. **o**: estaciones de muestreo, **□**: ubicación del área de estudio en la Región Metropolitana, (modificado de Serey y col., 2003).

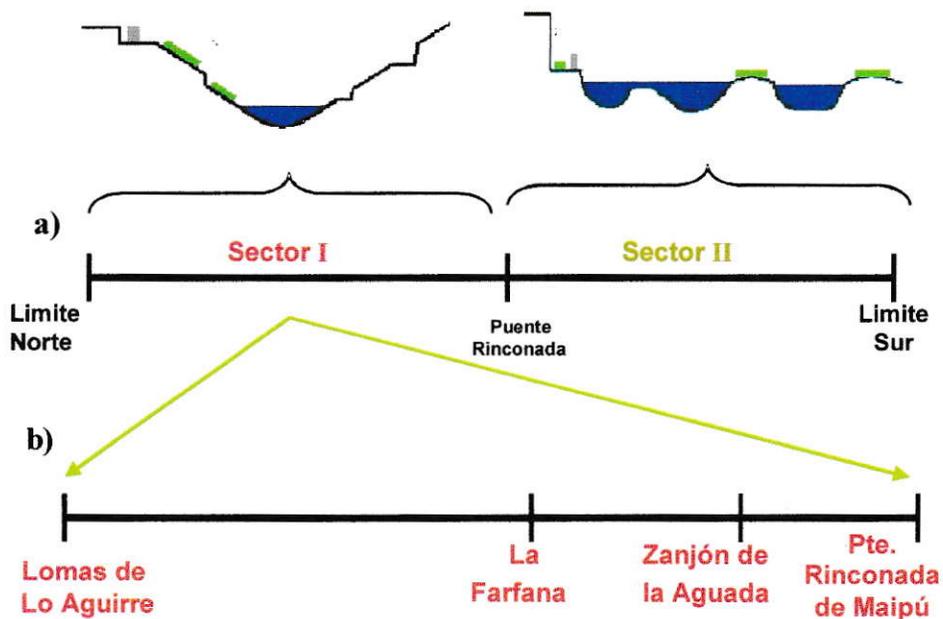


Figura 6: División estructural (a) y funcional (b) del río Mapocho Poniente.

En el borde del río se generan terrazas con un desarrollo vegetacional estable, producto principalmente de las perturbaciones que ha hecho el hombre: agricultura, extracción de áridos, construcción de defensas fluviales, construcción de canales para riego y puentes, entre otros (Figura 7) (Serey y col., 2003). Por ello, la composición de especies está dominada por plantas introducidas, como por ejemplo el sauce común (*Salix babylonica*) (Serey y col., 2003). Además, este sector se ve afectado por los períodos de crecidas mayores del caudal del río, donde el nivel del agua alcanza en algunos sectores los 3,5 m sobre el nivel del suelo, depositando gran cantidad de residuos vegetales (ramas) y desechos urbanos en las ramas y troncos de los árboles mayores (Serey y col., 2003).



Figura 7: Perturbaciones antrópicas cercanas al río Mapocho.

Hoy en día, este transecto se divide en dos, producto del cambio funcional que genera la descarga de aguas tratadas de La Farfana en el río (Figura 6.b), agregando en promedio, un caudal de $8,8 \text{ m}^3/\text{s}$ al río. Además, dentro de esta sección se producía la descarga del Zanjón de la Aguada (Figura 6.b), el cual durante muchos años vertió al Mapocho el 80% de las aguas servidas y RILes de la región Metropolitana cambiando la funcionalidad del río en ese entonces (González, 1994).

B. Diseño del muestreo.

El muestreo para la caracterización del ecosistema río Mapocho Poniente y de sus componentes se llevó a cabo el día 6 de Febrero. Dichos sitios se eligieron en base a la estructura y funcionamiento del río (Figura 6). Se eligió una estación aguas arriba del punto de descarga de las aguas tratadas de La Farfana (Estación Lomas de Lo Aguirre), una estación aguas abajo de dicho punto, entre La Farfana y el Zanjón de la Aguada,

(Estación La Farfana) y una estación aguas abajo del lugar de descarga del Zanjón de la Aguada (Estación Rinconada de Maipú) (Figura 5). Sus respectivas coordenadas geográficas se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1: Coordenadas geográficas en UTM de las estaciones de muestreo.

Estación	Este	Norte
Rinconada de Maipú	331442	6292690
La Farfana	331983	6295149
Lomas de Lo Aguirre	332009	6296674

C. Parámetros generales.

Debido a la naturaleza del sistema se midieron varios parámetros del componente columna de agua que, además de ser considerados parámetros de calidad, son importantes para comprender la conducta de los metales en el ecosistema. Los parámetros físicos y químicos determinados fueron: conductividad eléctrica (C.E), temperatura, oxígeno disuelto (O.D) y pH. Todos fueron registrados in situ en cada estación a través de un equipo telemétrico WTW Multiline P4 previamente calibrado para dichos parámetros (Figura 8). Para un protocolo más detallado sobre la determinación de estos parámetros ver anexo B. Los resultados obtenidos se compararon con lo obtenido en otro río de características similares pero con menor grado de perturbación antrópica.



Figura 8: Equipo telemétrico WTW Multiline P4.

D. Determinación de los metales.

D.1. Obtención de las muestras.

Para el análisis de los metales, las muestras del componente columna de agua fueron colectadas en cada estación por triplicado ($n=3$) en frascos de polietileno, previamente ambientados, de 1 litro de capacidad. Fueron tomadas en forma vertical a aproximadamente 1 metro de la orilla y 5 cm de profundidad. Todas las muestras fueron almacenadas en frío en cajas térmicas aislantes y transportadas al laboratorio del Centro de Ecología Aplicada (CEA) para los tratamientos respectivos.

Las muestras del componente sedimento se tomaron mediante un core plexiglass (Figura 9), el cual, como se observa en la Figura 10, se sumergió perpendicularmente en

el sedimento hasta aproximadamente la mitad de su capacidad, cubriendo luego, el extremo superior con un tapón y el inferior con la mano. Después de la extracción del core del sedimento, se eliminó el exceso de agua y se depositó la muestra obtenida en una bolsa Ziploc (Figura 10). En cada estación se tomaron tres muestras ($n=3$) las cuales fueron refrigeradas hasta su análisis.

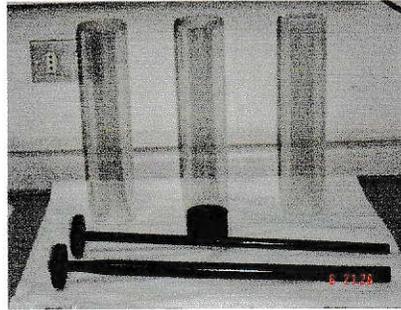


Figura 9: Core plexiglass.

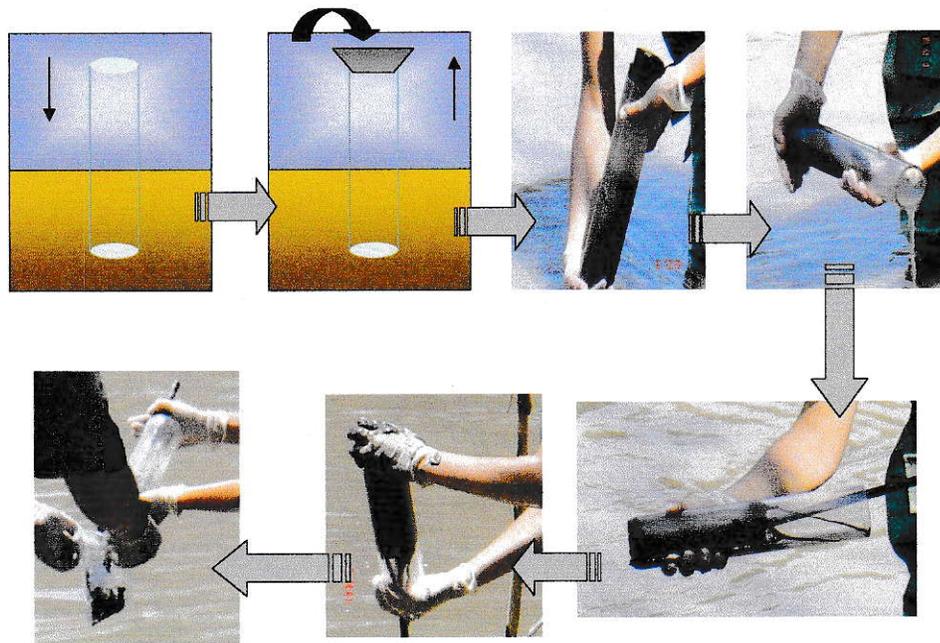


Figura 10: Secuencia de la obtención de las muestras del componente sedimento.

Las muestras de los componentes bióticos (n=3) fueron recolectadas manualmente con guantes de vinilo, colocadas en bolsas Ziploc y luego refrigeradas (Figura 11). En función de la pregunta, en el componente vegetación sólo fueron muestreadas las hojas nuevas. Esto se explica por dos razones; la primera porque a pesar de que existen muchos estudios (De Voogt y *col.*, 1980; Sawidis y *col.*, 1995; Cardwell y *col.*, 2002; Davidson y Harris, 2002) que señalan que las raíces son las principales acumuladoras de metales, muchos de éstos se encuentran formando complejos en la superficie de las raíces y por lo tanto, no forman parte del tejido (Serey, comunicación personal). La segunda razón, está relacionada a un aspecto funcional, ya que al tratarse de hojas nuevas se estudian las condiciones de la nueva temporada, lo que coincide con la puesta en marcha de La Farfana.



Figura 11: Obtención de muestras del componente vegetación.

El material fue previamente lavado con HNO₃ 10% durante 24 h y enjuagado con agua destilada para evitar cualquier tipo de interferencia en los análisis, producto de posibles impurezas pre-existentes en el material.

D.2. Procesado de las muestras.

El tratamiento respectivo para las muestras de agua se llevó a cabo en el laboratorio del CEA. Allí, una parte de cada muestra fue puesta en un recipiente plástico de 100 mL y fijada con HNO_3 50% hasta pH 1-2. El resto de la muestra fue filtrado al vacío en un equipo Millipore HAWP (Figura 12.a) con un filtro de nitrocelulosa de 0,45 μm de poro, puesto en un envase plástico de 100 mL y fijado con HNO_3 50% hasta pH 1-2. Adicionalmente se preparó un blanco con agua destilada y HNO_3 50%, el que fue analizado con el resto de las muestras.

Las hojas del componente vegetación fueron bien lavadas con detergente neutro 1-2% y agua destilada para remover el polvo de la superficie y así evitar cualquier aporte de metales por deposición seca. Posteriormente las hojas debieron ser secadas (Figura 12.b) para evitar su descomposición, colocadas en bolsas nuevas y refrigeradas hasta su análisis.

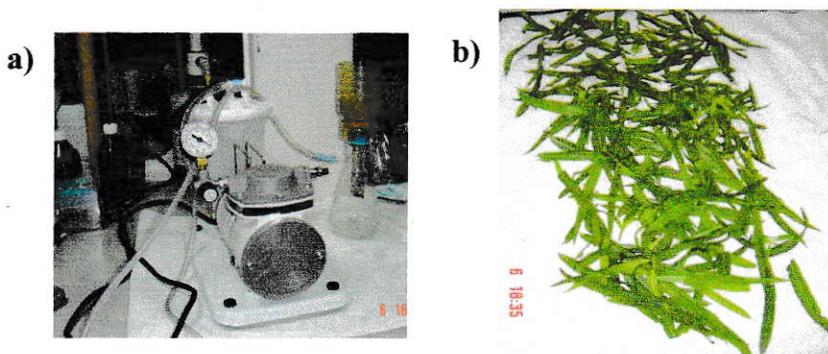


Figura 12: Pre tratamiento de las muestras en el laboratorio. Equipo de filtrado (a) y secado de la vegetación (b).

El protocolo más detallado sobre la obtención y el procesamiento de la muestras se encuentra en el anexo B.

D.3. Análisis de las muestras.

Finalmente, el análisis de las muestras y el blanco fue realizado por el Centro de Investigación Minero Metalúrgico (CIMM T&S S.A) de acuerdo a lo establecido en la NCh 2313/25 Of. 97 mediante un equipo ICP/MS marca Finnigan modelo Sola System 266 (Figura 13). Los límites de detección y cuantificación de la metodología informados por CIMM T&S S.A se encuentran en el Anexo C. Previo a este análisis, todas las muestras sólidas fueron sometidas por el CIMM T&S S.A a un proceso de digestión ácida según lo establecido por APHA, AWWA & WEF (1998).



Figura 13: Equipo ICP/MS Finnigan modelo Sola System 266.

E. Análisis de datos.

Para comprobar si existen diferencias significativas entre los promedios obtenidos de los datos entregados por el CIMM T&S S.A y evaluar los efectos de variables independientes en el contenido de los metales en el ecosistema, los resultados fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) de dos vías en el cual, la variable estado (dependiente) correspondió a la concentración del metal y los factores (variables independientes) correspondieron a las estaciones y a los componentes. Este análisis permitió comparar los valores de los metales entre los componentes y realizar comparaciones entre las estaciones. Luego, como test posterior de comparaciones múltiples se realizó el test de Tuckey. Todas las pruebas se realizaron con un nivel de confianza $p < 0,05$.

Por su importancia desde el punto de vista de las regulaciones ambientales, los resultados obtenidos para los parámetros físicos y químicos se compararon con lo establecido en la Norma Chilena de requisitos de calidad del agua para diferentes usos. Asimismo, el contenido de todos los metales en cada componente fue comparado con esta misma norma, pero además fue comparado con normas internacionales y, en algunos casos, también con algunos valores obtenidos en otros estudios.

- Restricciones Analíticas:

El límite de detección de la técnica empleada no fue suficiente para determinar todas las concentraciones que se pretendían en este estudio. Por esta razón, para llevar a

cabo los análisis estadísticos fue necesario adoptar un criterio con todos aquellos valores que no pudieron ser detectados ni cuantificados. Dicho criterio fue el de asignar a cada valor la concentración inmediatamente más baja al límite de detección del equipo. Como consecuencia de este criterio, algunos resultados pueden haber sido sobrestimados.

RESULTADOS

A. Modelo Ecosistémico: Análisis de la estructura de los componentes.

A.1. Componente Algas y Perifiton.

Las características de turbiedad del río, entre 280 y 439 UNT (ver Anexo D), hacen que las algas se encuentren en cantidades limitadas. Además, su alto contenido de sólidos totales suspendidos (STS), entre 674 y 866 mg/L (Anexo D), disminuye la penetración de luz en el agua impidiendo un mayor desarrollo de la actividad fotosintética. Debido al constante proceso de cambio que esta ocurriendo en el río, estos componentes son inestables en el sistema, razón por la cual no fueron incluidos en el modelo ecosistémico.

A.2. Componente Macrófitas.

La presencia de este componente en el área de estudio era poco relevante ya que su masa era muy pequeña y su distribución era muy escasa y solamente en un sector de toda la sección considerada área de estudio por lo cual, al no ser un componente representativo del sistema, fue excluido del modelo.

A.3. Componente Sedimento.

Durante el muestreo se distinguieron dos estratos para el sedimento de características morfológicas muy diferentes. El primero, corresponde al sedimento superficial entre 0 y 7 cm caracterizado por un color pardo y un aspecto mas bien de tipo inorgánico, con presencia de limo y arena. El segundo, corresponde a la capa de sedimento debajo de la primera y se caracterizaba por un color oscuro, enriquecido con materia orgánica y material particulado fino. Por estas razones, se consideraron como dos componentes: sedimentos superficiales y sedimentos profundos.

A.4. Componente Bentos.

La abundancia o masa absoluta de este componente era muy baja, sin embargo la abundancia relativa de los Nemátodos depredadores y Psychodidae (larva) recolectores es importante (Spencer, 2004). Aún así, por la razón mencionada anteriormente, no se consideraron como un componente del modelo ecosistémico.

A.5. Componente Vegetación Ripariana.

Entre la vegetación ripariana se seleccionó la especie nativa sauce amargo (*Salix humboldtiana*) la cual es leñosa y tiene una presencia alta dentro de la vegetación natural del área (Serey y col., 2003). De acuerdo a la carta vegetacional del área de estudio

(Anexo E), esta especie arbórea presenta una distribución homogénea en términos longitudinales a lo largo del río, ocupando las riberas a lo largo del cauce con un ancho promedio de 40 m de banda (Serey *y col.*, 2003). Por ser abundante, arbórea y tener una alta cobertura se consideró como representativa del componente vegetación.

Finalmente, las observaciones obtenidas en terreno definieron una nueva estructura del ecosistema para los fines de este estudio, la que se presenta en la Tabla 2. Este diseño de muestreo incluye las tres estaciones indicadas anteriormente y cinco componentes de acuerdo al nuevo modelo ecosistémico. El número de réplicas por componente fue de tres, con un total de 45 muestras ecológicas.

Tabla 2: Estructura ecosistémica observada del río Mapocho en el área de estudio.

Estación	Rinconada de Maipú	La Farfana	Lomas de Lo Aguirre
Componentes	n	n	n
Agua Totales	3	3	3
Agua Disueltos	3	3	3
Sedimentos Superficiales	3	3	3
Sedimentos Profundidad	3	3	3
Vegetación Ripariana	3	3	3
Total:	45 muestras ecológicas		

B. Parámetros físicos y químicos.

En la siguiente tabla (Tabla 3) se presentan los valores físicos y químicos obtenidos in situ para cada estación de muestreo.

Tabla 3: Parámetros físicos y químicos determinados para cada estación.

Estación	pH	t (°C)	O.D (mg/L)	C.E (mS/cm)*
Rinconada de Maipú	7,21	17,5	5,69	1,125
La Farfana	7,36	17,3	6,09	1,062
Lomas de Lo Aguirre	7,33	19,6	2,15	1,046

* El criterio de validación aplicable a la C.E se encuentra en el Anexo D.2.

B.1. pH.

En el gráfico de la Figura 14 se puede observar que el pH registrado para todas las estaciones es levemente alcalino. El valor más alto (7,36) se presenta en la estación La Farfana, mostrando una diferencia de 0,15 unidades de pH con respecto al valor más bajo (7,21) correspondiente al de la estación Rinconada de Maipú.

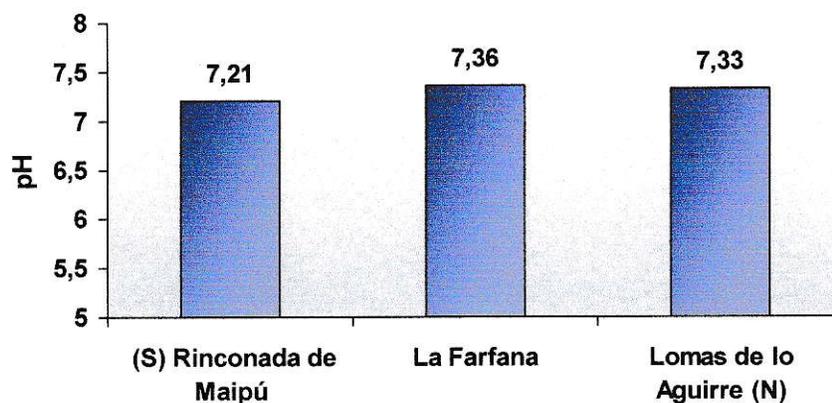


Figura 14: pH medido en cada estación. N= Norte, S= Sur.

B.2. Temperatura.

En la Figura 15, se puede observar que la temperatura se mantiene prácticamente constante en todas las estaciones, en especial para las estaciones Rinconada de Maipú y La Farfana, 17,5 y 17,3 °C, respectivamente. La estación Lomas de Lo Aguirre muestra un valor mayor correspondiente a 19,6 °C.

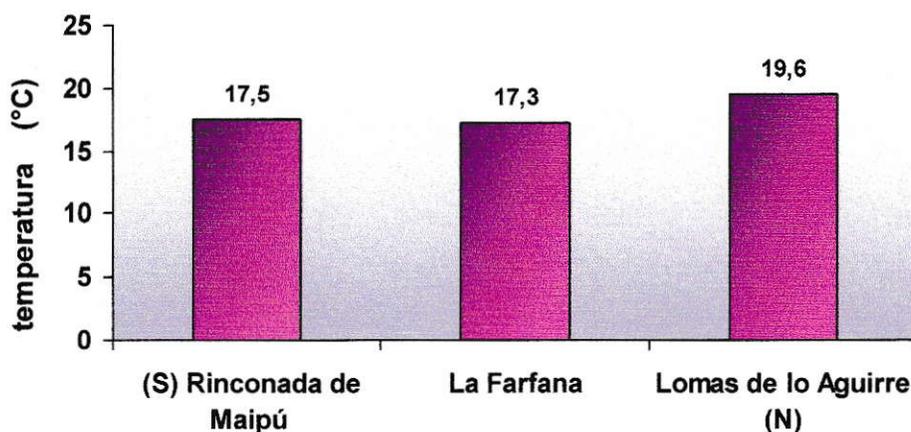


Figura 15: Temperatura medida en cada estación. N= Norte, S= Sur.

B.3. Oxígeno Disuelto (O.D).

El gráfico siguiente (Figura 16) muestra los valores registrados de oxígeno disuelto, observándose un valor bastante pequeño (2,15 mg/L) en la estación Lomas de Lo Aguirre, en comparación al obtenido en las otras dos estaciones. El valor más alto (6,09 mg/L) lo registra la estación La Farfana, seguido por la estación Rinconada de Maipú con una concentración de 5,69 mg/L de O.D.

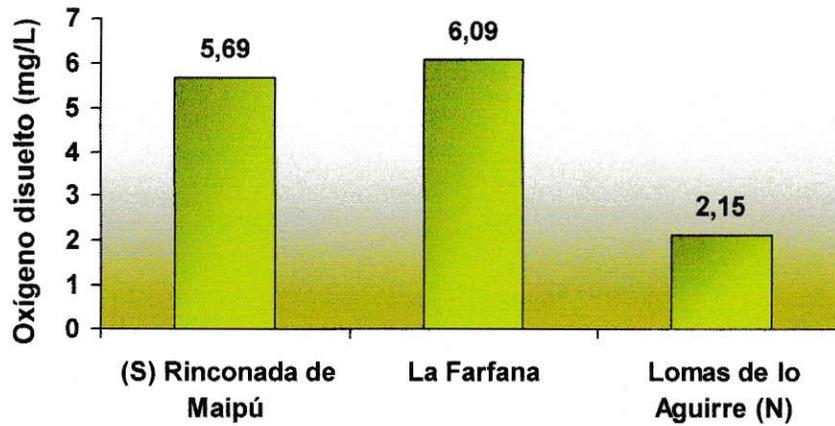


Figura 16: Oxígeno disuelto medido en cada estación. N= Norte, S= Sur.

B.4. Conductividad Eléctrica (C.E).

A continuación, en la Figura 17, se presenta la conductividad eléctrica registrada en cada estación. Las tres estaciones presentan valores muy similares entre sí, a pesar de que se observa un leve aumento de norte a sur, registrándose una mayor conductividad (1,125 mS/cm) en la estación Rinconada de Maipú.

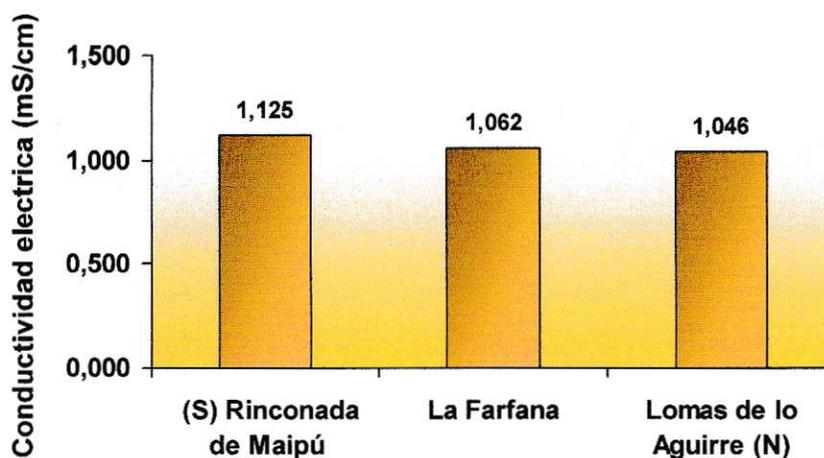


Figura 17: Conductividad eléctrica medida en cada estación. N= Norte, S= Sur.

C. Metales Pesados.

Los valores registrados en cada medición informados por el CIMM T&S S.A, se encuentran en el Anexo F, a continuación se presentan sólo los valores promedio para los metales pesados, por componente y por estación. El contenido de metales, tanto en los sedimentos como en la vegetación, corresponde a valores de metales totales. Tras cada serie de resultados obtenidos por metal se encuentra el análisis estadístico respectivo con, en caso de requerirlo, su correspondiente análisis posterior. Los valores denotados como **N.D.** corresponden a aquellos valores que se encontraban bajo el límite de detección de la metodología, mientras que los que se encuentran denotados como **D.** corresponden a aquellos que fueron detectados pero no cuantificados. Ambos, límites de detección y cuantificación de la metodología empleada, se encuentran anexados al final de este trabajo (Anexo C). Las líneas verticales presentes sobre cada barra de los gráficos corresponden a la desviación estándar (D.S.) de cada promedio obtenido. Por

otro lado, todos aquellos valores que se presentan en color rojo son aquellos cuyo test estadístico arrojó diferencias significativas ($p < 0,05$).

C.1. Zinc.

La concentración promedio de Zn para cinco componentes y tres estaciones del río Mapocho se muestra en la Tabla 4 y en la Figura 18.

Tabla 4: Concentración promedio de zinc \pm D.S. (mg/kg).

Componentes	Estaciones		
	Rinconada de Maipú	La Farfana	Lomas de Lo Aguirre
Agua Total	N.D.	N.D.	N.D.
Agua Disueltos	N.D.	N.D.	N.D.
Sedimento Superficie	4,40 \pm 0,78	3,73 \pm 0,65	3,60 \pm 0,62
Sedimento Profundidad	5,07 \pm 1,21	5,17 \pm 1,76	3,83 \pm 0,76
Vegetación Ripariana	9,47 \pm 1,76	7,57 \pm 2,20	19,33 \pm 5,13

N.D.: No detectado

Se puede observar que para todas las estaciones los valores del metal en la columna de agua, tanto totales como disueltos, se encontraban bajo el límite de detección. Asimismo, de la Figura 18 se puede observar que el mayor contenido de zinc, entre 7,57 y 19,33 mg/kg, se encuentra en la vegetación ripariana para todas las estaciones, en especial para la estación Lomas de Lo Aguirre. En los sedimentos no se

observa mayor diferencia entre el de superficie y el de profundidad, encontrándose valores para ambos entre 3,60 y 5,17 mg/kg.

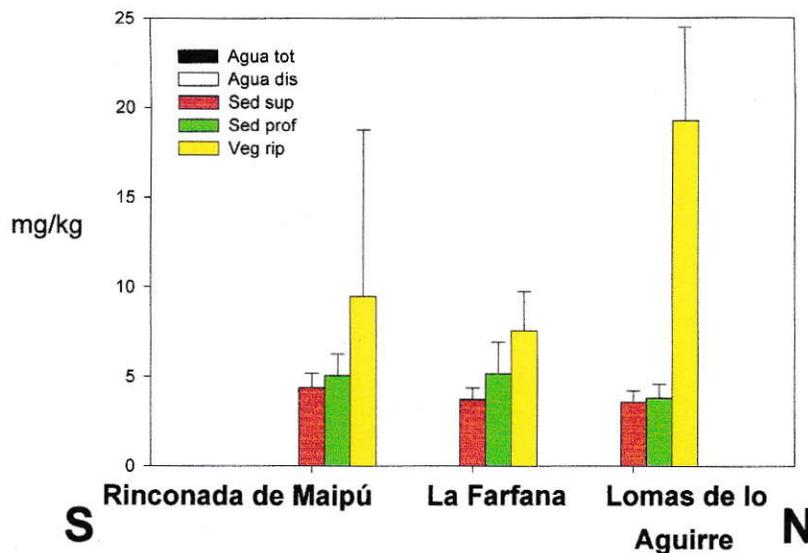


Figura 18: Concentración promedio de zinc (mg/kg). N= Norte, S= Sur.

Los resultados del ANOVA se presentan en la Tabla 5, de acuerdo a éstos existe efecto entre los componentes ($p < 0,001$) y en la interacción de éstos con las estaciones ($C \times E$) con $p < 0,05$, no así entre las estaciones ($p = 0,141$).

Tabla 5: Análisis de varianza para las concentraciones de Zn en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.

Fuente de variación	gl	Cuadrados Medios	gl	Cuadrados Medios	F	Nivel -p
Componente (C)	4	221,251	30	8,293	26,680	<0,001
Estación (E)	2	17,354	30	8,293	2,093	0,141
C × E	8	26,140	30	8,293	3,152	<0,05

La prueba realizada a posteriori, Test de Tuckey, muestra los resultados entre los componentes y la interacción (C×E) en la Tabla 6 y la Tabla 7, respectivamente. De la Tabla 6, se puede observar que existe una diferencia significativa de la concentración de zinc entre la vegetación ripariana y el resto de los componentes. Por otro lado, no existe diferencia significativa entre el sedimento en profundidad y el superficial ($p= 0,978$). Sólo el sedimento en profundidad muestra diferencia significativa en el contenido de zinc con la columna de agua ($p<0,05$), a pesar de que el valor encontrado en el sedimento superficial con respecto a ésta corresponde a una diferencia marginal ($p= 0,0524$).

Tabla 6: Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.

Componentes	Agua Totales	Agua Disueltos	Sedimentos Superficiales	Sedimentos Profundidad	Vegetación Ripariana
Agua Totales	1,0000	***	***	***	***
Agua Disueltos	1,0000	1,000	***	***	***
Sedimentos Superficiales	0,0524	0,0524	1,000	***	***
Sedimentos Profundidad	<0,05	<0,05	0,9781	1,000	***
Vegetación Ripariana	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	1,000

Tabla 7: Zinc, Prueba de Tuckey para la interacción entre cinco componentes y tres estaciones, río Mapocho. E1= Estación Rinconada de Maipú, E2= Estación La Farfana, E3= Estación Lomas de Lo Aguirre.

	Agua totales E1	Agua totales E2	Agua totales E3	Agua Disuelt. E1	Agua Disuelt. E2	Agua Disuelt. E3	Sed. Sup. E1	Sed. Sup. E2	Sed. Sup. E3	Sed. Prof. E1	Sed. Prof. E2	Sed. Prof. E3	Veg. Riparian a E1	Veg. Riparian a E2	Veg. Riparian a E3
Agua totales E1	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua totales E2	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua totales E3	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua Disueltos E1	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua Disueltos E2	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua Disueltos E3	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Sed. superficiales E1	0,8492	0,8492	0,8492	0,8492	0,8492	0,8492	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***
Sed. superficiales E2	0,9487	0,9487	0,9487	0,9487	0,9487	0,9487	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***
Sed. superficiales E3	0,9610	0,9610	0,9610	0,9610	0,9610	0,9610	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***
Sed. profundidad E1	0,6915	0,6915	0,6915	0,6915	0,6915	0,6915	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***
Sed. profundidad E2	0,6646	0,6646	0,6646	0,6646	0,6646	0,6646	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***
Sed. profundidad E3	0,9380	0,9380	0,9380	0,9380	0,9380	0,9380	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***
Veg. Ripariana E1	0,0223	0,0223	0,0223	0,0223	0,0223	0,0223	0,6913	0,5082	0,4723	0,8490	0,8681	0,5356	1,0000	***	***
Veg. Ripariana E2	0,1381	0,1381	0,1381	0,1381	0,1381	0,1381	0,9864	0,9378	0,9212	0,9986	0,9991	0,9486	0,9999	1,0000	***
Veg. Ripariana E3	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0146	0,0018	1,0000

Sed.: Sedimentos, Veg.: Vegetación, Sup.: Superficial, Prof.: Profundidad, Disuelt.: Disueltos

De la Tabla 7 cabe destacar que la vegetación de Lomas de Lo Aguirre (E3) presenta diferencias significativas con todos los componentes de todas las estaciones, incluso con la vegetación ripariana de Rinconada de Maipú (E1) y La Farfana (E2), siendo la concentración de Lomas de Lo Aguirre (19,33 mg/kg) mucho mayor que aquella en Rinconada de Maipú y La Farfana, 9,47 y 7,57 mg/kg, respectivamente. Por otro lado, la vegetación ripariana de Rinconada de Maipú sólo presenta diferencias con respecto a la columna de agua de todas las estaciones ($p < 0,05$), mientras que la vegetación de la estación La Farfana tiene un contenido de Zn similar al de los sedimentos y al de la columna de agua de todas las estaciones.

C.2. Plomo.

La concentración promedio de plomo para cinco componentes y tres estaciones del río Mapocho se encuentra en la Tabla 8 y en la Figura 19. De la primera se puede observar que el contenido de plomo en su fase disuelta se encontraba bajo el límite de detección, al igual que el contenido para la vegetación ripariana en la estación Rinconada de Maipú y Lomas de Lo Aguirre. De la Figura 19 podría decirse que este metal se distribuye principalmente en los sedimentos tanto superficiales (concentración entre 11,00 y 12,67 mg/kg) como profundos (14,33 – 20,33 mg/kg), encontrándose así, muy poca cantidad en la vegetación ripariana (1,05 mg/kg para la estación La Farfana) y en la columna de agua (entre 0,004 y 0,009 mg/kg).

Tabla 8: Concentración promedio de plomo \pm D.S. (mg/kg).

Componentes	Estaciones		
	Rinconada de Maipú	La Farfana	Lomas de Lo Aguirre
Agua Total	0,006 \pm 0,003	0,009 \pm 0,000	0,004 \pm 0,001
Agua Disuelto	N.D.	N.D.	N.D.
Sedimento Superficie	11,67 \pm 0,58	11,00 \pm 1,73	12,67 \pm 0,58
Sedimento Profundidad	14,67 \pm 5,13	20,33 \pm 12,86	14,33 \pm 2,52
Vegetación Ripariana	N.D.	1,05 \pm 0,78	N.D.

N.D.: No Detectado

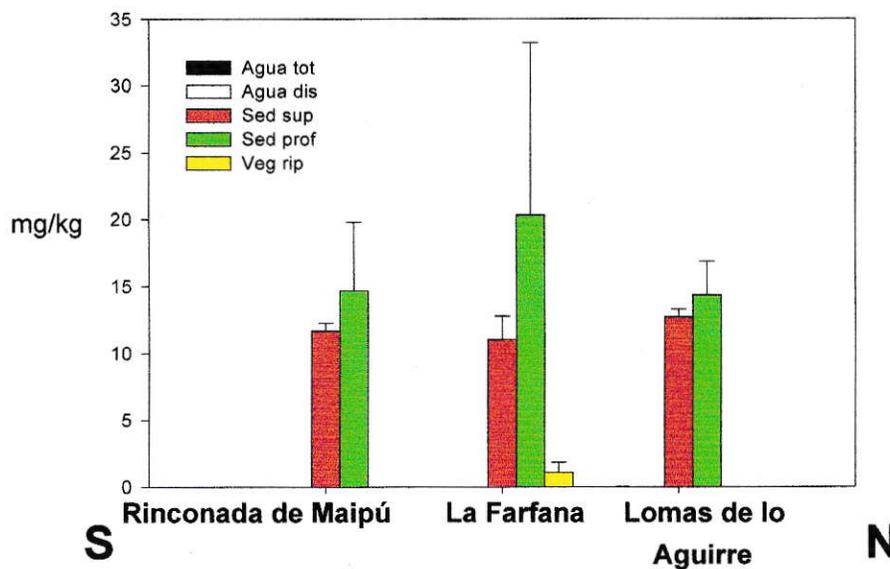


Figura 19: Concentración promedio de plomo (mg/kg). N= Norte, S= Sur.

De acuerdo al análisis de varianza (Tabla 9), sólo existe efecto entre los componentes del sistema ($p < 0,01$), no así entre las estaciones ($p = 0,660$) ni en la interacción $C \times E$ ($p = 0,791$). Conforme a la Tabla 10, el test de Tuckey señala que esta

diferencia se encuentra entre los sedimentos con respecto a la columna de agua y la vegetación ripariana ($p= 0,0001$). Por otro lado, no existe diferencia significativa entre la concentración de plomo de los sedimentos superficiales con respecto a los sedimentos profundos ($p= 0,078$).

Tabla 9: Análisis de varianza para las concentraciones de Pb en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.

Fuente de variación	gl	Cuadrados Medios	gl	Cuadrados Medios	F	Nivel -p
Componente (C)	4	554,3741	30	13,4851	41,1101	< 0,001
Estación (E)	2	5,6873	30	13,4851	0,4217	0,660
C × E	8	7,7361	30	13,4851	0,5737	0,791

Tabla 10: Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.

	Agua Totales	Agua Disueltos	Sedimentos Superficiales	Sedimentos Profundidad	Vegetación Ripariana
Agua Totales	1,0000	***	***	***	***
Agua Disueltos	1,0000	1,0000	***	***	***
Sedimentos superficiales	0,0001	0,0001	1,0000	***	***
Sedimentos Profundidad	0,0001	0,0001	0,0785	1,0000	***
Vegetación Ripariana	0,9998	0,9998	0,0001	0,0001	1,0000

C.3. Cadmio.

La concentración promedio de Cd para cinco componentes y tres estaciones del río Mapocho se encuentra en la Tabla 11 y la Figura 20.

Tabla 11: Concentración promedio de cadmio \pm D.S. (mg/kg).

Componentes	Estaciones		
	Rinconada de Maipú	La Farfana	Lomas de Lo Aguirre
Agua Total	D.	D.	D.
Agua Disuelta	N.D.	N.D.	0,006 \pm 0,001
Sedimento Superficie	0,67 \pm 0,21	0,53 \pm 0,15	0,53 \pm 0,23
Sedimento Profundidad	0,90 \pm 0,36	0,60 \pm 0,10	0,43 \pm 0,21
Vegetación Ripariana	1,47 \pm 0,85	1,83 \pm 0,06	3,00 \pm 1,45

N.D.: No Detectado

D.: Detectado

De la Tabla 12 puede observarse que sólo los valores para cadmio disuelto en la estación Rinconada de Maipú y La Farfana se encontraban bajo el límite de detección, mientras que todos los valores para Cd total se encontraban bajo el límite de cuantificación. Por otro lado, de la Figura 20 podría decirse que la mayor concentración se encuentra en la vegetación ripariana (entre 1,47 y 3,00 mg/kg), seguido por los sedimentos (entre 0,43 y 0,90 mg/kg). Los menores contenidos se encuentran en la columna de agua para cadmio disuelto en Lomas de Lo Aguirre con una concentración de 0,006 mg/kg.

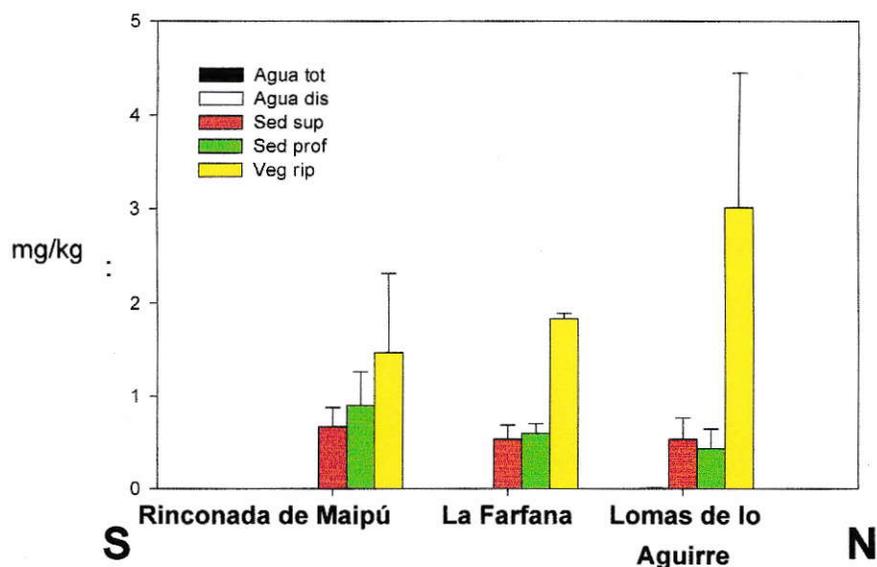


Figura 20: Concentración promedio de cadmio (mg/kg). N= Norte, S= Sur.

Los resultados del ANOVA (Tabla 12) señalan que al igual que para el zinc, existe efecto entre los componentes ($p < 0,001$) y en la interacción de éstos con las estaciones, $C \times E$, ($p < 0,05$), no así entre las estaciones ($p = 0,417$). La Tabla 13 indica que esta diferencia se presenta entre la vegetación ripariana y el resto de los componentes con $p = 0,0001$.

Tabla 12: Análisis de varianza para las concentraciones de Cd en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.

Fuente de variación	gl	Cuadrados Medios	gl	Cuadrados Medios	F	Nivel -p
Componente (C)	4	6,6327	30	0,2093	31,6850	<0,001
Estación (E)	2	0,1888	30	0,2093	0,9017	0,417
$C \times E$	8	0,4800	30	0,2093	2,2932	<0,05

Tabla 13: Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.

	Agua Totales	Agua Disueltos	Sedimentos Superficiales	Sedimentos Profundidad	Vegetación Ripariana
Agua Totales	1,0000	***	***	***	***
Agua Disueltos	1,0000	1,0000	***	***	***
Sedimentos Superficiales	0,0821	0,0829	1,0000	***	***
Sedimentos Profundidad	0,0415	0,0419	0,9980	1,0000	***
Vegetación Ripariana	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	1,0000

El efecto de la interacción, C×E, se encuentra en la Tabla 14. De acuerdo a ésta, la vegetación ripariana de la estación Lomas de Lo Aguirre (E3) presenta diferencias significativas con todos los componentes de todas las estaciones, menos con la vegetación de la estación La Farfana (E2). Tanto Rinconada de Maipú (E1) como La Farfana presentan contenidos de Cd en la vegetación significativamente mayores que la columna de agua de todas las estaciones, no así con los sedimentos. Finalmente, estadísticamente no existen diferencias entre la concentración de Cd en la columna de agua y en los sedimentos de todas las estaciones.

Tabla 14: Cadmio, Prueba de Tuckey para la interacción entre cinco componentes y tres estaciones, río Mapocho. E1= Estación Rinconada de Maipú, E2= Estación La Farfana, E3= Estación Lomas de Lo Aguirre.

	Agua totales E1	Agua totales E2	Agua totales E3	Agua Disueltos E1	Agua Disueltos E2	Agua Disueltos E3	Sed. superficiales E1	Sed. superficiales E2	Sed. superficiales E3	Sed. profundidad E1	Sed. profundidad E2	Sed. profundidad E3	Veg. Ripariana E1	Veg. Ripariana E2	Veg. Ripariana E3
Agua totales E1	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua totales E2	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua totales E3	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua Disueltos E1	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua Disueltos E2	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Agua Disueltos E3	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***	***
Sed. superficiales E1	0,8875	0,8874	0,8875	0,8874	0,8874	0,89062	1,0000	***	***	***	***	***	***	***	***
Sed. superficiales E2	0,9779	0,9779	0,9779	0,9779	0,9779	0,97893	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***	***
Sed. superficiales E3	0,9779	0,9779	0,9779	0,9779	0,9779	0,97893	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***	***	***
Sed. profundidad E1	0,5287	0,5286	0,5287	0,5286	0,5286	0,53386	1,0000	0,9994	0,9994	1,0000	***	***	***	***	***
Sed. profundidad E2	0,9448	0,9448	0,9448	0,9448	0,9448	0,94678	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	1,0000	***	***	***	***
Sed. profundidad E3	0,9967	0,9967	0,9967	0,9967	0,9967	0,9969	1,0000	1,0000	1,0000	0,9931	1,0000	1,0000	***	***	***
Veg. Ripariana E1	0,0285	0,0285	0,0285	0,0285	0,0285	0,02909	0,6996	0,4700	0,4700	0,9636	0,5850	0,3162	1,0000	***	***
Veg. Ripariana E2	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,0024	0,00243	0,1667	0,0794	0,0794	0,4700	0,1164	0,0433	0,99941	1,0000	***
Veg. Ripariana E3	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,00015	0,0002	0,0002	0,0002	0,0004	0,0002	0,0002	0,01833	0,16666	1,0000

Sed.: Sedimentos, Veg.: Vegetación.

C.4. Níquel

La concentración promedio de Ni para cinco componentes y tres estaciones del río Mapocho se encuentra en la Tabla 15 y la Figura 21.

Tabla 15: Concentración promedio de níquel \pm D.S. (mg/kg).

Componentes	Estaciones		
	Rinconada de Maipú	La Farfana	Lomas de Lo Aguirre
Agua Total	0,071 \pm 0,021	0,074 \pm 0,005	0,092 \pm 0,021
Agua Disuelta	0,051 \pm 0,007	0,060 \pm 0,020	0,070 \pm 0,016
Sedimento Superficie	13,00 \pm 2,00	13,33 \pm 1,15	13,67 \pm 1,53
Sedimento Profundidad	12,67 \pm 1,15	12,67 \pm 1,15	13,33 \pm 0,58
Vegetación Ripariana	5,70 \pm 0,80	6,43 \pm 0,91	7,67 \pm 1,53

De acuerdo a la Tabla 15, todos los valores se encontraban sobre el límite de detección. De la Figura 21 se puede observar que el mayor contenido de níquel se encuentra distribuido para todas las estaciones en los sedimentos, entre 12,67 y 13,67 mg/kg, seguido por la vegetación ripariana, entre 5,70 y 7,67 mg/kg. La menor concentración se encuentra en la columna de agua (entre 0,051 y 0,092 mg/kg), para cadmio total y cadmio disuelto.

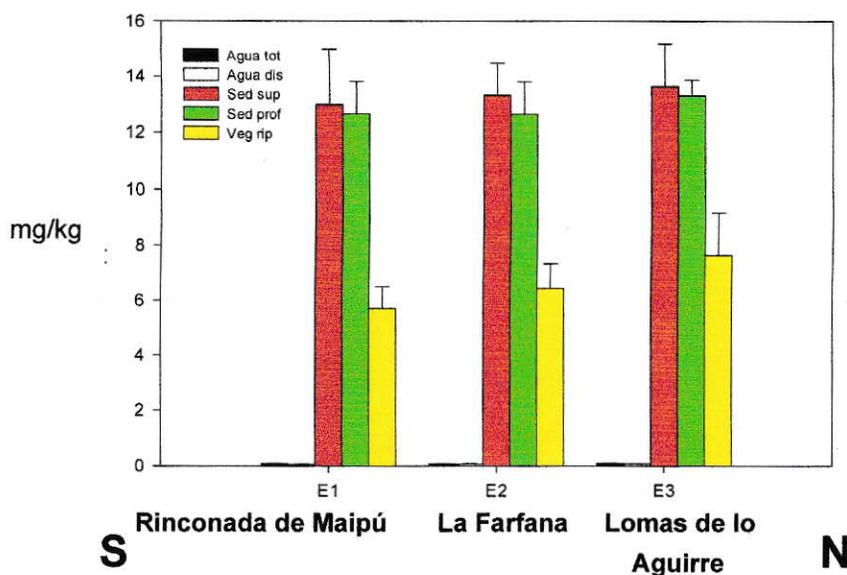


Figura 21: Concentración promedio de níquel (mg/kg). N= Norte, S= Sur.

La Tabla 16 muestra el resultado del análisis de varianza. De acuerdo a éste, sólo existe efecto entre los componentes ($p < 0,001$), no así entre las estaciones ni por la interacción entre éstas y los componentes, $C \times E$.

Tabla 16: Análisis de varianza para las concentraciones de Ni en tres estaciones y cinco componentes del ecosistema río Mapocho.

Fuente de variación	gl	Cuadrados Medios	gl	Cuadrados Medios	F	Nivel -p
Componente (C)	4	382,9012	30	0,9643	397,0648	<0,001
Estación (E)	2	1,7437	30	0,9643	1,8082	0,181
$C \times E$	8	0,4995	30	0,9643	0,5180	0,833

El test posterior (Tabla 17) indica que la diferencia entre los componentes se encuentra en el contenido de níquel entre la vegetación ripariana con respecto a los otros componentes ($p= 0,0001$) y entre los sedimentos con respecto a la columna de agua ($p= 0,0001$). Al igual que en los otros casos, no se observaron diferencias significativas en el contenido del metal entre los sedimentos superficiales y profundos ($p= 0,871$), así como tampoco se observaron diferencias entre la cantidad de metal disuelto y la cantidad de metal total ($p= 1,000$).

Tabla 17: Prueba de Tuckey entre los componentes para tres estaciones, río Mapocho.

	Agua Totales	Agua Disueltos	Sedimentos Superficiales	Sedimentos Profundidad	Vegetación Ripariana
Agua Totales	1,0000	***	***	***	***
Agua Disueltos	1,0000	1,0000	***	***	***
Sedimentos Superficiales	0,0001	0,0001	1,0000	***	***
Sedimentos Profundidad	0,0001	0,0001	0,8707	1,0000	***
Vegetación Ripariana	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	1,0000

DISCUSIÓN

A. Modelo ecosistémico.

Respecto al modelo ecosistémico, lo primero que se debe destacar es que la estructura del ecosistema es diferente al modelo inicial, en cuanto al número de componentes y a los tipos (bióticos y abióticos). Los componentes bióticos: macrófitas, algas y perifiton presentan poca relevancia en términos de masa, encontrándose prácticamente ausentes en el área de estudio. De acuerdo a Contreras (1998), en un ecosistema poco perturbado como el de río Clarillo, estos componentes forman parte constante en la estructura del ecosistema, aún en periodos de alto contenido de STS. Por otro lado, el componente vegetación ripariana es importante, encontrándose presente a lo largo de toda la ribera del río. Con respecto al componente sedimento, una diferencia morfológica hizo necesario dividir este componente en dos, aumentando así su importancia en el sistema. La perturbación más importante del río Mapocho, a la cual se le pudiese atribuir este cambio en la estructura del ecosistema con respecto al modelo inicial propuesto, es que el río recibe importantes descargas de aguas servidas las que normalmente tienen altos contenidos de materia orgánica.

B. Parámetros físicos y químicos.

Entre los parámetros más comunes utilizados para comprender y describir un sistema se encuentran el pH, conductividad eléctrica, temperatura y oxígeno disuelto.

B.1. pH.

La diferencia de pH registrada entre las estaciones es poco relevante y no es suficiente para provocar algún cambio importante en el patrón de conducta de los metales. Los valores de pH y de los otros parámetros físicos y químicos obtenidos en este ecosistema comparados con aquellos obtenidos en río Clarillo, un río de características similares al Mapocho pero menos perturbado, se muestran en la Tabla 18. De acuerdo a ésta, los valores de pH registrados en el río Mapocho son levemente menores al valor encontrado en río Clarillo. Sin embargo el pH de ambos ríos se encuentra dentro del rango normal de las aguas naturales.

Tabla 18: Valores de los parámetros físico y químicos del río Mapocho y río Clarillo. BP= baja perturbación, AP= alta perturbación.

Ecosistemas	Río Mapocho ^a (AP)			Río Clarillo ^{b,*} (BP)
	Rinconada de Maipú	La Farfana	Lomas de Lo Aguirre	
pH	7,21	7,36	7,33	7,8
t (°C)	17,5	17,3	19,6	12,6
O.D (mg/L)	5,69	6,09	2,15	10,41
C.E (mS/cm)	1,125	1,062	1,046	0,173

* Contreras, 1998

^a Muestreo/ verano

^b promedio anual

B.2. Temperatura.

La temperatura se mantiene prácticamente constante en las tres estaciones (17,3 – 19,6 °C). El pequeño aumento registrado en la estación Lomas de Lo Aguirre, de 2°C aproximadamente con respecto a las otras estaciones, puede deberse al aumento en la temperatura ambiental al momento en que fue tomada la muestra, ya que ésta fue obtenida más tarde que las otras dos.

B.3. Oxígeno disuelto (O.D)

Con respecto al oxígeno disuelto, los valores presentados por el río Mapocho (2,15- 6,09 mg/L) son inferiores al de río Clarillo (Tabla 18). Esto es consecuencia de la

estructura y funcionamiento del río como ecosistema, caracterizado por tener materia orgánica proveniente de las descargas de aguas servidas que recibe el Mapocho, las que aún después de ser tratadas en gran parte, no logran que el río vuelva a una condición similar a la de los ríos ritrónicos de Chile Central poco perturbados. La comparación de los valores de O.D aguas abajo de la descarga de las aguas tratadas de La Farfana, muestra el mayor contenido de O.D equivalente a 6,09 mg/L, contra los 10,41 mg/L de río Clarillo. Además debe considerarse i) que estas aguas tratadas se mezclan con las aguas contaminadas y ricas en materia orgánica que trae el río y ii) que el sedimento también posee una DBO (demanda bioquímica de oxígeno). Por ello también es que Rinconada presenta un menor valor con respecto a La Farfana ya que en esa estación aún continúa degradándose la materia orgánica del ecosistema. Por otro lado, Lomas de Lo Aguirre es la estación que presenta un contenido de oxígeno disuelto más bajo (2,15 mg/L), correspondiendo así, al tramo más contaminado con residuos orgánicos de este estudio. Esto se debe a que el río en esta estación trae el 20% de las aguas servidas y RILes de la ciudad de Santiago que aún no reciben tratamiento.

B.4. Conductividad eléctrica (C.E).

De acuerdo a la Tabla 18, los valores obtenidos de conductividad eléctrica en el río Mapocho son casi diez veces mayor al obtenido en río Clarillo. Esta alta conductividad puede atribuirse principalmente a las características de la base geológica de ambos ríos, así como también al aporte de las descargas de aguas residuales de la región Metropolitana. Además debe considerarse que río Clarillo presenta un caudal

promedio ($2,55 \text{ m}^3/\text{s}$) (Contreras, 1998) bastante menor al del río Mapocho durante la época de muestreo, equivalente aproximadamente a $23 \text{ m}^3/\text{s}$. Así mismo, otros estudios (González, 1994) han demostrado que la C.E del río Mapocho se incrementa fuertemente al recibir aguas del Maipo, transferidas por el canal San Carlos, el cual desemboca en el Mapocho a la altura de Los Leones y aporta más del doble del caudal del río en este punto (Garlaschi, 1983). En el caso del Mapocho esta alta conductividad está dada principalmente por la concentración de sulfatos (González, 1994). Entre las estaciones las diferencias de C.E son leves y no debiesen alterar la conducta de los metales. Por otro lado, a pesar de que una mayor conductividad implica una mayor concentración de sales y compuestos en sus formas iónicas, no necesariamente debe interpretarse esto como un aumento del contenido de metales disueltos en el agua ya que también debe considerarse el importante aporte provocado por la disolución de los macroconstituyentes como los aniones: cloruros y sulfatos, y cationes: sodio, calcio y magnesio, entre otros. Frente a éstos, los metales no tienen ninguna trascendencia numérica. Además, si bien estas sales disueltas entrarían en competencia con los metales por los sitios de adsorción, al tratarse de un sistema rico en materia orgánica prevalecerá la formación de enlaces covalente entre ésta con los metales pesados por sobre los metales alcalinos o alcalinos térreos (Buffle y Stumm, 1994). Por esta razón, en este ecosistema, aún con altos valores de C.E, los metales permanecerían adsorbidos en la materia orgánica.

C. Metales Pesados.

La presencia de los metales en el ecosistema del río Mapocho es resultado tanto de las características geológicas de su cuenca como también de las actividades antrópicas de la Región Metropolitana, ya que en otros estudios, se ha demostrado que al salir el río de la Cordillera de Los Andes, la concentración de los metales tanto en la columna de agua como en los sedimentos, con excepción del cobre, es baja y va aumentando a medida que el río va recibiendo aportes de residuos líquidos, domésticos e industriales, durante su paso por la ciudad (Garlaschi, 1983).

C.1. Zinc.

El análisis de varianza en la Tabla 5 muestra que existe efecto entre los componentes del sistema dado, como se aprecia en la Tabla 6, por una mayor concentración en la vegetación ripariana con respecto a los otros componentes. Esto se debe a que el Zn es uno de los micronutrientes esenciales para las plantas ya que actúa como activador enzimático. El ingreso de este metal ocurre mediante la absorción pasiva y activa en la superficie radicular, la que a su vez se encuentra en función de la concentración de los iones en el medio que rodea a la raíz (Landis y col., 1989). En el ecosistema estudiado, a pesar de que el Zn es escaso en la columna de agua, al pH en el que se encontraban éstas, tanto el Zn como el Cd tienen mayor tendencia a encontrarse como iones metálicos en solución que el Pb y el Ni, pudiendo así ser absorbidos y bioacumulados con mayor facilidad por la vegetación (Bergkvist y col., 1989). La

presencia de Zn en los sedimentos podría deberse a la fracción que se encuentra unida principalmente a la materia orgánica (M.O.) y sulfatos. Ambos compuestos se encuentran en importantes cantidades en el río (Anexo D). En cuanto a los sedimentos (Tabla 6), tanto los superficiales como aquellos en profundidad no presentaron diferencias significativas entre sí, por lo cual pueden ser tratados como un único componente con respecto al contenido de Zn. Esto implica que el cambio en el aspecto físico encontrado entre ambos sedimentos, tanto en color como en textura, no implicó mayormente una modificación del contenido de Zn en este componente. Por estas razones, en términos generales, podría establecerse el siguiente patrón de distribución para el Zn en el ecosistema del río Mapocho:

Vegetación Ripariana > Sedimento superficial \approx Sedimento profundidad > Columna de
Agua metales totales \approx Columna de Agua metales disueltos.

Entre las estaciones, el análisis estadístico no encontró diferencias (Tabla 5). Esto implica que no ha habido mayores cambios en la organización del ecosistema en relación al contenido de Zn en los componentes producto de la alteración que significa la descarga de aguas limpias provenientes de La Farfana en el sistema.

Por otra parte, existe una interacción entre las estaciones y los componentes (Tabla 5), dada por la vegetación de Lomas de Lo Aguirre y Rinconada de Maipú. El contenido de Zn en la vegetación ripariana de Lomas de Lo Aguirre presenta valores

significativamente mayores que el resto de los componentes y las estaciones (Figura 18). Estos resultados pueden deberse a que, al ser estas concentraciones representativas de esta temporada, los valores más bajos presentados por las otras dos estaciones, Rinconada de Maipú y La Farfana (Tabla 4), pueden ser catalogados como un efecto positivo en el ecosistema. Lo anterior se establece bajo tres supuestos: i) que la concentración del metal en la vegetación antes de la puesta en marcha de la Farfana era similar en las tres estaciones, ii) que el contenido en las hojas de la temporada depende de la absorción del periodo y iii) que el agua de los sedimentos y el suelo presentan concentraciones similares a la columna de agua. Además debe considerarse que parte de las raíces de los arboles se encontraban en la columna de agua y que el follaje de éstos se desarrolló cuando ya estaban pasando las aguas tratadas provenientes de La Farfana. El alto contenido de Zn en la vegetación del sector Lomas de Lo Aguirre en parte también puede atribuirse al impacto que genera el desplazamiento de material fino proveniente de la escorrentía superficial originada de los relaves de la mina de cobre cerrada desde 1978: La Africana (Serey y col., 2003), ya que el Zn se encuentra estrechamente relacionado con la extracción de este metal.

Por otro lado, el contenido de Zn en la vegetación de la estación La Farfana es igual con respecto a todos los componentes de las otras estaciones (Tabla 7), excepto con el componente vegetación de Lomas de Lo Aguirre, esto comprobaría el impacto positivo mencionado anteriormente. En Rinconada de Maipú la vegetación presenta diferencias en la concentración de Zn sólo con respecto a la columna de agua de todas

las estaciones. Esto puede deberse a que el impacto positivo que se observa en la estación La Farfana aún no es suficiente para abarcar una distancia mayor de la cuenca.

En general, los valores encontrados en la vegetación, si bien parecen ser elevados, se encuentran por debajo de lo que se ha obtenido en otros estudios (Pulford y col., 2002) para otras especies de *Salix* (ver Anexo G). La mayoría de las especies de *Salix* poseen un potencial uso en fitoextracción, ya que pueden obtener una gran cantidad de metales del medio donde se encuentran sin alterar su tasa de supervivencia y/o producción de biomasa (Pulford y col., 2002).

C.2. Plomo.

El análisis de varianza para este metal (Tabla 9) sólo mostró efecto entre los componentes. De acuerdo a la Tabla 10, estas diferencias están dadas por el componente sedimento con respecto a los demás componentes del ecosistema siendo éste, tal como se observa en la Figura 19, el principal acumulador de Pb. El contenido registrado en los sedimentos es de hasta 5000 veces mayor que en la columna de agua y 20 veces mayor que en la vegetación (para la estación en la cual se detectó este metal) (Tabla 8) . Estudios de la concentración de Pb en *Salix* (Pulford y col., 2002) han encontrado que muy poco de este metal se encuentra presente en este género, no siendo detectado en ninguna de las especies observadas (Anexo G). Debe considerarse que el plomo no es considerado un micronutriente para la vegetación por lo cual su ingreso se encuentra limitado ya que las plantas tienen la capacidad de absorber iones selectivamente (Landis

y col, 1989). El río Mapocho posee altos contenidos de STS, entre 674 y 866 mg/kg (Anexo D), y se ha comprobado en otros estudios (Berg y col., 1995; Squire y col., 2002) que el Pb se encuentra unido fuertemente al material particulado, aumentando así, la transferencia de este metal desde la columna de agua hacia los sedimentos. De la fracción disuelta del Pb, estudios en ríos ricos en materia orgánica y con altos contenidos de STD, características similares a las del río Mapocho (Anexo D), han encontrado que alrededor de un 90% del Pb en esta fracción forma complejos con el COD (Mylon y col., 2003). Es así como este metal es transportado a través del sistema, precipitando a medida que estos complejos se van saturando y quedando incorporado así en los sedimentos. Stumm y Morgan (1996) obtuvieron en un estudio de especiación en aguas dulces que a pH 7 sólo el 9% del Pb se encontraba en su forma iónica libre y que el resto se encontraba unido principalmente a M.O y carbonatos.

Los resultados obtenidos para este metal coinciden con otros estudios (Berg y col., 1995; Sawidis y col., 1995) que indican que entre los metales pesados, el Pb es uno de los que se encuentra en mayor proporción en los sedimentos que en las plantas acuáticas. Es así como podría establecerse el siguiente patrón de distribución de Pb en el ecosistema del río Mapocho:

Sedimento profundidad \approx Sedimento superficial $>$ Vegetación Ripariana \approx Columna de
Agua metales totales \approx Columna de Agua metales disueltos

Por otro lado, de acuerdo al ANOVA (Tabla 9) no existen diferencias entre las estaciones ni efectos de interacción de éstas con los componentes (C×E). Por lo cual podría inferirse que el ingreso de Pb al ecosistema en estudio proviene de otra fuente que no es necesariamente la descarga de residuos líquidos al río. Estudios han demostrado que gran parte del Pb encontrado en los sedimentos, podría provenir del aporte por la utilización de gasolina con Pb hecho hasta hace un par de años atrás (Dunlap *y col.*, 2000). Al parecer la influencia de la gasolina con Pb en los ríos podría permanecer por décadas e incluso siglos (Dunlap *y col.*, 2000). Basándose en estos hechos, las aguas de río no han retornado aun a la composición de Pb natural, y más del 50% del Pb en los ríos es persistente desde emisiones pasadas de gasolinas con Pb (Dunlap *y col.*, 2000).

C.3. Cadmio.

El análisis de varianza (Tabla 12) muestra que existe efecto entre los componentes, dada, al igual que para el Zn, por la vegetación ripariana (Tabla 13), llegando a ser ésta el componente con mayor contenido de este metal en el ecosistema (Figura 20). La concentración de Cd en la vegetación es de hasta 3000 veces mayor que en la columna de agua y 6 veces en el sedimento (Tabla 11). A pesar de que el Cd no es un micronutriente esencial para las plantas como el Zn, y que aún a bajas concentraciones puede llegar a provocar efectos tóxicos en algunas especies, su absorción por la vegetación es muy similar a la del Zn. Esto se debe a que ambos

metales pertenecen al Grupo IIB de la Tabla Periódica, por lo que poseen propiedades químicas muy similares, comportándose de manera análoga.

A pesar de que muchos estudios (Benjamin y Honeyman, 1992; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000) indican que el Cd se encuentra principalmente disuelto, se puede apreciar que no existen diferencias significativas en la columna de agua entre su fase disuelta y total. Entre estos, Stumm y Morgan (1981) en sus estudios de especiación de metales en agua dulce han encontrado que a pH 7 el 87% del Cd se encuentra en su forma iónica biodisponible, mientras que Bergkvist *y col.* (1989) establece que al pH del río este valor sería de casi un 50%. En ambos casos se justificaría la alta concentración de Cd en la vegetación ripariana. Del resto, otro importante porcentaje corresponde al Cd unido a sulfatos y a la materia orgánica. De acuerdo al análisis estadístico (Tabla 13), tanto la columna de agua, como los sedimentos presentan concentraciones similares de Cd. En consecuencia, podría establecerse el siguiente patrón de distribución para el contenido de Cd en el ecosistema del río Mapocho:

Vegetación Ripariana > Sedimento superficial \approx Sedimento profundidad \approx Columna de
Agua metales totales \approx Columna de Agua metales disueltos

Nuevamente, de acuerdo al ANOVA, no se presenta efecto entre las estaciones, por lo cual en forma global no existen diferencias significativas en el contenido de Cd

entre los sitios de estudio (Tabla 12). Esto significa que a nivel ecosistémico aún no ha habido cambios en relación al contenido de este metal.

El análisis de varianza indica que existe interacción entre los componentes y las estaciones (Tabla 12). Se observa que la vegetación ripariana de todas las estaciones muestra diferencias significativas con la columna de agua (Tabla 14). Esto puede deberse al proceso de bioacumulación que ocurre en la biota. Con respecto a los sedimentos, la vegetación de Lomas de Lo Aguirre presenta diferencias en el contenido de Cd con todas las estaciones. Esto podría deberse al mayor grado de contaminación de dicha estación ya que el río aún lleva aguas que son descargadas sin ningún tipo de tratamiento o bien, a la existencia de otra fuente cercana como puede ser el desplazamiento de material fino proveniente de la escorrentía superficial originada de los relaves de la mina de cobre: La Africana.

Uno de los metales más estudiados en la capacidad de fitoextracción de *Salix* es el Cd (Baker y col., 1994; Pulford y col., 2002; Klang- Westin y Erksson, 2003). Los valores encontrados en este estudio sobre el contenido de Cd en hojas de *Salix humboldtiana* se encuentran en el rango normal de lo que se ha obtenido en algunos estudios para otras especies (Pulford y col., 2002; Klang- Westin y Erksson, 2003) (ver Anexo G). En general los valores son muy similares a los que se encuentran para la especie *S. viminalis* (Anexo G), cuya capacidad para acumular Cd en sus hojas ya ha sido demostrada (Breger y col., 1992; Landberg y Greger, 1994; Greger y Landberg, 1999). Punshon y Dickinson (1997) mostraron que el género *Salix* puede adaptarse al

ambiente y aclimatarse a las altas concentraciones de Cd, logrando así sobrevivir y crecer, sin cambiar su productividad.

C.4. Níquel.

El análisis de varianza presentado en la Tabla 16 muestra, al igual que para el Pb, diferencia solamente entre los componentes. Esta diferencia está dada tanto por la vegetación ripariana con respecto a los demás componentes, como por los sedimentos (Tabla 17). Es decir, entre todos los componentes morfológicos: columna de agua, vegetación ripariana y sedimentos existen diferencias significativas en cuanto al contenido de Ni (Tabla 17). De acuerdo a la Figura 21, el mayor contenido de Ni se encuentra en los sedimentos, llegando a ser de 200 veces mayor la concentración en éstos que en la columna de agua y dos veces mayor que en la vegetación, aún así, su contenido en la vegetación es 100 veces mayor que el de la columna de agua (Tabla 15). A pesar de que los valores determinados para la vegetación se encuentran en el rango normal de lo que se ha encontrado en el interior del tronco de otras especies de *Salix* (ver Anexo G). Este comportamiento puede deberse a que el Ni, al ser un metal de transición, presenta una conducta heterogénea, entre un metal duro presentando afinidad por los ligandos duros (por ejemplo, carboxilos) y tendiendo a formar enlaces iónicos; y un metal suave, capaz de formar enlaces covalentes y complejos muy estables con los ligandos suaves como S y N orgánico, llegando a competir muchas veces por estos sitios con el resto de los metales en estudio (Buffle y Stumm, 1994; Stumm y Morgan, 1996; Van Loon y Duffy, 2000). Además el Ni también presenta afinidad con los ligandos

simples, tales como cloruros y sulfatos. Por ello, su conducta, en cuanto a movilidad y/o retención en el sistema, va a depender principalmente de las características del medio, tipos de ligandos presentes y de la competencia con otros metales.

Existen muy pocos estudios ambientales de metales pesados donde el Ni sea incluido tal vez, por la conducta de transición mencionada anteriormente. Entre éstos, algunos (Benjamin y Honeyman, 1992) indican que al pH en que se encuentra el río, aproximadamente el 60% del Ni se encontraría adsorbido en los óxidos. Esto sumado al hecho de que existen muchos sitios de adsorción disponibles por el alto contenido de materia orgánica en el sistema, permitirían justificar el hecho de que en el ecosistema estudiado, el Ni se encuentre en mayor grado asociado los sedimentos que a la vegetación. Estudios de especiación de Ni en sedimentos del río Mapocho (Garlaschi, 1983) indican que efectivamente este metal se encuentra principalmente asociado a la M.O, luego a carbonatos y en menor grado a sulfuros. El patrón de distribución encontrado en el ecosistema del río Mapocho para este metal es el siguiente:

Sedimento profundidad \approx Sedimento superficial > Vegetación Ripariana > Columna de
Agua metales totales \approx Columna de Agua metales disueltos

De acuerdo al ANOVA no existe efecto entre las estaciones ni por la interacción de éstas con los componentes con respecto al contenido de Ni en el ecosistema del río Mapocho (Tabla 16).

Es importante considerar en la interpretación de estos resultados, que las mediciones fueron todas hechas en época estival, donde los caudales normales del río son cerca de 20 m³/S más los 8,8 m³/S producidos por la planta de tratamiento La Farfana. Por lo que se esperaría que los cambios y transformación del ecosistema sea más importante en el resto del año debido al efecto de dilución que se produce por las precipitaciones y deshielos generados durante la época de invierno y primavera, respectivamente. Dicho efecto de dilución ha quedado demostrado en estudios pasados (Figura 22) (Garlaschi,1983) donde se observa una importante disminución de la concentración de los metales en las distintas estaciones anuales. Ward y Stanford (1979) propusieron que el caudal de un río puede ser considerado como una variable integradora que regula los patrones y procesos ecológicos de los sistemas, ya que se encuentra relacionado con muchos parámetros físicos y químicos del río; tales como: O.D, temperatura, STS y geomorfología del río, entre otros.

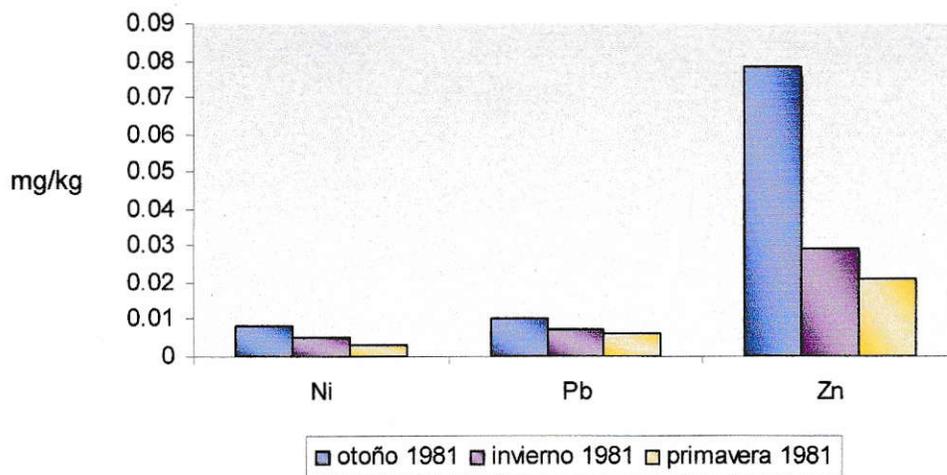


Figura 22: Variación estacional de la concentración de Ni, Pb y Zn en el río Mapocho, estación Rinconada de Maipú, (modificado de Garlaschi, 1983).

D) Río Mapocho Poniente y medio ambiente.

No obstante, las diferencias que existen entre los parámetros físicos y químicos en el ecosistema del río Clarillo con respecto al del río Mapocho, el rango de pH obtenido en las tres estaciones, entre 7,21 y 7,36, se encuentra entre los límites establecidos por la Norma Chilena de requisitos de calidad del agua destinada a vida acuática (Tabla 19). Lo mismo sucede con la conductividad eléctrica, cuyos valores se encuentran en el rango correspondiente a la clase 2 de la Norma Chilena de calidad del agua para uso en riego, en la cual sólo se observan efectos perjudiciales en cultivos sensibles. Con respecto al oxígeno disuelto, esta norma establece un valor mínimo de 5 mg/L, por lo cual la estación aguas arriba de la descarga, Lomas de Lo Aguirre, con 2,15 mg/L no estaría cumpliendo con ésta. Por otro lado, las dos estaciones que se encuentran aguas abajo de la descarga, La Farfana y Rinconada de Maipú con 6,09 mg/L y 5,69 mg/L de O.D respectivamente, si lo están. Esto comprueba el mejoramiento de la calidad de un cuerpo de agua producto de la descarga de aguas limpias.

Tabla 19: Norma Chilena de requisitos de calidad del agua para distintos usos.

Parámetros	Norma Chilena
pH*	6,0 a 9,0
O.D (mg/L)*	5 mínimo
C.E (mS/cm)**	0,700 – 1,400

* Norma Chilena Oficial N° 1333 Of.N°78. Modificado en 1987. Requisitos de calidad del agua destinada a vida acuática.

** Norma Chilena Oficial N° 1333 Of.N°78. Modificado en 1987. Requisitos de calidad del agua para agua de riego correspondiente a la clase 2 (leve a moderada).

Para aquellos metales que pudieron ser detectados en la columna de agua, como es el caso del Pb y el Cd, sus concentraciones en agua cumplen tanto con las Normas Chilenas de requisitos de calidad del agua para agua de riego y agua potable, como con los estándares de la OMS y Canadá, respectivamente (Tabla 20). En el caso del Ni, los valores en la columna de agua se encuentran por debajo de las normas, nacionales e internacionales, para el uso de agua en riego; sin embargo, éstos no cumplen con el estándar establecido por la OMS para el uso como agua potable. Para todos los metales los valores encontrados corresponden a la categoría de menor contaminación según la clasificación estándar de la Comunidad Económica Europea para la calidad de aguas superficiales en la mantención de vida acuática (ver Anexo H).

Tabla 20: Normas nacionales e internacionales del contenido de metales pesados en agua para distintos usos y valores promedios encontrados en ríos no contaminados.

Metal	Normas de calidad de agua para uso en aguas de riego (mg/kg)			Normas de calidad de agua para uso como agua potable (mg/kg)		Valores promedio mundiales encontrado en ríos no contaminados para metales disueltos (mg/kg)*.
	FAO* (criterio)	Canadá**	Chile***	OMS*	Chile***	
Cd	0,01	0,01	0,01	0,003	0,01	0,001
Pb	---	0,2	5	0,01	0,05	0,04
Ni	50	0,2	0,2	0,02	---	0,4
Zn	50	1 - 5	2	---	5	0,2

*WHO, web

** EPA, web

*** Norma Chilena Oficial N° 1333 Of.N°78. Modificado en 1987. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos. Concentraciones máximas de agua para riego y para uso como agua potable.

Con respecto a la concentración de los metales en la columna de agua en su fase disuelta, el Cd se encuentra sobre los promedios encontrados para ríos no contaminados, mientras que la concentración encontrada para el Ni se encuentra por debajo del promedio mundial encontrado en ríos no contaminados (Tabla 20).

Los valores encontrados en los sedimentos para Pb, Ni y Zn se encuentran por debajo de los estándares de calidad que poseen algunos países como Canadá, Francia y Alemania para sedimentos en sistemas de agua dulce (Tabla 21). En el caso del Cd las concentraciones también se encuentran por debajo de los valores de calidad establecidos en Alemania y Francia para los sedimentos del río Rin. Sin embargo, con respecto a los estándares de calidad canadienses, en la estación Rinconada de Maipú , el sedimento excede levemente el valor de la norma equivalente a 0,6 mg/kg. Todos los metales, con excepción del Cd se encuentran bajo el promedio mundial registrado en sedimentos de río de la Tabla 21.

Tabla 21: Valores referenciales del contenido de metales en sedimentos.

Metal	Objetivos de calidad internacionales ICPR ¹ (mg/kg)*	Valores de calidad Canadienses (mg/kg) **		Valores promedio encontrado en ríos (mg/kg)*	Valores promedio encontrado en rocas continentales (mg/kg)*
		ISQG ²	PEL ³		
Cd	1	0,6	3,5	0,3	0,2
Pb	100	35	95,3	40	16
Ni	50	---	---	80	49
Zn	50	123	315	110	127

*WHO, web

** EPA, web

¹ ICPR: International Commission of the Rhine against pollution

² ISQG: guía interina de calidad de sedimentos

³ PEL: nivel de efecto probable, concentración a la cual ya comienzan a notarse efectos biológicos adversos.

E) Integración de las aproximaciones ecosistémica y ambiental.

Los procesos de perturbación antrópica deberían ser siempre analizados desde una perspectiva ecosistémica, en especial cuando se trata de ciclos de elementos (Delgado y Serey, 2002). En este estudio se encontró que todos los metales en estudio se encontraban a muy bajas concentraciones en la columna de agua ; sin embargo, éstos se encontraban acumulados tanto en la vegetación como en los sedimentos. Si bien éstos estarían actuando como sumideros de los metales, también son fuentes potenciales de contaminación secundaria. Esto debe ser de especial consideración al momento de tomar decisiones ambientales ya que cualquier cambio en las condiciones físicas, químicas o biológicas del río podrían ser capaces de provocar una removilización de los metales en

el sistema. Por ejemplo, un aumento del caudal provocaría una resuspensión de los sedimentos, transportando y removilizando a los contaminantes. Se ha demostrado que el río en el sector de Rinconada de Maipú al menos una vez al año sufre un evento en el cual el caudal presenta valores superiores a $60 \text{ m}^3/\text{s}$, considerados como suficientes para realizar una remoción de los sedimentos (Serey y col., 2003). Por otro lado, debido a que la acción de los organismos es muy selectiva para determinadas reacciones químicas, la evolución de la composición química de un medio abiótico determinado puede ser muy diversa de aquel mismo medio en el cual no se desarrolla la vida (Buffle y Stumm, 1994). Es por esto que cualquier descripción química en un medio ambiental debe tener en consideración la importante retroalimentación que implica la biota.

La estructura de los ecosistemas lóticos está formada por componentes bióticos y abióticos en donde la actividad de cada componente va a depender de las relaciones entre los demás componentes del ecosistema (Margalef, 1991). Es por ello que para proteger adecuadamente el medio ambiente es necesario: i) enfocar los problemas ambientales desde el punto de vista ecosistémico, y ii) establecer estándares de calidad que vayan más allá de la columna de agua. Si bien las gestiones ambientales que se han hecho en Chile con respecto a la calidad de agua han logrado como consecuencia disminuir el contenido de metales en los sedimentos como puede observarse en la Tabla 22, aún faltan normativas que regulen las concentraciones de éstos y otros contaminantes en los sedimentos.

Tabla 22: Concentración en el año 1981 y 2004 de Ni, Pb y Zn (mg/kg) en sedimentos del río Mapocho, estación Rinconada de Maipú.

Año de la determinación	1981^{*a}	2004
Metal		
Ni	44	13
Pb	739	11,7
Zn	383	4,4

* Garlaschi, 1983

^a Debe considerarse que el nivel de error de la tecnología analítica utilizada en 1981 es mayor al de hoy en día, aún así las diferencias entre los valores son significativas, permitiendo su comparación.

Este estudio contribuye a proponer considerar elaborar una base geoquímica para el establecimiento de normas secundarias de calidad de sedimentos o bien, valores de referencia para el contenido de metales en la vegetación. Ya que muchas veces la ausencia de líneas base ha conducido a copiar estándares y normas de calidad de otros países desarrollados, los cuales dictan sus normas secundarias en función de sus propias líneas bases, las que muchas veces se encuentran muy alejadas del país que las importa (González, 1994). En el caso de Chile, los aportes antrópicos deben considerarse adicionales a líneas base naturalmente elevadas (González, 1994).

CONCLUSIONES

La estructura del ecosistema del río Mapocho Poniente resultó ser diferente al modelo preexistente para los ríos de Chile Central, tanto en número como en tipo de componentes. Si bien los componentes iniciales se encontraban presentes en el ecosistema, su poca relevancia en el sistema hizo que fueran descartados de este estudio.

La mayoría de los parámetros físicos y químicos medidos, que a su vez son parámetros de calidad del agua, no presentaron diferencias importantes entre las estaciones. Tanto el pH como el O.D presentaron valores más bajos con respecto a un río de características similares poco perturbado. Por otro lado, la conductividad eléctrica fue mucho mayor. Estas diferencias pueden atribuirse al aporte de las descargas antropogénicas que recibe el río durante su transcurso por la ciudad. Sólo el oxígeno disuelto presentó valores más bajos en la estación aguas arriba de la descarga de La Farfana, lo que comprueba el mejoramiento del río producto de la descarga de aguas limpias desde el punto de vista de la degradación de la materia orgánica.

En los metales, el análisis de datos, cuyo resumen se presenta en las Tablas 23-25, mostró que los componentes presentaron diferencias significativas en su contenido con respecto a todos los metales (Tabla 23), las cuales estaban dadas principalmente por la vegetación ripariana para el Cd y Zn, y los sedimentos para el Pb y Ni, con respecto a la columna de agua. Estas diferencias indican que si bien existe un patrón, tal como se

propuso en la hipótesis, dicho patrón es básicamente de homogeneidad para todos los metales ya que la mayoría de los componentes no presentaron diferencias significativas entre sí. En general, podría establecerse que para casi todos los metales estudiados, los resultados obtenidos no apoyaron la hipótesis propuesta en este trabajo. Sólo en el caso del Ni la hipótesis podría llegar a aceptarse ya que, si bien existe homogeneidad entre algunos componentes, se generó un orden en la distribución de este metal similar al que se propuso inicialmente.

Tabla 23: Secuencia de concentraciones entre los componentes del ecosistema para los metales Zn, Pb, Cd y Ni. Veg.: Vegetación, Rip.: Ripariana, Sed.: Sedimentos, Sup.: Superficiales, Prof.: Profundidad, tot.: totales, dis.: disueltos

	Nivel Componentes
Zn	Veg. Rip. > Sed. Sup. = Sed. Prof. > Agua tot. = Agua dis.
Pb	Sed. Prof. = Sed. Sup. > Veg. Rip. = Agua tot. = Agua dis.
Cd	Veg. Rip. > Sed. Sup. = Sed. Prof. = Agua tot. = Agua dis.
Ni	Sed. Prof. = Sed. Sup. > Veg. Rip. > Agua tot. = Agua dis.

Por otro lado, en la hipótesis planteada en este trabajo no se encontraban implícitas las diferencias que pudiesen presentarse en el ecosistema entre las estaciones producto de la descarga de La Farfana; sin embargo con los resultados obtenidos para cada metal en el análisis de varianza fue posible establecer que todas las estaciones son iguales como entidades ecosistémicas desde el punto de vista de la concentración de los metales (Tabla 24). Esto puede implicar que: i) la descarga de aguas limpias de La Farfana no ha ayudado a restaurar el ecosistema en relación a los metales, ii) que el ingreso de metales al río no proviene de la descarga de las aguas residuales sino que de

alguna otra fuente antrópica, o bien iii) considerando el estudio de Garlaschi, 1983, hubo una reducción de las emisiones, la que se muestra en una disminución del contenido de los metales en los sedimentos de esa época con respecto al año 2004.

Tabla 24: Comparación entre las tres estaciones para todos los metales. E1: Rinconada de Maipú, E2: La Farfana, E3: Lomas de Lo Aguirre.

	Nivel Estación
Zn	E1 = E2 = E3
Pb	E1 = E2 = E3
Cd	E1 = E2 = E3
Ni	E1 = E2 = E3

Al nivel de la interacción entre los componentes y las estaciones, sólo fue posible observar diferencias significativas para el Cd y Zn (Tabla 25). De esta tabla, es posible observar que estas diferencias estuvieron dadas fundamentalmente por la vegetación ripariana de la estación Lomas de Lo Aguirre con respecto a los otros componentes de las otras estaciones. Por lo cual, desde el punto de vista ambiental, los resultados sugieren que La Farfana hasta el momento ha tenido un impacto en el contenido de metales y éste sólo ocurriría para el componente vegetación.

Tabla 25: Comparación a nivel de la interacción entre los componentes y las estaciones, C×E. E1: Rinconada de Maipú, E2: La Farfana, E3: Lomas de Lo Aguirre. Veg.: Vegetación.

	Nivel Interacción
Zn	Veg. Ripariana E3 hacia todos los componentes Veg. Ripariana E1 hacia columna de agua
Pb	-----
Cd	Veg. Ripariana E3 hacia todos los componentes Veg. Ripariana E1 y E2 hacia columna de agua
Ni	-----

En el marco de las regulaciones ambientales, tanto los parámetros físicos y químicos, como el contenido de metales en los componentes ecosistémicos cumplían, en su mayoría, con las normas chilenas e internacionales con las que fueron comparados. En general, el contenido de metales en el ecosistema del río Mapocho era muy bajo, no representando un problema mayor de contaminación para éste.

El enfoque ecosistémico utilizado en este trabajo, permitió evaluar el contenido de los metales en el ecosistema del río Mapocho, aumentando así, la comprensión del funcionamiento de éste desde el punto de vista de los metales. Sin embargo, este enfoque de carácter holista requirió muchas ramas del enfoque reduccionista para poder establecer algunos de los mecanismos que permitieron lograr esta comprensión (Contreras, 1998).

A futuro, se recomienda hacer un seguimiento de este análisis en el tiempo para estudiar cuales son los efectos reales en el ecosistema a largo plazo y ver si ocurren variaciones estacionales de los resultados obtenidos en este estudio a lo largo del año. De esta forma se podrá establecer con mayor certeza cuales son los impactos positivos que tendrá el tratamiento de las aguas y definir finalmente, cual es el verdadero rol de La Farfana en la restauración ecosistémica del río Mapocho con respecto a los metales.

BIBLIOGRAFÍA

ALI, M.B, TRIPATHI, R.D, RAI, U.N, PAL, A. y SINGH, S.P. 1999. Physico-chemical characteristics and pollution level of Lake Nainital (U.P., India): role of macrophytes and phytoplankton in biomonitoring and phytoremediation of toxic metal ions. *Chemosphere* 39(12):2171-82.

ANDERSON, W.L. 1975. Lead poisoning in waterfowl at Rice Lake, Illinois. *J. Wildlife Management* 39(2):264-270.

APHA, AWWA y WEF. 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. Washington, D.C.1220p.

BAKER, A.J.M., McGRATH, S.P., SIDOLI, C.M.D. y REEVES, R.D.1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. *Resour. Conserv. Recycl.* 11: 41-49.

BARAN, E.J. 1995. *Química bioinorganica*. Madrid, Mc Graw Hill. 321p.

BECERRA, J.P. 2003. Experiencia mundial sobre la gestión en agricultura de lodos procedentes de plantas de tratamiento de aguas servidas y evaluación de fitotoxicidad de lodos generados en la Región Metropolitana (Chile) mediante pruebas de germinación. Tesis de pregrado en Química Ambiental. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 141p.

BENJAMIN, M. y HONEYMAN, B. 1992. Trace Metals. En: BUTCHER, S., CHARLSON, R., ORIAN, G. y WOLFE, G. (Eds.). *Global Biogeochemical Cycles*. London, Academic Press Inc. pp. 317 – 352.

BERG, H., KIIBUS, M. y KAUTSKY, N. 1995. Heavy Metals in Tropical Kariba, Zimbabwe. *Water Air Soil Pollut.* 83: 237-252.

BERGKVIST, B.; FOLKESON, L. y BERGGREEN, D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr y Ni in temperate forest ecosystems: A literature review. *Water Air Soil Pollut.* 47:217-286.

BLAKE, G., KAIGATE, B., FOURCY, A. y BOUTIN, C. 1987. *Water Sci. Technol.* 19: 123-128.

BOSTON, H. L., HILL, W. R. y STEWART, A.J. 1991. Evaluating direct toxicity and food chain effects in aquatic systems using natural periphyton communities En:

GORSUCH, J.W., LOWER, W.R. y ST. JOHN K.R. (eds.). Plants for Toxicity Assessment: Second Volume. Philadelphia, PA. pp 126- 145.

BRIEGER, G., WELLS, J.R. y HUNTER, R.D. 1992. Plant and Animal Species Composition and Heavy Metal Content in Fly Ash Ecosystems. *Water Air Soil Pollut.* 63(1-2):87-103.

BUFFLE, J. y DE VITRE, R.R. 1994. Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems. USA, CRC Press, Inc. 385 p.

BUFFLE, J. y STUMM, W. 1994. General chemistry of aquatic chemistry. En: BUFFLE, J. y DE VITRE, R.R. Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems. USA, CRC Press, Inc. pp.1-42.

CARDWELL, A.J. HAWKER, D.W. y GREENWAY, M. 2002. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere* 48: 653-663.

CASTAÑEDA, V., FERNANDEZ, R. y PALOMERO, C. 1983. El Mapocho, río origen de Santiago. Tesis . Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Arquitectura y Urbanismo. 154p.

COLLINS, G. B. y WEBER, C. I. 1978. Phycoperiphyton (algae) as indicators of water quality. *Trans. Am. Microscop. Soc.* 97:36-43.

CONAMA. Agua: Recurso escaso y vital. [en línea] <www.conama.cl> [Consulta: 05/08/03].

CONNELL, D. W. y MILLER, G. J. 1984. Chemistry and ecotoxicology of pollution. New York, John Wiley & Sons. 444 p.

CONTRERAS, M. A. 1998. Flujo de Carbono en el Ecosistema Río Clarillo. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 147p.

CRIST, R.H. , MARTIN, J.R., CARR, D. , WATSON, J.R., CLARKE, H.J. y CRIST, D.R. 1994. Interaction of metals and protons with algae. 4. Ion exchange vs. adsorption models and a reassessment of scatchard plots; Ion-exchange rates and equilibria compared with calcium alginate. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1859-1866.

CROMPTON, T.R. 1998. Ocurrence and Analysis of Organometallic Compounds in the Environment. England, John Wiley & Sons. 237 p.

DAVIDSON, I.J. y HARRIS, C.J. 2002. Heavy Metal Concentrations in Macrophytes from the Manly Lagoon Catchment. [en línea]. Freshwater Ecology Report of 2002, Department of Environmental Sciences, University of Technology

<http://www.science.uts.edu.au/des/StaffPages/PeterJones/mlplantmetals_02.pdf >
[consulta: 25/09/03].

DELGADO, L. y SEREY, I. 2002. Distribución del cobre en ecosistemas forestales de tipo mediterráneo. *Rev. chil. hist. nat.* 75 (3): 557-565.

DE VOOGT, P., VAN HATTUM, B., FEENSTRA, J.F. y COPIUS- PEEREBOOM J.W. 1980. Exposure and health effects of cadmium. *Toxicol. Environ. Chem. Rev.* 3: 89-109.

DIXON, D.G., NOWIERSKI, M., SCHROEDER, J., NORWOOD, W y BORGMANN, U. 2003. Metal and Bugs in a Complex World. [en línea] MITE-RN News. Invierno, 2003. <<http://www.mite-rn.org>> [consulta: 31/07/03].

DUNLAP, C.E., BOUSE, R. y FLEGAL, A.R. 2000. Past leaded gasoline emissions as a nonpoint source tracer in riparian systems: A study of river inputs to San Francisco bay. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1211-1215.

ENCINA, G. 2003. Cambios en los contenidos de metales pesados por efecto de las descargas de relaves mineros en ecosistemas acuáticos: Un Análisis comparativo. Tesis de pregrado en Biología con Mención en Medio Ambiente. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 66p.

ENVIRONMENT CANADA. 2002. Canadian Environmental Quality Guidelines, Summary Table. [en línea] <http://www.ccme.ca/assets/pdf/e1_06.pdf> [consulta: 15/07/04].

FERRANDO, F.J. 2000. Río Mapocho: Características hidrológicas vs. proyecto Mapocho Navegable. [en línea] *Revista de Urbanismo*. Agosto, 2000, N° 3. <<http://www.uchile.cl>> [Consulta: 25/ 07/03].

FITTER, A.H. y HAY, R.K. 1983. *Environmental Physiology of Plants*. London , Academic Press. 355 p.

FLEGAL, A.R. y SMITH, D.R. 1995. Measurements of environmental lead contamination and human exposure. *Environ. Cont. Toxicol. Rev.* 143:1-45.

FORSTNER, U. y WITTMAN, G.T.W. 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. 2nd ed. Berlin, Springer-Verlager. 486p.

GARLASCHI, G. 1983. Determinación de cobre, cromo, cobalto, zinc, níquel, plomo y manganeso en aguas y lodos del río Mapocho. Tesis de pregrado para optar al título de Químico Farmacéutico. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Química y Farmacia. 73p.

GONZALEZ, S. 1994. Geoquímica de metales pesados en Chile. En: SIMPOSIO SOBRE CONTAMINACIÓN AMBIENTAL (VI, Santiago, 19 y 20 de Abril de 1994). Impacto ambiental de metales pesados en Chile. Santiago, INIA, INACAP, Universidad de Chile y British Council. pp. 10-29.

GONZALEZ, M.R. 2002. Evaluación de la contaminación de dos sistemas acuáticos de la Región Metropolitana. Tesis de pregrado para optar al título de Químico Farmacéutico. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Química y Farmacia. 35p.

GREGER, M. y LANDBERG, T. 1999. Use of willow in phytoextraction. *Int. J. Phytoremed.* 1: 115-123.

HESSLEIN, R.H., BROECKER, W.S. y SCHINDLER, D.W. 1980. Fates of metal radiotracers added to a whole lake: sediment-water interactions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 378-386.

HUNTSMAN, S. A. y SUNDA, W. G.. 1980. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth. En: MORRIS, I. (ed.). *The Physiological Ecology of Phytoplankton*. Los Angeles, CA., University of California Press. 625p.

ILYIN I. y TRAVNIKOV O. 2003. Heavy metals: transboundary pollution of the environment. [en línea] MSC-E Technical Report 5/2003, July 2003. <<http://www.msceast.org/reps/TR5-2003-Title.pdf>> [Consulta: 25/09/03].

JACKSON, L.J. y KALFF, J. 1993. Patterns in metal content of submerged aquatic macrophytes: the role of plant growth form. *Freshwater Biology* 29: 351-359.

JACKSON, L.J., KALFF, J. y RASMUSSEN, J.J. 1993. Sediment pH and Redox Potential Affect the Bioavailability of Al, Cu, Fe, Mn and Zn to Rooted Aquatic Macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 143-148.

JACKSON, L.J. 1998. Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. *The Science of the Total Environment* 219: 223-231

JØRGENSEN, S. E. 1992. *Integration of Ecosystem Theories: A pattern*. Netherlands, Kluwer Academic Publishers. 383p.

KABATA-PENDIAS, A. Y PENDIAS, H. 1984. *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton, USA, CRC Press. 315p.

KELLER, E.A. 1996. *Environmental Geology*. USA, Prentice Hall Inc. 560p.

KENNISH, M.J. 1992. *Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects*. Boca Raton, FL , CRC Press, Inc. 494p.

KLAASSEN, C.D. 2001. Casarett & Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons. 6th Edition. U.S.A, Mc Graw Hill. 1236p.

KLING- WESTIN, E. Y ERIKSSON, J. 2003. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant and Soil* 249: 127-137.

KLIMMEKANDH, S., STAN, J., WILKE, A., BUNKE, G. y BUCHHOLZ, D. 2001. Biosorption of Cadmium, Lead, Nickel, and Zinc by Algae. *Environ. Sci, Technol.* 35: 4283-4288.

LANDBERG, T. y GREGER, M. 1994. Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy contaminated land?. En: PROC. OF A STUDY TOUR, CONFERENCE AND WORK SHOP (Suecia, 5-10 de Junio de 1994). Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges - A biological purification system. *Swed. Univ. Agric. Sci., Uppsala.* Aronsson, P. y Perttu, K. (Eds.). pp.133-144.

LANDIS, T.D., TINUS, R.W., MCDONALD, S.E. y BARNETT, J.P. 1989. Seedling Nutrition and Irrigation, Vol. 4, The Container Tree Nursery Manual. *Agric. Handbk.* 674. Washington, DC: US Department of Agriculture, Forest Service. 119p.

LEAN, G. y HINRICHSEN, D. 1994. Atlas of the Environment. New York, Harper Perennial. pp. 57-64.

LUOMA, S.N. 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms. A Review, *Sci. Tot. Environ.* 28: 1- 2.

MARGALEF, R. 1991. Teoría de los sistemas ecológicos. Barcelona, Publicacions de la Universitat de Barcelona. 290p.

MÜLLER, B. y SIGG, L. 1990. Interactions of trace metals with natural particle surfaces: comparison between adsorption experiments and field measurements. *Aquat. Sci.* 52: 75 - 92.

MYLON, S.E, TWINING, B.S, FISHER, N.S y BENOIT, G. Relating the speciation of Cd, Cu and Pb in two Connecticut rivers with their uptake in algae. *Env Sci. Technol.* 37: 1261 - 1267.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1980. Committee on Lead in the Human Environment. Lead in the human environment: A report. Washington, D.C, National Academy of Sciences. 525 p.

NORMA CHILENA OFICIAL N° 1333 Of.N°78. Modificado en 1987. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos.

- NIOSH. 1977. Criteria for a recommended standard- Occupational Exposure to Inorganic Nickel. Cincinnati, National Institute for Occupational Safety and Health. 282 p.
- NRIAGU, J. O. y PACYNA, J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 323: 134-139.
- O'KEEFE, D.; HARDY, J. K. y RAO, R. A. 1984. *Environ. Pollut.(Ser. A)* 34: 133-147.
- PULFORD, I.D., RIDDELL-BLACK, D. y STEWART, C. 2002. Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge treated soil: the potential for phytoremediation. *Int. J. Phytoremed.* 4: 59-72.
- PUNSHON, T. y DICKINSON, N. M. 1997 Acclimation of *Salix* to metal stress. *New Phytol.* 137: 303-314.
- SAMAME, P.S. 2002. Propuesta de parámetros para la norma de calidad de sedimentos. Tesis de pregrado en Química Ambiental. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias. 178 p.
- SANTSCHI, P.H., NYFFELER, U.P., ANDERSON, R.F., SCHIFF, S.L., O'HARA, P. y HESSLEIN, R.H. 1986. Response of radioactive trace metals to acid-base titrations in controlled experimental ecosystems: evaluation of transport parameters for application to whole-lake radiotracer experiments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 60-77.
- SAWIDIS, T., CHETTRI, M.K., ZACHARIADIS, G.A. y STRATIS, J.A. 1995. Heavy Metals in Aquatic Plants and Sediments from Water Systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 32: 73-80
- SCHENCK, R.C., A. TESSIER y CAMPBELL, P.G.C. 1988. The effect of pH on iron and manganese uptake by a green alga. *Limnol. Oceanogr.* 33: 538-550.
- SCHNEIDER, I.A. y RUBIO, J. 1999. Sorption of Heavy Metal Ions by the Nonliving Biomass of Freshwater Macrophytes. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2213-2217.
- SEREY, I., BUSTAMANTE, R., TORAL, M.I, RICHTER, P. y YATES, L. 1997. Copper contents in Mediterranean ecosystems of South America. *Environ. Monit. Asses.* 45:223-235.
- SEREY, I., CONTRERAS, M. y MARIN, V. 2003. Impacto de la Planta de Tratamiento La Farfana en la Restauración del Río Mapocho: caracterización ecosistémica. Santiago, Universidad de Chile. 77p.
- SIGG, L. 1994. Regulation of Trace Elements: The role of Sedimentation. En: BUFFLE, J., DE VITRE, R.R. Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems. USA, CRC Press, Inc. pp. 175-196.

- SPENCER, E. 2004. Memoria de Título. Biólogo Mención Medio Ambiente. Santiago, Universidad de Chile; (en preparación).
- SQUIRE, S., SCELFO, G., REVENAUGH, J. y FLEGAL, R. 2002. Decadal Trends of Silver and Lead Contamination in San Francisco Bay Surface Waters. *Environ. Sci. Technol.* 36: 2379-2386.
- STEVENSON, F.J. 1994. *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions.* USA., John Wiley & Sons Inc. 496p.
- STUMM, W. y MORGAN, J. 1981. *Aquatic Chemistry.* 2nd edition. Nueva York, John Wiley & Sons Inc. 460 p.
- STUMM, W. y MORGAN, J. 1996. *Aquatic Chemistry.* 3rd edition. Nueva York, John Wiley & Sons, Inc. 1022p.
- STUMM, W., SIGG, L. y SULZBERGER, B. 1994. The role of coordination at the surface of aquatic particles. En: BUFFLE, J., DE VITRE, R.R. *Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems.* USA, CRC Press, Inc. pp. 43-88.
- TANSLEY, A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16:284-307
- TESSIER, A., BUFFLE, J., CAMPBELL y PETER, C.G. 1994. Uptake of Trace Metals by Aquatic Organisms. En: BUFFLE, J., DE VITRE, R.R. *Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems.* USA, CRC Press, Inc. pp. 197-230.
- THOMAS, V.M. 1995. The elimination of lead in gasoline. *Ann. Rev. Energ. Environ.* 20: 301-324.
- THORPE, H.M y SCHRUM, K.F. 2003. Bioaccumulation of heavy metals by plants in the San Gabriel River. [en línea]. <http://oasys2.confex.com/acs/225nm/techprogram/P624581.HTM> [Consulta: 20/10/03].
- VAN LOON, G.W y DUFFY, S.J. 2002, *Environmental Chemistry: a global perspective.* U.S.A., Oxford University Press 492p.
- VOLESKY, B. y HOLAN, Z.R. 1995. Biosorption of heavy metals. *Biotechnol. Progress* 11(3): 235-250.
- WARD, J. V. y STANFORD, J. A. (Eds). 1979. *Ecology of Regulated Streams.* New York, Plenum Press. 398p.

WATER SHEDDS. Heavy Metals. [en línea].
<<http://h2osparc.wq.ncsu.edu/info/hmetals.html>> [consulta: 20/10/03].

WETZEL, R. G. 1983. Limnology. 2nd ed. Philadelphia, Saunders College Publishing. 860 p.

WHO. Chapter 2 - Water Quality Requirements. [en línea].
http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/wpcontrol/ch04.htm [consulta: 15/07/04]

XUE, H.B., STUMM, W. y SIGG, L. 1988. The binding of heavy metals to algal surfaces. Water Res. 22: 917-926.

ZAMORANO, G.R. 1992. Evaluación de la contaminación de las aguas superficiales del sistema Maipo- Mapocho a través de un modelo de simulación de calidad de aguas. Tesis de pregrado en Ingeniería Civil. Santiago, Universidad de Chile, Facultad de Ingeniería. 50 p.

Comunicaciones Personales.

CONTRERAS, Manuel. PhD en Ciencias con mención en Biología. Laboratorio de Modelación Ecológica, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. CEA (Centro de Ecología Aplicada). Santiago, Chile.

SEREY, Italo. PhD en Ciencias Ecológicas. Laboratorio de Modelación Ecológica, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

ANEXOS

ANEXO A: Orígenes y fuentes de emisión de los metales en estudio.

Cadmio.

Este metal existe en forma natural en rocas sedimentarias, fosfatos marinos y en zonas de explosiones volcánicas. Es utilizado en galvanoplastía, plásticos, baterías y pigmentos, entre otros (Klaassen, 2001). Las principales fuentes de este metal en el ambiente son fundidores primarios de Zn, Cu, Pb y Cd; fundidores secundarios de Zn y Cu; incineradores municipales y, fábricas de hierro y acero (Klaassen, 2001). Además se encuentra presente en combustibles fósiles, pesticidas y fertilizantes fosfatados. Tanto el cadmio como algunos de sus compuestos: óxidos, cloruros y sulfatos, entre otros, han sido identificados como cancerígenos para algunos mamíferos (Klaassen, 2001).

Níquel.

Este metal se encuentra en forma natural en minerales ferromagnesianos de rocas ígneas y metamórficas (Samamé, 2002). Es ampliamente utilizado en aleaciones metálicas, galvanoplastía, transporte y medicina (Garlaschi, 1983; Klaassen, 2001). Sus emisiones antropogénicas se encuentran asociadas a las industrias químicas, de pinturas, conservas (Becerra, 2003), textiles, y cerámica. Además es utilizado como catalizador en, por ejemplo, la hidrogenación de grasas (Garlaschi, 1983). El níquel es un elemento esencial para algunas especies en especial para diferentes sistemas bacterianos (Baran, 1995) a pesar de que, en humanos, ha sido reconocido como un cancerígeno (Klaassen, 2001).

Plomo.

Su fuente es esencialmente antropogénica, ya que aproximadamente el 95% del plomo presente en la biosfera es causa de ésta, en especial por la combustión de gasolina con aditivos de alquilos de plomo (Flegal y Smith, 1995). Durante los siglos XIX y XX, el plomo ha sido intensamente utilizado por los humanos para una gran variedad de propósitos: baterías, petróleo, municiones, pinturas, imprenta, cerámica, automóviles y ferrocarriles, entre otros. Las entradas puntuales de este metal a los sistemas acuáticos (ríos, lagos, y reservorios) incluyen efluentes industriales, efluentes de aguas residuales municipales y fuentes de emisiones provenientes de fundiciones y de la combustión de combustibles fósiles. Ya en el siglo XX, las emisiones humanas de plomo al medio ambiente habían dominado su ciclo biogeoquímico en una escala global (Nriagu y Pacyna, 1988). Sin embargo, debido al aumento en la evidencia sobre los efectos dañinos de éste en la salud, al alterar diversas funciones fisiológicas (National Research Council, 1980), la mayoría de los países industrializados comenzaron a disminuir los contenidos de plomo en la gasolina en los ochenta y ya en los noventa solo era distribuida gasolina sin plomo (Thomas, 1995).

Zinc.

Se encuentra en forma natural en rocas y minerales, en especial como ZnS. Sus emisiones antropogénicas se encuentran asociadas a la actividad minera, producción de Zn, hierro y acero, incineración de residuos, uso de fertilizantes y pesticidas (Samame,

2002). Además es utilizado en los procesos de galvanizado, preservación de la madera, vulcanización del caucho y fabricación de pinturas y en la industria textil, cerámica, de cemento y papel (Garlaschi, 1983; Klaassen, 2001). El zinc es un metal pesado esencial para las plantas, seres humanos y animales. A pesar de que en exceso el Zn ha sido asociado con algunas enfermedades, tales como anemia y disminución de los niveles del colesterol bueno, la mayoría de los estudios toxicológicos se centran en la deficiencia de Zn, la cual, en humanos, se encuentra asociada al cáncer pulmonar (Keller, 1996; Klaassen, 2001).

ANEXO B: Protocolo para la determinación de los parámetros físicos y químicos y la determinación de los metales.

A. Parámetros físicos y químicos.

▪ Materiales e instrumentos.

- Agua destilada
- Envases de polietileno de 1L
- Solución de HNO₃ 10%
- Solución Buffer Merck pH 4
- Solución Buffer Merck pH 7
- Solución Merck 0,01 mol/L de KCl
- Equipo telemétrico WTW Multiline P4

▪ Procedimiento.

- Lavado del material. Los envases de polietileno deben ser lavados con un día de anticipación como mínimo. Para ello, se llenan los envases con HNO₃ 10% y se dejan reposar por 24h. Luego se enjuagan con abundante agua destilada.
- Calibración del equipo. La calibración se realizó sólo para los sensores de pH, temperatura y conductividad eléctrica. Para el primero, se sumergió el electrodo en una solución buffer a pH 4 y luego en una de pH 7. La temperatura se calibró con la temperatura ambiental y la conductividad con una solución de KCl 0,01 mol/L.
- Toma de muestra. En un envase previamente ambientado se obtuvo una muestra de agua en cada estación. Dichas muestras se tomaron en contracorriente, en zonas donde existía un escurrimiento fluido (sin estancamiento de agua), a 1 m de la orilla y a 5 cm aproximadamente de profundidad.
- Metodología Analítica. In situ, se midieron para cada muestra con un equipo telemétrico WTW Multiline P4, y en el siguiente orden:
 1. Oxígeno disuelto y temperatura
 2. pH
 3. Conductividad Eléctrica

Una vez que el electrodo correspondiente se introducía en la muestra, se agitaba levemente hasta que el valor registrado por el equipo se estabilizaba. Después de cada medición el electrodo era lavado con agua destilada y sacudido suavemente.

B. Determinación de los metales.

▪ Materiales e instrumentos.

- Agua destilada
- Envases de polietileno de 1L con tapa de seguridad
- Guantes de vinilo
- Bolsas Ziploc
- Core plexiglass
- Ice packs
- Caja Aislante
- Envases de polietileno de 100 mL con tapa de seguridad
- Solución de HNO₃ 10%
- Solución de HNO₃ 50%
- Papel pH
- Equipo Millipore HAWP
- Filtros de nitrocelulosa de 0,45 µm
- Detergente neutro 1-2% sin fosfatos
- Agua desionizada

▪ Procedimiento.

- Lavado del material. Los envases de polietileno de 1000 y 100 mL y el core deben ser lavados con un día de anticipación como mínimo. Para ello se llenan los envases con HNO₃ 10% y se dejan reposar por 24h. Luego se enjuagan con abundante agua destilada.

- Obtención de las muestras.

- a) Agua: la toma de la muestra de agua debe realizarse en zonas donde existe un escurrimiento fluido, sin estancamiento de agua. En primer lugar deben ambientarse los envases de polietileno de 1L. Para ello, se sumerge el frasco con el que se tomará la muestra en el lugar de muestreo correspondiente, se tapa, agita y luego se bota el agua. Repetir 2 o 3 veces. Finalmente, el frasco ya ambientado se sumerge en forma vertical, a 1 m de la orilla y a 5 cm aproximadamente de profundidad hasta llenarse. Una vez lleno, se tapa y se rotula adecuadamente. Obtener tres muestras de cada estación.
- b) Sedimento: en la misma zona donde se tomó la muestra de agua, se debe tantear el sedimento hasta encontrar uno que este blando. Luego, sumergir el core en forma vertical hasta la profundidad deseada, poner el tapón, sujetarlo con una mano y con la otra se retira el core. Inmediatamente después se tapa el otro extremo para evitar la pérdida del sedimento. Una vez fuera del cuerpo de agua, se saca el tapón, siempre cubriendo con una mano el otro

extremo y se bota con cuidado el agua. El excedente se elimina con la ayuda de un vástago. Finalmente, se retira la mano y con el vástago en el otro extremo se empuja la muestra de sedimento hacia una bolsa de plástico Ziploc, adecuadamente rotulada. Obtener tres muestras de cada estación.

- c) Muestras biológicas: Utilizando los guantes de vinilo, se recolectan manualmente y al azar las muestras biológicas. Luego, éstas son colocadas por separado en bolsas Ziploc, debidamente rotuladas. Obtener tres muestras de cada componente biológico por estación.
- Preservación de las muestras en terreno. Durante la campaña en terreno todas las muestras fueron preservadas en frío en una caja aislante provista de icepacks.
- Procesado de las muestras en el laboratorio:
 - a) Agua: Para la determinación de los metales totales, parte de las muestras de agua fueron trasvasadas directamente sobre los envases de 100 mL previamente ambientados, para luego ser fijados con HNO₃ 50% hasta pH 1-2, el que se midió con papel pH.

La otra parte de las muestras de agua fue filtrada mediante un equipo de filtrado al vacío, Millipore HAWP, provisto de un filtro de nitrocelulosa de 0,45 µm. Es importante considerar que entre cada filtración, además de cambiarse el filtro, el equipo debe enjuagarse con agua corriente y luego con agua destilada. Cuando comienza el filtrado de la segunda muestra, el filtro debe primero ambientarse. Finalmente, la muestra ya filtrada es trasvasada a los recipientes de 100 mL, fijada con HNO₃ 50% hasta pH 1-2 y rotulada adecuadamente.

Adicionalmente se preparó un blanco con 0,5 mL HNO₃ 50% en 100 mL de agua destilada. Dicho blanco será enviado a analizar con el resto de las muestras.

- b) Vegetación: lavar las hojas recolectadas con detergente neutro 1-2%, enjuagar con abundante agua destilada y luego con agua desionizada. Secar a temperatura ambiental y colocar en bolsas limpias.
- Preservación de las muestras en el laboratorio. Todas las muestras recolectadas en terreno, procesadas o no en el laboratorio, deben refrigerarse hasta su análisis.

ANEXO C: Límites de detección y cuantificación de la metodología empleada informados por el CIMM T&S S.A

A. Límites de Detección.

ICP/MS Finnigan, modelo Sola System 266		
Elemento	Análisis de aguas	Análisis de sedimentos
	(mg/kg)	y tejidos vegetales (mg/kg)
Cadmio	0,001	0,1
Níquel	0,001	0,1
Plomo	0,001	0,1
Zinc	0,001	0,1

B. Límites de Cuantificación.

ICP/MS Finnigan, modelo Sola System 266		
Elemento	Análisis de aguas	Análisis de sedimentos
	(mg/kg)	y tejidos vegetales (mg/kg)
Cadmio	0,003	0,3
Níquel	0,003	0,3
Plomo	0,003	0,3
Zinc	0,003	0,3

ANEXO D: Parámetros físicos y químicos determinados en el río Mapocho por el laboratorio “Análisis Ambientales” (ANAM). Fecha de muestreo: 06 de Febrero, 2004.(C.1) y Criterio utilizado para la validación de la C.E medida (C.2).

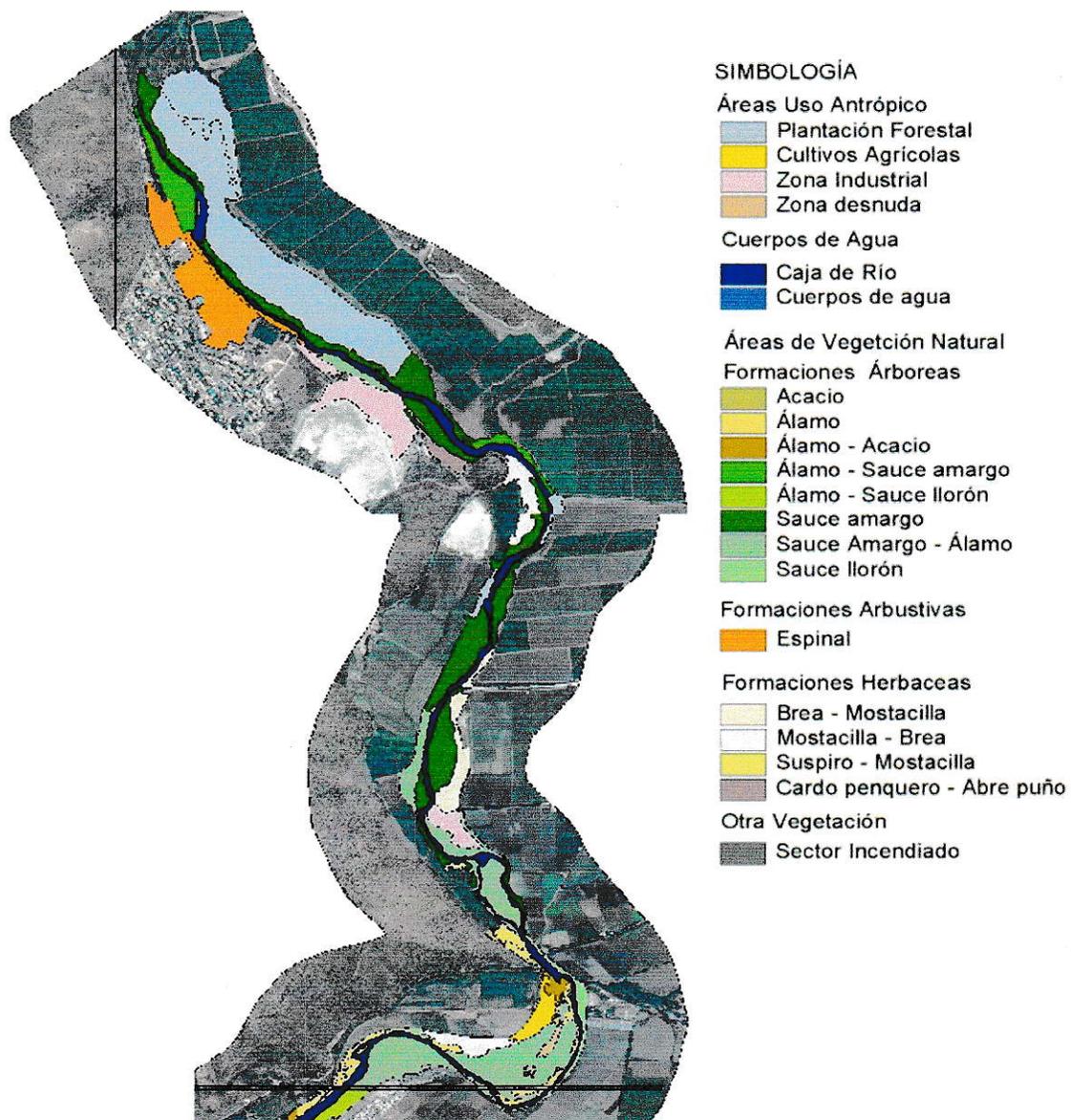
C.1.

Parámetro	Unidad	Estación Lomas de Lo Aguirre	Estación La Farfana	Estación Rinconada de Maipú.
STS	mg/L	734	866	674
Cloruros (Cl)	mg/L	111	123	123
SDT	mg/L	600	733	720
Sulfatos (SO ₄ ⁻²)	mg/L	293	301	325
Turbiedad	UNT	280	360	439
Calcio Total (Ca)	mg/L	54,3	55,4	49,0
Potasio Total (K)	mg/L	10,19	11,21	9,21
Magnesio Total (Mg)	mg/L	23,2	20,8	17,6
Sodio Total (Na)	mg/L	65,3	75,5	68,8

C.2. Criterio para la validación de los resultados de conductividad eléctrica: “Relación STD medidos V/S C.E medida”. Criterio de aceptación: (SDT medidos/ C.E medida en uS) = 0,55 – 0,70. ×: rechazado; ✓: aceptado.

Estación	C.E medida (uS/cm)	SDT medidos (mg/L)	(SDT medidos/ C.E medida)	Validación
Lomas de Lo Aguirre	1046	600	0,57	✓
La Farfana	1062	733	0,69	✓
Rinconada de Maipú	1125	720	0,64	✓

ANEXO E: Carta vegetacional de área de estudio, entre Lomas de Lo Aguirre y Rinconada de Maipú. (Serey *et al.*, 2003).



ANEXO F: Resultados en mg/kg de los análisis de Zn, Pb, Ni y Cd informados por el CIMM T&S S.A de los cinco componentes ecosistémicos para las tres estaciones. tot.: totales, dis.: disueltos, Sed.: sedimentos, Sup.: superficiales, Prof.: profundidad, Veg.: vegetación,, Rip.: Ripariana

Estaciones	Zn			Pb			Ni			Cd			
	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	
Agua tot.	M1	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,008	0,009	0,003	0,057	0,07	0,07	< 0,001	0,001	0,001
	M2	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,003	< 0,001	0,004	0,061	0,08	0,09	0,001	< 0,001	< 0,001
	M3	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,007	< 0,001	< 0,001	0,095	0,072	0,11	0,001	< 0,001	0,001
Agua dis.	M1	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,044	0,068	0,06	< 0,001	< 0,001	0,006
	M2	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,058	0,074	0,09	< 0,001	< 0,001	< 0,001
	M3	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,051	0,037	0,07	< 0,001	< 0,001	0,005
Sed. Sup.	M1	4,8	4,4	4,1	12	13	13	15	14	14	0,9	0,7	0,4
	M2	3,5	3,7	3,8	12	10	13	11	12	15	0,6	0,4	0,4
	M3	4,9	3,1	2,9	11	10	12	13	14	12	0,5	0,5	0,8
Sed. Prof.	M1	5,5	6,8	3,5	19	35	17	12	12	14	1,2	0,7	0,6
	M2	6	5,4	3,3	16	15	14	14	14	13	1,0	0,6	0,2
	M3	3,7	3,3	4,7	9	11	12	12	12	13	0,5	0,5	0,5
Veg. Rip.	M1	0,4	5,4	15	< 0,1	< 0,1	< 0,1	5,7	6,3	6	0,6	1,8	2,9
	M2	9	9,8	25	< 0,1	1,6	< 0,1	4,9	7,4	9	1,5	1,9	4,5
	M3	19	7,5	18	< 0,1	0,5	< 0,1	6,5	5,6	8	2,3	1,8	1,6
Blanco	< 0,001			< 0,001			< 0,001			< 0,001			

E1: Rinconada de Maipú

E2: La Farfana

E3: Lomas de Lo Aguirre

ANEXO G: Concentraciones de metales encontrados en otros estudios para distintas especies de *Salix*.

METAL	ESPECIE	CONC. (PPM)	OBSERVACIONES	REFERENCIA
Cd	<i>S. viminalis</i>	5,5	Concentración en hojas. Suelos que han recibido aplicación de lodos y fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,2 – 6,5. %C.O = 2,3, 53% arcilla y 38% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	7,3	Concentración en hojas. Suelos que han recibido solo aplicación de lodos. pH suelo de 6,4. %C.O = 1,9, 54% arcilla y 38% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	4,1	Concentración en hojas. Suelos que han recibido solo aplicación de fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,4 – 6,7. %C.O = 4,1, 62% arcilla y 27% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	5,3	Concentración en hojas. Suelos que han recibido solo aplicación de fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,4 – 7,0. %C.O = 3,6, 58% arcilla y 27% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	4,2	Concentración en hojas. Suelos que han recibido aplicación de lodos y fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,4 – 7,1. %C.O = 4,1, 58% arcilla y 27% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	2,9	Concentración en hojas. Suelos que han recibido aplicación de lodos y fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,6 – 7,5. %C.O = 1,9, 54% arcilla y 26% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	1,8	Concentración en hojas. Suelos que han recibido solo aplicación de fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,7 – 7,5. %C.O = 3,0, 64% arcilla y 22% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	3,8	Concentración en hojas. Suelos que han recibido aplicación de lodos y fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 6,8 – 7,9. %C.O = 1,8, 44% arcilla y 29% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	1,2	Concentración en hojas. Suelos que han recibido aplicación de lodos y fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 7,3 – 8,0. %C.O = 1,4, 40% arcilla y 36% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	1,0	Concentración en hojas. Suelos que han recibido aplicación de lodos y fertilizantes nitrogenados. pH suelo entre 7,7 – 8,0. %C.O = 1,7, 52% arcilla y 35% limo.	Klang- Westin y Eriksson, 2003
	<i>S. viminalis</i>	0,8-6	Concentración al interior del tronco en suelos con mas de 50 años de aplicación de lodos residuales.	Pulford et al., 2002
	<i>S. burjatica</i>	12,4-2	IDEM	Pulford et al., 2002
	<i>S. spaethii</i>	8-1	IDEM	Pulford et al., 2002

Cd	S. aquatica	2,8-5	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. candida	10,3-3	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. triandra	5,7	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. dasyclados	9,9-4	IDEM	Pulford et al., 2002
Zn	S. viminalis	35-6	Concentración al interior del tronco en suelos con aplicación de lodos por mas de 50 años	Pulford et al., 2002
	S. burjatica	227-2	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. spaethii	156 -1	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. aquatica	28-5	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. candida	147-4	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. triandra	63	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. dasyclados	150-3	IDEM	Pulford et al., 2002
Ni	S. viminalis	3,8-6	Concentración al interior del tronco en suelos con aplicación de lodos por mas de 50 años	Pulford et al., 2002
	S. burjatica	4,2-2	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. spaethii	3,7-3	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. aquatica	2,7-5	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. candida	6,0-1		
	S. triandra	4,2	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. dasyclados	8,0-4	IDEM	Pulford et al., 2002
Pb	S. viminalis	N.D.	Concentración al interior del tronco en suelos con aplicación de lodos por mas de 50 años	Pulford et al., 2002
	S. burjatica	N.D.	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. spaethii	N.D.	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. aquatica	N.D.	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. candida	N.D.	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. triandra	N.D.	IDEM	Pulford et al., 2002
	S. dasyclados	N.D.	IDEM	Pulford et al., 2002

ANEXO H: Clasificación standard de la CEE para la calidad de aguas superficiales para la mantención de vida acuática¹, (mg/L)*

Metal	Clase I	Clase II	Clase III	Clase IV	Clase V
Cadmio	<0,07	0,07-0,53	0,53-1,1	1,1-3,9	>3,9
Plomo	<0,1	0,1-1,6	1,6-3,2	3,2-82	>82
Níquel	<15	15-87	87-160	160-1,40	>1,40
Zinc	<45	45-77	77-110	110-120	>120

* WHO, web

¹ Los límites de cada clase están derivados principalmente de consideraciones ecotoxicológicas y se encuentran basados en investigaciones de la US EPA. La clase I y II corresponden a niveles bajo los límites de detección normales. La clase III, la presencia del contaminante puede ser detectada pero las concentraciones se encuentran bajos valores crónicos y agudos. Para la clase IV las concentraciones exceden los valores crónicos a pesar de que no debieran provocar condiciones crónicas tóxicas.