

**ELEMENTOS TRAZA EN PECES DE LOS LAGOS
PATAGÓNICOS: LÍNEA DE BASE, DISTRIBUCIÓN
GLOBAL E
IMPACTO ANTRÓPICO**

Tesis para optar al grado de Dr. en Ciencias Naturales

DÉBORA FABIANA BUBACH

DIRECTOR: Dr. Juan Carlos Colombo

CO-DIRECTOR: Dr. Sergio Ribeiro Guevara

AÑO 2009

**Facultad de Ciencias Naturales y Museo,
Universidad Nacional de la Plata**

*A toda mi familia por brindarme el apoyo y
contención:
a mi esposo e hijo: Daniel y Santi, mis
amores
mis padres: Thelma y Ernesto,
mi hermana: Claudia
mis suegros: Adelina y Marcelo
y a mis amigos del alma que me han ayudado a
crecer como persona*



BIBLIOTECA

Parentis, am...

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	5
1. INTRODUCCIÓN.....	9
1.1 Elementos mayoritarios y trazas: definiciones.....	9
1.2 Principales propiedades físico-químicas.....	12
1.3 Fuentes y ciclos de los elementos.....	13
1.4 Acumulación y efectos en la biota.....	16
2. AREA DE ESTUDIO.....	24
2.1 Ubicación.....	24
2.2 Relieve y origen geomorfológico.....	24
2.3 Suelos.....	30
2.4 Clima.....	30
2.5 Vegetación.....	32
2.6 Hidrografía.....	35
2.7 Asentamientos humanos.....	39
2.8 Características de los cuerpos de agua.....	40
2.9 Ictiofauna.....	43
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	48
3.1 Muestreo de campo.....	48
3.2 Procesamiento de las muestras.....	51
3.3 Determinación de las concentraciones elementales.....	52
3.5 Análisis de datos.....	55
4. ANÁLISIS GENERAL DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS ELEMENTOS EN LOS PECES.....	57
5. VARIABILIDAD INTERESPECÍFICA DE LAS CONCENTRACIONES ELEMENTALES.....	81
6. VARIABILIDAD ESPACIAL DE LAS CONCENTRACIONES ELEMENTALES.....	101
7. CONCLUSIONES GENERALES.....	121
BIBLIOGRAFÍA.....	128
AGRADECIMIENTOS.....	150

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.1: Criterios empleados para la definición del grupo metales pesados.....	11
Tabla 1.2: Propiedades químicas y físicas de los elementos.....	13
Tabla 1.3: Concentración de los elementos en distintos compartimientos abióticos.....	15
Tabla 1.4: Función biológica de los elementos en los organismos.....	20
Tabla 1.5: Valores de concentración de toxicidad en general para organismos acuáticos (agua), en peces (alimento y tejido); y valores guía de protección para el hombre (agua y alimentos).....	20
Tabla 2.1. Formaciones geológicas en la región de los lagos estudiados del Parque Nacional Nahuel Huapi y los Alerces.....	29
Tabla 2.2. Ubicación, variables físicas y área de la cuenca de los lagos estudiados.....	42
Tabla 2.3. Composición química media de las aguas de los lagos estudiados.....	42
Tabla 2.4. Estado trófico de los lagos de acuerdo a la clasificación de la OECD, 1982.....	42
Tabla 3.1. Número de individuos y muestras compuestas analizadas.....	49
Tabla 3.2. Variables morfométricas y edad de las distintas especies de peces por lago.....	50
Tabla 3.3. Características comparadas de distintas técnicas analíticas.....	53
Tabla 3.4. Comparación de los límites de detección típicos de elementos traza en matrices biológicas.....	53
Tabla 3.5. Aseguramiento y control de calidad analítica.....	55
Tabla 3.6. Análisis de material de referencia.....	55

Tabla 4.1. Síntesis de principales tendencias y rangos de concentraciones elementales en músculo e hígado de peces cordilleranos patagónicos, áreas remotas y áreas con impacto antrópico y tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis).....	60
Tabla 4.2. Comparación entre las concentraciones elementales en los peces cordilleranos patagónicos con los límites seguros para el consumo (SENASA, 1994).....	60
Tabla 4.3. Concentraciones de elementos en peces de lagos cordilleranos comparadas con datos recopilados para áreas remotas e impactadas por actividades humanas. Músculo: rangos y promedios \pm desvío estándar.....	77
Tabla 4.4. Concentraciones de elementos en peces de lagos cordilleranos comparadas con datos recopilados para áreas remotas e impactadas por actividades humanas. Hígado: rangos y promedios \pm desvío estándar	79
Tabla 5.1. Valores de probabilidad de los tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis).....	82
Tabla 5.2. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los músculos de los peces del lago Nahuel Huapi.....	84
Tabla 5.3. Matriz de correlación de los elementos en los músculos de los peces del lago Nahuel Huapi.....	84
Tabla 5.4. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los músculos de los peces del lago Moreno.....	86
Tabla 5.5. Matriz de correlación de los elementos en los músculos de los peces del lago Moreno.....	86
Tabla 5.6. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los hígados de los peces del lago Nahuel Huapi	88
Tabla 5.7. Matriz de correlación de los elementos en los hígados de los peces del lago Nahuel Huapi.....	88
Tabla 5.8. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los hígados de los peces del lago Moreno.....	90
Tabla 5.9. Matriz de correlación de los elementos en los hígados de los peces del lago Moreno.....	90
Tabla 6.1. Valores de probabilidad de los tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis).....	102

Tabla 6.2. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los músculos de las truchas arco iris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.....	104
Tabla 6.3. Matriz de correlación de los elementos en los músculos de los truchas arcoiris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.....	104
Tabla 6.4. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los hígados de las truchas arco iris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.....	107
Tabla 6.5. Matriz de correlación de los elementos en los hígados de los truchas arcoiris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.....	107
Tabla 6.6. Factores de mayor relevancia que pueden influenciar sobre las concentraciones de Rb, Cs, Br, Zn, Se, Ag, Fe y Hg en los peces.....	119
Tabla 7.1. Síntesis de la comparación de las concentraciones elementales entre los peces cordilleranos patagónicos y los de la literatura correspondientes a áreas remotas y áreas con impacto antrópico.....	125
Tabla 7.2. Aspectos relevantes de los elementos en el estudio de la variabilidad interespecífica y espacial.....	126

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Tabla periódica de elementos.....	9
Figura 1.2. Abundancia de los elementos en la corteza terrestre.....	10
Figura 1.3. Abundancia de los elementos esenciales en peces.....	11
Figura 1.4. Ciclo general de los elementos en el ambiente.....	15
Figura 1.5. Respuesta de los organismos (fitness) a la concentración de elementos esenciales y no esenciales.....	19
Figura 2.1. Mapa de ubicación geográfica de los lagos Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno, Güillelmo, Rivadavia y Futalaufquen.....	26
Figura 2.2. Mapa geológico de la región de los lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi.....	27
Figura 2.3. Mapa geológico de la región de los lagos del Parque Nacional Los Alerces.....	28
Figura 2.4. Tipos de suelos en la región de los lagos: Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno, Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen.....	31
Figura 2.5. Precipitaciones de la región Patagónica que incluye el sector cordillerano de los Parques Nacionales Nahuel Huapi y los Alerces.....	32
Figura 2.6. Mapas de vegetación de la región de los lagos Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno, Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen.....	34
Figura 2.7. Lago Traful.....	35
Figura 2.8. Brazo Rincón, lago Nahuel Huapi.....	36
Figura 2.9. Brazo Huemul, lago Nahuel Huapi.....	36
Figura 2.10. Lago Espejo Chico.....	37
Figura 2.11. Lago Moreno.....	37
Figura 2.12. Lago Güillelmo.....	38
Figura 2.13. Lago Rivadavia.....	38
Figura 2.14. Lago Futalaufquen.....	39

Figura: 2.15. Trucha arcoiris (<i>Oncorhynchus mykiss</i>).....	44
Figura: 2.16. Trucha marrón (<i>Salmo trutta</i>).....	45
Figura: 2.17. Trucha de arroyo (<i>Salvelinus fontinalis</i>).....	45
Figura: 2.18. Perca de boca chica (<i>Percichthys trucha</i>).....	46
Figura: 2.19. Bagre aterciopelado (<i>Diplomystes Viedmensis</i>).....	46
Figura. 2.20. Puyen chico (<i>Galaxias maculatus</i>).....	47
Figura. 2.21. Puyen grande (<i>Galaxias platei</i>).....	47
Figura 3.1. Red agallera con pez.....	49
Figura 3.2. Edificio RA-6- Tanque del reactor: vista externa e interna.....	54
Figura 4.1. Concentraciones elementales en músculo de los peces Cordilleranos Patagónicos comparadas con salmónidos y persistidos de áreas remotas y con impacto antrópico.....	61
Figura 4.2. Concentraciones elementales en hígado de los Peces Cordilleranos Patagónicos comparadas con salmónidos y persistidos de áreas remotas y con impacto antrópico.	62
Figura 5.1. Análisis de Componentes principales de los músculos de los peces del Nahuel Huapi. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes y dendrograma de asociación entre las especies (distancia euclídeana).....	83
Figura 5.2. Análisis de Componentes principales de los músculos de los peces del Moreno. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes y dendrograma de asociación entre las especies (distancia euclídeana).....	85
Figura 5.3. Análisis de Componentes principales de los hígados de los peces del Nahuel Huapi. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes y dendrograma de asociación entre las especies (distancia euclídeana).....	87
Figura 5.4. Análisis de Componentes principales de los hígados de los peces del Moreno. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes y dendrograma de asociación entre las especies (distancia euclídeana).....	89
Figura 5.5. Árbol filogenético de peces realizado en base a caracteres Morfológicos.....	92

Figura 5.6. Árbol filogenético de peces realizado en base a secuencias de aminoácidos de metaloproteínas.....	93
Figura 5.7. Dieta de la trucha marrón, trucha arcoirs, trucha de arroyo, perca y bagre en los lagos Nahuel Huapi y Moreno.....	95
Figura 5.8. Concentraciones elementales acumuladas en dieta en relación a los contenidos elementales en músculo de trucha marrón, trucha arcoiris, trucha de arroyo, perca y bagre del lago Moreno.....	98
Figura 6.1. Análisis de Componentes principales de los músculos de truchas arcoiris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes y varianza explicada por todos los componentes.....	103
Figura 6.2. Análisis de Componentes principales de los hígados de las truchas arcoiris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful. Diagrama de ordenación de los componentes 1 y 2 y 1 y 3 y varianza explicada por todos los componentes.....	106
Figura 6.3. Análisis de componentes principales multielemental en sedimentos de corriente de los principales afluentes de los lagos Cholila, Rivadavia, Futalaufquen, Correntoso, Espejo Chico, Espejo y Traful. Diagrama de ordenación de los componentes 1 y 2, y varianza explicada por todos los componentes.....	109
Figura 6.4. Análisis de componentes principales de algunas variables químicas de las aguas de los lagos: Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful y varianza explicada por todos los componentes. Diagrama de ordenación de los componentes 1 y 2.....	113
Figura 6.5. Dietas de verano de las truchas arcoiris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.....	118

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue estudiar algunos elementos traza y mayoritarios en músculo e hígado de peces de lagos de la Patagonia Norte Cordillerana para brindar información sobre los niveles de base en relación a la distribución global de elementos, y efectos locales relacionados con la variabilidad interespecífica en un mismo ambiente y espacial en una misma especie entre las distintas cuencas. Para lo cual, en el primer caso, se compararon las concentraciones elementales en los peces cordilleranos patagónicos que incluyeron salmónidos: *Salmo trutta* (trucha marrón), *Oncorhynchus mykiss* (trucha arco iris), *Salvelinus fontinalis* (trucha de arroyo), un percicétido: *Percichthys trucha* (perca de boca chica) y un silúrido: *Diplomistes viedmensis* (bagre aterciopelado) con grupos taxonómicos similares de áreas remotas y con impacto antrópico de distintas regiones del mundo. En el segundo caso, se evaluó la variabilidad interespecífica de la concentración de los elementos en los lagos Nahuel Huapi y Moreno por estar próximos y conectados, y fundamentalmente por la variedad y abundancia de especies de peces. La variabilidad espacial de la composición elemental de los peces en las distintas cuencas relacionadas con diversos factores ambientales como el basamento geológico y el impacto antrópico, se evaluó en la trucha arcoíris que está ampliamente distribuida en los distintos lagos, de vertiente atlántica como el Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi y Moreno, y de pendiente pacífica como Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen.

Los muestreos comprenden para la mayoría de los lagos al menos dos estaciones del año habiendo sido más intenso para el lago Moreno con datos estacionales de 2 años. Los peces se obtuvieron mediante el uso de redes agalleras de malla variable, estratificadas por hábitats y profundidad. Los peces fueron seleccionados en base a un rango de largos y pesos de acuerdo a las especies. El número total de individuos obtenidos con este objetivo fue de 546.

Los tejidos analizados correspondieron a músculo e hígado abarcando un total de 174 muestras individuales y compuestas de cada tejido. Estas últimas consistieron de un homogenado compuesto de muestras individuales de tejido de



peces de largo total similar y en un número de acuerdo a la disponibilidad de ejemplares. Para los músculos se tomaron aproximadamente 150 g de peso húmedo por debajo de la aleta dorsal y los hígados enteros. Los análisis de concentración elementales se realizaron usando la técnica de Activación Neutrónica Instrumental en el RA-6 Centro Atómico Bariloche (CAB), Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA).

A nivel global los resultados mostraron que los elementos en los peces reflejan en orden decreciente su abundancia natural y función biológica. Así mismo, el hígado manifiesta una mayor dispersión en las concentraciones elementales como así también concentraciones más elevadas de Na, Br, Fe, Se y Zn que los músculos reflejando su función metabólica. La homogeneidad en los valores de los elementos entre las distintas áreas tiene que ver con la importancia de la función biológica y la disponibilidad en el ambiente. Los peces cordilleranos patagónicos tienen concentraciones de los elementos como Se, Br, Hg y Fe usualmente asociados al impacto antrópico por debajo del límite seguro para el consumo establecido por el SENASA excepto el Se que se encuentra cercano al límite. En una escala local, por un lado, los peces manifiestan diferencias de acuerdo a las especies pudiendo responder a diferencias fisiológicas de acuerdo al grupo taxonómico, hábito, dieta, procesos de biomagnificación dependiendo del elemento. Por otro lado, la trucha arcoíris en distintos ambientes refleja el basamento geológico, química del agua e impacto antrópico; lo que indica esta especie actúa como integradora de las señales del ambiente pudiendo ser utilizada como indicadora de su estado a nivel regional y local.

A continuación se resaltan los aspectos particulares más relevantes:

Escala global (Peces Cordilleranos Patagónicos comparados con los de la literatura):

- Marcada homogeneidad en los niveles de K en salmónidos y perciformes tanto en músculo como en hígado independiente de las condiciones ambientales de cada área y las especies revelando la importancia de la esencialidad de este elemento.



- Homogeneidad en las concentraciones de Zn en músculo independiente de las especies y el área. Incrementos en los niveles en hígado en situaciones de impacto antrópico, mostrando a este órgano como mejor indicador que el músculo para detectar contaminación.
- Concentraciones de Na más elevadas principalmente en músculo de los peces cordilleranos patagónicos y de áreas con impacto antrópico posiblemente relacionado a las bajas concentraciones de Ca en el agua respecto de los de áreas remotas.
- Concentraciones más elevadas de Rb y Cs en ambos tejidos en áreas influenciadas por actividad volcánica.
- Concentraciones de Se y Ag en hígado más elevadas en los peces cordilleranos patagónicos respecto a los de otras áreas. En el caso de la Ag, posiblemente refleje la existencia de fuentes naturales de Ag (yacimientos) e impacto antrópico.

Escala local (Peces Cordilleranos Patagónicos):

Variabilidad interespecífica: Lagos: Nahuel Huapi y Moreno

- De acuerdo a la composición elemental, los peces se agrupan en salmónidos, percas y bagres. Los elementos esenciales como Zn, Fe, Na y Se pueden reflejar diferencias fisiológicas principalmente entre los salmónidos respecto de las percas y bagres y además por el hábito en el caso particular del Na y Fe.
- El K y otros elementos como el Hg y Br están directamente relacionados con la dieta.
- El Rb y Cs tienden a presentar biomagnificación.
- La Ag y Se en el hígado están influenciados por la proporción de peces consumidos en la dieta pudiendo reflejar además un proceso de biomagnificación.



Variabilidad espacial: Truchas arco iris en lagos de la Cordillera Patagónica
Los elementos Rb, Cs, Se y Zn en las truchas arco iris reflejan la vertiente de desagüe respondiendo a causas naturales, en contraste con el Hg, Fe y Ag que pueden además reflejar factores antrópicos. Los factores más relevantes son:

- Rb y Cs: Actividad volcánica, la química del agua (concentración de cationes, en particular K y Ca), conexión entre lagos y dieta.
- Se y Zn: Basamento geológico, clima y vegetación, conexión entre lagos y dieta.
- Hg-Fe: Aporte directo por descargas al lago Nahuel Huapi, modificación del ambiente por generación de meso a eutrofia en zonas costeras.
- Ag: Aporte directo por descargas, presencia de yacimientos, modificación del ambiente y dieta.

ABSTRACT

The aim of the thesis was to study some trace and major elements in muscle and liver of North Andean Patagonia fish species to give information on their base levels in relationship with the global distribution of elements and the local effects related with the inter-specific variability in some environment and the spatial variability in the same species among the different watersheds. To this end, in the first case, the elemental concentration of the different groups of Andean Patagonian fish, which included Salmonids: *Salmo trutta* (Brown trout), *Oncorhynchus mykiss* (rainbow trout), *Salvelinus fontinalis* (Brook trout), one Percichthys: *Percichthys trucha* (Creole perch) and one Silurid: *Diplomistes viedmensis* (Velvet catfish), were compared with the similar taxonomic group of remote and anthropic impact areas. In the second case, the inter-specific variability of the elemental concentrations was evaluated in the Nahuel Huapi and Moreno lakes because they are nearby and connected lakes and fundamentally due to their variety and abundance of fish species. The spatial variability of the elemental composition of the fishes in the different watershed related with diverse environmental factors, like geologic basement and anthropic impact, was evaluated in the rainbow trout, which is widely distributed in different lakes: of Atlantic watershed like Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi and Moreno lakes; and of Pacific watershed like Guillermo, Rivadavia and Futalaufquen.

The sampling survey includes for the majority of the lakes at least two seasons of the year, having been more intensive for the Moreno lake with seasonal data of two years. The fishes were taken with gillnet of variable mesh sizes stratified by habitats and depth. The fishes were selected in the basis of a range of length and weight depending on the species. The number of the total of fishes captured with this objective was 546.

The tissues analyzed corresponded to muscle and liver including a total of 174 individual and composed samples of each tissue. The composed samples consisted of a homogenized pooled of the individual samples of tissue of fishes of similar total length and a number agreement with the availability of specimens.



The analysis of the concentrations of elements was performed with Instrumental Analysis Activation (INAA) in the RA-6; Centro Atómico Bariloche (CAB), Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA).

At global level, the results showed that the elements in the fishes reflect in decreasing order their natural abundance and biological function. Thereby, the liver showed a larger dispersion in the elemental concentration as well as a higher concentration of Na, Br, Fe, Se and Zn than the muscle reflecting their metabolic function. The homogeneity in the values of elements among different areas is related to the importance of the biological function and environmental availability. The Andean Patagonian fishes have concentrations of the elements like Se, Br, Hg and Fe usually associated with anthropic activities below the safe limits for consumption according to SENASA except for the Se, which is close to the limit. In the local scale, on one hand, the fishes revealed differences according to species; which could correspond to physiological differences according to the taxonomic group, habit, diet and biomagnification process depending on the element. On the other hand, the rainbow trout of different environments reflected the geological basement, water chemistry, and anthropic impact; which indicates that this species operates like an efficient integrator of environmental signs, and thus it can be used as an indicator of their condition at regional and local level.

In the following, the more relevant specific aspects are highlighted:

Global scale (Fishes of the Andean Patagonian compared with fishes of the literature):

- Marked homogeneity of K levels in muscle and liver of salmonids and perciforms, independent of the environmental conditions of each area and the species, revealed the importance of the essentiality of this element.
- Homogeneity in the muscle concentrations of Zn independent of the species and area. Increase of the concentration in the liver in situations of anthropic impacts, showing that this organ is a better indicator than the muscle for detecting contamination.



- Na concentrations higher in fishes of the Andean Patagonian and impact areas, possibly related to Ca water concentrations lower than in remote areas.
- Rb and Cs concentrations higher in both tissues in areas influenced by volcanic activity.
- Se and Ag concentrations in liver of higher Andean Patagonian fishes than in other areas. The Ag concentration, possibly reflects natural sources (deposits) and anthropic impact.

Local scale (Andean Patagonian fishes):

Interspecific variability: Nahuel Huapi and Moreno lakes

- According on the elemental composition, the fishes are grouped in: salmonids, perchs and catfish. The essential elements like K, Zn, Fe, Na and Se, could reflect physiological differences mainly among salmonids respect the perchs and catfish and also the habit in the particular case of Na y Fe.
- The K and others elements like Hg y Br are directly related with the diet.
- The Rb and Cs tend to present biomagnification according to the functional feeders group.
- The Ag and Se in livers are influenced by the fish proportion in the diet which could reflect a biomagnification process.

Spatial variability: Rainbow trout in different lakes of Andean Patagonian

The elements Rb, Cs, Se and Zn in the rainbow trout reflect the watershed responding to natural causes, whereas the Hg, Fe and Ag could in addition respond to anthropic factors. The more outstanding factors are:



- Rb and Cs: Volcanic activity, water chemistry (cation concentrations, particularly: K and Ca), connection between lakes and diet.
- Se and Zn: geological basement, climate and vegetation, connection between lakes and diet.
- Hg- Fe: Direct contribution from flows into Nahuel Huapi lake or from modification of the environment by generation of meso to eutrophic in the shore line, growth of periphyton which can be a probable entrance to the trophic webs.
- Ag: Direct contribution from flows into Nahuel Huapi lake, deposit or modification of environment.

1- INTRODUCCIÓN

1.1 ELEMENTOS MAYORITARIOS Y TRAZAS: DEFINICIONES

Existen 111 elementos ordenados en la Tabla periódica según su configuración atómica y propiedades físico-químicas (Figura 1.1). En la bibliografía a menudo se encuentran diversos términos referidos a estos elementos con distintos significados según la disciplina: *elementos traza*, *elementos mayoritarios*, *oligoelementos*, *elementos esenciales*, *metales pesados*.

Grupo	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
	I	II											III	IV	V	VI	VII	VIII	
Período																			
1	1																	2	
	H																	He	
2	3	4											5	6	7	8	9	10	
	Li	Be											B	C	N	O	F	Ne	
3	11	12											13	14	15	16	17	18	
	Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar	
4	19	20		21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
	K	Ca		Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
5	37	38		39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54
	Rb	Sr		Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xeb
6	55	56	*	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86
	Cs	Ba		Lu	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
7	87	88	**	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118
	Fr	Ra		Lr	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg	Uub	Uut	Uuq	Uup	Uuh	Uus	Uuo
Lantánidos *	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70					
	La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb					
Actínidos **	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	101	102					
	Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No					
Alcalinos			Alcalino térreos			Lantánidos						Actínidos			Metales de transición				
Metales del bloque p			Metaloides			No metales						Halógenos			Gases nobles				

Figura 1.1. Tabla periódica de elementos (www.iupac.org).

Desde un punto de vista geológico, *elementos traza* son aquellos que se encuentran presentes en la corteza terrestre en una concentración menor que 1000 ppm (0,1 %) y *elementos mayoritarios* son los que se encuentran en concentraciones mayores a ese valor (Rollinson, 1993). Varios grupos de la Tabla



periódica, incluyendo metales forman parte de los elementos traza mientras que los mayoritarios comprenden los representativos (O, Si, Al, Ca, Na, K, Mg, H y P) y tres metales de transición (Fe, Mn y Ti; Figura 1.2)

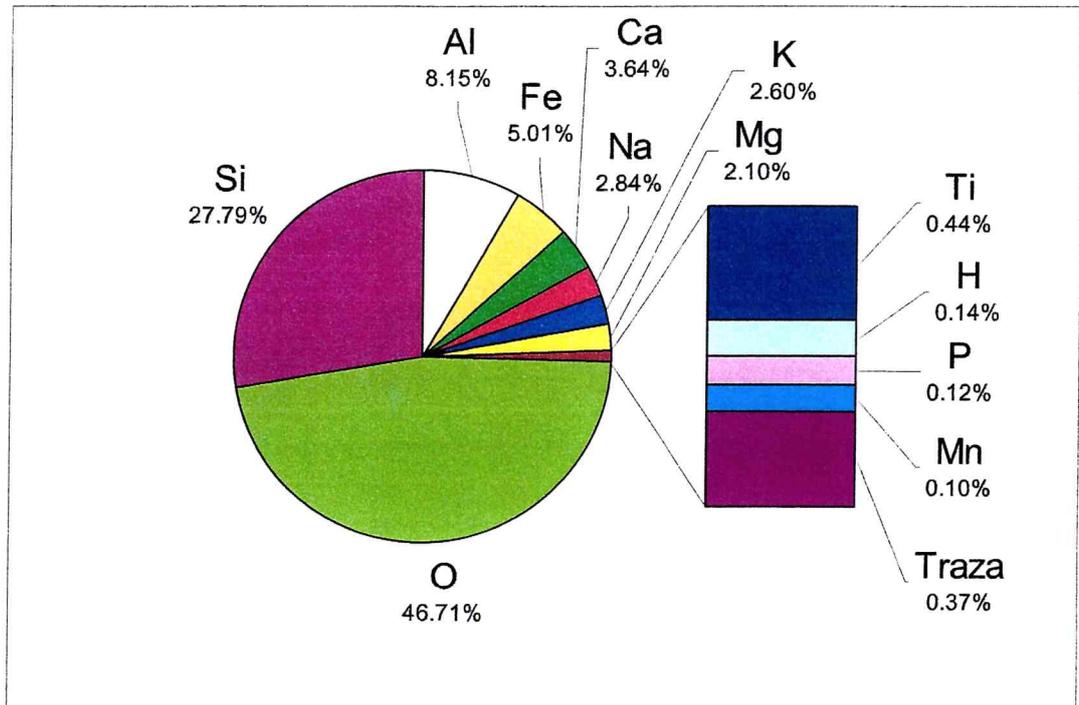


Figura 1.2. Abundancia de los elementos en la corteza terrestre
(Modificado de Mason, 1960).

Desde el punto de vista biológico, los *elementos esenciales* son aquellos que se encuentran siempre en los organismos, están involucrados en su metabolismo, son imprescindibles para el crecimiento y desarrollo y no pueden ser reemplazados por otros elementos (Bowen, 1979). Existen al menos 20 elementos esenciales que se dividen en 3 grupos según la proporción en los organismos: *elementos mayoritarios*, *macroelementos* y *elementos traza*. Los *elementos mayoritarios* biológicos forman aproximadamente el 99% de los organismos y comprenden el C, H, O, N. Los *macroelementos*, *macrominerales* y *macronutrientes* comprenden el P, S, Ca, Na, K, Mg, Fe, Cl y I que se encuentran en una proporción menor que los mayoritarios. Los *elementos traza* presentan una concentración menor a 0.01% de la masa corporal de los organismos (Venugobal y Luckey, 1975). Estos elementos también llamados *oligoelementos* y



micronutrientes incluyen menos elementos que su homónimo geológico y están representados por Mn, Cu, Zn, F, B, Si, V, Cr, Co, Se, Mo y Sn (Figura 1.3).

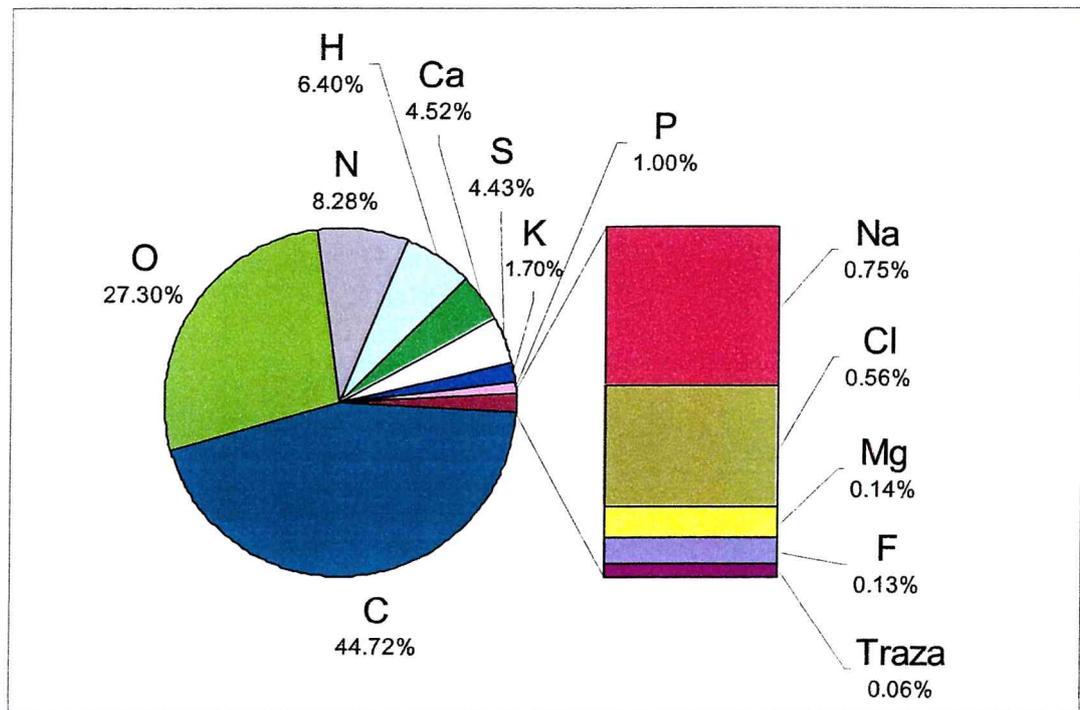


Figura 1.3. Abundancia de los elementos esenciales en peces (Modificado de Bowen, 1979).

Por otra parte, en estudios biológicos y ambientales se utiliza muy frecuentemente el término *metales pesados*, definido según distintas propiedades físico-químicas tales como: *densidad*, *peso atómico*, *número atómico* y *toxicidad*. La Tabla 1.1 resume algunos criterios usados para la definición de este grupo (Duffus, 2002).

Tabla 1.1. Criterios empleados para la definición del grupo metales pesados.

	Densidad (g cm ⁻³)	Peso atómico	Nº atómico	Toxicidad
Metales pesados	>3,5-7,0	> 40 (excluidos alcalinos, alcalinos térreos, lantánidos, actínidos)	>20 (21-92)	Elementos que son usados comúnmente en la industria As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Zn



A pesar de su popularidad y debido a la variedad de significados utilizados en la bibliografía, la IUPAC, Internacional Union of Pure and Applied Chemistry, desestima el uso del término metales pesados (Duffus, 2002).

En este trabajo, se emplean los términos: elementos traza y mayoritarios desde el punto de vista geológico.

1.2. PRINCIPALES PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS

A continuación se describen las principales propiedades químicas de los algunos elementos traza y mayoritarios. La Tabla 1.2 presenta en forma resumida las propiedades químicas y físicas.

Elementos alcalinos: Na, K, Rb y Cs:

Los metales alcalinos tienen un electrón en su última órbita (orbital S) que se pierde con mucha facilidad presentando un estado de oxidación +1. Esta característica los hace muy reactivos (no se encuentran como metales libres en la naturaleza), se oxidan fácilmente con el aire y reaccionan violentamente y de manera completa con el agua y con casi todos los no metales con los que forman halogenuros, óxidos, hidruros, sulfidos, selénidos y telurios (Mahan B. H. 1977; Brown *et al.*, 1998).

Metales: Zn, Fe, Ag y Hg:

El Fe, Zn, Ag y Hg son metales de transición, ocupan la porción media de la tabla periódica, entre los grupos 3 y 12. Excepto el Hg, estos metales son sólidos a temperatura ambiente. Una de las características más importantes de estos elementos es la facilidad con que forman iones positivos y estables igual que los alcalinos. Esto se debe a la elevada relación carga-radio y la disponibilidad de sus orbitales *d* parcialmente llenos. Las cargas típicas de éstos elementos se encuentran entre +1 y +3. Entre estos elementos el que presenta mayores conductividades térmica y eléctrica es la Ag, lo cual es bien aprovechado por la industria (Mahan B. H. 1977; Brown *et al.*, 1998).



No metales: Se y Br:

El Br es un elemento halógeno líquido a temperatura ambiente. Los halógenos se caracterizan por ser agentes oxidantes, muy reactivos, en general tienden a presentar únicamente el estado de oxidación -1. El Br, en particular, presenta estados de oxidación tanto positivos como negativos. El Se se encuentra dentro del grupo de los no metales. Este elemento es sólido a temperatura ambiente y forma estructuras complejas. Al igual que el Br, este elemento presenta varios estados de oxidación siendo tanto positivos como negativos lo que le permite formar varios compuestos (Mahan B. H. 1977; Brown *et al.*, 1998).

Tabla 1. 2. Propiedades químicas y físicas de los elementos.

	Nº atómico	Grupo	Per.	Bloque	Peso atómico	Radio atómico	Configuración electrónica	Valencias Típicas	Densidad g/cm ³	Pto. De fusión °C	Pto. de ebul. °C	
Metales alcalinos	Na	11	1	3	s	23	1.86	[Ne]3S ¹	1	0,97	98	890
	K	19	1	4	s	39	2.27	[Ar]4S ¹	1	0,97	63	867
	Rb	37	1	5	s	85	2.48	[Kr]5S ¹	1	1,53	39	697
	Cs	55	1	6	s	133	2.65	[Xe]6S ¹	1	1,90	29	685
Metales de Transición	Fe	26	8	4	d	56	1.16	[Ar] 3d ⁶ 4S ²	2 y 3	7,86	1537	2877
	Zn	30	12	4	d	65	1.24	[Ar]3d ¹⁰ 4S ²	2	7,14	420	908
	Ag	47	11	5	d	108	1.34	[Kr]4d ¹⁰ 5S ¹	1	10,5	9611	2177
	Hg	80	12	6	d	200	1.76	[Xe]4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6S ²	1 y 2	16,6	-39	357
No Metales	Se	35	7 ^a	4	p	80	1.14	[Ar] 3d ¹⁰ 4s ² 4p ⁵	±1, 4, 5 y 7	3,12	217	58
Metales	Br	34	6 ^a	4	p	79	1.40	[Ar] 3d ¹⁰ 4p ⁴ 4s ²	±2,0,4, +6	4,79	-7,3	685

Mahan B. H. 1977; Brown *et al.*, 1998.

1.3. FUENTES Y CICLOS DE LOS ELEMENTOS

Los elementos presentes en el ambiente tienen un origen natural o antrópico. Dentro de las fuentes naturales, los procesos erosivos son relevantes ya que liberan elementos al medio a partir de rocas, suelos y sedimentos. Así mismo, las emanaciones de los volcanes e incendios de bosques y pastizales pueden aportar significativas cantidades de elementos traza al ambiente. En cambio, las descargas directas de desechos industriales, domiciliarios y la combustión de combustibles fósiles (naftas, gasoil, etc.) son consideradas fuentes antrópicas; pueden ser líquidas (aguas residuales), sólidas (basura) y gaseosas (emanación de vehículos, e incineración de basura). También se considera aporte antrópico el ingreso de elementos por movilización del suelo ocasionado por urbanización, construcción de represas, desmonte para áreas de cultivo, la cual,



también trae aparejado el ingreso de elementos por el uso de fertilizantes y pesticidas.

Los elementos de origen natural más representativos son los ligados a la corteza como: Al, Ba, Ca, Cs, Co, Eu, Dy, Fe, Yb, La, Lu, Nd, U, Rb, Th, Ti y V y algunos más volátiles como As, Pb, Sn, Hg y Se, que también presentan un aporte significativo de origen antrópico (Eisler, 1985 (b); 1987, Nriagu y Pacyna, 1988 y Morgan, 1991). Los elementos de origen antrópico son, además de los mencionados, el Cd, Cr, Cu, Ni, Sb, V y Zn. Los flujos de elementos por causas antrópicas pueden igualar o superar a los naturales (Förstner y Wittmann, 1983 (a); Nriagu y Pacyna, 1988).

Los elementos en el ecosistema presentan un *ciclo local* o *global*. Cuando se transportan distancias cortas desde su fuente dentro del ecosistema se dice que cumple un *ciclo local*. Los elementos asociados a este ciclo son P, K, Ca, Mg, Cu, Zn, B, Mo, Mn y Fe (Alma, 1993). En cambio, cuando los elementos son transportados grandes distancias por la atmósfera desde las fuentes pueden ingresar en ecosistemas remotos por precipitación seca o húmeda, cumplen un *ciclo global*. El C, O, H, S, N y el Hg son ejemplos de elementos que presentan transporte global (Eisler, 1987, Alma, 1993).

La figura 1.4 muestra un esquema del ciclo de los elementos y la Tabla 1.3 presenta la abundancia de algunos traza y mayoritarios en la corteza terrestre, sedimentos aguas dulces y marinas.

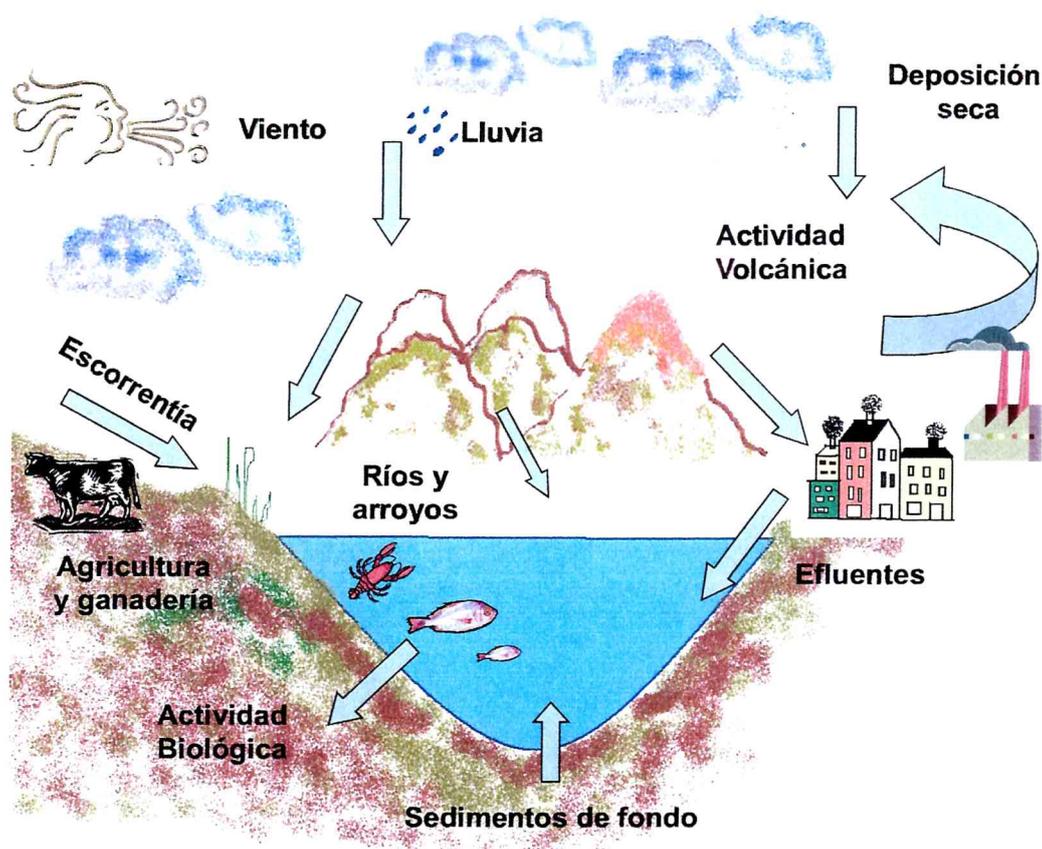


Figura 1.4. Ciclo general de los elementos en el ambiente

Tabla 1.3. Concentración de los elementos en distintos compartimientos abióticos.

		Corteza		Sedimento lago	Agua dulce	Mar
		($\mu\text{g/g}$)	(%)	($\mu\text{g/g}$)	($\mu\text{g/l}$)	($\mu\text{g/l}$)
Metales alcalinos	Na	28300 ₁	2,1 ₁	1900-2200 ₂ 1530-3220 ₄	500 ₆ -1463 ₅	10-77x10 ⁶ ₁₁
	K	25900 ₁	1,9 ₁	2400-2500 ₂ 810-1620 ₄	361 ₅ -2200 ₁₁	399000 ₁₁
	Rb	120 ₁	0,12 ₁	107-273 ₃ 35-72 ₄	0,60-1.0 ₁₁	67-195 ₁₁
	Cs	1,0 ₁	0,00010 ₁	1,7-5,1 ₄	0,0050-1,00 ₁₁	0,15-0,42 ₁₁
Metales de Transición	Fe	50000 ₁	5,0	45200-101500 ₈	<30 ₇ -19 ₅	2 ₁₂
	Zn	65 ₁	0,0065 ₁	91-172 ₈	0,20-100 ₁₁ 2,9 ₅ -5,0 ₆	0,20-48 ₁₁
	Ag	0,10 ₁	0,000010 ₁	<0,10-0,21 ₈	0,090-0,55 ₉	0,030-2,7 ₁₁
	Hg	0,50 ₁	0,000050 ₁	0,15-0,21 ₈	0,00010-2,8 ₁₁	0,010-0,22 ₁₁
No Metales	Se	0,090 ₁	0,0000090 ₁	0,22-0,75 ₁₀	0,0010-1,40 ₁₀	0,0090-0,80 ₁₀
	Br	3,0 ₁	0,00030 ₁	3,3-15 ₈	0,050-55 ₁₁	67300 ₁₁

1-Corteza terrestre promedio, Mason (1960). 2-Lago Biwa, Japón, Welch (1952). 3-Lagos: Vincent y Penny, Michigan, Estados Unidos, Welch (1952). 4-Río Manso Superior, Río Negro, Argentina, Román Ross *et al.* (1995). 5-Promedio para lagos patagónicos, Argentina, Markert *et al.* (1997), 6-Promedio para lagos mundiales, Markert *et al.* (1997). 7-Förstner y Wittmann (1983 (a)) 8-Lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi, Patagonia, Argentina, Ribeiro Guevara *et al.* (2005). 9-Ríos, Estados Unidos, Eisler (1996). 10-Cuerpos de agua dulce: Grandes Lagos, Estados Unidos, Mar: mundial y Mar Muerto, Israel y Jordania, Eisler (1985). 11-Bowen (1979).



El transporte global, los elementos aportados por la actividad humana se evidencia en las columnas de hielo de lugares remotos como el Ártico. Se ha encontrado que las capas superiores, correspondientes a épocas modernas (siglo XX) del Noroeste de Alaska presentan un incremento de la concentración de elementos traza y mayoritarios respecto de las capas más profundas correspondientes a épocas anteriores (2000 a 300 años anteriores al siglo XX). Estos incrementos han sido atribuidos a emisiones industriales provenientes de Europa y Asia (Wolff y Peel, 1985; Boutron *et al.*, 1995). Los sedimentos de esta región y de otras zonas remotas evidencian también la influencia del transporte atmosférico, observándose concentraciones máximas de Pb en estratos correspondientes a los años 70, coincidente con el auge del uso de las naftas con Pb. Otros elementos asociados al hombre, como Cd, Hg, Zn, Ag; In, Tl y W también muestran un enriquecimiento sobre el nivel de base correspondiente a aportes naturales. Estos incrementos, se presentan en la fracción superficial o en la columna sedimentaria correspondiente a los últimos 100 años, coincidente con la revolución industrial (Förstner y Wittmann, 1983 (a); Lami *et al.*, 1998).

Otros elementos que evidencian transporte global en áreas remotas son los formados como productos de fisión del uranio debido a accidentes en centrales nucleares o como consecuencia de ensayos nucleares. Uno de esos elementos es el ^{137}Cs . Este isótopo del Cs ha sido observado en sedimentos de los lagos Nahuel Huapi y Morenito. En el caso del lago Morenito, la mayor actividad de este elemento ha sido observada en las capas de 5-6 y 7-8 cm de profundidad que corresponde a los años 1971-1975 y 1959-1965 respectivamente. Esto coincide con la época de mayor auge de ensayos nucleares realizados en el Hemisferio Norte y Pacífico sur (Ribeiro y Arribére, 2002).

1.4. ACUMULACION Y EFECTOS EN LA BIOTA

A través de la exposición al medio y la asimilación del alimento, los organismos reflejan el impacto de los aportes naturales y antrópicos de elementos al ambiente. Si bien, muchos elementos son esenciales para el normal desarrollo y son bioregulados por los organismos, cuando se exceden ciertos umbrales



límite estos devienen rápidamente tóxicos. Las concentraciones de los elementos traza esenciales necesarias para el buen funcionamiento organismo se encuentran en el orden de 0,01% o menores en relación al peso total. Los efectos tóxicos producidos por la exposición a concentraciones elevadas pueden manifestarse como crecimiento anormal, enfermedad o incluso la muerte. Estas concentraciones varían según el elemento y la exposición. Por ejemplo, las concentraciones en el agua que producen efectos tóxicos en organismos acuáticos para el Hg se encuentran entre 0,10-2,0 µg/l, ppb (total) y 0,040 a 0,10 µg/l (metil mercurio (MeHg)); en cambio para el Zn, estos niveles son más elevados estando entre 10 a 25 µg/l (Eisler, 1987 y 1993). La exposición oral a través de la dieta, también muestra diferencias contrastantes entre los niveles de concentración que generan efectos tóxicos registrándose para el Hg valores de 500 µg/kg, ppb (total) en mamíferos; y para el Zn valores mucho más elevados con dosis diarias de 10500 µg/kg en promedio en peces (Eisler, 1987 y Clearwater *et al.*, 2002).

En humanos, una de las intoxicaciones masivas más significativas fue la de Minamata (1953-1960) y Niigata (1965), Japón. El origen se dio por la descarga de Hg y MeHg al mar proveniente de una planta química que utilizaba el Hg en el procesamiento de acetaldehídos. La población que consumía pescado y almejas en grandes cantidades fue la que resultó intoxicada con concentraciones de Hg de 3 a 5 µg/g en peces en peso húmedo y 5-24 µg/g en almejas en peso húmedo (Takizawa, 1979). Los efectos tóxicos provocados incluyeron desórdenes sensoriales, ataxia (movimientos incoordinados) reducción del campo visual, parálisis y en el peor de los casos la muerte (Takizawa, 1979). Actualmente, la dosis oral a partir de la cual se generan efectos tóxicos en humanos se estima en de 0,3 µg/kg de Hg y 0,1 de MeHg µg/kg referido al peso corporal por día (GSI Environmental: <http://www.gsi-com>). En cambio, para el Zn la toxicidad se produce a concentraciones mayores siendo de 300 µg/kg de peso corporal por día (GSI Environmental: <http://www.gsi-com>). En este caso, los efectos tóxicos se relacionan principalmente con una depresión del sistema inmune (Eisler, 1993).

La Tabla 1.4 resume la función biológica de los elementos, y la Tabla 1.5 muestra las concentraciones de toxicidad para algunos elementos en organismos acuáticos en general (agua), en peces (alimento y tejido); y valores guía de protección para el hombre (agua y alimentos).



En los organismos se han descrito una variedad de efectos y/o respuestas a nivel individual, poblacional o de comunidad a la exposición a diversos elementos que van desde alteraciones fisiológicas, morfológicas hasta la reducción de la diversidad y abundancia (Kiffney y Clements, 1993; Naimo, 1995, Adams *et al.*, 1999; Adams y Ryon, 1994; Clements, 2000). Las figuras 1.5 (a) y 1.5 (b) muestran un ejemplo de la respuesta de los organismos en cuanto a su estado general de salud, reproducción y crecimiento (*fitness*) en relación a distintas concentraciones de un elemento esencial y no esencial. En el primer caso existe una concentración óptima que asegura un “*fitness*” máximo que se reduce fuera de este rango, mientras que en el caso de los no esenciales, el organismo tolera ciertos niveles que al sobrepasarse resultan tóxicos.

En general, aquellos organismos que muestran una respuesta significativa y específica a algún elemento ó compuesto son denominados *bioindicadores* ó *centinelas* (Adams *et al.*, 2001, Morgado y Bebianno, 2005). Beeby (2001) hace una distinción dentro de estas especies denominando como *Monitoras* a aquellas que miden el impacto del ambiente por un deterioro en su función y/o performance, *Indicadoras* a aquellas en el que el impacto se manifiesta en su ausencia ó abundancia y *centinelas* a aquellas que sirven de mapa de la fracción disponible de un contaminante en el ecosistema por su retención en los tejidos. Un especie para ser buena Bioindicadora debe reunir una serie de características tales como amplia distribución y abundancia, ciclo de vida largo, y tolerancia dentro de un rango de concentraciones (Beeby, 2001). En el ambiente acuático, los organismos tope de la cadena trófica son buenos Bioindicadores para estudiar el impacto producido por los elementos traza. Los peces en particular actúan como integradores de señales naturales y antrópicas introducidas en el agua o a través de la cadena trófica. El agua es la vía principal de incorporación de los elementos traza para los primeros eslabones de la cadena y el alimento para los últimos, especialmente cuando la concentración de los elementos en el agua es muy baja. En casos extremos de contaminación, el agua pasa a ser el medio de incorporación más relevante (Sindayigaya *et al.*, 1994; Boudou y Ribeire, 1997; Barlas, 1999).

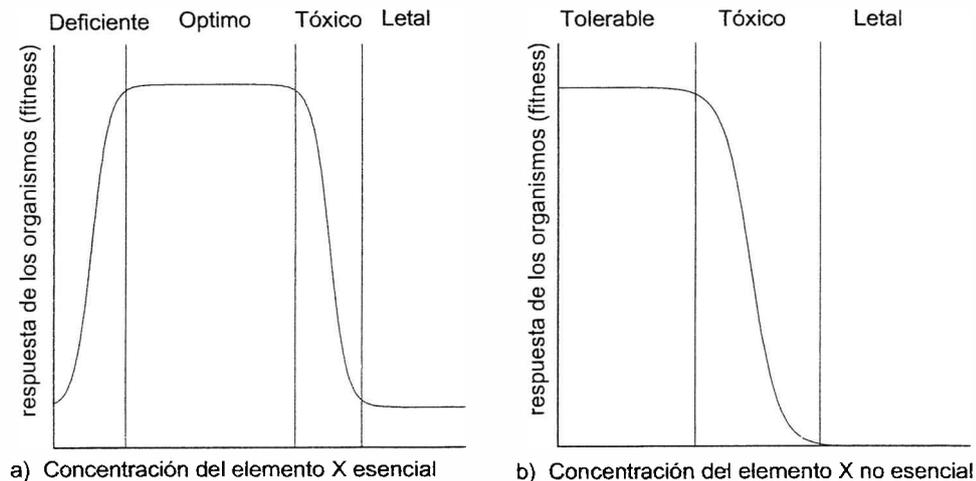


Figura 1.5. Respuesta de los organismos (fitness) a la concentración de elementos esenciales a) y no esenciales b) (Förstner y Wittmann, 1983 (b)).

La concentración de los elementos en los peces depende de una combinación de factores físico-químicos y biológicos que determinan su *biodisponibilidad* en el ambiente (Newman y Jagoe, 1994). Entre los factores físico-químicos se encuentran el pH, la temperatura, la salinidad, las condiciones redox, la transparencia, la forma química del elemento, la concentración, y la interacción con otros elementos y compuestos. Todos estos factores actúan de manera compleja, pudiendo sumar o contrarrestar efectos. En este contexto, uno de los elementos mejor estudiado es el Hg. Se ha observado que valores bajos de pH favorecen la producción de metil mercurio (MeHg) que es la especie química que mejor se absorbe y retiene y la más tóxica para los organismos. La combinación de bajos pHs y aportes atmosféricos antrópicos puede resultar en tenores elevados de Hg en peces de lugares remotos, con valores comparables a los de peces de zonas impactadas como se observó en las regiones de Andirondack y Maryland, Nordeste de Norte América (Driscoll *et al.*, 1995, Mason *et al.*, 2000). Por otra parte, parámetros tales como la abundancia de material suspendido, carbono orgánico disuelto y Ca provocan una disminución de la biodisponibilidad del Hg en peces. El mismo efecto se produce en el sedimento cuando abundan las partículas finas como arcillas, compuestos de azufre y materia orgánica que tienden a acomplejar o adsorber fuertemente al Hg. Algunos de estos factores han sido invocados como explicación de los bajos tenores de Hg



en peces de zonas muy contaminadas como la Bahía de Guanabara, Brasil (Kehrig *et al.*, 1998). Otro ejemplo de cómo un elemento puede interactuar con el Hg es el del Se. Dependiendo de la forma química de ambos elementos pueden actuar en forma sinérgica o antagónica (Klaverkamp *et al.*, 1983; Cuvín Aralar y Furness, 1991; Heinz y Hollman, 1998; Hoffman y Heinz, 1998; Bjerreard *et al.*, 1999).

Tabla 1.4. Función biológica de los elementos en los organismos

		Función biológica
Metales alcalinos	Na	Regulación hídrica, bomba NaK, transmisión del impulso nervioso y equilibrio ácido base de los fluidos.
	K	Idem Na más estabilizador de la estructura del ADN y ARN
	Rb	No se conoce
	Cs	No se conoce
Metales de transición	Fe	Procesos de transferencia electrónica, catalizador enzimático, componente de la hemoglobina, etc.
	Zn	Síntesis de proteínas y ácidos nucleicos, metabolismo de los hidratos de carbono, espermatogénesis, ovulación, etc.
	Ag	No presenta
No metales	Hg	No presenta
	Se	Antioxidante, interviene en las funciones reproductivas masculinas, etc.
	Br	No se conoce

Tabla 1.5. Valores de concentración de toxicidad en general para organismos acuáticos (agua), en peces (alimento y tejido); y valores guía de protección para el hombre (agua y alimentos).

		Organismos acuáticos			Hombre	
		Toxicidad			Niveles de protección	
		Agua (µg/l)	Alimento (µg/g)	Tejido (µg/g)	Agua (µg/l) ₁₁	Alimento (µg/g ph)
Metales alcalinos	Na					
	K					
	Rb					
	Cs					
Metales de Transición	Fe		6300 ₆		300	500 ₁₂
	Zn	5-25 nl 50-235 l ₁	9-12 ₇		5000	100 ₁₂
	Ag	0,17-4,9 l ₂			50	1 ₁₂
No metales	Hg	0.04-0.11 ₃		3-5m ₈	0.1	0.5 ₁₂
	Se	42-250 ₄		12h ₉	10	0.3 ₁₂
	Br	12-13 ₅				2 ₁₃

ph: peso húmedo, nl: no letal, l: letal, m: músculo

1-Eisler, 1993. 2-Eisler, 1996. 3-Los valores corresponden a MeHg y FenilHg, respectivamente, Eisler, 1987. 4-Eisler, 1985. 5-Los valores corresponden a zonas seleníferas, Eisler, 1985. 6-Carrquiriborde *et al.*, 2004. 7-Cleawater *et al.*, 2002. Varias especies excepto salmónidos. 8-Peso húmedo, Takizawa, 1979. 9-Peso seco, Lemly, 1999. 10-En alimento. 11-SRNYDS, 1993. 12-SENASA, 2002. 13-FAO, 1982



Los principales factores biológicos que condicionan la concentración de los elementos en los organismos son la especie, la edad, el sexo, la dieta y parámetros morfométricos tales como el largo y el peso de los organismos (Bodaly *et al.*, 1993; Kehrig *et al.*, 1998; Futter, 1994; Marcovecchio y Moreno, 1991; Rowan *et al.*, 1998). Los niveles de algunos elementos también son influenciados por el largo y ramificación de las cadenas alimentarias (Stemberger y Cheng, 1998) incrementándose a lo largo de la trama trófica. Este proceso de incremento por la transferencia del elemento o compuesto desde el alimento (presa) al consumidor es denominado *Biomagnificación*. El Hg, y específicamente el MeHg es un ejemplo típico de cómo los factores biológicos influyen sobre la concentración de este elemento en los peces. Existen numerosos estudios que reportan una relación directa entre las concentraciones y el largo y edad (Fjeld y Rognerud, 1993; Futter, 1994; Boudou y Ribeyre, 1997; Al-yousuf *et al.*, 2000). Otros trabajos muestran variaciones de la concentración de Hg relacionadas con los hábitos alimentarios, p.ej. peces piscívoros presentan mayores concentraciones que los omnívoros y planctívoros (Amundsen *et al.*, 1997; Castilhos *et al.*, 2004; Brasil *et al.*, 2004; Maury-Brachet *et al.*, 2006). Además, tanto para el Hg y el Zn se ha observado que, un incremento en la complejidad de la red trófica del zooplancton (mayor número de interacciones desde las presas a los depredadores dentro la comunidad del zooplancton) provoca un efecto de dilución en la concentración de estos elementos desde los productores primarios (algas) hacia los peces (consumidores finales de la red) (Stemberger y Chen, 1998; Wang, 2002).

La distribución de los elementos en los tejidos en los peces depende de las propiedades del elemento, de su biodisponibilidad, su forma química, la vía de absorción y de la fisiología particular de los órganos.

Elementos no esenciales como Cd y Pb suelen estar en concentraciones elevadas en órganos detoxificadores como el riñón, el hígado; como así también, en las branquias y la carcaza en situaciones de contaminación aguda (Eisler, 1985 y 1988). La concentración de Hg, elemento no esencial, depende de la especie química, como por ejemplo el mercurio orgánico, MeHg, es más elevado en músculo, sangre y cerebro mientras que el Hg inorgánico lo es en hígado y riñón (Downs *et al.*, 1998).



La concentración de elementos esenciales, como el Fe, Zn y Se en los órganos de los peces depende principalmente de la función metabólica, si bien, también puede estar influenciada por la concentración de estos elementos en el medio. El Fe es más elevado en vaso, riñón, hígado y branquias debido a que se encuentra en la sangre formando parte de la molécula de hemoglobina y es almacenado en hígado (Andres *et al.*, 2000, Hodson *et al.*, 1980, Burry y Grossell, 2003). El Zn y Se también son almacenados en el hígado formando parte de numerosas proteínas y enzimas (Eisler, 1993). Así mismo, la concentración de Zn en otros órganos como branquias, intestino y riñón suele ser más elevada que en el hígado. Las branquias e intestino constituyen la vía de entrada de este elemento como así también, las branquias junto con el riñón son los órganos por donde se lo excreta (Hellow *et al.*, 1996, Yamazaki *et al.*, 1996, Velcheva, 2006, Lall, 2002).

El presente trabajo propone estudiar algunos elementos traza tales como Zn, Rb, Br, Se, Hg y Cs y mayoritarios como K, Na y Fe en peces de lagos de la Patagonia Norte Cordillerana brindando información sobre los niveles de base en relación a las características de la cuencas y la distribución global de elementos. Asimismo, se contribuirá al conocimiento de la disponibilidad de los elementos y a la evaluación de efectos locales relacionados con las distintas características geográficas e impacto antrópico.

Hipótesis:

- 1- La concentración de elementos en peces de lagos Patagónicos son indicadores de las características de la cuenca, impacto antrópico y la distribución global de elementos.
- 2- Debido a su característica mayormente prístina, los niveles determinados reflejarán condiciones basales.
- 3- La dieta y estructura de la trama trófica condicionan la bioacumulación de elementos traza.
- 4- La concentración de los elementos en los peces refleja diferencias interespecíficas relacionadas con la fisiología y hábitos alimentarios.



5- La concentración de los elementos en los peces también refleja la variabilidad espacial asociada a las distintas características de los lagos.

Para comprobar estas hipótesis se plantean los siguientes objetivos particulares:

- a- Evaluar las concentraciones de los elementos traza (Zn, Rb, Br, Se, Hg y Cs) y mayoritarios (K, Na y Fe) de las distintas especies de peces de la Patagonia Norte en relación a otros peces de la literatura correspondientes a áreas alejadas de centros poblados o de bajo nivel poblacional (alrededor 100.000 habitantes) y escaso desarrollo industrial y áreas cercanas a grandes centros poblados (alrededor de 1.000.000 habitantes) y desarrollo industrial.
- b- Estudiar la variabilidad específica de la concentración elementos entre distintos peces en un mismo ambiente.
- c- Evaluar la variabilidad espacial de las concentraciones de elementos en una misma especie distribuida en distintos lagos con aportes naturales y antrópicos analizando la influencia de factores geológicos, tipo de suelos, climáticos, vegetacionales, limnológicos y edáficos.

2- AREA DE ESTUDIO

2.1 UBICACIÓN

Los lagos estudiados pertenecen a la Cordillera Patagónica Septentrional, en la porción norte, se ubican dentro del Parques Nacional Nahuel Huapi (40°20'-41°40' latitud sur y entre 71°-72 longitud oeste) y en la porción sur dentro del Parque Nacional Los Alerces (42°34'- 43° 10' latitud sur y 71° 38'-72° 07' longitud oeste). En el Parque Nacional Nahuel Huapi, los lagos estudiados fueron: Traful, Espejo chico, Nahuel Huapi, Moreno y Guillermo; y en el Parque Nacional los Alerces, los lagos estudiados fueron: Rivadavia y Futalaufquen (Figura 2.1).

2.2 RELIEVE Y ORIGEN GEOMORFOLÓGICO

La base geológica es fundamental como fuente de los elementos y como modeladora del relieve que influye sobre los procesos de erosión y consecuentemente con la disponibilidad de los elementos.

Esta región presenta un relieve montañoso producto de distintos procesos, erupciones, terremotos y plegamientos. Estos procesos se iniciaron al principio del terciario con el surgimiento de la cordillera de los Andes. Las mayores elevaciones se presentan en el oeste, sobre la cordillera y disminuye hacia el este de la meseta patagónica. En la región del Parque Nacional Nahuel Huapi, las alturas de los cerros oscilan entre 1800 a 2400 m, entre las más altas se destaca el Co. Tronador, volcán de 3554 m. En la región del Parque Nacional Los Alerces se encuentran los cordones montañosos Rivadavia, Situación, Pirámides, etc. con 2300-2400 msnm. En el cuaternario, las glaciaciones terminan de modelar el paisaje con geofomas características como circos, valles en U, valles colgantes y morenas y la formación de los lagos por el retroceso de los glaciares

Debido a los variados acontecimientos que han actuado en la Patagonia, el conjunto geológico resulta bastante variado y con frecuentes intrusiones entre los distintos procesos, debido a erupciones, terremotos, ingresión del mar, plegamientos y glaciaciones. Como consecuencia de esto existen diversas



formaciones geológicas compuestas por rocas intrusivas¹ y extrusivas² pudiendo estar asociadas a sedimentos marinos y continentales. Las Figuras 2.2 y 2.3 muestran los mapas geológicos del área de estudio. Los tipos característicos de roca de cada formación junto con los elementos traza predominantes se resumen en la Tabla 2.1.

Algunas formaciones son comunes entre las regiones de los lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi y Los Alerces como el Batolito Patagónico y la Formación Ventana otras son particulares de cada región. Los lagos Traful y Espejo Chico son geológicamente más homogéneos que el lago Nahuel Huapi. El lago Traful está rodeado del Batolito Patagónico y rocas correspondientes a la Formación Ventana. El Espejo Chico está dentro de la Formación Coluco y Complejo Volcánico Sedimentario también conocido como Formación Montes de Oca. El Moreno se encuentra rodeado por la Formación Ventana y Batolito Patagónico. Estas mismas formaciones se encuentran representadas en el área del lago Nahuel Huapi, además de otras como la Formación Ñirihuau, Formación Tronador, depósitos glaciales, glaciafluviales, glacialacustres y aluviales. El lago Guillermo si bien, está rodeado por el Batolito Patagónico, su principal afluente homónimo se encuentra dentro del Complejo Colohuincul que tiene escasa representabilidad en la zona del Moreno (Figura 2.2). La región de los lagos Rivadavia y Futalauquen además de estar atravesados por el Batolito Patagónico presentan otras formaciones como la de Divisadero y Lago la Plata. Otra característica importante es la formación de depósitos aluviales y coluviales en la cabecera del lago Rivadavia y en el río Rivadavia y cabecera del Futalauquen como también la presencia yacimientos epitermales polimetálicos (Vattuone *et al.*, 2005) (Figura 2. 3).

¹ **Rocas intrusivas:** también denominadas “plutónicas”, se forman por el enfriamiento lento del magma en las profundidades de la tierra dando origen a cristales de grano grueso. Este tipo de rocas son denominadas “granitoides” (ej. granitos, granodioritas, diorita, glabro, etc.).

² **Rocas extrusivas:** también denominadas “volcanitas” se forman por el rápido enfriamiento del magma superficial dando cristales de grano fino (ej. Riolita, dacita, andesita ó basalto).

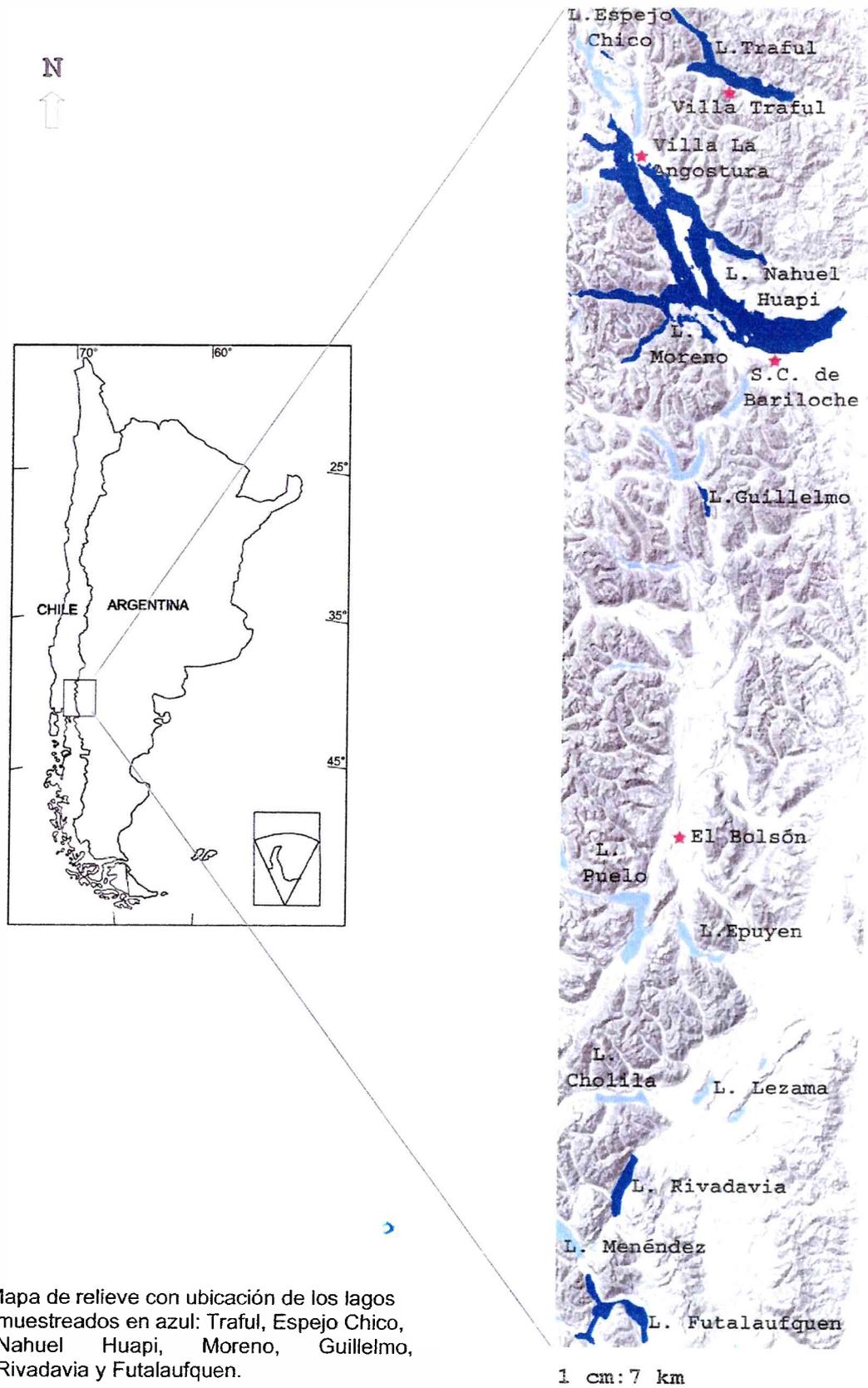


Figura 2. 1. Mapa de relieve con ubicación de los lagos muestreados en azul: Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno, Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen.

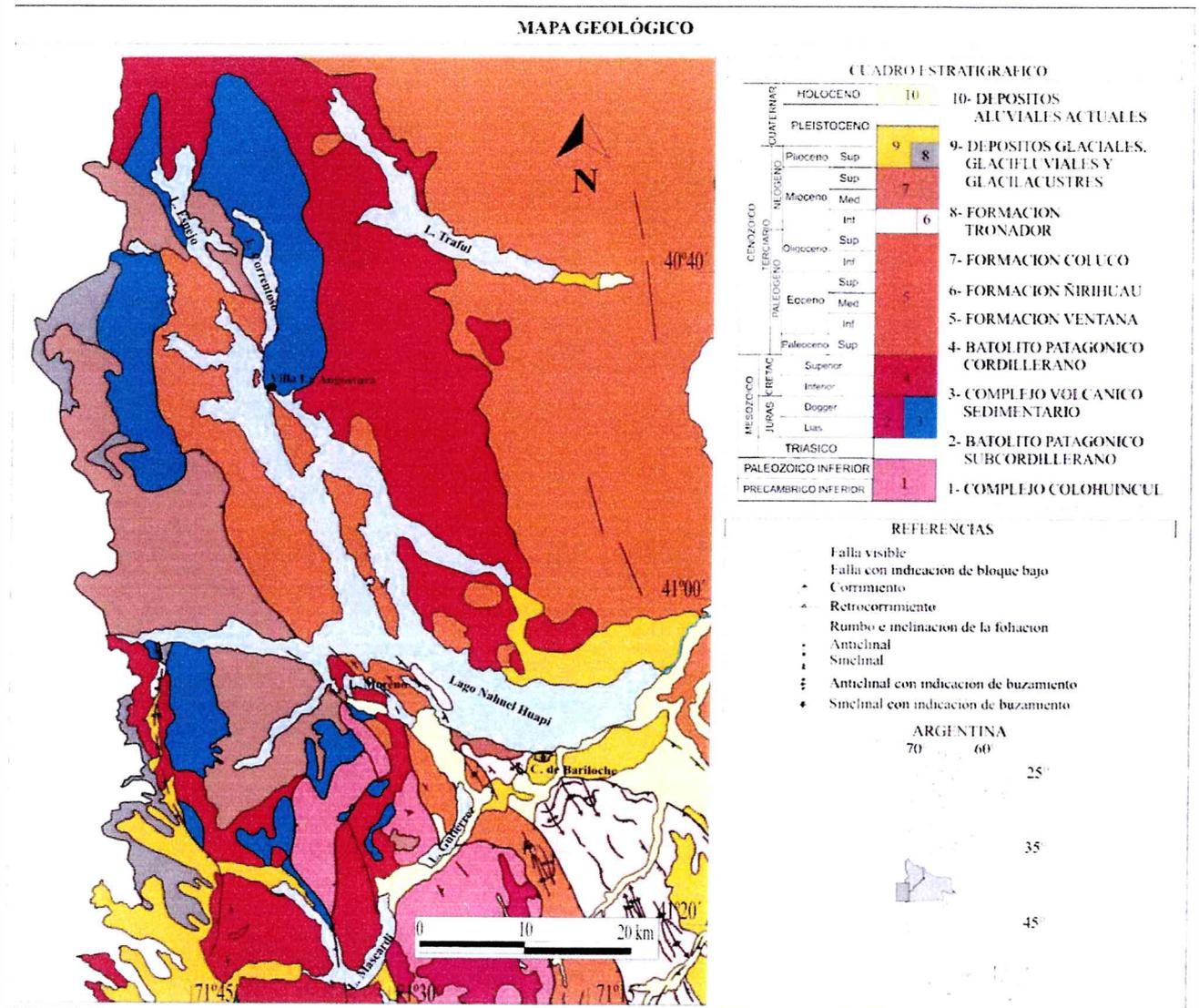


Figura 2.2. Mapa geológico de la región de los lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi (Daga, comunicación personal).

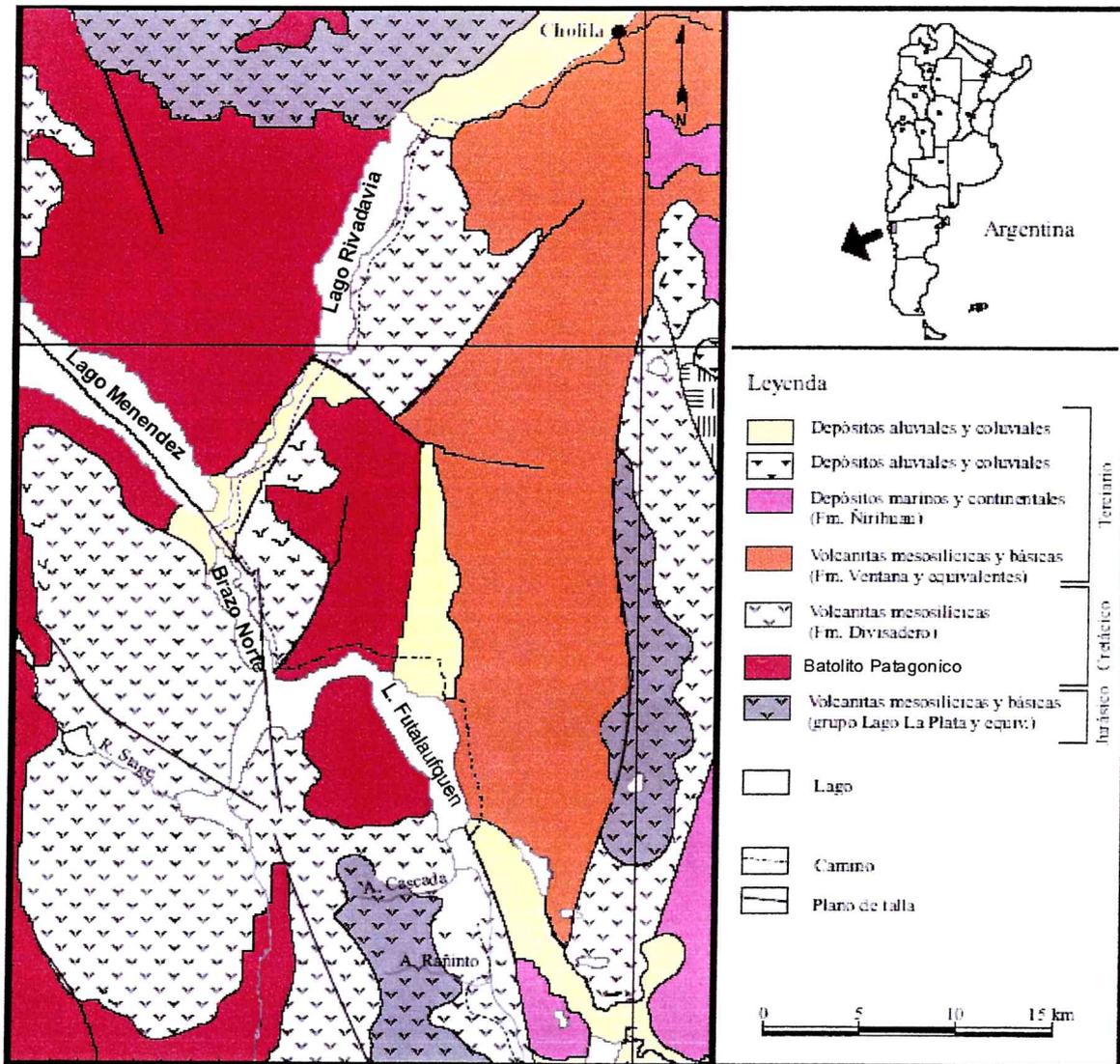


Figura 2.3. Mapa geológico de la región de los lagos del Parque Nacional Los Alerces. Modificado de Vattuone *et al.* (2005).

**Tabla 2.1.** Formaciones geológicas en la región de los lagos estudiados del Parque Nacional

Nahuel Huapi y los Alerces.

Formación	Descripción	Mineralización: predominantes	elementos predominantes
Batolito Patagónico	Afloramiento de grandes extensiones de rocas granitoides de edad cretácica.	Pb, Zn, Au, W, Sn, Mn, Fe, Sb, V, Mo, F y Ba (Malvicini y Valles, 1984).	
Ventana	Volcanismo bimodal (rocas ácidas y básicas) con intercalaciones de sedimentitas marinas y continentales.	Pb, Ag, Cu, Fe y Zn (Malvicini y Valles, 1984)..	
Coluco	Pequeñas intrusiones graníticas del Mioceno.	Pb, Ag, Zn y Cu (Malvicini y Valles, 1984).	
Complejo volcánico sedimentario (Montes de Oca)	Brechas, lavas andesíticas, conglomerados, pelitas y calizas (Daga, comunicación personal).	Pb, Zn, Au, W, Sn, Mn, Fe, Sb, V, Mo, F y Ba (Malvicini y Valles, 1984).	
Nirihuau	Sedimentos continentales formado por arenizas, conglomerados, tobas, calizas y arcilitas de origen continental y marino (Rodríguez Cruzado, 2003).		
Tronador	Constituido por un enorme espesor de rocas volcánicas básicas y sedimentitas relacionadas con la actividad volcánica del monte Tronador.		
Colohuincul	Metasedimentitas y ortogneises de grado metamórfico medio a alto con intrusiones de granitoides tardioteclónicos.	Pb, Zn, Au, W, Sn, Mn, Fe, Sb, V, Mo, F y Ba (Malvicini y Valles, 1984)..	
Divisadero	Agrupación de rocas andesitas, riocitas y riolitas intruidas por granitoides del cretácico superior que afloran entre los 42° y 42°30 S. Esta formación en el sector del río Carrenlefú está formado por Andesitas, dacitas, brechas dacíticas, pelitas y areniscas (Lizuain, 1999).		
Lago la Plata	Secuencias volcánicas que afloran en la línea de las altas cumbres con mayor desarrollo a los 45° S y en forma más aislada entre los 42° y 42° 30 S. La misma está integrada por mantos andesíticos, tobas líticas andesíticas con intercalaciones de mantos dacíticos (Lizuain, 1999).	Pb, Zn, Au, W, Sn, Mn, Fe, Sb, V, Mo, F y Ba.	
Depósitos aluviales	Acumulaciones de gravas, arenas y arcillas.	Mn	
Depósitos Coluviales	Gravas, cantos, bloques subangulosos con matriz de arena arcillosa.		



2.3 SUELOS

Los suelos son reflejo de la base geológica, de los procesos de erosión y la interacción con los organismos y constituyen fuentes de elementos para los lagos por transporte mediante lluvias y vientos. Los suelos de esta región están formados a partir de cenizas volcánicas y sedimentos superficiales derivados de las rocas volcánico-piroclásticas y/o eventualmente plutónicas ó metamórficas. El tipo de suelo más representativo del sector de los lagos estudiados del Parque Nacional Nahuel Huapi son los Andisoles. Este suelo está formado por minerales de poco arreglo estructural ó complejos Al-humus, presenta un horizonte superficial rico en materia orgánica, provista de vegetación densa con pH ácidos (Del Valle, 1998). Un sector próximo al lago Nahuel Huapi, Moreno y Guillermo está ocupado por Molisoles. Este tipo de suelo se caracteriza por tener una textura granular con una elevada saturación de bases y la dominancia del Ca^{2+} (Bailey, 1987). El horizonte superficial (epipedón) está bien provisto de materia orgánica. El sector de los lagos estudiados del Parque Nacional los Alerces presenta los tipos Inceptisoles y Molisoles. Los Inceptisoles son suelos inmaduros con un epipedón pobre en materia orgánica. La Figura 2.4 muestra la distribución de estos suelos en el área de estudio.

2.4 CLIMA

Los distintos factores que determinan el clima actúan como agentes erosivos y de transporte (ej. viento, lluvia) influyendo de esta manera, en la disponibilidad de los elementos. El clima la región de los lagos estudiados se ha clasificado como continental templado frío (Speack *et al.*, 1982). Existe un fuerte gradiente de precipitaciones que disminuye de oeste-este debido a los vientos húmedos dominantes que proceden del Pacífico sur, al encontrarse con la cordillera se elevan, se enfrían y condensan provocando abundantes lluvias. El rango de las mismas va de 4000 mm en Puerto Blest, a 400 mm a 60 km en la zona del Limay (Malvárez *et al.*, 2004, Figura 2.5). Las precipitaciones se concentran mayormente en el invierno siendo a menudo en forma de nieve. La temperatura media anual es de 3 °C en altas altitudes (sobre los 800 m) y 8 °C en los valles protegidos de los Andes y entre 7,5 y 12,5 °C en la estepa (Díaz *et al.*,



2000).

Los vientos del oeste son característicos durante todo el año siendo la velocidad media anual entre 15 y 22 km/h. Los máximos de velocidad se producen entre septiembre y enero y los mínimos en invierno.

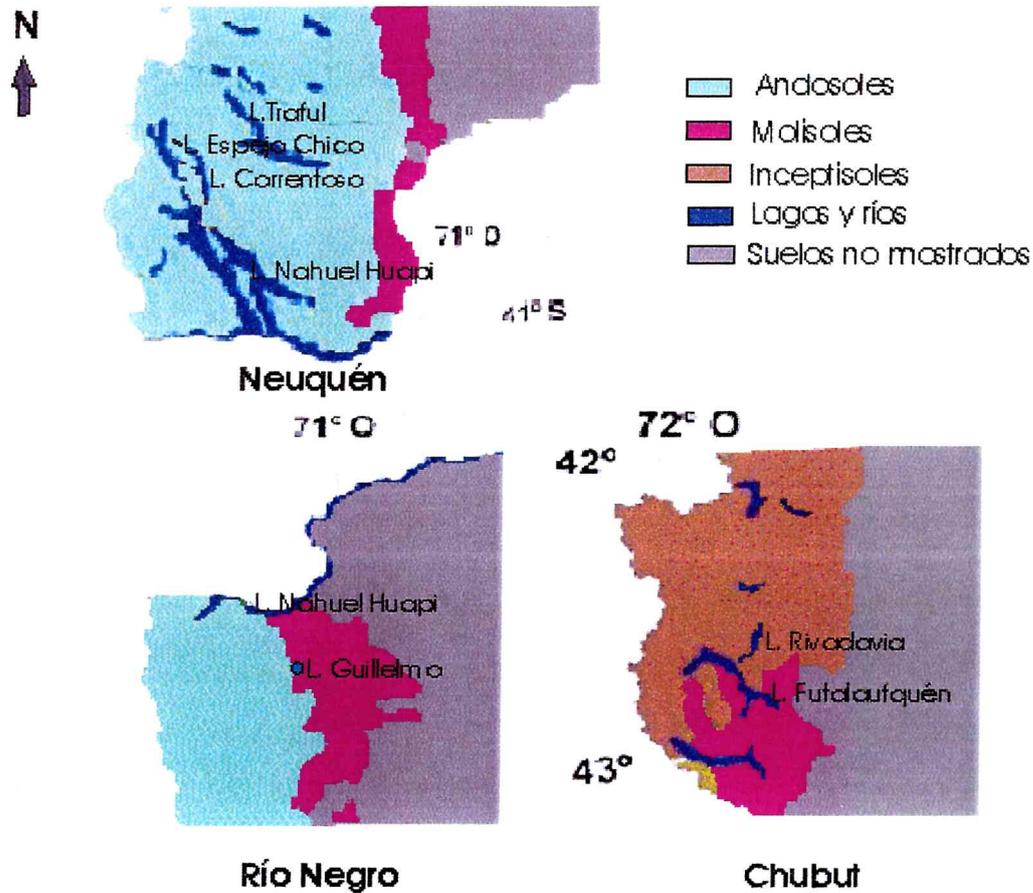


Figura 2.4. Tipos de suelos en la región de los lagos: Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, y Guillermo (Parque Nacional Nahuel Huapi, pcias: Neuquén y Río Negro. Lagos Rivadavia y Futralaufquén (Parque Nacional Los Alerces, Pcia: Chubut). Modificado de Cruzate *et al.*, (2006: a, b y c).

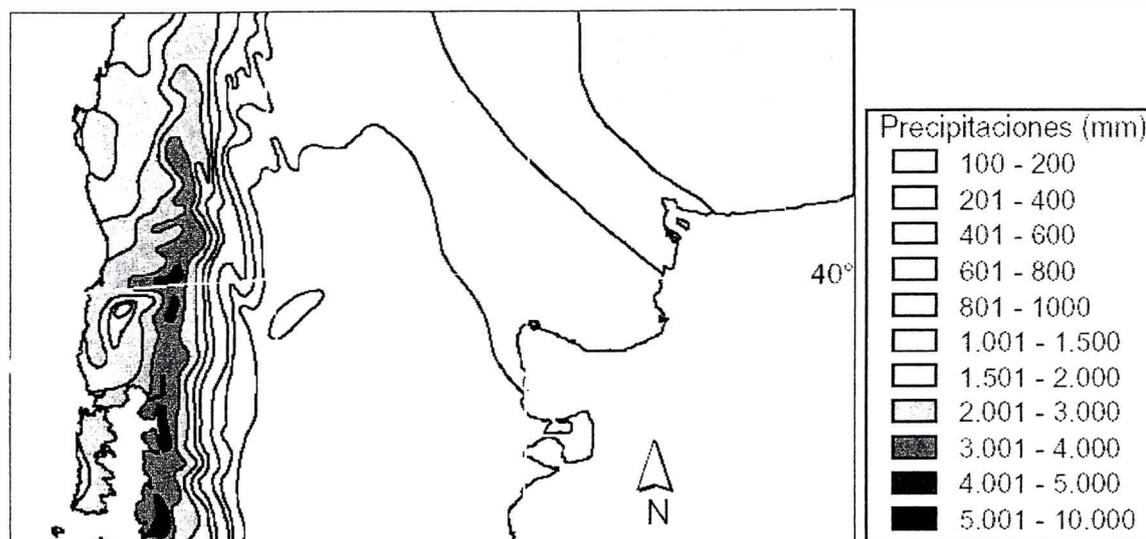


Figura 2.5. Precipitaciones de la región Patagónica que incluye el sector cordillerano de los Parques Nacionales Nahuel Huapi y Los Alerces. Modificado de Malvárez *et al.* (2004).

2.5 VEGETACIÓN

La cubierta vegetal actúa como protectora del suelo disminuyendo los efectos de la erosión por lo que también tiene influencia sobre la disponibilidad de los elementos en los lagos. Desde el punto de vista fitogeográfico el área de estudio se encuentra en la Región Antártica, dentro de la Provincia Subantártica, abarcando los distritos: Valdiviano y del Bosque Caducifolio.

El distrito Valdiviano ocupa una franja estrecha y discontinua inmediata al límite con Chile. Este distrito se corresponde con el área de mayor precipitación de la Pcia Subantártica lo que determina el tipo de vegetación. Esta zona presenta un bosque exuberante y siempre verde caracterizado por una enorme riqueza florística. Generalmente presenta de 4 a 5 estratos y cada uno de ellos está representado por varias especies. En el estrato arbóreo, la especie más representativa de este distrito es el "Coihue" (*Nothofagus dombeyi*) que aparece como dominante en todas las comunidades climáticas. Existen algunas asociaciones como: bosques de "Coihue" y "Urmo" (*Eucryphia cordifolia*), "Coihue" y "Alerce" (*Fitzroya cupressoides*), "Coihue" y "Arrayán" (*Myrceugenella apiculata*). La primera es típica de zonas de poca altura linderas con la frontera Chilena. La asociación de "Coihue" y "Alerce" es típica de la región del lago Futalaufquen. Los bosques de "Coihue" se extienden por la parte oriental del distrito Valdiviano,



desde el nivel de los lagos, hasta los 900 m de altitud dónde comienzan los bosques caducifolios de "lenga" (*Nothofagus plumilio*). Los bosques más densos dentro del área de estudio se encuentran en el Parque Nacional Los Alerces, dónde la especie dominante es el Coihue pero aparecen otras como "Ñire" (*Nothofagus antártica*), "Ciprés" (*Austrocedrus chilensis*) y "Radal" (*Lomatia hirsuta*). El estrato arbustivo de esta asociación se encuentra representado por varias especies, siendo la caña Coligüe la más representativa. Los bosques de Arrayanes se encuentran en pocos puntos de este distrito, por ejemplo en el extremo norte de la isla Victoria y en el sur de la Pla. Quetrihué en el lago Nahuel Huapi.

El distrito del bosque caducifolio se extiende por el borde oriental de toda la provincia subantártica, el clima es más seco que del distrito Valdiviano. El tipo de vegetación predominante es el bosque caducifolio pero también existen bosques de coníferas. Las especies que caracterizan este distrito son: Ñire, Lenga, y Ciprés (Cabrera, 1976). Limitando con este distrito, en la parte más oriental del Lago Nahuel Huapi se encuentra una zona de ecotono que presenta elementos del Bosque Caducifolio y la Estepa Patagónica (Provincia Patagónica). En esta región se pueden encontrar gramíneas y arbustos entre las que se puede contar con especies de Coirón dulce y amargo (*Festuca pallescens* y *Stipa speciosa*), arbustos como Calafate (*Berberis buxifolia*), Palo piche (*Fabiana imbricata*), Laura (*Schinus patagonicus*), Radal (*Lomatia hirsuta*), Maitén (*Maytenus boaria*) y matas de Neneo (*Mullinun spinosum*) (Cabrera, 1976). La figura 2.6 muestra la vegetación correspondiente a los bosques predominantes en la región de los lagos estudiados.

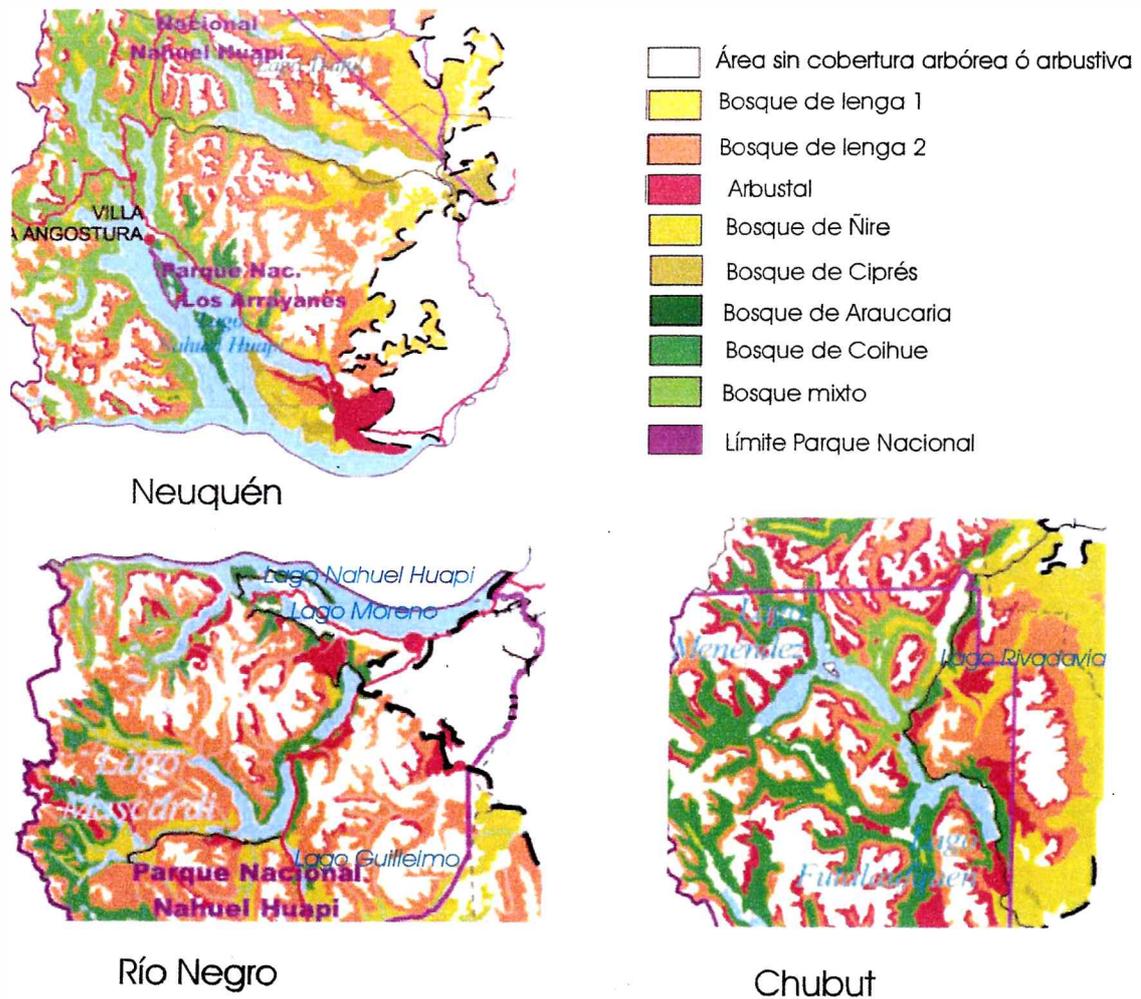


Figura 2.6. Mapas de vegetación de la región de los lagos Trafal, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno y Guillermo (Parque Nacional Nahuel Huapi, pcias: Neuquén y Río Negro) y los lagos Rivadavia y Futral (Parque Nacional Los Alerces, Pcia: Chubut). Modificado de la Unidad de Manejo del Sistema de Evolución Forestal (UMSEF), Dirección de Bosques (2002: a, b y c).

Bosque de Lengua 1: Predominio de lenga (*Nothofagus pumilio*) pudiendo estar con coihue (*Nothofagus dombeyi*) y guindo (*Nothofagus betuloides*). **Bosque de Lengua 2:** Lengua con ñire (*Nothofagus antártica*). **Bosque mixto:** Lengua, roble pellín (*Nothofagus obliqua*), raulí (*Nothofagus alpina*), radial (*Lomatia hirsuta*) y maitén (*Maytenus boaria*).



2.6 HIDROGRAFÍA

La red hidrográfica es fundamental como agente erosivo y transporte de elementos derivados del basamento geológico como así también constituye una vía de movilidad para los peces principalmente los salmónidos. La zona de estudio se caracteriza por la presencia de lagos y ríos caudalosos que desaguan hacia el Océano Atlántico ó el Océano Pacífico. La alimentación procede de las abundantes lluvias y derretimiento de nieve y glaciares. En el Parque Nacional Nahuel Huapi los lagos estudiados pertenecen a tres cuencas, dos de vertiente Atlántica: lagos Traful y Nahuel Huapi y una de vertiente Pacífica: río Manso. En el Parque Nacional Los Alerces los lagos estudiados pertenecen a la cuenca del río Futaleufú de vertiente Pacífica.

La Cuenca del lago Traful se encuentra en la zona norte del Parque Nacional. El Lago Traful es el único lago de la cuenca (Figura 2.7). El principal tributario es el río Traful y también los arroyos procedentes de los faldeos de los cerros Falkner y Alto Mahuida por el norte, mientras que por el sur las principales vertientes descienden del cerro Cuyín Manzano. El lago Traful desagua por medio del río Traful sobre el río Limay.

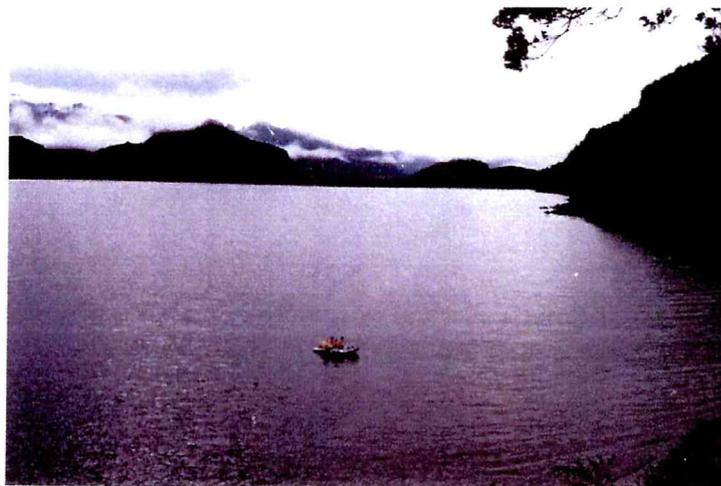


Figura 2.7. Lago Traful

La cuenca del Lago Nahuel Huapi cubre unas 600.000 ha. En el centro del lago se encuentra la Isla Victoria de 31 km² y otras islas como la Huemul. Se



encuentran además, importantes penínsulas como Quetrihué, Llao-Llao, San Pedro, Huemul, y profundos brazos como el Ultima Esperanza, Rincón (Figura 2.8), Machete, Blest, Tristeza, Campanario, Huemul (Figura 2.9) y Angostura. Diversos ríos y arroyos desembocan en este lago: los más caudalosos proceden a su vez de otros lagos como el Espejo Grande, Espejo Chico (Figura 2.10), Correntoso, Gallardo, Frías, Frey, Moreno (Figura 2.11) y Gutiérrez. El río Limay constituye el desagüe del lago Nahuel Huapi hacia el Océano Atlántico y por lo tanto de toda la cuenca.

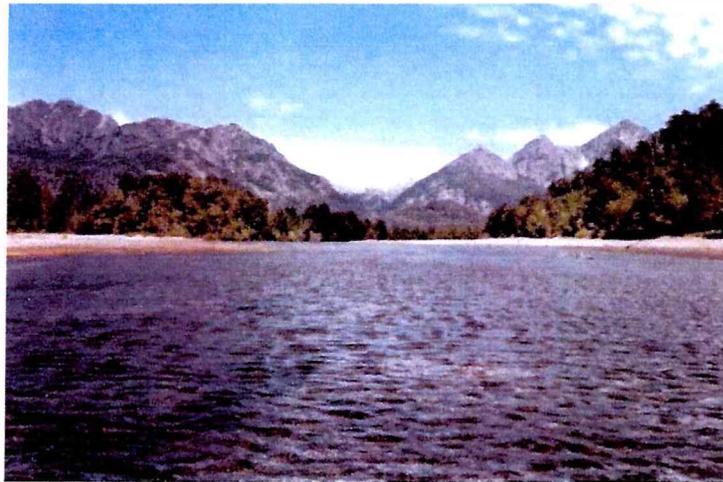


Figura 2.8. Brazo Rincón, Lago Nahuel Huapi

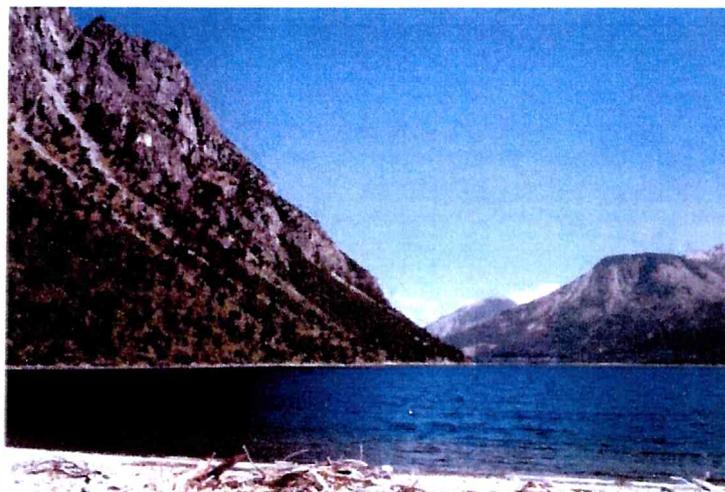


Figura 2.9. Brazo Huemul, Lago Nahuel Huapi



Figura 2.10. Lago Espejo Chico

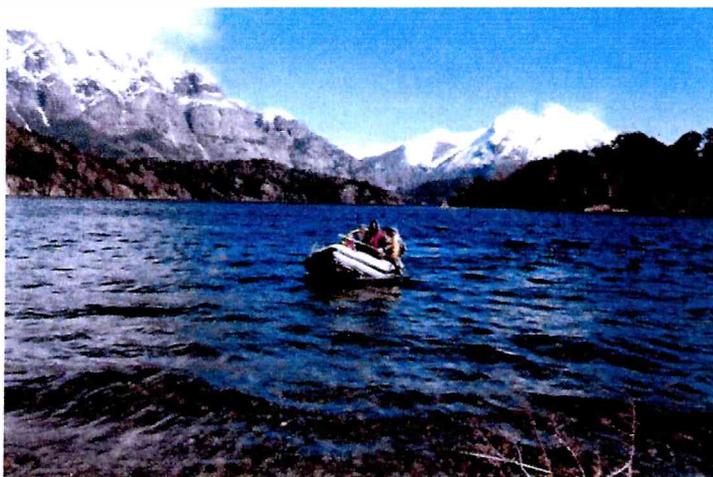


Figura 2.11. Lago Moreno

La Cuenca del río Manso tiene su origen en el deshielo de ciertos ventisqueros del Cerro Tronador, recorre el valle de los Vurilochoes y a lo largo de más de 100 km desagua en varios lagos, como El Mascardi, Los Moscos, Hess y Steffen luego después de recibir las aguas del río Villegas tuerce hacia el oeste, cruza el límite internacional por la quebrada del paso Cochamó y lleva sus aguas al río Puelo que desemboca en el océano Pacífico. Otros lagos propios de esta cuenca son: Guillermo, Fonk, Felipe, Linco, Roca, Christie, Los Manzanos, y Martin.



Figura 2.12. Lago Guillermo

La Cuenca del río Futaleufú posee una superficie aproximada de 7.630 km². La misma presenta una red importante de afluentes y atraviesa en su recorrido una serie de lagos encadenados como el Cisne, Menéndez, Rivadavia (Figura 2.13), Verde, Futalaufquen (Figura 2.14), Kruger y Amutui Quimay. Estos lagos regulan el régimen fluvial debido a las crecientes por lluvias y por deshielos. El Lago Amutui Quimeí se encuentra al sur de los anteriores, es artificial. Este lago fue creado a partir de la construcción de la presa de embalse para el aprovechamiento hidroeléctrico del Futaleufú en el antiguo valle de los lagos N°1, N°2, N°3 y Situación. El río Futaleufú es el emisario final de este sistema y el más caudaloso de los ríos con desagüe indirecto al Pacífico.

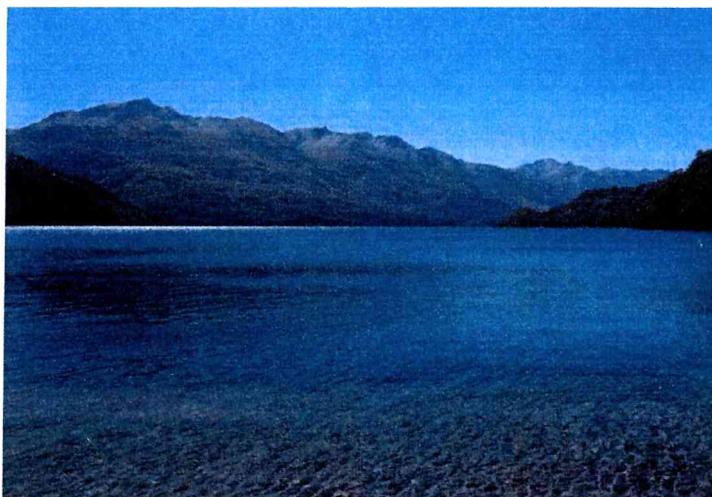


Figura 2.13. Lago Rivadavia



Figura 2.14. Lago Futalaufquen

2.7 ASENTAMIENTOS HUMANOS

Los asentamientos humanos producen un impacto en el ambiente pudiendo alterar la dinámica y concentración de los elementos aportados a los cuerpos de agua. La región de estudio se encuentra alejada de grandes centros urbanos e industriales. El mayor asentamiento humano dentro del Parque Nacional Nahuel Huapi corresponde a la ciudad de San Carlos de Bariloche, y luego sigue Villa la Angostura en orden de importancia. La ciudad de Bariloche ha sido la que mayor crecimiento ha tenido en los últimos años, según el INDEC de 1990 al 2001 sufrió un incremento del 15,3%; su población en el censo de 2001 era de 109.826, mientras que la de Villa la Angostura era de 7.526 habitantes. Otro centro poblado dentro del Parque es la Villa Traful siendo su población solo de 503 habitantes (INDEC, Censo 2001). En el Parque Nacional Los Alerces el asentamiento más grande corresponde a Villa Futalaufquen con 106 habitantes (INDEC, 2001). La principal actividad económica en esta región es el turismo presentando diversas actividades entre las que se encuentra la pesca deportiva de salmónidos que atrae a pescadores de la Argentina y del extranjero.

Entre los impactos más relevantes que sufre la región se encuentra la deforestación. La deforestación se produce por los incendios, naturales ó provocados por el hombre (principalmente por fuegos mal apagados de campamentos agrestes) y el pastoreo. En el Parque Nacional Nahuel Huapi el porcentaje de áreas quemadas debido a los incendios ocurridos entre 1996 y



2000 fue de aproximadamente 0,5 % en relación al área total del parque lo que corresponde aproximadamente a 4000 ha, en cambio el porcentaje ocupado por la actividad ganadera es mayor siendo del 26% correspondiendo a 176100 ha (Monjeau *et al.*, 2005, Temporetti, 2006). La deforestación afecta al balance hídrico natural del sistema lacustre, aumentando la velocidad de escurrimiento provocando sedimentación excesiva de material erosionado y mayores caudales.

El incremento poblacional trae aparejado no solo un incremento en la demanda de más recursos (leña, troncos, agua, espacio) sino genera residuos sólidos y efluentes cloacales. En el Parque Nacional Nahuel Huapi, el lago Nahuel Huapi es el sumidero final para los desperdicios de los centros poblados entre los que se encuentran los efluentes de una planta de tratamiento de residuos cloacales ubicada en Bariloche. El volumen con los que opera la planta habitualmente (20000m^3) supera los previstos originalmente (17000m^3) con riesgos de desbordes en la costa de la ciudad. En épocas de lluvia suelen producirse derrames de líquidos cloacales por la saturación de la red de Bariloche con desbordes al arroyo Ñireco. En Villa la Angostura, Mascardi, Moreno y Gutiérrez la mayoría de la población vuelca sus desechos en las napas subterráneas, ya que no hay redes ni plantas depuradoras en funcionamiento. Lo mismo sucede en Bariloche para todo el sector no conectado a la red cloacal.

2.8 CARACTERÍSTICAS DE LOS CUERPOS DE AGUA

La morfología de los lagos puede tener influencia sobre la química del agua, la cual condiciona la disponibilidad de los elementos. Los lagos bajo estudio se encuentran a más de 500 msn. Los lagos Espejo Chico y Nahuel Huapi se ubican en el extremo del rango para todos los lagos respecto del área (1.9- 464 km²), profundidad media (~61-170 m) y máxima (68-464 m) (Tabla 2.2). Estos lagos son monomícticos cálidos, presentando una estratificación térmica durante el verano y una mezcla total durante el otoño-invierno. Las aguas son químicamente diluidas y dominados por calcio, bicarbonato y sílice (Pedrozo *et al.*, 1993). El rango de pH medio es de 6,2-7,8 con valores de conductividad de 28 y 66 $\mu\text{S}/\text{cm}$ correspondientes al Espejo Chico y Futalaufquen y el fósforo total varía entre 3-11 $\mu\text{g}/\text{l}$ (lago Rivadavia). La Tabla 2.3 muestra los valores medios de estos parámetros junto con otros que describen la composición química de las aguas en los lagos estudiados.



Los lagos de la región responden a características de ultra a oligotróficos (Tabla 2.4). En particular, el lago Nahuel Huapi además de ser oligotrófico en mayor parte de su extensión presenta algunos estados mesotróficos y eutróficos en zonas costeras debido a la descarga de aguas residuales de la ciudad de San Carlos de Bariloche y Villa la Angostura (Pedrozo y Vigliano, 1995).

Los estudios sobre elementos traza y mayoritarios en el área de estudio son escasos. En el Parque Nacional Nahuel Huapi los mismos abarcan mayormente sedimentos del lecho y pocos en líquenes. En general, estos estudios muestran efectos locales debido al incremento en las concentraciones de Ag, Cu, Zn, Hg y Pb en las zonas más urbanizadas y global para el Hg (Ribeiro Guevara *et al.*, 1995; Román Ross *et al.*, 1995; Román Ross *et al.*, 1997, Bubach *et al.*, 2001 y Ribeiro Guevara *et al.*, 2002). Los trabajos en sedimentos de corriente de los afluentes de algunos de estos lagos corresponden solo a datos de base Ferpozzi *et al.* (2001). El único trabajo sobre metales en aguas es de Markert *et al.* (1997) en los lagos Nahuel Huapi, Gutierrez y Mascardi, el cual incluye también elementos mayoritarios. Estos autores encuentran que la concentración en general de los elementos se encuentra dentro del mismo orden ó más bajos que el promedio mundial para cuerpos de agua dulce y en particular, algunos muestran incrementos asociados a la actividad antrópica. Otros estudios sobre la química del agua realizados por algunos de estos autores incluyen a los lagos anteriores y a otros de la Patagonia pero solo tienen en cuenta a los elementos mayoritarios, los cuales agrupan a los cordilleranos patagónicos distinguiéndolos del resto (Pedrozo *et al.*, 1993, Díaz *et al.*, 2000 y Díaz *et al.*, 2007).

En el Parque Nacional los Alerces, los estudios sobre la química del agua son aún más escasos contando fundamentalmente con los trabajos de Pizzolón *et al.*, 1994 y 1995 en los que incluyen solo algunos elementos mayoritarios. Estos autores encuentran concentraciones de cationes similares respecto a los demás lagos cordilleranos pero con algunas fluctuaciones en la relación Mg: Na en algunos sectores del lago Rivadavia siendo superior a las medias mundiales. Para esta zona, también existen datos de base para sedimentos de corriente de los afluentes de los lagos los cuales fueron realizados por Ferpozzi *et al.* (2004).

En la actualidad, no existen trabajos publicados sobre los niveles de



elementos en peces de la región (salvo publicaciones recientes que corresponden a parte del trabajo reportado en esta tesis, Ribeiro Guevara, 2006 y Arribére *et al.*, 2006). Por este motivo, el estudio de los niveles de elementos en peces en la región Patagónica constituye un aporte al conocimiento sobre la disponibilidad de los elementos traza en lagos de latitudes medias del hemisferio sur.

Tabla 2.2. Ubicación, variables físicas y área de la cuenca de los lagos estudiados.

	Ubicación	Altitud (msnm)	Profundidad media (m)	Profundidad máxima (m)	Área lago (km ²)	Área cuenca (km ²)	Profundidad del disco de Secchi (m)
Traful	40°30'S, 71°17'O	750 ₁	173 ₂	200 ₁	75 ₁	-	15 ₁
Espejo Chico	40°34'S, 71° 44'O	750 ₁	-	68 ₁	1,9 ₁	-	15 ₁
Nahuel Huapi	40°50'S, 71° 30'O	765 ₁	157 ₃	464 ₁	557 ₁	4260 ₁	7 ₁
Moreno	41°5'S, 71° 33'O	765 ₁	-	180 ₁	11 ₁	-	7 ₁
Guillermo	41°23'S, 71° 29'O	826 ₁	61.3 ₄	100 ₁	5,4 ₁	-	11 ₁
Rivadavia	42°36'S 71°39'O	527 ₅	103.7 ₅	147 ₅	22 ₅	1647 ₅	12 ₅
Futalaufquen	42°49'S, 71°43'O	518 ₁	101 ₄	168 ₆	45 ₁	2920 ₆	14 ₁

1- Díaz *et al.* (2007). 2- Vigliano *et al.* (2002). 3- Pedrozo y Vigliano (1995), 4- Quirós (1988).
5- Pizzolón y Arias (1995), 6- Pizzolón (1995).

Tabla 2.3. Composición química media de las aguas de los lagos estudiados.

Lagos	pH	Cond µS /cm	PT µg/l	PRS µg/l	NT µg/l	NID µg/l	Na mg/l	K mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	SO ₄ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	SiO ₂ mg/l	Chla µg/l
Traful	6,9	45	8,0	6,8	49	2,6	1,8	0,60	4,6	1,4	1,0	25	13	0,40
Espejo Chico	6,2	28	8,0	1,0	-	22	1,4	0,40	3,0	1,0	1,5	17	11	0,60
Nahuel Huapi	7,5	39	9,0	1,9	71	9,8	1,8	0,50	3,3	0,90	1,2	19	15	1,4
Moreno	6,8	37	8,8	6,2	50	13	1,2	0,30	4,8	1,4	1,3	23	10	0,40
Guillermo	7,1	64	8,7	4,7	-	15	1,5	0,30	8,1	0,4	2,5	28	11	0,60
Rivadavia	7,4 ₁	29 ₂	3-11 ₂	nd-7 ₂	-	-	1,4 ₁	0,35 ₁	4,4 ₁	0,29 ₁	-	17 ₁	-	-
Futalaufquen	7,8	66	6,2	3,4	-	7,1	1,0	0,80	5,8	0,40	2,7	30	6,8	0,50

Datos extraídos de Díaz *et al.* (2007), 1-Pizzolón *et al.* (1994) valor medio anual (septiembre 1991-octubre 1992), 2-Ressig (2005). (PT: fósforo total, PRS: fósforo reactivo soluble, NT: nitrógeno total, NID: nitrógeno inorgánico disuelto y Chla: clorofila (a)).

Tabla 2.4. Estado trófico de los lagos de acuerdo a la clasificación de la Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), 1982.

Lagos	PT	Chla	Disco de Secchi
Traful	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico
Espejo Chico	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico
Nahuel Huapi	Oligotrófico	Oligotrófico	Oligotrófico
Moreno	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Guillermo	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
Rivadavia	Ultra a oligotrófico	-	Ultraoligotrófico
Futalaufquen	Oligotrófico	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico

(PT: fósforo total, Chla: Clorofila (a)).



2.9 ICTIOFAUNA

La ictiofauna dulceacuícola Patagónica presenta una muy baja riqueza específica, comprende 29 especies de las cuales 15 son nativas y el resto introducidas (Baigún y Ferriz, 2003). Las introducciones comienzan en 1904 con especies en su mayoría salmónidos provenientes de Estados Unidos, Alemania e Inglaterra (Wegryn y Ortubay, 1991). Los lagos cordilleranos de la patagonia norte están representados por: trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) (Walbaum, 1772), marrón (*Salmo trutta*) Linnaeus, 1758 y arroyo (*Salvelinus fontinalis*) (Mitchil, 1814). Entre las especies autóctonas se encuentran la perca (*Percichthys trucha*) (Valenciennes, 1833) y el bagre aterciopelado (*Diplomistes viedmensis*) Mac Donagh, 1931, puyen chico (*Galaxias maculatus*) (Jenyns, 1842), puyen grande (*Galaxias platei*) Steindachner, 1898 y pejerrey (*Odontesthes hatcherii*) (Eigenmann, 1909). Estas especies pueden ocupar distinta posición en la cadena trófica y hacer un uso diferente de los recursos. La posición final de una especie dada en la cadena trófica depende principalmente de la historia del ambiente, de cómo fueron las introducciones de las especies y de las resiembras. Actualmente, el conocimiento sobre la estructura comunitaria de peces de los lagos de la región es fragmentario, los estudios se han concentrado sobre aspectos básicos de distribución, sistemática y biología de las especies más importantes (Ferriz, 1998). Estudios preliminares en el área del Parque Nacional han detectado composiciones específicas diferentes en lagos de características similares (Alonso *et al.*, 1997, Milano y Vigliano, 1997, Vigliano *et al.*, 1999, Vigliano y Alonso, enviado, Vigliano *et al.*, enviado). A continuación se describen las especies más frecuentes y abundantes en el área de estudio:

Especies introducidas:

Una característica en común que presentan los salmónidos de los lagos cordilleranos del área de estudio y en general de la región es que no son anádromos. Estos salmónidos pasan la mayor parte del tiempo en los lagos y en la época de reproducción migran a arroyos y ríos donde desovan. Otra característica de los salmónidos introducidos es que son predadores visuales y seleccionan a su presa en respuesta a la abundancia, tamaño y color. Las especies introducidas en Patagonia son potencialmente piscívoras cuando la



disponibilidad de otra presa es baja (Macchi *et al.*, 1999). Los salmónidos que se encuentran mayormente en el área de estudio se describen a continuación:

Trucha arco iris: generalmente se alimenta de organismos del bentos, si bien, es más oportunista y puede ser piscívora de acuerdo a la disponibilidad de alimento. Los adultos se alimentan de insectos acuáticos y terrestres, moluscos, crustáceos, huevos de peces y peces pequeños incluyendo otros salmónidos (Wegrzyn y Ortubay, 1991). Mientras se encuentran en los lagos estos peces no son territoriales, cubren grandes distancias en corto tiempo (Vigliano, com.pers.). La migración hacia los arroyos y ríos para reproducirse comienza a mitad del invierno y finaliza hacia comienzos del verano (Wegrzyn y Ortubay, 1991).

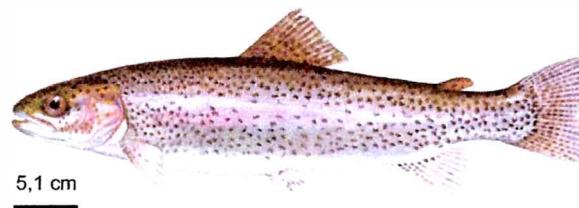


Figura 2.15. Trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*). Modificado de http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Rainbow_Trout.jpg. Escala aproximada realizada en base al valor medio de largo total de ejemplares obtenidos en esta tesis.

Trucha marrón: se la suele encontrar entre las rocas, troncos sumergidos y vegetación. Esta trucha es muy voraz, en su dieta predominan los peces, los cangrejos y langostas de río (Wegrzyn y Ortubay, 1991). Esta especie es la más piscívora (Pascual *et al.*, 2002) y puede ser considerada como predador tope (Vigliano, comunicación personal). Son las truchas más longevas, se han encontrado en ejemplares de 10 a 15 años de edad. Las tallas superan los 100 cm y los 10 kg de peso. La migración para reproducirse se produce aproximadamente a fines del verano y termina a principios del otoño (Wegrzyn y Ortubay, 1991).



Figura 2.16. Trucha marrón (*Salmo trutta*). Modificado de http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Bachforelle_Zeichnung.jpg. Escala aproximada realizada en base al valor medio de largo total de ejemplares obtenidos en esta tesis.

Trucha de arroyo: Este salmónido es el que menor talla presenta, a diferencia de los otros salmónidos está cubierto de escamas muy pequeñas y es una creencia generalizada entre los pescadores que está desprovista de ellas. Su dieta incluye un amplio rango de organismos como gusanos, sanguijuelas, crustáceos, insectos, moluscos, peces y anfibios (Wegrzyn y Ortubay, 1991). La época de reproducción corresponde a fines de otoño e invierno (Wegrzyn y Ortubay, 1991, Miquelarena *et al.*, 1997).

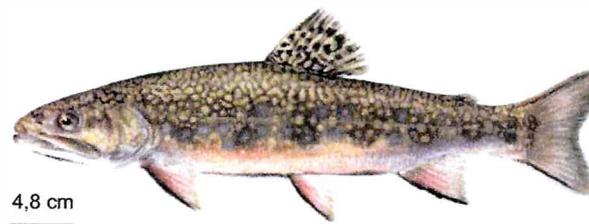


Figura: 2.17. Trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*). Modificado de http://pond.dnr.cornell.edu/nyfish/salmonidae/brook_trout_pic.html. Escala aproximada realizada en base al valor medio de largo total de ejemplares obtenidos en esta tesis.



Especies autóctonas:

Una breve descripción de las especies autóctonas que se encuentran en el área de estudio se detalla a continuación:

Perca de boca chica: esta especie vive tanto en ríos y lagos y presenta hábitos bento-pelágicos (Vigliano, 2001). Esta especie es carnívora, los adultos son muy piscívoros compitiendo con los salmónidos (Macchi *et al.*, 2007). La primavera es la época de reproducción. Las hembras pueden desovar sobre la vegetación litoral de los lagos o remontar los ríos (Wegrzyn y Ortubay, 2009)



Figura 2.18. Perca de boca chica (*Percichthys trucha*). Modificado de Wegrzyn y Ortubay (2009). Escala aproximada realizada en base al valor medio de largo total de ejemplares obtenidos en esta tesis.

Bagre aterciopelado: Estos peces alcanzan tamaños de hasta 32 cm. Su biología es muy poco conocida. Estos peces, desprovistos de escamas, viven sobre el fondo hasta 30 metros de profundidad, cerca del litoral. Se alimentan de macrozoobentos. Esta especie posee poca movilidad a diferencia de las otras especies (Vigliano, 1999).

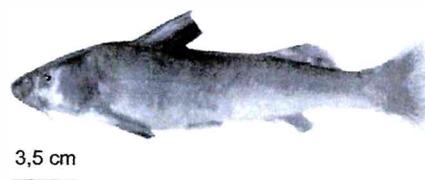


Figura 2.19. Bagre aterciopelado (*Diplomystes viedmensis*). Modificado de Wegrzyn y Ortubay (2009). Escala aproximada realizada en base al valor medio de largo total de ejemplares obtenidos en esta tesis.



Puyen chico: Este galáxido presenta tamaños de 7-10 cm, es de las especies más abundantes en los cuerpos de agua de la Patagonia (Pascual *et al.*, 2002). Esta especie, desprovista de escamas, se la encuentra en cardúmenes en la zona del litoral y también se las ha encontrado en la zona pelágica. A pesar de su tamaño pequeño es capaz de nadar grandes distancias. Es una especie iterópara y puede vivir de 1 a 4 años. Tanto en su estado larval y adulto son considerados alimentos principalmente de salmónidos y de perca (Wegrzyn y Ortubay, 1991).



Figura 2.20. Puyen chico (*Galaxias maculatus*). Modificado de <http://crub1.uncoma.edu.ar/RecursosIcticos/Foto%20puyen2.jpg>.

Puyen grande: Esta especie llega a tamaños de hasta 30 cm. Esta especie se encuentra desprovista de escamas, no posee barbilla, al igual que el bagre vive asociada al bentos hasta 30 metros de profundidad. El desove se produce en el otoño. Las hembras depositan numerosos ovocitos pequeños, ligeramente adhesivos, sobre la vegetación del fondo en la zona litoral de los lagos. Se alimenta principalmente de organismos del macrozoobentos y sus larvas están sujetas a la predación por peces piscívoros (Wegrzyn y Ortubay, 1991 y 2009).



Figura 2.21. Puyen grande (*Galaxias platei*). Modificado de http://www.conama.cl/clasificacionespecies/Anexo_tercer_proceso/Galaxias_platei_mod.doc. Escala aproximada realizada en base al valor medio de largo total de algunos ejemplares obtenidos en esta tesis.

3- MATERIALES Y MÉTODOS

Esta sección describe las tareas de muestreo de peces en campo y de laboratorio para el procesamiento de tejidos, preparación de las muestras y análisis de los elementos traza, y las técnicas de análisis de datos.

3.1 MUESTREO DE CAMPO

Para el diseño de muestreo se consideraron las características de los lagos, principalmente el régimen de temperaturas, ya que el cambio de las condiciones térmicas implica cambios metabólicos en los peces. Se contempló: 1- la captura de ejemplares durante los períodos de estratificación térmica (verano) y mezcla (invierno) de la columna de agua en los lagos Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful; y 2- un muestreo estacional durante dos años en el lago Moreno. También se agregaron muestreos de verano de los lagos Rivadavia, Futalaufquen y otoño para el Guillermo. De esta forma se obtuvo una base de datos extensiva de elementos traza en peces en distintos lagos durante los dos períodos del año en que las condiciones son estables, y más intensiva sobre un lago a lo largo del año. La elección del lago Moreno para el estudio intensivo se basó en su carácter interurbano y por presentar uno de los ensambles de peces más complejos de la región tal como lo demuestra los estudios ictiológicos previos realizados por el Centro Regional Universitario Bariloche de la Universidad del Comahue (Vigliano, 1996 y 1998, Buria, 2001).

Las muestras de peces se obtuvieron utilizando la metodología de calado de redes agalleras de malla variable, estratificadas por hábitats y profundidad (Vigliano, 1996; 1998 y Vigliano *et al.*, 1999, Figura 3.1). Las especies de peces se eligieron teniendo en cuenta su posición trófica, abundancia y disponibilidad. Los ejemplares seleccionados de cada especie se separaron y se refrigeraron a campo para su traslado al laboratorio. En total se recolectaron 546 peces y para el análisis de elementos traza, se seleccionaron de acuerdo de un rango de largos similares quedando un total de 174 muestras, incluyendo individuales y



compuestas. Estas últimas consistieron de un homogenado compuesto de muestras individuales de tejido de peces de largo total similar y en un número de acuerdo a la disponibilidad de ejemplares. La Tabla 3.1 resume el número de individuos y muestras compuestas analizados por especie para este trabajo.

Tabla 3.1. Número de individuos (numerador) y muestras compuestas (denominador) analizadas.

	FUT	RIV	GUI	ME	MO	NH	EC	TRA	Total
T. marrón	10/10	1/1	-	-	1/1	33/10	2/2	17/2	64/26
T. arcoíris	8/8	10/1	8/1	53/8	18/7	60/10	8/2	18/2	183/39
T. de arroyo	1/1	-	10/10	11/7	7/6	5/2	3/1	19/2	56/29
Perca	3/3	6/1	-	57/18	65/16	64/8	16/2	1/1	212/49
Bagre	-	-	-	7/7 ₁		19/19		5/5	31/31
Total	22/22	17/3	18/11	128/40	91/30	181/49	29/7	60/12	546/174

1 El número de muestras compuestas analizadas en los hígados es 1. FUT: lago Futalaufquen, RIV: lago Rivadavia, GUI: lago Guillermo, ME: lago Moreno Este, MO: lago Moreno Oeste, NH: lago Nahuel Huapi, EC: lagos Espejo chico y TRA: lago Traful.



Figura 3.1: Red agallera con pez

En cada pez se registraron medidas el largo total (LT) en mm, peso total (PT) en g, sexo, estadio gonadal (EG) en base al crecimiento de las gónadas en la cavidad celómica (Vigliano *et al.*, 1999) y cálculo del factor de condición ($FC = PT(g)/LT(cm)^3 * 100$) según Fulton (1911) en Nash *et al.*, (2006). Otro dato que se registró fue la edad y la dieta. La edad fue determinada por el Grupo de Evaluación y Manejo de Recursos Icticos (GEMARI) del Centro Universitario Bariloche (CRUB) perteneciente a la Universidad Nacional del Comahue (UNC) y los estudios de dieta fueron realizados por Macchi (GEMARI, CRUB; UNC). La



edad fue determinada mediante la lectura de escamas y otolitos (Macchi, 2004). La dieta se estimó en base al contenido estomacal identificando las categorías de alimento y conteo de las presas usando un estereomicroscopio. El volumen de cada categoría de alimento por estómago fue medido por desplazamiento de agua en una probeta graduada (Macchi, 2004). La Tabla 3.2 resume los datos morfométricos de las especies analizadas.

Tabla 3.2. Valores medios de variables morfométricas y edad de las distintas especies de peces por lago.

T. marrón	FUT	RIV.	GUI	ME	MO	NH	EC	TRA
Largo (mm)	465±3	456	-	-	575	549±79	515±7	521±23
Peso (g)	1025±21	1385	-	-	2160	2278±731	1528±348	1511±86
Edad (años)	4,0	4,0	-	-	5,0	5,2±1,3	Nd	11±1,4
FC	1,0±0,10	1,4	-	-	1,1	1,4±0,20	1,1±0,30	1,1±0,10
H	5	1	-	-	-	21	-	8
M	5	-	-	-	1	13	1	5
EGH	2	-	-	-	-	3±2	-	3±2
EGM	1	1	-	-	7	5±2	2	3±2
T. arco iris								
Largo (mm)	402±63	405±44	334±29	392±108	433±28	475±95	393±13	456±6
Peso (g)	647±220	637±176	400±101	868±424	1039±289	1441±602	586±47	957±10
Edad (años)	3,2±0,71	4,0	2,8	3,0±1,0	3,2±0,36	3,8±1,1	5,0	4,0
FC	1,0±0,10	1,0±0,10	1,1±0,10	1,3±0,30	1,3±0,20	1,3±0,30	1,0±0,10	1,0±0,10
H	5	5	6	18	12	48	7	8
M	3	5	2	22	6	12	-	10
EGH	2	1	3±2	4±2	4±2	3±2	5±2	4±2
EGM	1	1	3±3	3±2	3±2	4±1	-	3±1
T. de arroyo								
Largo t. (mm)	433	-	305±38	375±60	402±105	351±15	437±48	365±9
Peso (g)	804	-	329±149	710±218	816±587	575±177	797±249	578±80
Edad (años)	Nd	-	4,3±0,71	3,3±0,70	3,6±1,1	Nd	Nd	3,6±0,10
FC	1	-	1,1±0,10	1,4±0,30	1,2±0,40	1,3±0,20	1,0±0,20	1,2±0,10
H	1	-	7	6	4	4	3	10
M	-	-	3	4	1	-	-	6
EGH	2	-	5±2	4±3	4±3	6	3	2
EGM	-	-	6	2±1	1	-	-	2±2
Perca								
Largo t. (mm)	261±35	315±34	-	386±33	400±20	419±40	423±13	435
Peso (g)	238±110	433±124	-	798±213	913±235	1099±306	1066±56	1125
Edad (años)	4,0	4,0	-	7,0±2,7	7,0±1,1	8,4±1,0	9	nd
FC	1,3±0,10	1,4±0,10	-	1,3±0,20	1,4±0,40	1,5±0,30	1,4±0,10	1,4
H	2	2	-	37	43	35	14	1
M	1	2	-	16	21	25	3	-
EGH	1	1	-	4±2	5±2	5±2	7±1	4
EGM	1	1	-	4±3	5±2	4±2	7±1	-
Bagre								
Largo t. (mm)	-	-	-	221±27	-	205±51	-	209±52
Peso	-	-	-	161±78	-	115±80	-	128±122
Edad (años)	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
FC	-	-	-	1,4±0,23	-	1,2±0,10	-	1,1±0,40
H	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
M	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
EGH	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
EGM	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

FC: factor condición; H: n° de hembras, M: n° de machos, EGH: estadio gonadal de las hembras, EGM: estadio gonadal de los machos, nd: no determinado. FUT: lago Futralaufquen, RIV: lago Rivadavia, GUI: lago Guillermo, ME: lago Moreno Oeste, NH: lago Nahuel Huapi, EC: lago Espejo chico y TRA: lago Traful.



Los análisis de concentración elemental se realizaron sobre músculo e hígado. Para los músculos se tomaron aproximadamente 150 g de peso húmedo por debajo de la aleta dorsal y los hígados enteros. El músculo se seleccionó por ser el tejido que consume el hombre y sobre el cual se fijan los límites de concentración tolerables para el consumo, y donde los elementos traza presentan mayor tiempo de residencia. Por otra parte, el hígado por su función detoxificadora (Helfman *et al.*, 1999 (a)) es una matriz acumulativa que puede reflejar variaciones temporales.

La utilización de muestras compuestas y el número de muestras que los conformaban se fijó en función de factibilidad de capturar suficientes ejemplares del rango de talla elegido considerando las dificultades propias de la técnica usada en términos de tiempo de preparación, irradiación, detección y análisis de las muestras (Ishikawa *et al.*, 1995, Mattig *et al.*, 1997, Giordano *et al.*, 1991). La variación intraespecífica de los elementos traza en los peces se estimó en base a valores individuales obtenidos según la abundancia de las especies en cada lago.

3.2 PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS

La manipulación y extracción de los tejidos se hizo con guantes de látex y pinzas de titanio. El molido se realizó en una procesadora doméstica con cuchillas de titanio y cuchillo de hoja del mismo metal. La preparación general de las muestras para el análisis elemental consistió en:

- Disección de músculo dorsolateral e hígado con escalpelo de titanio.
- colocación de cada muestra en potes de polietileno, previamente limpios con ácido nítrico concentrado al 50% y enjuagados con agua destilada y agua desionizada (18.2 MΩ-cm).
- trituración de la muestra con procesadora de cuchillas y cuchillo de titanio.
- determinación de peso húmedo (Marca: AND GR 202) 210 g, máxima desviación estándar igual 1 mg).
- liofilizado (Snijders Scientific, 0,05 mm Hg, -55°C)
- determinación de peso seco (diferencia de peso antes y después de la liofilización)
- homogeneizado en morteros de teflón



- envasado de las muestras en ampollas de cuarzo (3,5 cm y 0,5 cm de diámetro), pesado (entre 100 y 200 mg) y sellado con soplete.
- envasado de patrones (entre 100 y 200 mg) en ampollas de cuarzo de las mismas medidas que las muestras y sellado con soplete.
- armado de monitores de Co y una aleación de Au-Al.
- Colocación de las muestras, patrones y monitores dentro de recipientes de aluminio especiales para irradiación, soldados por presión.

Irradiación de las muestras en el reactor RA-6.

3.3 DETERMINACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES ELEMENTALES

La técnica empleada en la determinación de las concentraciones elementales es el Análisis por Activación Neutrónica (AAN), utilizando el método paramétrico absoluto (Kolthoff *et al.*, 1986). El AAN es una técnica analítica elemental no destructiva que consiste básicamente en la medición de la radiactividad inducida en una muestra cuando es sometida al bombardeo con neutrones.

El AAN presenta las ventajas de permitir la determinación de varios elementos a la vez, no posee efectos de matriz, no necesita disolución de la muestra y es relativamente libre de problemas de contaminación. La principal desventaja respecto a las demás técnicas como espectrometría de absorción atómica (AAS), es que los límites de detección son más elevados (~ ppm vs. ppb). Otra de las desventajas es que los costos de operación son de los más altos, se necesita un reactor, personal especializado, control de seguridad y mantenimiento por lo que esta técnica no es muy difundida. La Tabla 3.3 resume algunas características de la técnica de AAN comparada con otras más usadas como AAS, y espectrometría por plasma acoplado inductivamente (ICP). La Tabla 3.4 presenta los límites de detección típicos de algunos elementos para las distintas técnicas analíticas. El NAA se ha usado por años como un método analítico multielemental de rutina en estudios del medio ambiente, es usado por Bureau of Referente Materials of the European Communities (BCR); Institute of Radioecology and Applied Nuclear Techniques (IRANT), Nacional Bureau standards (NBS), National Institute of Standard and Technology (NIST) y South African Bureau Standar (SABS) para certificación de las concentraciones de elementos traza de los materiales de



referencia tanto biológicos como geológicos, principalmente para controlar los procesos de disolución de las técnicas de análisis que lo requieran, por ej. Absorción Atómica (Kist, 1994).

Tabla 3.3. Características comparadas de distintas técnicas analíticas.

Técnica	Capacidad de análisis multielementos	Sensibilidad	Exactitud y precisión	Costos	Características de la muestra	Disponibilidad
ICP	+	+	+	+	-	+
AAS	-	+	+	+	-	+
AFS	+	-	+	+	-	+
PIXE	+	+	+	-	-	+
AAN	+	+	+	-	+	-

Tabla modificada de: De Bruin (1990).

ICP: Espectrometría por plasma acoplado inductivamente, AAS: Espectrometría de absorción atómica, AFS: Espectrometría de fluorescencia atómica, PIXE: Análisis de emisión de rayos X inducida por partículas cargadas y AAN: Análisis por Activación Neutrónica.

Tabla 3.4. Comparación de los límites de detección típicos de elementos traza en matrices biológicas.

	AAS		ICP-OES	ICP-MS	XRF	AAN
	FAAS	GFAAS				
Al	<1,0 ^a	<0,050	<0,10- <1,0	<0,10- <1,0	<1,0	<1,0
V	<1,0	<0,10	<0,10- <1,0	<0,10- <1,0	<1,0	<0,10
Cr	<1,0	<0,050	<0,10- <1,0	<0,10- <1,0	<1,0	<1,0
Mn	<1,0	<0,050	<0,050- <0,10	<0,050- <1,0	<1,0	<0,10
Co	<1,0	<0,050	<0,10- <1,0	<0,050- <1,0	<1,0	<0,10
Ni	<1,0	<0,050	<0,10- <1,0	<0,10- <1,0	<1,0	<1,0
Cu	<1,0	<0,050	<0,050- <0,10	<0,050- <1,0	<1,0	<1,0
Zn	<0,10	<0,050	<0,10	<0,10- <1,0	<1,0	<1,0
As	>1,0 ^b	<0,10 ^b	<1,0 ^b	<0,10 ^b	<1,0	<1,0
Se	>1,0 ^b	<0,10 ^b	<1,0 ^b	<0,10 ^b	-	<1,0
Rb	<1,0	<0,050	-	<0,050- <1,0	<1,0	<1,0
Mo	<1,0	<0,050	<0,10- <1,0	<0,10- <1,0	-	<1,0
Ag	<1,0	<0,050	<0,10- <1,0	<0,050- <1,0	-	<1,0
Cd	<0,10	<0,050	<0,10- <1,0	<0,050- <1,0	<1,0	<1,0
Sn	>1,0 ^b	<0,10 ^b	<1,0 ^b	<0,10 ^b - <1,0	<1,0	<1,0
Sb	>1,0 ^b	<0,10 ^b	<1,0 ^b	<0,050	-	<1,0
Hg	>1,0 ^c	<0,10 ^c	<1,0 ^c	<0,10 ^c	-	<0,10
Pb	<1,0	<0,050	<0,10	<0,050	<1,0	-

Concentraciones en mg/kg. Tabla modificada de: Ward N. I. (1984).

^b mejorado por generación de hidruros.

^c mejorado por vapor frío.

FAAS: Espectrometría de absorción atómica de llama, GFAAS: Espectrometría de absorción atómica con horno de grafito, ICP-OES: Espectrometría de emisión óptica con plasma acoplado por inducción, ICP-MS: Espectrometría de masa de plasma con plasma acoplado por inducción y XRF: Fluorescencia de rayos X.



Las muestras se irradiaron en el reactor de investigación RA-6, del Centro Atómico Bariloche en recipientes de aluminio junto con los monitores de flujo neutrónico, Au-Al y Co (Figura 3.2). Las mediciones de radiación gamma de las muestras se realizaron sobre la base del sistema de espectrometría gamma de alta resolución que consta de un detector de HPGe tipo N con software asociado. Las mediciones, y la posterior obtención de las concentraciones elementales se realizaron en el Laboratorio de Análisis por Activación Neutrónica.

La exactitud y presión del método se evaluó mediante el análisis de réplicas de material estándar de referencia certificado DORM-2 (músculo de tiburón) del National Research Council Canada (NRCC). Además se incluyeron otros materiales de referencia como TORT-2, (glándula digestiva de langosta de mar) DOLT-2 (hígado de tiburón) del NRCC. En la Tabla 3.5 y 3.6 se presentan los resultados obtenidos en estos ensayos.



Figura 3.2: Izquierda: edificio del Reactor RA6. Derecha, superior: vista externa del tanque del reactor. Derecha, inferior; vista interna del mismo en máxima potencia (luminiscencia azul).

**Tabla 3.5.** Aseguramiento y control de calidad analítica.

	DORM-2 µg/g, peso seco					Valores certificados
	ME-1	ME-2	ME-3	ME-4	ME-5	
Ag	0,056±0,018	<0,1	0,040±0,0091	0,058±0,015	0,062±0,024	0,041±0,013
As	19±2,1	19±2,1	18±1,8	18±1,9	17±1,8	18±1,1
Cd	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	0,043±0,0080
Co	0,19±0,019	0,20±0,020	0,27±0,024	0,17±0,017	0,21±0,020	0,18±0,031
Cr	34±3,6	35±3,8	33±3,4	31±3,2	31±2,9	35±5,5
Hg	4,9±0,66	5,2±0,71	4,8±0,65	4,6±0,63	4,3±0,53	4,6±0,26
Fe	154±24	157±24	143±22	135±21	134±20	142±10
Se	1,5±0,16	1,5±0,16	1,4±0,14	1,4±0,14	1,5±0,13	1,4±0,090
Zn	24±3,4	28±3,9	24±3,4	24±3,3	21±2,8	26±2,3

Promedio y desviación estándar del material estándar de referencia DORM-2 (ME-1, ME-2, ME-3, ME-4 y ME-5) analizados en esta tesis y los certificados.

Tabla 3.6. Análisis de material de referencia.

	DOLT µg/g, peso seco		TORT2 µg/g, peso seco	
	ME	Valores certificados	ME	Valores certificados
Ag	0,61±0,11	0,61±0,032	7,3±1,2	-
As	13±1,2	17±1,1	20±1,7	22±1,8
Cd	21±4,7	21±0,50	29±6,2	27±0,60
Co	0,23±0,020	0,24±0,050	0,54±0,043	0,51±0,090
Hg	2,2±0,38	2,1±0,28	0,27±0,047	0,27±0,060
Fe	930±130	1103±47	94±14	105±13
Mo	<3,0	-	0,95±0,22	0,95±0,10
Se	5,8±0,47	6,1±0,49	5,7±0,46	5,6±0,67
Sr	<20	-	41±17	45±1,9
Zn	86±11	86±2,5	178±23	180±6

Promedio y desviación estándar de las muestras de DOLT y TORT2 analizados en esta tesis y los certificados.

3.4 ANÁLISIS DE DATOS

Los datos se analizaron mediante estadística descriptiva (rango, promedio, desviación estándar, coeficiente de variación e inferencial, paramétrica y no paramétrica dependiendo de la normalidad de los datos. Esta última se comprobó mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Anderson-Darling. En los casos de falta de normalidad, los datos se transformaron a Log10 evaluándola nuevamente. En los casos que los datos siguieron la normalidad se los analizó mediante estadística paramétrica y no paramétrica a los que no se ajustaron a dicha distribución.

En todos los casos, la significancia estadística se consideró con probabilidades ≤ 0.05 . Los test paramétricos y no paramétricos utilizados en el capítulo 4 (Concentración General de los Elementos en los Peces) para detectar posibles



diferencias entre las áreas fueron ANOVA de una vía y Kruskal Wallis para comparaciones múltiples. En los ANOVA donde se encontraron diferencias significativas entre áreas se aplicó el test a posteriori de Tukey. Las posibles diferencias en las concentraciones elementales entre los dos tejidos analizados (músculo e hígado) se evaluaron mediante el test t de Student y Test U de Mann Whitney. Por último, en los capítulos 5 y 6 para evaluar asociaciones entre las especies de un mismo lago (Variabilidad Interespecífica) y misma especie en lagos diferentes (Variabilidad Espacial) se utilizaron Análisis de Componentes Principales (ACP).

En el capítulo 6 se evaluó mediante gráficos de dispersión el aporte acumulado en la dieta a partir de datos del contenido estomacal obtenidos de Macchi (datos no publicados) y las concentraciones elementales de los principales ítems alimentarios de los peces del lago Moreno obtenidas de Arribére *et al.* (2009) respecto de los elementos en los músculos de los peces del lago Moreno. Además en el capítulo 6 se evaluaron mediante el uso de ACP la química del agua de los lagos bajo estudio y la concentración elemental en los sedimentos de corriente de los principales afluentes de los mismos. Los datos correspondientes a la química del agua de los lagos Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno, Guillermo y Futalaufquen se obtuvieron del trabajo de Díaz *et al.* (2007), y para el lago Rivadavia fueron obtenidos de Pizzolón *et al.* (1994) y Ressig, (2005).

La geoquímica elemental de los sedimentos de corriente de los principales afluentes se obtuvieron de los trabajos de Ferpozzi *et al.*, (2001) y (2004) Servicio Geológico Minero Argentino (SEGESMAR). El programa estadístico empleado en todos los casos fue XLSTAT versión 7.5.3, copyright 1995-2005 Addinsoft.

4 RESULTADOS:

ANÁLISIS GENERAL DE LA CONCENTRACIÓN DE LOS ELEMENTOS EN LOS PECES

En este capítulo se describen las concentraciones de elementos mayoritarios y elementos traza en músculos e hígados de las especies de salmónidos, perca y bagre de los lagos cordilleranos patagónicos y se comparan con las reportadas para especies de salmónidos y perciformes de la literatura que corresponden mayormente a lagos y ríos del hemisferio norte. Estos últimos se clasifican de acuerdo al nivel de impacto antrópico denominados como "áreas remotas" a las áreas alejadas de centros poblados o con una población de no más de 100.000 habitantes y desarrollo industrial similar a San Carlos de Bariloche y "Áreas con impacto antrópico" a ambientes próximos a grandes centros poblados (1.000.000 de habitantes ó más) y desarrollo industrial. La Tabla 4.1 muestra una síntesis de esta información, la Tabla 4.2 compara los valores de algunos elementos traza de los peces cordilleranos patagónicos con los límites seguros para el consumo y las Tablas 4.3 y 4.4 al final de este capítulo, se presenta la base de datos completa. Las figuras 4.1 y 4.2 muestran los promedios y desvío estándar de las concentraciones determinadas en músculo e hígado respectivamente de los peces patagónicos comparados con los de las áreas remotas y de impacto antrópico.

La información recopilada comprende concentraciones de varias especies de salmónidos, algunas comunes con las de este estudio como la trucha marrón y arco iris. La cobertura de la base de datos es heterogénea dependiendo de la matriz y los elementos; es mas completa para músculo aunque para algunos elementos como el Br es muy reducida. En el caso del hígado, los datos son escasos para la mayoría de los elementos exceptuando el Fe, Zn, Se y Hg. Para el Na, K y Rb, la base de datos cuenta con dos valores correspondientes a áreas remotas y con uno solo para las impactadas. El Br es el elemento más pobremente representado contando con un único valor de áreas remotas.



La concentración de los elementos en $\mu\text{g/g}$ de peso seco en los músculos e hígados de los peces patagónicos y los de la literatura muestra un consistente orden decreciente en función de su abundancia natural y rol biológico esencial. Los promedios generales de la concentración de los elementos en músculo de toda la base de datos decrece desde el K(18000 ± 2000) \gg Na(1671 ± 934) \gg Fe(42 ± 48) \sim Rb(38 ± 28) \sim Br(28 ± 10) \sim Zn(21 ± 13) $>$ Se($1,7 \pm 1,5$) \sim Hg($1,1 \pm 1,5$) \sim Cs($0,70 \pm 0,70$). En los hígados la tendencia es similar aunque se observan mayores concentraciones de algunos elementos (Na, Fe, Br, Zn y Se) lo que resulta en un orden ligeramente distinto: K(11000 ± 3.000) \gg Na(4389 ± 970) \gg Fe(762 ± 433) $>$ Zn(134 ± 50) \sim Br(74 ± 48) \sim Rb(33 ± 10) \sim Se(15 ± 17) \sim Ag($2,9 \pm 3,0$) \sim Hg($0,70 \pm 0,30$), Cs ($0,70 \pm 0,60$). Las diferencias de concentración mostradas por algunos de estos elementos reflejan las distintas características y funciones de estos tejidos: básicamente movilidad y sostén para el músculo y metabolismo y detoxificación para el hígado.

La extensa base de datos compilada de varios elementos en diversos ambientes permite realizar una evaluación comparativa de los resultados obtenidos para los peces de los lagos cordilleranos. Las principales tendencias observadas y resultados de los tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis) para la evaluación de las similitudes o diferencias entre las áreas se resumen en la Tabla 4.1. Algunas de estas tendencias son comunes en los dos tejidos y otras no. A continuación se resumen ambas situaciones.

Músculo e hígado:

Se observa una marcada homogeneidad en los niveles de K en salmónidos y perciformes independiente de las condiciones ambientales de cada área y las especies lo que revela la importancia de la esencialidad de este elemento.

De igual manera, las concentraciones de Zn en ausencia de impacto antrópico presentan valores relativamente homogéneos.

Los peces cordilleranos patagónicos y de áreas con impacto antrópico presentan mayores concentraciones de Na.

En general, se observan concentraciones más elevadas de Rb y Cs en áreas influenciadas por actividad volcánica.



Músculo:

Los peces de lagos cordilleranos patagónicos y áreas remotas presentan menores concentraciones de elementos generalmente asociados al hombre como Se, Br, Hg y Fe respecto a los de áreas con impacto antrópico.

Hígado:

Las concentraciones de Fe y Hg muestran valores comparables aunque con una gran dispersión en todas las áreas.

Los peces cordilleranos patagónicos presentan mayores concentraciones de Se y Ag posiblemente reflejando la existencia de fuentes naturales de Ag (yacimientos) y antrópicas.

Como criterio complementario de evaluación de las concentraciones de los elementos en los peces cordilleranos patagónicos, la Tabla 4.2 resume las medias expresadas en peso húmedo comparadas con los límites de concentración seguros para el consumo establecidos por el SENASA. Se observa que el único elemento que presenta valores en músculo similares a mayores a los límites establecidos es el Se. De todas formas, las concentraciones en los músculos de los peces cordilleranos patagónicos se encuentran cercanos ó por debajo de 1.0 $\mu\text{g/g}$ en peso húmedo, los cuales constituyen valores normales encontrados para peces de agua dulce de áreas no seleníferas¹ y no impactadas (0,040-2,0, la mayoría menor a 1,0 $\mu\text{g/g}$ peso húmedo, Heinen, 1995). En general, los límites seguros para el consumo varían dependiendo del país (0,30-2,0 $\mu\text{g/g}$ en peso húmedo, Nauen, 1983). Teniendo en cuenta el rango internacional, los peces cordilleranos patagónicos no representarían riesgo alguno para su consumo sin restricciones.

Los resultados muestran que las concentraciones de los elementos usualmente asociados a actividades humanas como Zn, Fe, Se y Hg en músculo en los peces Cordilleranos Patagónicos reflejan condiciones basales como se planteó en la hipótesis 2. Sin embargo, las concentraciones de elementos naturales como el Rb y Cs en los peces Cordilleranos Patagónicos no lo reflejan

¹ Área Selenífera: áreas con contenido natural de Se elevado como son los suelos originarios durante el Período Cretácico (Eisler, 1985).



debido a los elevados valores respecto de peces de áreas prístinas y de impacto antrópico.

En el hígado, el Zn es el único elemento que claramente refleja concentraciones basales estando de acuerdo con lo planteado en la hipótesis 2.

Tabla 4.1. Síntesis de principales tendencias y rangos de concentraciones elementales en músculo e hígado de peces cordilleranos patagónicos, áreas remotas y áreas con impacto antrópico y tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis) para las áreas. Valores en µg/g en peso seco.

	Cordilleranos Patagónicos		Áreas remotas		Áreas con impacto antrópico		Test para Áreas		Comentarios
	músculo	Hígado	músculo	hígado	músculo	hígado	músculo	hígado	
K x (10⁴)	0,90- 2,3	0,40- 2,6	1,0- 2,0	0,80- 1,7	1,3- 1,8	0,80- 1,3	ANOVA p= 0,99	ANOVA p=0,48	CV ~ 10% (bomba Na-K)
Zn	13- 52	40- 323	10- 54	72- 223	0,60- 277	50- 1441	K.-Wallis p=0,94	ANOVA p=0,19	enzimas, metaloproteínas; impacto antrópico en hígado
Na	894- 3996	1.878- 9968	467- 2018	2.500- 7170	744- 2571	1876- 3056	ANOVA p=0,012	K.-Wallis p=0,36	bomba Na-K; posible influencia deficiencia Ca
Ag	<0.1	0.010- 29		0,20- 2,3		<0,080- 0,80		ANOVA p=0,39	Impacto antropico y yacimientos
Rb	16- 83	13- 86	8- 126	18- 73	11- 54	18- 38	ANOVA p=0,55	ANOVA p=0,77	> Patagonia y remotos que en áreas con impacto antrópico
Cs	0.20- 6.4	0.10- 37	0,020- 2,1	0,040- 0,40	0,020- 0,60	0,020- 0,10	ANOVA p=0,012	ANOVA p=0,010	
Fe	4.0- 69	85- 4.220	10- 111	170- 2800	9,6- 495	200- 1163	K.-Wallis p=0,097	ANOVA 0,48	transporte y reserva.
Br	9- 65	12- 104	10- 11	60	22- 50		K.-Wallis p=0,064	K.-Wallis p=0,76	Ninguna
Se	0.20- 3,2	2,3- 279	0,60- 1,9	2,7- 45	0,80- 24	1,0- 90	ANOVA p=0,13	ANOVA p=0,67	enzimas, metaloproteínas > en hígados de Patagónicos
Hg	0,060- 4,0	0,060- 3,9	0,0040- 2,2	0,1- 1,9	0.05- 5.8	0.08- 3.3	ANOVA p=0,22	ANOVA p=0,49	Ninguna

Tabla 4.2. Comparación entre las concentraciones elementales expresadas en peso húmedo de los peces cordilleranos patagónicos con los límites seguros para el consumo (SENASA, 2002).

Elemento	Peces cordilleranos patagónicos músculo (µg/g) ¹	SENASA (µg/g)
Fe	5,0±1,2	500
Zn	5,0±1,4	100
Se	0,26±0,060	0,30
Hg	0,17±0,060	0,50
Ag	< 0,10	1,0

1- valores promedio ± desviación estándar

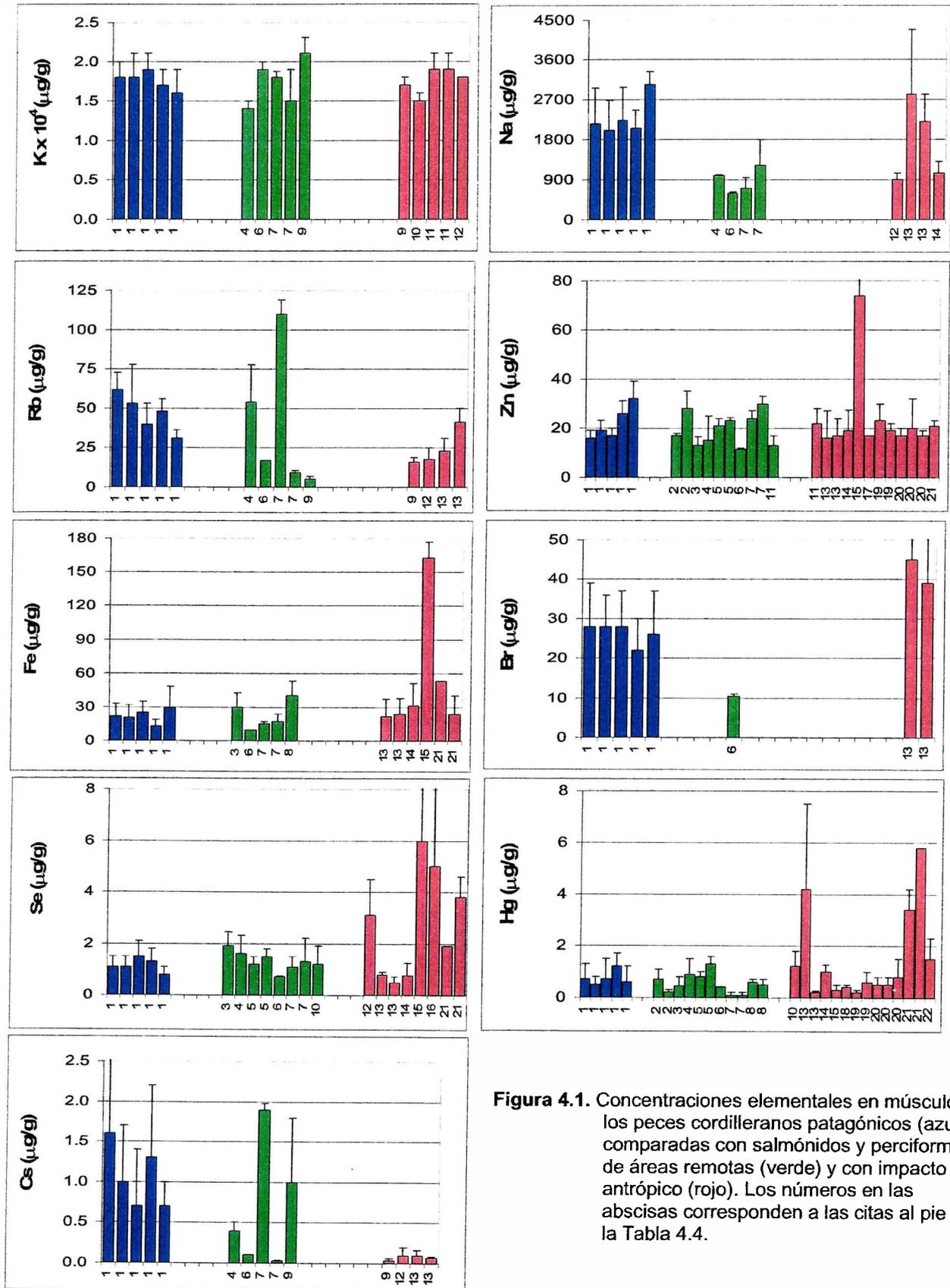


Figura 4.1. Concentraciones elementales en músculo de los peces cordilleranos patagónicos (azul) comparadas con salmónidos y perciformes de áreas remotas (verde) y con impacto antrópico (rojo). Los números en las abscisas corresponden a las citas al pie de la Tabla 4.4.

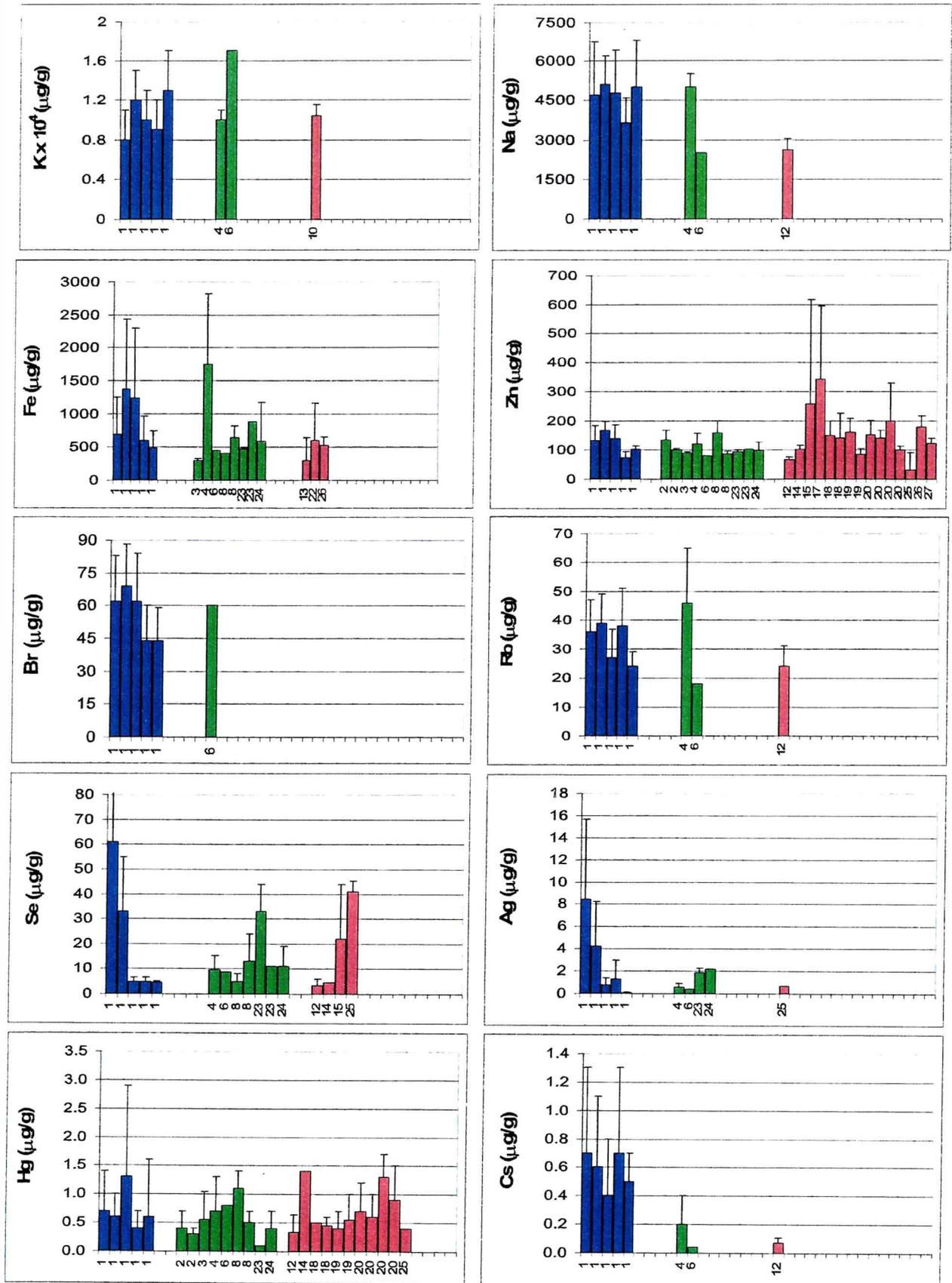


Figura 4.2. Concentraciones elementales en hígado de los peces cordilleranos patagónicos (azul) comparadas con salmónidos y perciformes de áreas remotas (verde) y con impacto antrópico (rojo). Los números en las abscisas corresponden a las citas al pie de la Tabla 4.4.



A continuación se presenta la discusión detallada de cada elemento.

Potasio

Las concentraciones de K en músculo son en todos los casos muy homogéneas presentando un desvío estándar relativo muy bajo ($\sim 10\%$) para toda la base de datos no habiendo diferencias significativas entre los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,99$). En efecto, las concentraciones son muy semejantes tanto en los peces cordilleranos patagónicos ($1,8\pm 0,10 \times 10^4 \mu\text{g/g}$), como los informados para sitios remotos ($1,8\pm 0,20 \times 10^4 \mu\text{g/g}$) y áreas impactadas ($1,8\pm 0,20 \times 10^4 \mu\text{g/g}$).

La homogeneidad en las concentraciones de K refleja el carácter esencial de este elemento mayoritario que se halla regulado homeostáticamente. Las concentraciones serían típicas para los salmónidos y perciformes de ambientes de agua dulce. El rol de este elemento mayoritario en los organismos es importante dado que interviene en procesos como la regulación del volumen y estado ácido-base de las células, estabilización de la estructura del ADN y ARN, y la contracción muscular (Curtis, .1997).

Los datos para el hígado, si bien escasos muestran la misma homogeneidad observada para el músculo sin encontrar tampoco diferencias significativas entre los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,48$). Los valores de concentración de K en el hígado son significativamente menores que en el músculo (T-test, $p< 0,00010$) siendo de $1,0\pm 0,10 \times 10^4 \mu\text{g/g}$ en los peces cordilleranos patagónicos, $1,4\pm 0,50 \times 10^4 \mu\text{g/g}$ en los de áreas remotas y de $1,0\pm 0,10 \times 10^4 \mu\text{g/g}$ en los de áreas de impacto antrópico.

Sodio

El Na presenta una distribución más heterogénea. En efecto, las concentraciones de este elemento en músculo son significativamente diferentes entre las áreas (ANOVA, $p= 0,012$). Los peces cordilleranos patagónicos y los de impacto antrópico presentan concentraciones similares (Tukey DHS, cordilleranos-impactados: $p= 0,074$, cordilleranos-remotos: $p=0,011$, impactados-remotos: $p= 0,074$) y más elevadas (2301 ± 420 , $1973\pm 971 \mu\text{g/g}$) respecto de los de las áreas remotas ($608\pm 478 \mu\text{g/g}$). Otros grupos de peces de agua dulce pertenecientes a



órdenes como cipriniformes, clupeiformes y siluriformes presentan concentraciones de Na similares a las incluidas en la base de datos ($2055 \pm 484 \mu\text{g/g}$; Sharif *et al.*, 1993; Park *et al.*, 1994; Yamasaki *et al.*, 1996). En ambientes salobres, las concentraciones de Na en músculo son mayores a las encontradas en peces de aguas dulces ($3905 \pm 591 \mu\text{g/g}$; Astoraga-España *et al.*, 1999; Alí y Fishar, 2005); el mismo patrón se observa en la sangre (5612 ± 2921 Vs. $3013 \pm 250 \mu\text{g/g}$; Helfman *et al.*, 1999 (a)) reflejando las diferencias en la regulación osmótica debido a las elevadas concentraciones de Na en los ambientes salobres.

Si bien el Na es un elemento de carácter esencial estando involucrado en varios procesos como la contracción muscular, equilibrio ácido-base de los fluidos, etc. está normalmente sujeto a fuertes variaciones. Las mismas pueden estar dadas por factores propios de la especie como la osmoregulación, crecimiento, desarrollo gonadal, factores de estrés y comportamiento (Martemyanov, 2001; Salam *et al.*, 2002; Sloman *et al.*, 2003). Por ej. incrementos de 30 y 50% en la concentración de Na se han observado en peces de la misma especie subordinados respecto de los dominantes y en la época de prepuesta de huevos (Martemyanov, 2001). Factores ambientales como la temperatura e interacción con otros elementos también pueden condicionar los niveles de Na en los peces. En los meses de invierno, se han observado disminuciones en las concentraciones de este elemento de hasta un 50% en plasma, eritrocitos y músculo de peces de agua dulce (Martemyanov, 2001; Mercaldo-Allen *et al.*, 2003). El Cu y la Ag, en casos de contaminación aguda pueden provocar una disminución en la toma de Na por las branquias afectando el mecanismo de transporte, por.ej. la bomba NaK (Grosell *et al.*, 2002).

Asimismo, bajos contenidos de Ca en el agua pueden provocar un incremento en el influjo de Na en las branquias tanto en peces de agua dulce como eurihalinos (Wurts, 1987). En este contexto resulta interesante la comparación con los peces del lago remoto Bolserna en Italia que tiene concentraciones de Na similares a la de los lagos cordilleranos ($\sim 1\text{-}2 \text{ mg/l}$) pero presenta concentraciones de Ca un orden de magnitud superiores. A pesar de los niveles comparables de Na en agua, la concentración de Na en los peces es mucho más baja en el lago Bolserna ($708 \pm 237 \mu\text{g/g}$) que en los peces patagónicos ($2301 \pm 420 \mu\text{g/g}$). Dada la diferencia en la concentración de Ca disuelto, Bolserna: 21 mg/l (Orban *et al.*, 2006); Patagónicos: $3\text{-}8 \text{ mg/l}$ (Pizzolón, 1995; Mosello *et al.*, 2004; Díaz *et al.*, 2007) esta



tendencia es compatible con un flujo de Na incrementado por deficiencia de Ca en los lagos cordilleranos. Esto podría deberse al similar radio iónico del Na y el Ca (1.16 y 1.14 Å, Witten *et al.*, 2008) y la regulación por difusión del equilibrio osmótico.

En el hígado, a diferencia de lo observado en el músculo, no hay diferencias significativas en la concentración de Na entre los peces de distintas áreas (Kruskal-Wallis, $p= 0,36$) siendo los valores de 4647 ± 590 µg/g en los peces cordilleranos patagónicos, 3744 ± 1759 µg/g en los de áreas remotas y 2596 ± 456 µg/g en los de áreas impactadas. Otros peces de agua dulce como algunos ciprínidos muestran concentraciones de Na similares a los reportados en la base de datos mientras que los de aguas salobres como percíctidos del sub orden Labroidei tienden a presentar valores más elevados (4500 ± 2000 µg/g; Yamasaki *et al.*, 1996; Barber *et al.*, 2003). Las concentraciones de Na de la base de datos son significativamente más elevadas en el hígado que en el músculo (Test U de Mann Whitney, $p= 0.001$). Esto está de acuerdo también, con lo encontrado por Yamasaki *et al.* (1996) y Barber *et al.* (2003) para otros grupos de peces de agua dulce. Esto probablemente se deba a la producción de las sales biliares en el hígado (Ganong, 2006). Entre otros componentes, las sales biliares contienen Na^+ y K^+ cuyas funciones son la disminución de la tensión superficial y emulsificación de las grasas para su digestión y absorción.

Rubidio

La concentración de Rb en los músculos de los peces es similar en las distintas áreas, si bien existe mucha dispersión, especialmente para las áreas remotas. Efectivamente, no hay diferencias significativas en los músculos de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,55$) siendo de 47 ± 12 µg/g para los peces cordilleranos patagónicos, 39 ± 44 µg/g para los de áreas remotas y 25 ± 11 µg/g para los de áreas con impacto antrópico. Otros peces de agua dulce como cipriniformes, clupeiformes y siluriformes de áreas impactadas presentan gran heterogeneidad en los niveles de Rb con rangos de 3,5-28 µg/g (Sahrif *et al.*, 1993; Park *et al.*, 1994; Yamasaki *et al.*, 1996; Wagner y Boman, 2003), comparables a las compiladas para peces de áreas con impacto antrópico en la base de datos.



Si bien, el Rb es un elemento de esencialidad discutida, los niveles alcanzados en los peces pueden deberse a su similitud química con el K. El Rb se transporta de la misma manera que el K (bomba de Na-K) pero tiene una asimilación menor (Oughton y Salbu, 1992). La concentración de Rb en los peces puede estar influenciada fundamentalmente por la carga en el ambiente dado que este elemento presenta una gran solubilidad en una amplia gama de condiciones. Si bien el Rb se encuentra presente en la corteza terrestre, las mayores fuentes son producto de la actividad volcánica como así también en rocas de origen volcánico en las que se encuentra asociado al K como en micas, feldespatos y granitos (Ruiz y Cebriá Gómez, 1997; Gauthier y Le Cloarec, 1998; Schaefer y Fegley, 2005). Las elevadas concentraciones de Rb en los músculos de los peces cordilleranos patagónicos y los de las áreas remotas como los peces de los lagos Bolserna y Bracciano, Italia, probablemente reflejen la influencia volcánica de las regiones en que se encuentran. Los lagos Bolserna y Bracciano son lagos de cráter volcánico. El lago Bolserna se encuentra en el complejo volcánico Vulcini y el lago Bracciano en el complejo volcánico Sabatini. Los peces de los lagos cordilleranos patagónicos están en la órbita de influencia de varios centros volcánicos con actividad conocida desde los comienzos del siglo XIX. Entre ellos se encuentran el cordón Caulle-Puyehue, Osorno y Villarrica. Otros peces con niveles elevados de Rb son los de la cuenca del Lockhart, Canadá, probablemente reflejando el área enriquecida en minerales alcalinos (DeBeers Canada Mining, 2002).

Otro factor que puede introducir variación en las concentraciones de Rb en los peces es la posición trófica. Esto fue encontrado por Arribére *et al.*, (comunicación personal) en los peces del lago Albert (África) y por Campbell *et al.*, (2005) en algunos lagos canadienses. En ambos casos, los predadores tope duplicaron la concentración de Rb respecto a los peces de posición trófica más baja. Esto también tiende a darse en los peces cordilleranos patagónicos donde las mayores concentraciones de este elemento se presentan en la trucha marrón (62 ± 11 $\mu\text{g/g}$), especie predominantemente piscívora respecto del bagre ($31 \pm 5,2$ $\mu\text{g/g}$) que consume mayormente invertebrados de fondo (Tabla 4.3) (ver Variabilidad Interespecífica, Capítulo 5).

Las concentraciones de Rb en el hígado tampoco difieren en los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,77$) y son comparables a la del músculo sin



haber diferencias significativas (T-test, $p=0,46$) siendo de $33\pm 6,8$; 32 ± 20 y $24\pm 7,0$ $\mu\text{g/g}$ para peces patagónicos, áreas remotas y con impacto antrópico, respectivamente. Estos valores son más elevados que lo encontrado para otros peces de agua dulce (cipriniformes) y salobres (perciformes del sub orden Labroidei) siendo de $\sim 4,0$ - $5,0$ $\mu\text{g/g}$ (Yamazaki *et al.*, 1996; Barber *et al.*, 2003).

Hierro

Las concentraciones de Fe en cada tejido son comparables en todos los peces de la base de datos. A pesar de esto, existe bastante dispersión, especialmente en los peces de áreas con impacto antrópico. Si bien, no hay diferencias significativas en la concentración de Fe en los músculos de los peces de las distintas áreas (Kruskal-Wallis, $p=0,097$) los valores tienden a ser más bajos en los peces cordilleranos patagónicos ($22\pm 5,9$ $\mu\text{g/g}$) y en los de las áreas remotas (20 ± 14 $\mu\text{g/g}$) respecto a los de áreas con impacto antrópico (73 ± 66 $\mu\text{g/g}$).

Si bien, el Fe es un elemento esencial, forma parte de la hemoglobina y mioglobina, y las funciones más importantes son las de transporte y reserva de oxígeno, tiene variaciones principalmente por el tipo de dieta (Lehninger *et al.*, 1993; Lall, 2002). El Fe presenta dos estados de oxidación con distinto destino ambiental y potencial de asimilación por los organismos. La forma reducida, el ión ferroso (Fe^{+2}) es soluble y asimilable por los organismos mientras que la forma férrica (Fe^{+3}) es insoluble y precipita lo que disminuye su biodisponibilidad (Förstner y Wittmann, 1983 (c); Carriquiriborde *et al.*, 2004). Por esta razón las condiciones redox del medio son determinantes y la cantidad de materia orgánica u otras sustancias reductoras influyen los niveles de Fe en los organismos. En general, las branquias constituyen una vía menor de absorción dada la baja disponibilidad del Fe en el medio acuático (Bury *et al.*, 2003). Estos factores probablemente puedan explicar las variaciones observadas en los peces cordilleranos patagónicos y los de las áreas remotas. En el caso de los peces provenientes de áreas con impacto antrópico, el Fe puede incorporarse además de por alimento por el agua a través de las branquias. Estas áreas impactadas corresponden a sitios de actividad industrial en general y metalúrgica (lagos de Subbury, Ontario, Canadá), mina de azufre (lago Piaseczno, Polonia) (Szarek-



Gwiazda *et al.*, 2006) y extracción de hidrocarburos, explotación agrícola y efluentes urbanos (río Colorado, Patagonia) (Alcalde y Gil, 2000).

Para el hígado, la base de datos es bastante escasa. Las concentraciones de Fe presentan mucha dispersión aún dentro de cada área no habiendo diferencias significativas entre las mismas (ANOVA, $p= 0,48$) si bien, se observan valores más elevados en los peces cordilleranos patagónicos y los de áreas remotas respecto a los de áreas impactadas (877 ± 402 y 783 ± 502 Vs. 411 ± 160 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). A pesar de la limitación de la base de datos y de la gran dispersión observada se destaca en todos los casos, que las concentraciones de Fe son mucho más elevadas en hígado respecto de los músculos siendo esta diferencia significativa (Test U de Mann-Whitney, $p < 0,0001$). Esto es razonable teniendo en cuenta que en hígado se almacena el Fe procedente de la degradación de la hemoglobina (Lehniger *et al.*, 1993). Los bajos niveles de Fe encontrados para los peces de áreas impactadas pueden reflejar una baja disponibilidad ó bien anemia por el posible efecto de la contaminación. De todas formas, son solo dos datos que pertenecen a los géneros *Perca* y *Salmo*. Estos géneros, también presentan bajos valores de Fe en las áreas cordilleranas patagónicas y las remotas (Ver Variabilidad Interespecífica, Capítulo 5).

Bromo

La base de datos para el Br es la más escasa de todos los elementos, habiéndose encontrado, en muchos casos, un solo valor para cada área en los dos tejidos. Si bien, no registraron diferencias significativas en la concentración de Br en músculo entre las áreas (Kruskal-Wallis, $p= 0,064$) los valores tienden a ser intermedios para los peces cordilleranos patagónicos ($26\pm 2,6$ $\mu\text{g/g}$) respecto de las áreas remotas (10 $\mu\text{g/g}$) y las áreas con impacto antrópico ($42\pm 4,2$ $\mu\text{g/g}$).

No se conoce función biológica del Br en los organismos, sin embargo, los peces muestran concentraciones típicas a las de otros elementos esenciales como Fe y Zn. Probablemente el Br, por ser químicamente similar al Cl (elemento esencial) sea incorporado a través de las células del cloro presentes en las branquias de los peces compitiendo de esta manera por los sitios de absorción. Un ejemplo de esto ha sido observado por Woods *et al.* (1979) en peces del río Stone, Tennessee (EEUU). Estos autores observaron que un incremento de Cl en



el agua, producto del vertido de desechos clorados provocaba una disminución en la concentración de Br en los peces. Además, estos niveles pueden depender de la concentración de Br presente en el medio. Las mayores concentraciones de este elemento en los peces de las áreas con impacto antrópico pueden deberse a la presencia del mismo en numerosos compuestos como los bifenilos polibromados (PBBs), ésteres de difenilos polibromados (PBDEs) y bromuro de metilo. Los PBBs y PBDEs se usan como ignífugos en plásticos y en la industria textil y son aportados al ambiente acuático por la incineración de basura municipal o el vuelco de efluentes donde por su naturaleza hidrófoba son bioacumulados por los organismos, especialmente detritívoros como los Sábalo del Río de la Plata (Cappelletti *et al.*, 2005 y 2006). El bromuro de metilo se usa en agricultura, como pesticida. Un aspecto importante de estos compuestos orgánicos de Br es que presentan transporte global por lo que pueden encontrarse aún en áreas remotas (Darnerud *et al.*, 2001). Estos compuestos presentan frecuentemente biomagnificación en la cadena trófica que está inversamente relacionada al grado de bromación (Darnerud *et al.*, 2001). Esto puede verse reflejado en las concentraciones de Br total en peces. Un ejemplo de esto se ilustra en trabajos de Woods *et al.* (1979) y Sandor *et al.* (2001) quienes encuentran mayores concentraciones de Br total en peces predadores.

En los hígados, a pesar de la escasez de datos se puede observar que las concentraciones de Br resultan similares entre los peces cordilleranos patagónicos y los de las áreas remotas (ANOVA, $p=0,064$) (56 ± 11 y $60 \mu\text{g/g}$ respectivamente), y son significativamente más elevadas que en el músculo (T-test, $p < 0,0001$). Esto puede responder a la función de reserva y detoxificación característica de este órgano. La información sobre este elemento en otros grupos de peces también es muy escasa. Mayores concentraciones de Br en hígado (hasta $180 \mu\text{g/g}$) respecto del músculo fueron encontradas también por Yamazaki *et al.*, 1996 para *Carasius auratus langsdorfii* (cipriniforme) del río Asakawa, Japón, fuertemente impactado por el asentamiento de grandes centros urbanos.

Cinc

Las concentraciones de Zn son relativamente homogéneas, si bien existe mucha dispersión en los valores de las concentraciones en los peces provenientes



de áreas con impacto antrópico. En músculo, no se encontraron diferencias significativas (Kruskal-Wallis, $p= 0,94$) entre los peces patagónicos ($22\pm 6,8 \mu\text{g/g}$), de áreas remotas ($23\pm 5,4 \mu\text{g/g}$) e impactadas ($22\pm 16 \mu\text{g/g}$).

El Zn es el segundo elemento traza esencial más importante después del Fe y está involucrado en procesos metabólicos como síntesis de proteínas y ácidos nucleicos, metabolismo de los hidratos de carbono, espermatogénesis, ovulación, neurotransmisión, contracción muscular, reducción de los radicales libres y como parte estructural en las membranas biológicas. Las vías de absorción de este elemento en peces son las branquias e intestino. La primera es más importante bajo situaciones de contaminación siendo la segunda la vía principal en condiciones normales.

Los organismos presentan mecanismos homeostáticos para mantener los valores de Zn. Asimismo, estos valores pueden variar dependiendo del crecimiento, edad, sexo y estación (Marks *et al.*, 1980; Marcovecchio y Moreno 1993; Eisler, 1993; Ishikawa *et al.*, 1995; Amundsen *et al.*, 1997; Sun y Jeng, 1998; Kotze *et al.*, 1999; Olsvik *et al.*, 2000; Farkas *et al.*, 2003; Bajc *et al.*, 2005). Los salmónidos y perciformes de la base de datos muestran una tendencia a un valor regulado.

En los hígados, al igual de lo observado en los músculos, tampoco hay diferencias significativas en las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,19$), sin embargo, en las impactadas se observan valores más elevados (122 ± 36 ; 111 ± 26 y $162\pm 61 \mu\text{g/g}$ correspondiendo a: peces patagónicos, áreas remotas e impactadas, respectivamente). En comparación con los músculos, los hígados presentan concentraciones significativamente más elevadas (Test U de Mann Whitney, $p < 0.0001$) y el impacto antrópico es más evidente. En el primer caso, probablemente responda a que el hígado es el órgano de síntesis de numerosas enzimas que contienen Zn, existiendo aproximadamente 200, entre las que se encuentran las ADN y ARN polimerasas, fosfatasa alcalina, anhidrasas carbónica, alcohol deshidrogenasa, etc. Además de estas enzimas existen otras proteínas en hígado llamadas "metalotioninas" son de bajo peso molecular, ricas en cisteína, sin histidina y aminoácidos aromáticos (Olsson *et al.*, 1987). Estas proteínas cumplen un rol importante en el metabolismo y detoxificación de elementos bivalentes como el Zn. En casos de contaminación, la concentración de las metaloproteínas aumenta de acuerdo al grado de exposición de estos elementos



(Hogstrand *et al.*, 1991). Esto último probablemente explique por qué este órgano refleja mejor el impacto antrópico.

Selenio

Las concentraciones de Se no muestran un patrón muy evidente y presentan elevada dispersión (CV: 22-116%). Si bien, no hay diferencias significativas en las concentraciones de este elemento en músculo entre los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p=0,13$) tienden a ser más bajas y homogéneas en los peces patagónicos ($1,7\pm 0,26 \mu\text{g/g}$) y en los de áreas remotas ($1,1\pm 0,26 \mu\text{g/g}$) comparado con los provenientes de áreas con impacto antrópico ($2,7\pm 2,1 \mu\text{g/g}$).

El Se es un elemento de esencialidad indiscutida, forma parte de numerosas enzimas entre las cuales se encuentra la glutatión peroxidasa, cuya función es proteger a las células y membranas contra el daño oxidativo. Se estima que las concentraciones necesarias para mantener las funciones biológicas óptimas es de al menos un 1% respecto del Zn y el Fe en la dieta (Lall, 2002). Mayores concentraciones pueden provocar efectos tóxicos. Los peces incorporan el Se por medio del alimento y las branquias, por lo tanto los factores que afectan su disponibilidad influyen en los niveles alcanzados en los peces. Asimismo, pueden regular las concentraciones de Se dentro de ciertos límites. Esto depende principalmente del grado de contaminación y los mecanismos de regulación de la especie. La similitud en las concentraciones de Se encontradas en los músculos de los peces cordilleranos patagónicos y los provenientes de áreas remotas probablemente refleja una concentración de equilibrio para estas especies en ambientes no contaminados. Los peces provenientes de áreas impactadas con mayores niveles de Se probablemente reflejan las concentraciones más elevadas de Se en agua y sedimentos producto de la actividad minera e industrial (Palace *et al.*, 2004; Pyle *et al.*, 2005). Algunos peces pertenecientes a estas áreas mostraron efectos tóxicos principalmente por fallas reproductivas. Efectos tóxicos en peces se han reportado para concentraciones de Se en el agua de $10 \mu\text{g/l}$ (para un background de $0.10\text{-}0.40 \mu\text{g/l}$) y valores de $8 \mu\text{g/g}$ en músculo (Lemly 1985; Hermanutz *et al.*, 1992; Lemly, 1993).

Los hígados presentan concentraciones significativamente mayores que los músculos (Test U de Mann-Whitney, $p < 0.0001$), mostrando, además mayor



dispersión en los datos. Si bien no hay diferencias significativas en la concentración de Se entre los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,67$), se observan valores más elevados en los peces patagónicos ($22\pm 25 \mu\text{g/g}$) y en los de las áreas con impacto antrópico ($22\pm 22 \mu\text{g/g}$) respecto a los peces de las áreas remotas ($8,9\pm 3,0 \mu\text{g/g}$). Las concentraciones más elevadas en los peces patagónicos están relacionadas a la especie presentando las truchas marrón y arco iris los niveles mayores (ver Variabilidad Interespecífica, Capítulo 5). La concentración media en los peces patagónicos excluyendo a la trucha marrón y arco iris es de $4,9\pm 0,23 \mu\text{g/g}$, es más bajo a lo encontrado para los peces de áreas remotas. Es difícil establecer comparaciones sobre los niveles de Se en estas especies debido a la escasez de datos para otros ambientes. Los pocos valores encontrados para la trucha marrón y otra especie no especificada de áreas remotas e impactadas indican concentraciones relativamente elevadas respecto a las otras especies, comparables a las encontradas en los especímenes patagónicos. No se disponen de otros datos que permitan interpretar los valores relativamente elevados de Se en las truchas marrón y arco iris de los lagos patagónicos que en general mostraron una buena condición (Factor de condición: $1,2\pm 0,20$) y estado fisiológico, a pesar de que se han reportado fallas reproductivas a la mitad de las concentraciones en hígado registradas en estas especies (Lemly, 1993).

Mercurio

El Hg presenta gran dispersión (CV: 40-130%) con valores comparables en todas las áreas. Si bien, las concentraciones de este elemento en músculo no mostraron diferencias significativas entre los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,22$), los peces cordilleranos patagónicos y de áreas remotas muestran valores bajos respecto de aquellos de áreas con impacto antrópico ($0,74\pm 0,27$, $0,32\pm 0,21$ y $1,5\pm 1,9 \mu\text{g/g}$ respectivamente). El Hg no es esencial por lo que su presencia en los organismos implica contaminación natural o antrópica. Este elemento está ampliamente distribuido en los ecosistemas y está sujeto a transporte global. Los niveles alcanzados en los organismos dependen de factores físico-químicos como biológicos. Los compuestos del Hg en soluciones acuosas son químicamente muy complejos. Dependiendo del pH alcalinidad, redox y otras



variables se pueden formar una variabilidad de formas químicas de diferentes cargas eléctricas y solubilidades. Además, este elemento puede ser metilado por procesos biológicos o químicos. El metil mercurio es la forma más tóxica debido a su alta estabilidad, solubilidad lipídica, propiedades iónicas que le confieren una gran capacidad para penetrar en las membranas biológicas. Dependiendo de la forma química del Hg, el nivel alcanzado en los peces depende de la especie, largo y edad, y es susceptible a la biomagnificación como por ejemplo el metil Hg (Boudou y Ribeyre, 1997). Todos estos factores pueden contribuir a la variabilidad general observada en la base de datos.

Los bajos valores de Hg observados en general en los peces cordilleranos y áreas remotas evidencian una baja disponibilidad de este elemento en estos ambientes. El origen del Hg para los peces de áreas remotas es probablemente geológico y global. Los mayores valores de Hg encontrados en las áreas con impacto antrópico probablemente respondan a una mayor carga en el ambiente dado por la actividad minera e industrial sumado a condiciones favorables de disponibilidad.

No hay diferencias significativas entre la concentración de Hg en los hígados de los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p= 0,49$) ni tampoco entre músculo e hígado (Test U de Mann Witney, $p= 0,91$). A pesar de esto, las concentraciones de este elemento en las áreas impactadas tienden a ser menores en hígado respecto al músculo ($0,72\pm 0,34$, $0,60\pm 0,28$ y $0,77\pm 0,37$ $\mu\text{g/g}$ para peces patagónicos, áreas remotas e impactadas, respectivamente). En general, las concentraciones de Hg tienden a ser mayores en el músculo cuando la forma química predominante es el metil Hg (Beckvar *et al.*, 1996, Downs *et al.*, 1998), mientras que la forma inorgánica de Hg se concentra preferentemente en el hígado (Downs *et al.*, 1998). No hay suficiente información disponible para evaluar el posible peso de estos factores en la variabilidad observada en la base de datos. Por otra parte, procesos como la interacción con otros elementos como el Se pueden también afectar la concentraciones de Hg en los peces, por ej. reducción de los niveles de metil-Hg (Civin-Aralar y Furmess, 1991).



Cesio

El Cs muestra una gran variabilidad en la base de datos (CV: 20-130%).

En los músculos, las concentraciones de este elemento son significativamente diferentes en las distintas áreas (ANOVA, $p=0,012$). Las diferencias están dadas principalmente entre los peces cordilleranos patagónicos y los de áreas remotas respecto de los áreas impactadas (Tukey, cordilleranos-remotos: $p=0,22$, remotos-impactados: $p=0,16$, cordilleranos-impactados: $p=0,009$). En efecto, las concentraciones de Cs son más elevadas en los peces patagónicos ($1,1\pm 0,39$ $\mu\text{g/g}$) y los provenientes de las áreas remotas ($0,76\pm 0,88$ $\mu\text{g/g}$) con valores algo más homogéneos (CV: 24-37 %), respecto a los de las áreas con impacto antrópico ($0,078\pm 0,029$ $\mu\text{g/g}$).

La esencialidad del Cs es discutida. Este elemento pertenece al mismo grupo de elementos alcalinos al que pertenecen el Na, K y Rb. Al igual que los otros elementos de este grupo, el Cs es soluble en un rango amplio de condiciones. Si bien, este elemento se encuentra presente en la corteza terrestre, la mayor fuente la constituyen los productos volcánicos en los que se encuentra asociado con el K y Rb (Ruiz y Cebriá Gómez, 1997). Además, las condiciones del medio como la concentración de otros iones alcalinos pueden influenciar los niveles de este elemento en los peces (Sonesten, 2001). Esto se ha comprobado para el K en relación a los niveles de ^{137}Cs en peces (Rowan *et al.*, 1998). Similarmente a lo que ocurre para el Rb, las mayores concentraciones de este elemento encontradas para los peces cordilleranos patagónicos y los de las áreas remotas están probablemente relacionados con la influencia de la actividad volcánica. Los niveles de Cs en los peces a su vez pueden estar condicionados por otros factores como la especie, la dieta, la talla, la edad y la posición trófica (Oughton y Salbu, 1992; Ishikawa *et al.*, 1995; Kasamatsu y Ishikawa, 1997). Esto podría explicar en parte, la variabilidad en las concentraciones de este elemento observada en los peces.

La base de datos para el hígado es bastante incompleta, encontrándose valores prácticamente sólo para los peces cordilleranos patagónicos. A pesar de esto, se encontraron diferencias significativas entre los peces de las distintas áreas (ANOVA, $p=0,010$). Las diferencias están dadas principalmente entre los peces cordilleranos patagónicos respecto de las demás áreas (Tukey,



cordilleranos-impactados: $p= 0,033$; cordilleranos-remotos: $p= 0,017$, remotos-impactados: $p= 0,94$). En efecto, los peces cordilleranos muestran concentraciones relativamente más elevadas ($0,58\pm 0,13 \mu\text{g/g}$), comparados con las áreas remotas ($0,12\pm 0,11 \mu\text{g/g}$) e impactadas ($0,070\pm 0,040 \mu\text{g/g}$). Si bien, no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de Cs entre músculo e hígado (Test U Mann-whitney, $p= 0,91$) tienden a ser más bajas en hígado. Esto está de acuerdo a lo encontrado por Yamazaki *et al.*, 1996, Hellou *et al.*, 1996, Peters *et al.*, 1999 para otros grupos de peces. El comportamiento del Cs entre músculo e hígado se parece más al K que al Rb.

Plata

La base de datos para la Ag es bastante escasa encontrándose prácticamente valores solo para hígados en los peces cordilleranos patagónicos y en los de áreas remotas. Las concentraciones de Ag en los peces cordilleranos patagónicos son comparables a los de áreas remotas ($3,0\pm 3,4$ y $2,7\pm 2,9 \mu\text{g/g}$, respectivamente; ANOVA, $p= 0,81$).

La Ag no es un elemento esencial para los organismos y resulta tóxico dependiendo de las concentraciones y la forma química. Se estima que concentraciones de $1,2-4,9 \mu\text{g/l}$ en el agua pueden provocar efectos tóxicos en peces (Eisler, 1996). La concentración de Ag en la corteza terrestre es muy baja ($0,10 \mu\text{g/g}$). En la naturaleza este elemento se encuentra asociado al Au y a otros elementos. La Argentinita es el mineral principal del cual se extrae la Ag. La mayor fuente de Ag en el ambiente es derivada del uso antrópico siendo utilizada principalmente en la industria metalúrgica, productos eléctricos, fabricación de monedas, joyería y fotografía. Se estima que 2,5 millones de kilogramos de Ag por año se pierden a la biosfera, siendo el 82% proveniente de las actividades antrópicas, de los cuales el 50% proviene de los desperdicios de la industria fotográfica (Eisler, 1996). La Ag está sujeta a transporte global y local y puede ingresar a los ecosistemas por precipitación húmeda y seca. En general, la adsorción es el proceso dominante que controla la presencia de este elemento en el agua y en los sedimentos. El ión Ag^+ suele ser la forma iónica más común en agua dulce siendo la más soluble, mejor incorporada por los peces y la más tóxica. Además, los factores físico-químicos del medio condicionan la



disponibilidad de este elemento y la jerarquía social de los peces puede introducir variaciones en los niveles de Ag en una misma especie. Se ha observado que las concentraciones pueden llegar a ser el doble en peces subordinados respecto a los dominantes (Sloman *et al.*, 2003). A diferencia de otros elementos, los niveles de Ag en peces no parecen estar influenciados por la posición en la cadena trófica (Eisler, 1996).

Los trabajos sobre este elemento medidos en condiciones naturales son escasos. En aguas dulces de bajo a gran impacto, se han encontrado valores de Ag entre 0,050 a 2,0 $\mu\text{g/g}$ peso seco medidas en hígado de peces pertenecientes a distintos órdenes (Crawford y Luoma, 1994; Eisler, 1996; Yamasaki *et al.*, 1996). El valor promedio elevado encontrado en los peces cordilleranos patagónicos se debe a los valores de los peces de lagos pertenecientes a la cuenca del Nahuel Huapi. Esto probablemente se deba al impacto generado por la ciudad de San Carlos de Bariloche debido al uso de material fotográfico generado por la gran actividad turística. Los residuos de este material eran vertidos directamente al lago sin tratamiento hasta 1996 en el que comienza a funcionar la planta depuradora. Evidencias de esto fueron observadas por Ribeiro Guevara *et al.*, 2005 en testigos de sedimentos del lago Nahuel Huapi. Los mismos mostraron un enriquecimiento de Ag coincidente con el crecimiento de la ciudad de San Carlos de Bariloche. Otras fuentes de este elemento lo constituyen la presencia de yacimientos como los de Ñorquinco, Piltriquitrón, cerro Catedral y norte del Brazo Blest (Giacosa *et al.*, 1999). Asimismo, los valores elevados de Ag en los peces de esta región dependen de la especie. Las mayores concentraciones se observan en la trucha marrón y arco iris. Estos valores llegan a ser de aproximadamente entre 3 y 7 veces más que en el resto de las especies no existiendo antecedentes en la bibliografía sobre estas diferencias (ver Variabilidad Interespecífica, Capítulo 5)



Tabla 4.3. Concentraciones de elementos en peces de lagos cordilleranos comparadas con datos recopilados para áreas remotas e impactadas por actividades humanas. Músculo: rangos y promedios \pm desvío estándar.

Ambiente	especie	Concentraciones ($\mu\text{g/g}$, peso seco)									Cita
		K x 10 ⁴	Na	Fe	Zn	Rb	Br	Se	Hg	Cs	
Patagonia	<i>Salmotrutta</i>	1,2-2,2	894-3996	7-46	13-25	46-83	9-55	0,6-1,7	0,06-2,4	0,3-6,4	1
		1,8 \pm 0,2	2161 \pm 802	22 \pm 11	16 \pm 3	62 \pm 11	28 \pm 11	1,1 \pm 0,4	0,7 \pm 0,6	1,6 \pm 1,5	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,9-2,2	1055-4430	7-69	12-28	31-74	13-46	0,6-1,7	0,1-1,7	0,3-3,8	
		1,8 \pm 0,3	2010 \pm 667	21 \pm 11	19 \pm 4	53 \pm 25	28 \pm 8	1,1 \pm 0,4	0,5 \pm 0,3	1,0 \pm 0,7	
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	1,5-2,3	941-3560	11-50	13-28	18-72	7-49	0,8-3,1	0,1-4,0	0,2-3,7	
		1,9 \pm 0,2	2232 \pm 734	25 \pm 10	17 \pm 3	40 \pm 13	28 \pm 9	1,5 \pm 0,6	0,7 \pm 0,8	0,7 \pm 0,7	
<i>Percichthys trucha</i>	1,2-2,3	1280-3060	4-27	14-38	33-71	10-46	0,2-3,2	0,2-3,2	0,3-5,7		
	1,7 \pm 0,2	2064 \pm 393	13 \pm 6	26 \pm 5	48 \pm 8	22 \pm 8	1,3 \pm 0,5	1,2 \pm 0,5	1,3 \pm 0,9		
<i>Diplomyistes</i>	1,1-1,9	2170-3520	18-67	21-52	16-41	14-65	0,5-1,6	0,05-2,3	0,2-1,3		
		1,6 \pm 0,3	3036 \pm 298	29 \pm 13	32 \pm 7	31 \pm 5	26 \pm 11	0,8 \pm 0,3	0,6 \pm 0,6	0,7 \pm 0,3	
Áreas remotas											
Árticos,	<i>Salvelinus namaycush</i>				13-54			0,3-2,2		2	
Circumpolares					17 \pm 1			0,7 \pm 0,4			
	<i>Thymallus arcticus</i>				20-54			0,1-0,3			
					28 \pm 7			0,2 \pm 0,1			
Koyukuk, Alaska	<i>Thymallus arcticus</i>			21-40	11-16			1,5-2,3	0,2-0,7		3
Río Lockhart, Canada	<i>Salvelinus namaycush</i>	1,2-1,5	692-1370	<300	10-22	25-82		1,0-1,7	0,08-1,5	0,2-0,6	4
		1,4 \pm 0,1	1004 \pm 15		15 \pm 10	54 \pm 24		1,6 \pm 0,7	0,9 \pm 0,6	0,4 \pm 0,1	
Río Columbia, EEUU	<i>Oncorhynchus mykiss</i>				16-25			<0,9-1,6	0,5-1,0	5	
					21 \pm 3			1,2 \pm 0,3	0,8 \pm 0,2		
					22-25			1,1-1,9	0,9-1,8		
	<i>Stizostedion vitreum</i>				23 \pm 1,2			1,5 \pm 0,3	1,3 \pm 0,3		
Río Columbia, EE.UU	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,8-2,0	570-620	9-10	11-12	17	10-11	0,6-0,7	0,4	0,11	6
		1,9 \pm 0,1	595 \pm 25	9,5 \pm 0,5	11 \pm 0,5			0,7 \pm 0,03			
Lagos: Bolsema y Bracciano	<i>Coregonus laveretus</i>	1,7-2,0	467-1172	13-21	21-28	90-126		0-1,6	0-0,4	1,7-2,1	7
		1,8 \pm 0,07	708 \pm 237	15 \pm 2	24 \pm 3	110 \pm 9		1,1 \pm 0,4	0,1 \pm 0,1	1,9 \pm 0,1	
Lagos Salto, Italia	<i>Coregonus laveretus</i>	1-1,8	726-2018	10-25	28-35	8-11		0-2	0,004-0,2	0,02-0,03	
		1,5 \pm 0,4	1223 \pm 572	17 \pm 7	30 \pm 3	9,3 \pm 1,2		1,3 \pm 0,9	0,1 \pm 0,1	0,03 \pm 0,01	
Ríos Tetlin, Alaska	<i>Coregonus pidschian</i>			13-71					0,4-1,1	8	
				40 \pm 13					0,6 \pm 0,1		
				38-111					0,2-0,9		
	<i>Thymallus arcticus</i>							0,5 \pm 0,2			
Lago Hazen, Ártico	<i>Salvelinus alpinus</i>	2,1 \pm 0,2				5 \pm 2				1,0 \pm 0,8	9
Lagos Boreales Sur de Finlandia	<i>Perca fluviatilis</i>							1,2 \pm 0,7			10
Region del Lago Baikal Baikal	<i>Perca fluviatilis</i>				13 \pm 4						11



Tabla 4.3. Continuación.

Ambiente	especie	K x 10 ⁴	Na	Fe	Zn	Rb	Br	Se	Hg	Cs	Cita
Áreas Impactadas											
Lago Erie, Canada.	<i>Morone americana</i>	1,6-1,8				11-12				0,03-0,02	9
	<i>Perca flavescens</i>	1,7±0,1				16±3				0,04±0,02	
Lagos Sur Finlandia	<i>Perca fluviatilis</i>								1,2±0,6		10
Region lago Baikal	<i>Perca fluviatilis</i>				22±6						11
Río Fortymile, Alaska	<i>Thymallus arcticus</i>	1,3-1,6	744-1376	<200	9-40	<20-24		0,8-6	0,1-0,6	0,02-0,6	12
		1,5±0,1	908±132		18±7	18±7		3,1±1,4		0,1±0,1	
Lago Victoria, África	<i>Lates niloticus</i> ^a	1,8-1,9	1970-2571	17-34	15-19	34-54	22-50	0,3-0,7	0,1-0,3	0,05-0,08	13
		1,9±0,2	2200±619	24±14	17±7	41±9	39±12	0,5±0,2	0,2±0,08	0,07±0,02	
Lago Albert	<i>Lates niloticus</i>	1,9±0,2	2810±1466	22±15	16±11	23±8	45±23	0,8±0,1	4,2±3,3	0,1±0,06	
Río Fork, EE.UU	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,8-1,8	854-1220	17-46	13-25			0,4-1,1	0,8-1,2		14
Lagos de Sudbury Canadá	<i>Perca flavescens</i>			65-495	23-277			1,4-24	0,1-0,7		15
				163±14	74±89			6±6	0,3±0,2		
Alberta, EE.UU	<i>Salvelinus confluentus</i>							0,6-9,4			16
Bulgaria, embalses.	<i>Perca fluviatilis</i>				11-20						17
					17±7						
Río Pasvik, Subártico Noruega y Rusia.	<i>Salmo trutta</i>				<50				0,3-0,5		18
	<i>Perca fluviatilis</i>				<50				0,3-0,9		
Cuenca de Inari-Paz, Noruega y Rusia	<i>Coregonus lavaretus</i>				13-40				0,05-0,7		19
					23±7				0,2±0,1		
	<i>Perca fluviatilis</i>				17-25				0,1-1,2		
					19±3				0,6±0,4		
Lagos pequeños, Noruega y Rusia Rusia	<i>Salmo trutta</i>				13-30				0,2-1,6		20
					17±3				0,5±0,3		
	<i>Salvelinus alpinus</i>				12-39				0,2-1,1		
					20±12				0,5±0,3		
	<i>Coregonus lavaretus</i>				10-76				0,1-1,5		
Río Colorado. Patagonia, Arg.	<i>Oncorhynchus mykiss</i>			53	0,6			1,9	5,8		21
	<i>Percichthys Sp</i>			9,6-59	19-23			2,2-4,7	3-4		
				24±16	21±2			3,8±0,7	3,4±0,8		
Lago Piaseczno Sur de Polonia	<i>Perca fluviatilis</i>			150							22



Tabla 4.4. Concentraciones de elementos en peces de lagos cordilleranos comparadas con datos recopilados para áreas remotas e impactadas por actividades humanas. Hígados: rangos y promedios \pm desvío estándar.

Ambiente	especie	K x 10 ⁴	Concentraciones ($\mu\text{g/g}$, peso seco)									Cita	
			Na	Fe	Zn	Br	Rb	Se	Ag	Hg	Cs		
Patagonia	<i>Samo trutta</i>	0,4-1,2 0,8 \pm 0,3	1878-9968 4712 \pm 2025	125-2469 694 \pm 559	71-236 131 \pm 52	28-104 62 \pm 21	19-57 36 \pm 11	4,0-279 61 \pm 58	1,3-29 8,4 \pm 7,3	0,06-3,1 0,7 \pm 0,7	0,2-3,2 0,7 \pm 0,6	1	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	0,8-2,0 1,2 \pm 0,3	2780-6239 5117 \pm 1088	507-2624 1378 \pm 1060	117-239 167 \pm 29	34-111 69 \pm 19	24-65 39 \pm 10	7,0-96 33 \pm 22	0,8-22 4,2 \pm 4,0	0,06-2,1 0,6 \pm 0,4	0,2-2,4 0,6 \pm 0,5		
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	0,8-1,5 1,0 \pm 0,3	2323-8100 4782 \pm 1621	182-4220 1233 \pm 1067	78-323 139 \pm 46	12-97 62 \pm 22	16-56 27 \pm 10	2,6-9,5 5,0 \pm 1,6	0,06-2,7 0,8 \pm 0,6	0,1-7,1 1,3 \pm 1,6	0,1-2,1 0,4 \pm 0,4		
	<i>Percichthys trucha</i>	0,6-1,6 0,9 \pm 0,3	2074-6560 3632 \pm 961	85-1980 597 \pm 373	40-123 73 \pm 20	21-94 44 \pm 16	19-86 38 \pm 13	2,3-8,5 5,0 \pm 1,6	0,01-6,5 1,3 \pm 1,7	0,07-1,5 0,4 \pm 0,3	0,1-3,7 0,7 \pm 0,6		
	<i>Diplomystes viedmensis</i>	0,9-2,6 1,3 \pm 0,4	3280-7490 4990 \pm 1796	234-1410 482 \pm 265	75-122 102 \pm 11	19-92 44 \pm 15	13-32 24 \pm 5	3,3-5,8 4,6 \pm 0,7	0,01-0,1 0,07 \pm 0,04	0,08-3,9 0,6 \pm 1,0	0,2-1,0 0,5 \pm 0,2		
	Áreas remotas Árticos, circumpolares	<i>Salvelinus namaycush</i>				72-195 134 \pm 34					0,1-1,8 0,4 \pm 0,4		2
		<i>Thymallus arcticus</i>				78-138 101 \pm 4					0,2-0,5 0,3 \pm 0,1		
		Koyukuk, Alaska			270-320	87-94			<0,4	0,2-0,9			3
Río Lockhart, norte Canadá		<i>Salvelinus namaycush</i>	0,8-1,2 1,0 \pm 1,0	3830-7170 4987 \pm 534	400-2800 1750 \pm 1071	80-181 120 \pm 37		23-73 46 \pm 19	4,0-19 9,5 \pm 5,8	<0,1-1 0,6 \pm 0,3	0,06-1,3 0,7 \pm 0,6	<0,1-0,4 0,2 \pm 0,2	4
Río Columbia, EE.UU	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1,7	2500	450	80	60	18	8,8	0,4	0,8	0,04	6	
Ríos, Tetlin Alaska	<i>Coregonus pidschian</i>			167-890 412 \pm 1	93-223 158 \pm 40			1,8-11 5 \pm 3		0,6-1,9 1,1 \pm 0,3		8	
	<i>Thymallus arcticus</i>			321-871 645 \pm 168	81-103 88 \pm 8			2,7-28 13 \pm 11		0,2-0,7 0,5 \pm 0,2			
	Río Yellowstone, EEUU	<i>Salmo trutta</i>		450-489	90-98			22-45	1,6-2,3	0,1		23	
	<i>Salvelinus fontinalis</i>			878	103			11	<0,6				
Río Sta. Ana EE.UU	<i>Salmo trutta</i>			170-1000	77-120			2,6-19	<0,2-2,2	0,1-0,7		24	
Áreas impactadas													
Río Fortymile, Alaska	<i>Thymallus arcticus</i>	0,8-1,3 1,0 \pm 0,1	1876-3056 2596 \pm 436	<200	52-88 68 \pm 8		18-38 24 \pm 7	1,0-6,0	<0,08	0,08-0,6	0,02-0,1 0,07 \pm 0,04	12	
	Río Fork, EE.UU	<i>Oncorhynchus mykiss</i>			92-113			4,5-4,7		1,4		14	
Lagos Sudbury Ontario, Canada	<i>Perca flavescens</i>			282-1163 298 \pm 347	93-1441 258 \pm 359			4,8-90 22 \pm 22				15	
	Embalses, Bulgaria	<i>Perca fluviatilis</i>			90-597							17	
Río Pasvik, Noruega y Rusia	<i>Salmo trutta</i>				100-200					0,5		18	
	<i>Perca fluviatilis</i>				80-200					0,3-0,6			
Cuenca de Inari- Paz, límite entre Noruega y Rusia Metalurgia	<i>Coregonus lavaretus</i>				100-260 160 \pm 47					0,1-1,7 0,4 \pm 0,3		19	
	<i>Perca fluviatilis</i>				70-100					0,1-1			



Tabla 4.4. Continuación.

Ambiente	especie	K x 10 ⁴	Na	Fe	Zn	Br	Rb	Se	Ag	Hg	Cs	Cita
Lagos pequeños, Noruega y Rusia	<i>Salmo trutta</i>				50-320					0,2-1,6		20
					151±50					0,7±0,5		
	<i>Salvelinus</i>				81-20					0,2-1,5		
	<i>alpinus</i>				141±26					0,6±0,4		
	<i>Coregonus</i>				53-1073					0,2-3,3		
	<i>lavaretus</i>				198±130					1,3±0,4		
Lago Piaseczno Polonia	<i>Perca</i>			200-1000								22
	<i>fluviatilis</i>											
Lago Great Salt, EE.UU	Trucha				82-121			38-44	0,8	0,4		25
Ríos Galicia, España	<i>Salmo trutta</i>			188-1040	86-344							26
				524±131	180±36							
Lagos Ontario, Canadá	<i>Perca</i>				100-157							27
	<i>flavescens</i>				122±19							

Citas: 1-Esta tesis, 2- Allen Gill *et al.* (1997), 3- Mueller *et al.* (1996), 4- DeBeers, (2002), 5- Munn *et al.* (1995), 6- Rancitelli *et al.* (1969), 7- Orban *et al.* (2006), 8- Matz *et al.* (2005), 9- Campbell *et al.* (2005), 10- Tulonen *et al.* (2006), 11- Kuznetsova *et al.* (2002), 12- Crock *et al.* (2003), 13- Arribére *et al.* (comunicación personal), 14- Higgins (2006), 15- Pyle *et al.* (2005), 16- Palace *et al.* (2004), 17- Velcheva (2006), 18- Amundsen *et al.* (1997), 19- Amundsen *et al.* (2006), 20- Kashulin *et al.* (2006), 21- Alcalde y Gil (2000), 22- Szarek-Gwiazda *et al.* (2006), 23- Peterson y Boughton (2000), 24- Burton (2002), 25- Kidd *et al.* (2004), 26- Lamas *et al.* (2007), 27- Eastwood y Couture (2002).

5- RESULTADOS:

VARIABILIDAD INTERESPECÍFICA DE LAS CONCENTRACIONES ELEMENTALES

En éste capítulo se estudian las concentraciones elementales comparadas en diferentes especies. Con este objetivo, se eligieron los lagos con mayor representatividad en cuanto a especies y número de ejemplares que son el Nahuel Huapi y Moreno (ver Tabla 2.1, Materiales y Métodos, Capítulo 3). Las concentraciones elementales se analizaron en músculo e hígado mediante ANOVA y Kruskal- Wallis para determinar posibles diferencias entre las especies. Estos resultados se presentan en la tabla 5.1. Para detectar agrupamientos entre las especies se realizaron Análisis de Componentes Principales (ACP) en músculo e hígado. Las figuras 5.1 a 5.4 muestran los diagramas de ordenación del ACP con los elementos (vectores) y las observaciones en los componentes 1 y 2 como así también el % de la varianza explicada por todos los componentes en músculos e hígados de los peces. En la figura correspondiente a los músculos se adjunta el dendrograma de clasificación jerárquica realizado en base al índice de disimilitud (Disimilaridad de Pearson) de los promedios de las concentraciones de los elementos esenciales. En las tablas 5.2, 5.4, 5.6 y 5.8 se presentan las contribuciones de los elementos en cada componente en músculo e hígado y en las tablas 5.3, 5.5, 5.7 y 5.9 las correlaciones entre los elementos también en ambos tejidos.

Con el objeto de verificar la incidencia de factores filogenéticos respecto a la de composición elemental observadas en el ACP, se comparó la clasificación resultante de la composición de los elementos esenciales con dendrogramas filogenéticos basados caracteres morfológicos y secuencias de aminoácidos de metaloproteínas. Esta elección se debe a que si bien, todos los elementos son regulados por los organismos dentro de ciertos límites (ver Introducción, Capítulo 1), los elementos esenciales están bajo control homeostático (Miller, 1974, O'Dell *et al.*, 1997, Bajc *et al.*, 2005) y por lo tanto pueden estar menos sujetos a



variaciones respecto de los elementos no esenciales debido a factores ambientales y dieta.”

Estos resultados se presentan en las Figuras 5.5 y 5.6. Asimismo, para evaluar la influencia de la contribución dietaria de elementos, se realizó la estimación del aporte dietario en función a la composición alimentaria a partir de los ítems alimentarios determinados en el contenido estomacal de los peces y sus concentraciones elementales. La Figura 5.7 muestra la composición dietaria y la 5.8 la concentración elemental acumulada en la dieta.

Composición elemental:

Músculo:

En ambos lagos, los análisis de variancia, ANOVA y Kruskal- Wallis muestran diferencias significativas ($p \leq 0.05$) de todos los elementos entre las especies evaluadas en el Nahuel Huapi (trucha marrón, trucha arco iris, perca y bagre) y en el Moreno (trucha arco iris, trucha de arroyo, perca y bagre) (Tabla 5.1). Los ACP muestran que la variabilidad total explicada en el Nahuel Huapi y Moreno es de 72 y 70 % la cual está mayormente comprendida por 3 componentes principales (Figura 5.1 y 5.2).

Tabla 5.1. Valores de probabilidad de los tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis).

	Nahuel Huapi músculo (n:49)	Moreno músculo (n: 69)	Nahuel Huapi hígado (n:50)	Moreno hígado (n:54)
K	Kruskal-Wallis: 0.034	ANOVA: 0.05*	Kruskal-Wallis: 0.004	Kruskal-Wallis: 0.081
Na	Kruskal-Wallis: < 0.0001	Kruskal-Wallis: 0.000	ANOVA: < 0.0001	ANOVA: 0.15
Rb	ANOVA: < 0.0001	Kruskal-Wallis: 0.001	ANOVA: < 0.0001	ANOVA: 0.001*
Zn	ANOVA: < 0.0001*	ANOVA: <0.0001	Kruskal-Wallis: < 0.0001	ANOVA: <0.0001*
Fe	ANOVA: 0.000*	ANOVA: <0.0001	ANOVA: 0.001*	ANOVA: 0.21*
Br	Kruskal-Wallis: 0.004	ANOVA: 0.000	ANOVA: < 0.0001	Kruskal-Wallis: 0.039
Cs	Kruskal-Wallis: <0.0001	Kruskal-Wallis: 0.001	ANOVA: 0.046	ANOVA: 0.014*
Se	Kruskal-Wallis: 0.002	Kruskal-Wallis: < 0.0001*	ANOVA: < 0.0001*	ANOVA: < 0.0001*
Hg	ANOVA: 0.012*	ANOVA: <0.004	Kruskal-Wallis: 0.19*	ANOVA: 0.005
Ag			ANOVA: <0.0001*	ANOVA: < 0.0001*

* Análisis con los datos transformados a log10

En el Nahuel Huapi, las componentes 1, 2 y 3 explican el 32, 21 y 19 % de la variabilidad total, respectivamente (Figura 5.1). El componente principal 1 (CP1) esta básicamente definido por el Rb, Na, Zn y Cs. El Rb y Cs, correlacionados entre sí contribuyen al CP1 positivo, mientras que el Zn y Na, también



correlacionados contribuyen al CP1 negativo. El segundo componente principal (CP2), queda determinado por el Br, que correlaciona con el K y este con el Fe contribuyendo al CP2 positivo, y en menor medida, el Hg y Se correlacionados entre sí, contribuyen al PC2 negativo. Estos últimos elementos son los que más aportan a la variabilidad del componente principal 3 (CP3) (Tablas 5.2 y 5.3).

Los ACP permiten una clara separación de las muestras de peces, diferenciando salmónidos que forman un grupo relativamente homogéneo, de las percas y bagres. Los salmónidos están principalmente definidos en el cuadrante de los CP1 y CP2 positivos determinados por el Rb, Cs, K y Br. Las percas se encuentran en el cuadrante definido por el CP1 positivo y el CP2 negativo determinadas por Se, Cs. Los bagres predominan en el cuadrante definido por CP1 negativo y CP2 negativo determinados por Na, Zn y Fe.

El dendrograma de asociación entre las especies en base a la composición de los elementos esenciales muestra dos grupos, uno formado por los salmónidos con un índice de disimilitud (ID) de 0.40 con la trucha arco iris y trucha marrón algo más próximas (ID: ~0.30) y el otro formado por perca y bagre con un ID de 0.6 y la rama externa que une a los 2 grupos principales con ID de 0.7.

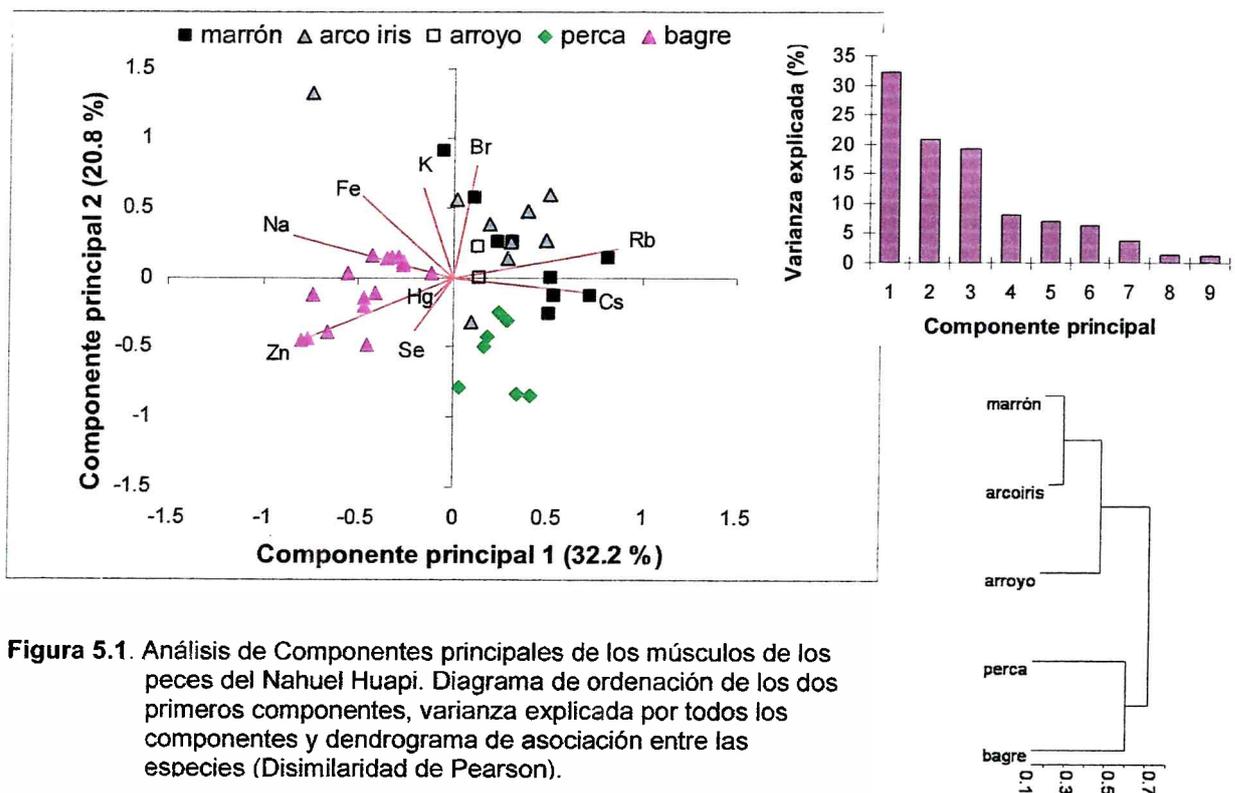


Figura 5.1. Análisis de Componentes principales de los músculos de los peces del Nahuel Huapi. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes y dendrograma de asociación entre las especies (Disimilitud de Pearson).



Tabla 5.2. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los músculos de los peces del lago Nahuel Huapi.

	CP1	CP2	CP3
Br	0.53	34	0.032
Cs	18	0.64	15
Zn	21	10	1.2
Fe	7.7	18	1.0
Hg	0.30	0.95	38
K	0.82	22	14
Rb	26	2.2	2.3
Se	1.4	7.4	27
Na	24	4.8	0.64

En negrita, varianzas iguales ó mayores al 15%.

Tabla 5.3. Matriz de correlación de los elementos en los músculos de los peces del Nahuel Huapi

	Br	Cs	Zn	Fe	Hg	K	Rb	Se	Na
Br	1.00	-0.03	-0.36	0.22	-0.08	0.33	0.29	-0.17	0.19
Cs	-0.03	1.00	-0.38	-0.35	0.37	0.07	0.67	0.08	-0.48
Zn	-0.34	-0.38	1.00	0.08	0.13	-0.06	-0.64	0.43	0.55
Fe	0.22	-0.35	0.08	1.00	0.12	0.39	-0.22	-0.04	0.42
Hg	-0.08	0.37	0.13	0.12	1.00	0.16	-0.05	0.43	0.15
K	0.33	0.07	-0.06	0.39	0.16	1.00	0.08	0.13	0.34
Rb	0.29	0.67	-0.64	-0.22	-0.05	0.08	1.00	-0.03	-0.65
Se	-0.18	0.08	0.43	-0.04	0.43	0.13	-0.03	1.00	0.03
Na	0.20	-0.48	0.55	0.42	0.15	0.34	-0.65	0.03	1.00

En negrita, valores significativos (fuera diagonal) al umbral alfa=0.050 (prueba bilateral)

En el Moreno, las componentes 1, 2 y 3 explican el 33, 22 y 14 % de la variabilidad total, respectivamente presentando algunas diferencias en la contribución de los elementos respecto al Nahuel Huapi (Figura 5. 2). En este caso, el CP1 está definido principalmente por Br, Na, Rb y Fe correlacionados entre sí contribuyen al CP1 positivo excepto el Rb que se encuentra en sentido negativo del CP1. El CP2, queda determinado principalmente por Cs, Se y Hg. El Zn muestra una contribución algo menor a este componente correlacionando con el Se y Hg. Estos elementos contribuyen al CP2 positivo, excepto el Cs que se encuentra en el sentido negativo del CP2. El K que correlaciona con el Cs contribuye en menor medida al CP2 negativo pero su mayor aporte a la variabilidad es en el CP3 (Tablas 5.4 y 5.5).

A pesar que las truchas del lago Moreno presentan algo de dispersión respecto a las del Nahuel Huapi, los ACP ponen de manifiesto la separación de los peces, diferenciando los salmónidos que forman un grupo relativamente homogéneo de las percas y bagres. Si bien, las observaciones y los vectores se



encuentran rotadas en el cuadrante CP1 y CP2 respecto a lo observado en el Nahuel Huapi, la distribución de las especies en relación a los vectores es similar. Los salmónidos predominan en el cuadrante definido por los CP1 y CP2 negativos principalmente determinados por Rb, encontrándose las truchas de arroyo algo dispersas entre los cuatro cuadrantes. Las percas están determinadas por Cs, K, Se, Zn y Hg entre dos cuadrantes definidos por CP1 positivo y negativo y CP2 positivo. Los bagres se ubican también próximos entre dos cuadrantes definidos por CP1 positivo y CP2 positivo y negativo determinados por Na, Fe y Br. La diferencia más notable respecto a lo observado en el Nahuel Huapi lo constituye el Br que en el Moreno contribuye a la agrupación de los bagres y en el Nahuel Huapi a los salmónidos.

El dendrograma de asociación entre las especies en base a la composición de los elementos esenciales de este lago es similar al encontrado para el Nahuel Huapi, si bien, la asociación entre los salmónidos es más estrecha (ID: ~0.2) con un arreglo algo diferente estando la trucha marrón más próxima a la trucha de arroyo (ID: ~0.1). La perca-bagre muestran una asociación algo más alejada (ID ~0.7) y un ID entre ambos grupos similar a lo encontrado para el Nahuel Huapi (~0.7).

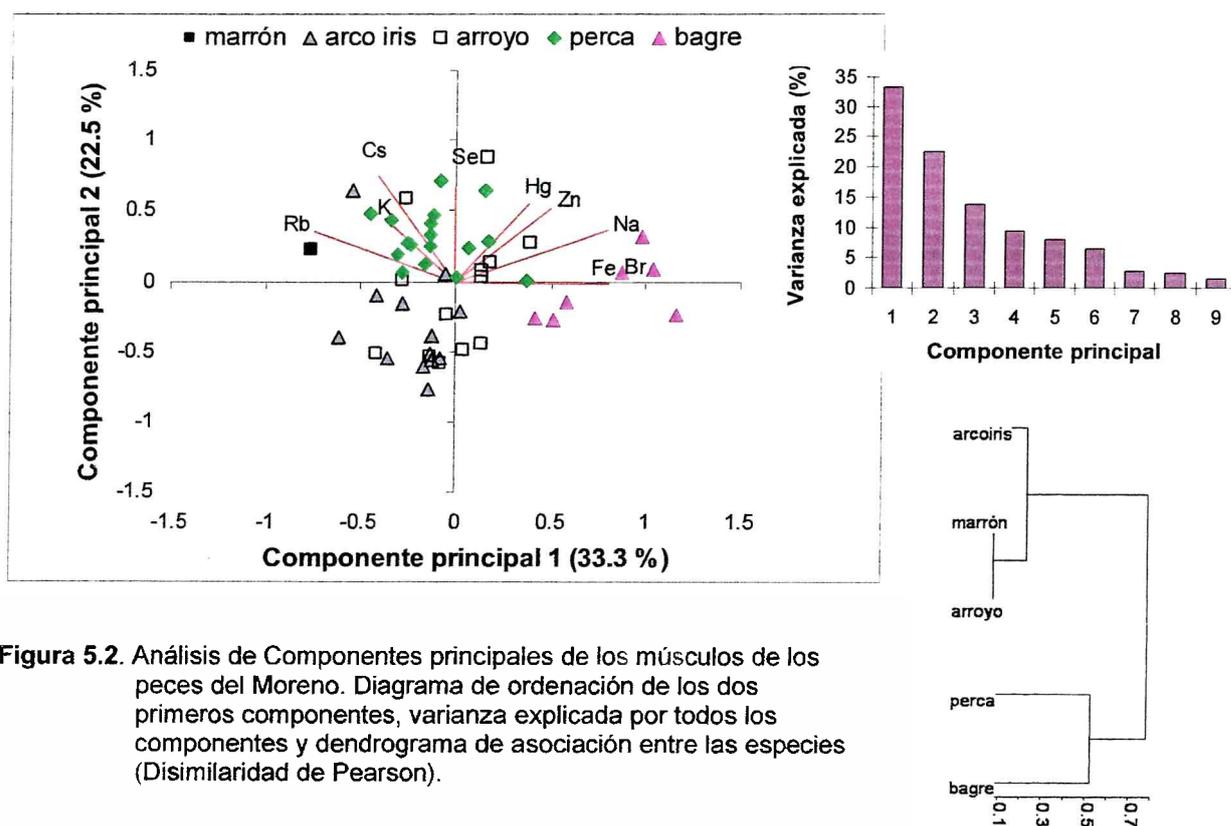


Figura 5.2. Análisis de Componentes principales de los músculos de los peces del Moreno. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes y dendrograma de asociación entre las especies (Disimilitud de Pearson).



Tabla 5.4. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los músculos de los peces del lago Moreno.

	CP1	CP2	CP3
Br	22	0.015	2.7
Cs	5.6	27	1.5
Zn	8.1	13	0.23
Fe	15	0.000025	23
Hg	4.8	15	7.7
K	4.5	10	23
Rb	19	6.2	13
Se	0.00019	22	24
Na	21	6.6	4.1

En negrita, varianzas iguales ó mayores al 15%.

Tabla 5.5. Matriz de correlación de los elementos en los músculos de los peces del Moreno.

	Br	Cs	Zn	Fe	Hg	K	Rb	Se	Na
Br	1.00	-0.26	0.20	0.49	0.23	-0.21	-0.47	-0.08	0.70
Cs	-0.26	1.00	0.19	-0.21	0.23	0.33	0.65	0.27	-0.05
Zn	0.20	0.19	1.00	0.29	0.20	-0.11	-0.20	0.29	0.55
Fe	0.49	-0.21	0.29	1.00	0.18	0.03	-0.34	-0.26	0.53
Hg	0.23	0.23	0.20	0.18	1.00	-0.03	-0.22	0.39	0.33
K	-0.21	0.33	-0.11	0.03	-0.03	1.00	0.49	0.18	-0.04
Rb	-0.47	0.65	-0.20	-0.34	-0.22	0.49	1.00	-0.01	-0.31
Se	-0.08	0.27	0.29	-0.26	0.39	0.18	-0.01	1.00	0.14
Na	0.70	-0.05	0.55	0.53	0.33	-0.04	-0.31	0.14	1.00

En negrita, valores significativos (fuera diagonal) al umbral alfa=0.050 (prueba bilateral)

Hígado:

Los análisis de varianza (ANOVA y Kruskal-Wallis) indican que existe diferencias entre las especies para la mayoría de los elementos excepto para el Hg en el Nahuel Huapi y Na y Fe en el Moreno. Esto probablemente se debe a la falta de representación de alguna de las especies en uno u otro lago. Los ACP en este tejido muestran que la variabilidad total explicada en el Nahuel Huapi y Moreno es de 76.9 y 70.5 % la cual está comprendida por 3 componentes principales (Figura 5.3 y 5.4).

En el Nahuel Huapi, las componentes 1, 2 y 3 explican el 35.0, 24.5 y 17.4 % de la variabilidad total de los datos respectivamente (Figura 5.3). El CP1 está básicamente definido por el Se, Zn y Fe correlacionados entre sí contribuyen al CP1 positivo. El CP2 queda determinado por el Cs, Rb y Br también correlacionados contribuyen al CP2 positivo. El CP3 está principalmente definido por K, Ag, Na y algo menos por el Hg correlacionando solo el K y Na. Estos



elementos están escasamente representados por el CP2 y tienen una mayor contribución en el CP1 positivo (Tablas 5.6 y 5.7).

El ACP muestra una gran dispersión no habiendo agrupamientos de las especies tan definidos como los observados en los músculos. Las truchas arco iris se encuentran en el cuadrante CP1 y CP2 positivo determinadas por Rb, Br y en menor medida K, las truchas marrones ubicadas más abajo se encuentran dispersas en los cuatro cuadrantes, en cambio, las percas están próximas entre dos cuadrantes CP1 negativo y CP2 positivo y CP1 y CP2 negativo. Los bagres y truchas de arroyo forman un grupo más homogéneo circunscriptas al CP1 y CP2 negativo en oposición a las truchas arco iris.

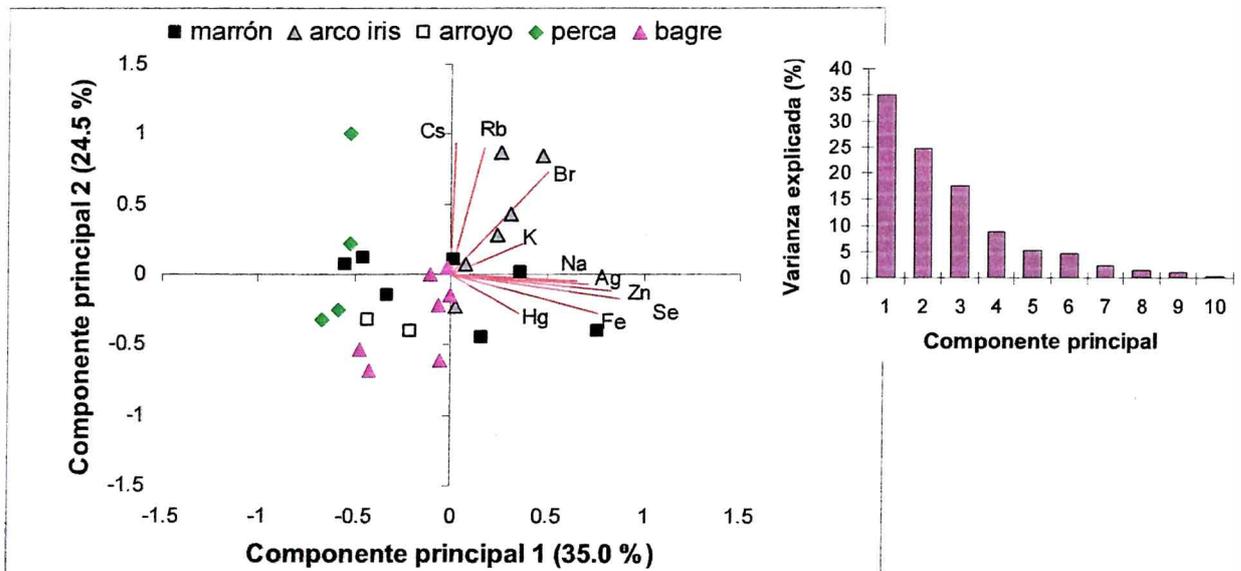


Figura 5.3. Análisis de Componentes principales de los hígados de los peces del Nahuel Huapi. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes.

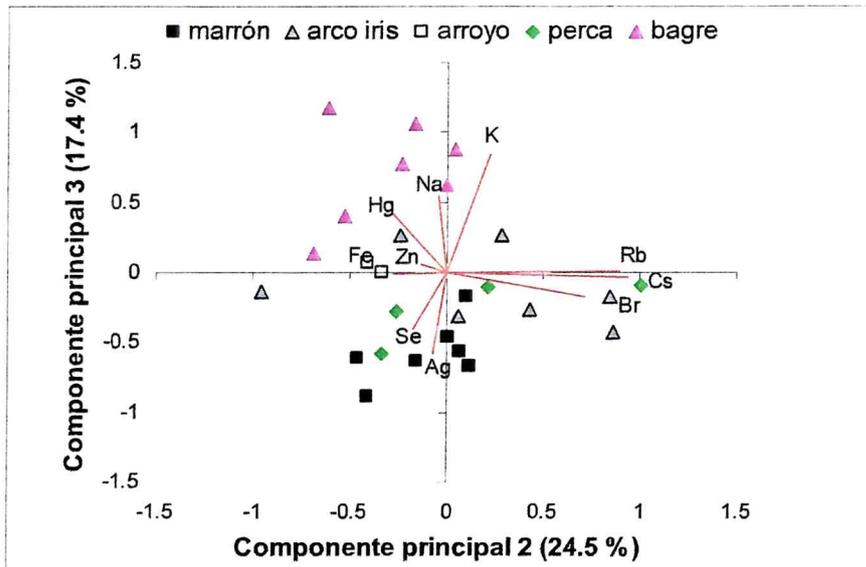


Figura 5.3. Continuación: Diagrama de los componentes 2 y 3.

Tabla 5.6. Varianza porcentual de la contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los hígados de los peces del lago Nahuel Huapi.

	CP1	CP2	CP3
Br	7.1	21	1.8
Cs	0.025	36	0.061
Zn	20	0.59	0.19
Fe	17	3.0	0.015
Hg	3.5	3.1	10
Ag	14	0.17	19
K	3.8	2.0	41
Rb	0.85	33	0.0050
Se	22	12	9.3
Na	12	0.069	17

En negrita, varianzas iguales ó mayores al 15 %.

Tabla 5.7. Matriz de correlación de los elementos en los hígados de los peces del Nahuel Huapi.

	Br	Cs	Zn	Fe	Hg	Ag	K	Rb	Se	Na
Br	1.00	0.62	0.37	0.07	-0.10	0.38	0.20	0.62	0.36	0.20
Cs	0.62	1.00	-0.17	-0.14	-0.16	-0.02	0.14	0.84	-0.10	-0.03
Zn	0.37	-0.17	1.00	0.62	0.22	0.48	0.34	0.03	0.63	0.48
Fe	0.07	-0.14	0.62	1.00	0.36	0.42	0.17	-0.01	0.73	0.38
Hg	-0.11	-0.16	0.221	0.36	1.00	0.01	0.28	-0.07	0.23	0.26
Ag	0.38	-0.02	0.48	0.42	0.017	1.00	-0.20	0.02	0.88	0.24
K	0.20	0.14	0.34	0.17	0.28	-0.20	1.00	0.24	-0.06	0.70
Rb	0.62	0.84	0.04	-0.02	-0.07	0.02	0.24	1.00	0.01	-0.02
Se	0.36	-0.10	0.63	0.73	0.23	0.88	-0.06	0.01	1.00	0.36
Na	0.20	-0.03	0.48	0.38	0.26	0.24	0.70	-0.02	0.36	1.00

En negrita, valores significativos (fuera de la diagonal) al umbral alfa=0.050 (prueba bilateral)



En el Moreno las componente 1, 2 y 3 explican el 39, 17 y 14 % de la variabilidad total de los datos respectivamente (Figura 5.4). El CP1 está básicamente definido por el Fe y en menor medida por Zn, Br y K positivamente correlacionados entre sí y contribuyen CP1 positivo. El CP2 queda determinado por Se, Ag, Zn y Cs, los tres primeros correlacionados entre sí contribuyen al CP2 positivo excepto el Cs que se encuentra en el sentido negativo del CP2. En menor medida, el Rb y Hg contribuyen al CP2 negativo. Estos elementos son los que más aportan a la variabilidad del componente principal 3 (CP3) (Tablas 5.8 y 5.9).

Este lago muestra una mejor separación de las especies que lo observado para el Nahuel Huapi. Existe también una separación entre los salmónidos. La trucha arco iris se encuentra en el cuadrante definido por los CP1 y CP2 positivo determinada principalmente por Ag, Se y Zn y algo menos por K, Br, Fe y Na. Las truchas de arroyo se encuentran en el cuadrante definido por el CP1 negativo y CP2 positivo. Las percas predominan en el cuadrante definido por los CP1 y CP2 negativos determinados principalmente por Rb y Cs.

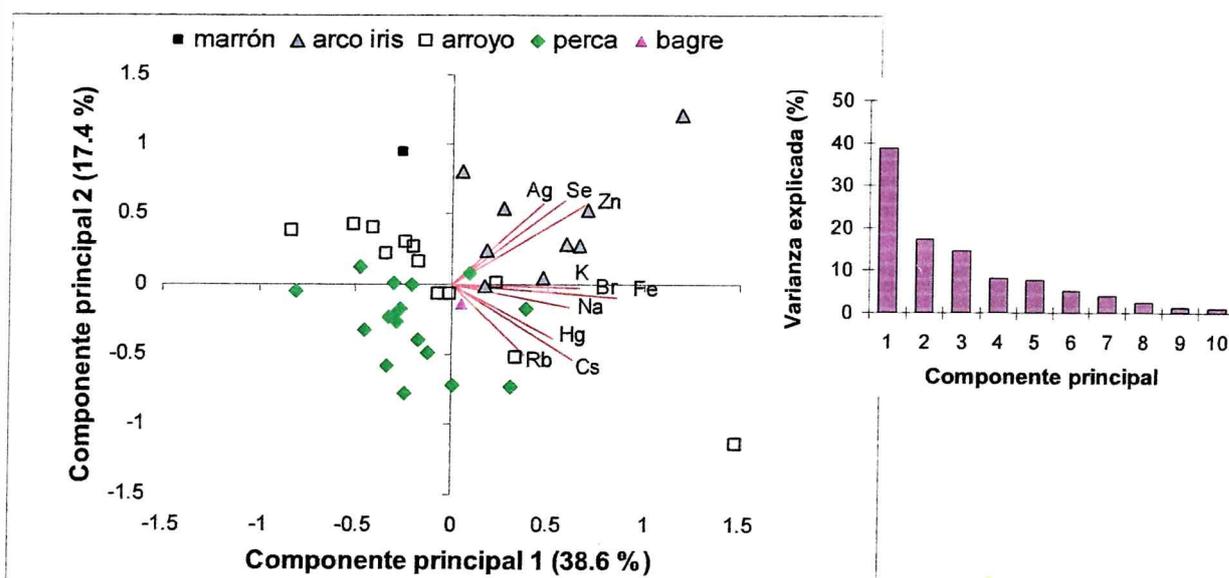


Figura 5.4. Análisis de Componentes principales de los hígados de los peces del Moreno. Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes, varianza explicada por todos los componentes.

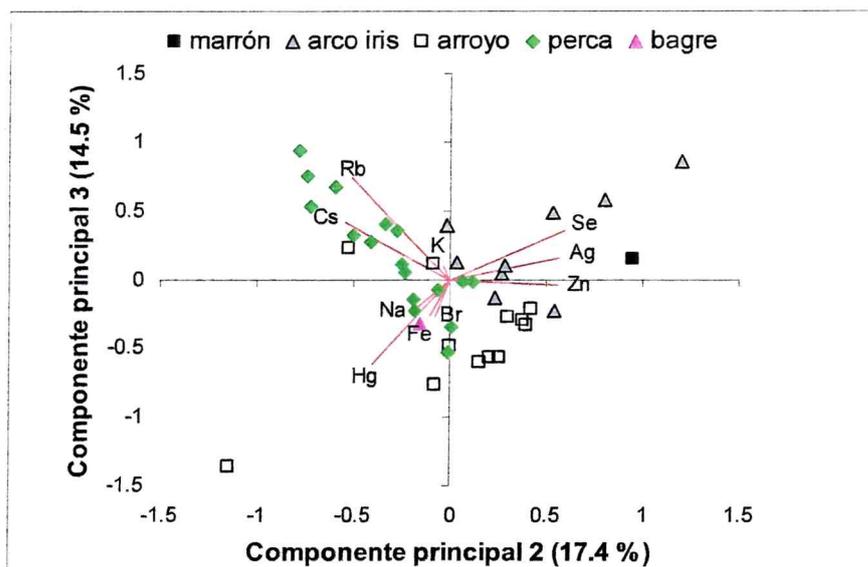


Figura 5.4. Continuación: Diagrama de los componentes 2 y 3.

Tabla 5.8. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes Principales (CP) de los hígados de los peces del lago Moreno.

	CP1	CP2	CP3
Br	12	0.32	5.4
Cs	10	17	12
Zn	12	18	0.10
Fe	19	0.58	4.9
Hg	7.2	8.9	25
Ag	5.7	19	1.8
K	11	0.044	0.74
Rb	3.7	14	39
Se	8.9	20	8.6
Na	9.6	1.7	3.0

En negrita, varianzas iguales ó mayores al 15 %.

Tabla 5.9. Matriz de correlación de los elementos en los hígados de los peces del Moreno.

	Br	Cs	Zn	Fe	Hg	Ag	K	Rb	Se	Na
Br	1.00	0.36	0.41	0.52	0.49	0.20	0.43	0.09	0.25	0.28
Cs	0.36	1.00	0.12	0.46	0.38	0.12	0.31	0.78	0.23	0.30
Zn	0.41	0.12	1.00	0.49	0.20	0.47	0.41	-0.01	0.71	0.28
Fe	0.52	0.46	0.49	1.00	0.65	0.29	0.55	0.17	0.38	0.57
Hg	0.49	0.38	0.20	0.65	1.00	0.01	0.12	-0.04	-0.08	0.36
Ag	0.20	0.12	0.47	0.29	0.01	1.00	0.16	0.02	0.54	0.20
K	0.43	0.31	0.41	0.55	0.12	0.16	1.00	0.30	0.30	0.39
Rb	0.09	0.78	-0.01	0.17	-0.04	0.02	0.30	1.00	0.16	0.17
Se	0.25	0.23	0.71	0.38	-0.08	0.54	0.30	0.16	1.00	0.13
Na	0.28	0.30	0.28	0.57	0.36	0.20	0.39	0.17	0.13	1.00

En negrita, valores significativos (fuera de la diagonal) al umbral alfa=0.050 (prueba bilateral)



En síntesis, los ACP muestran una clara segregación de salmónidos, percas y bagres principalmente en los músculos. La dispersión observada para los hígados probablemente se deba al rol metabólico que tiene este órgano.

A continuación se discute sobre los factores que pueden influenciar sobre los agrupamientos de las especies observadas:

Distancia genética:

“La figura 5.5 muestra el dendrograma de agrupamiento de las especies en función de caracteres morfológicos y la figura 5.6 en base a la secuencia de aminoácidos de las metaloproteínas. El dendrograma según los caracteres morfológicos muestra la separación de órdenes de peces de acuerdo a los superórdenes que pertenecen, estando los salmónidos (Protacantopterigii) más cerca de los bagres (Ostariofisii) y más alejados los perciformes (Acanthopterigii). El dendrograma en base a la secuencia de aminoácidos de las metaloproteínas muestra una separación de especies de peces de acuerdo también al superorden que pertenecen. Ambos dendrogramas coinciden claramente con los realizados en base a la concentración de los elementos esenciales en cuanto a la agrupación de los salmónidos no reflejando este último, la distancia genética con la perca y el bagre. A pesar de esto, cabe resaltar que el dendrograma realizado en base a la metaloproteínas se parece más al de los elementos esenciales en cuanto a la proximidad de los salmónidos con el superorden al que pertenecen las percas, si bien, no hay mayor similitud entre este último con el de los bagres. Considerando que las metaloproteínas regulan a algunos elementos esenciales como Fe, Zn y Se se esperaba una similitud entre el dendrograma en base a las metaloproteínas con el de la concentración de los elementos esenciales. La falta de coincidencia entre los dendrogramas de la bibliografía y los realizados en esta tesis respecto a las distancias entre las percas y bagres probablemente pueda estar influenciada por la ausencia de otras especies de estos y de otros grupos taxonómicos u otros factores como el hábito ó la dieta.

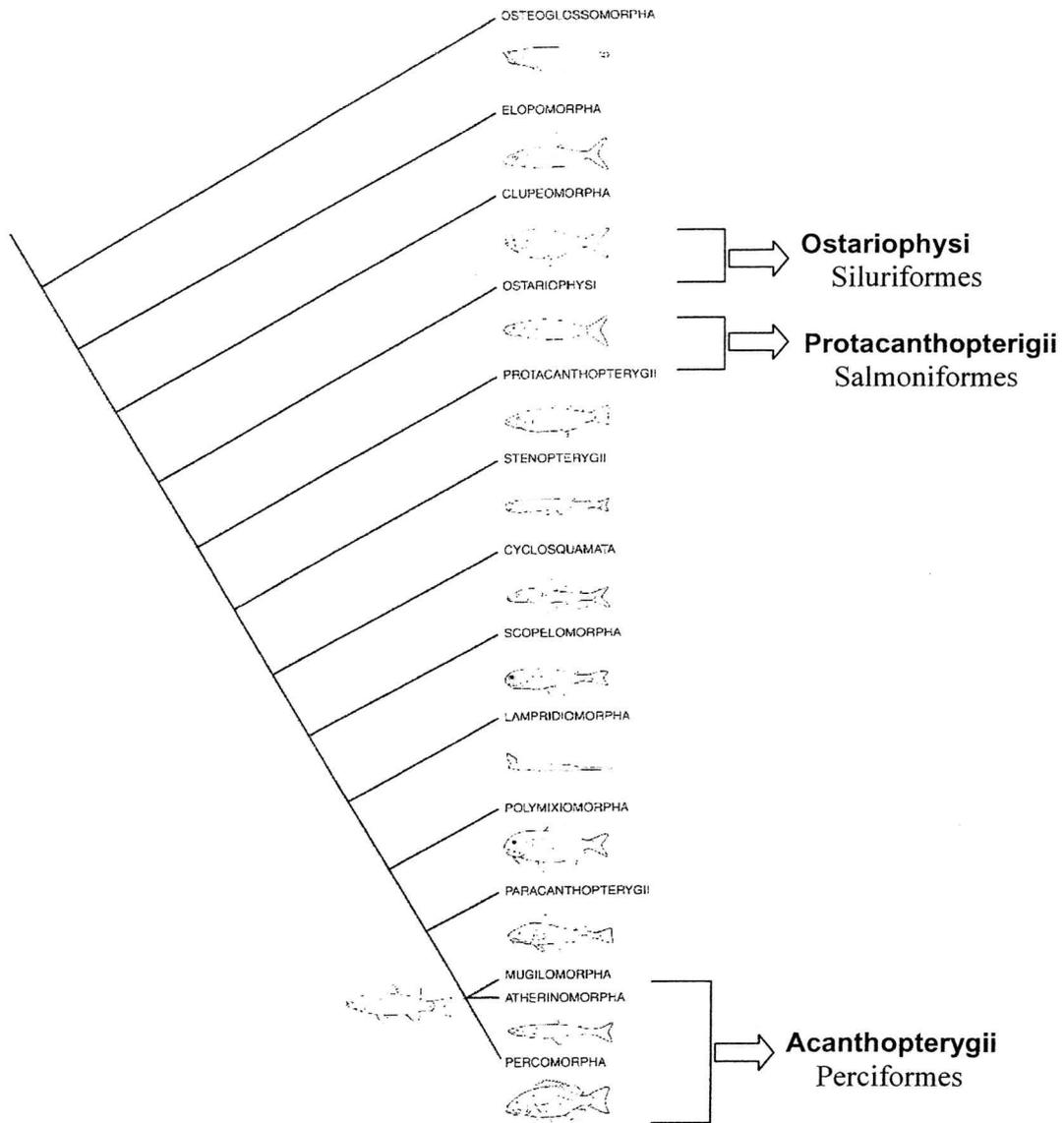


Figura 5.5. Árbol filogenético de peces realizado en base a caracteres morfológicos modificado de (Helfman *et al.*, 1999 (b)).

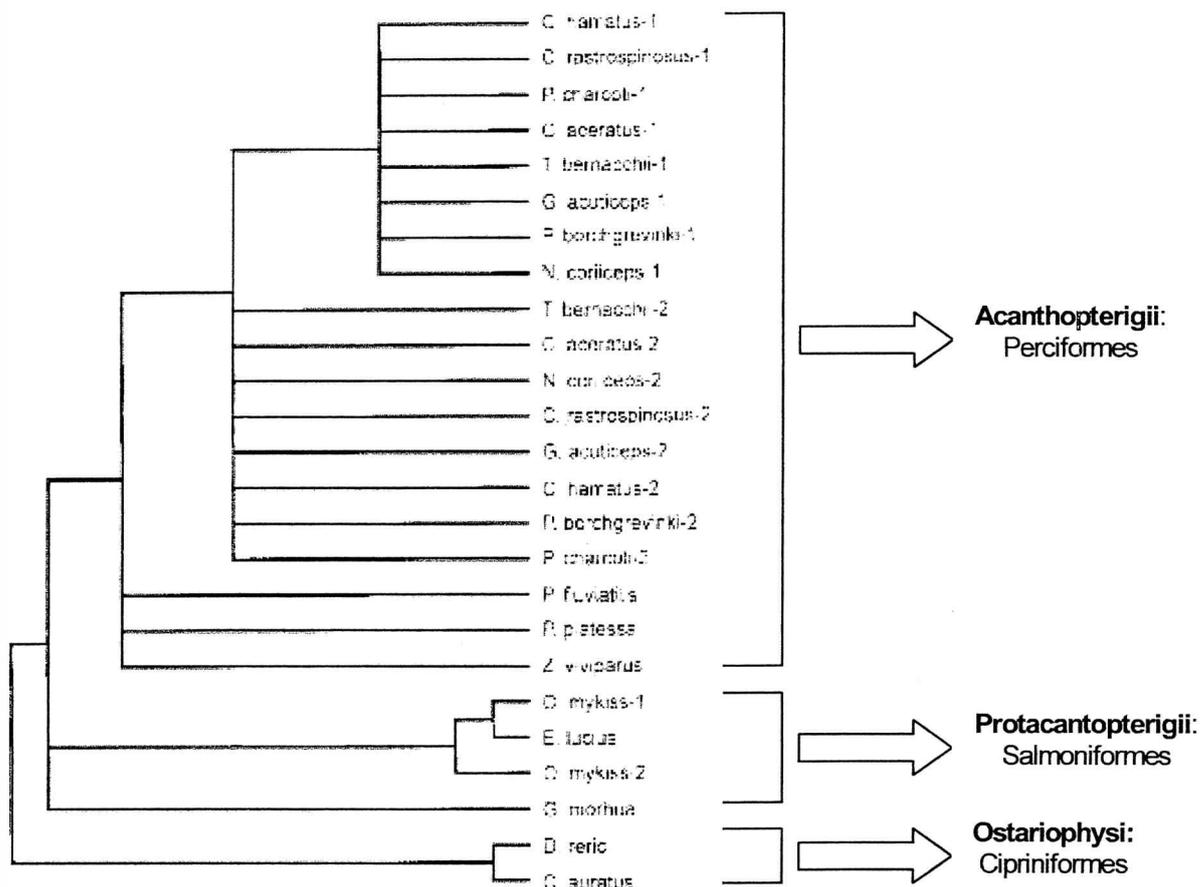


Figura 5.6. Árbol filogenético de peces realizado en base a secuencias de aminoácidos de metaloproteínas modificado de Bargelloni *et al.*, 1999.

Dieta:

La influencia de la dieta sobre la composición elemental de los peces se estimó a partir de datos de contenidos estomacales (Macchi, datos no publicados) y las concentraciones elementales de los ítems alimentarios del lago Moreno (Arribére *et al.*, 2009) (Ver Materiales y Métodos, Capítulo 2). Los ítems alimentarios comprenden diversos grupos entre los que se encuentran peces como puyen chico (*G. maculatus*), juveniles de percas y truchas, crustáceos decápodos (*Aegla* sp y *Samastacus* sp) y anfípodos como *Hyaella* sp., moluscos (*Chilina* sp y *Diplodon* sp), larvas de insectos, insectos adultos, restos vegetales en el Nahuel Huapi y restos vegetales más sedimentos en el Moreno.



Los salmónidos en los lagos Nahuel Huapi y Moreno presentan una dieta predominantemente piscívora, en especial las truchas marrones. Las truchas arco iris y de arroyo incluyen además otros ítems como decápodos, moluscos, larvas de insectos, insectos adultos y restos vegetales.

Las percas consumen principalmente *Samastacus* sp y otros ítems como juveniles de percas y truchas, puyen, *Aegla* sp., larvas de insectos y restos vegetales.

La dieta de los bagres consiste en *Samastacus* sp., *Aegla* sp., anfípodos, y larvas de insectos.

Si bien, hay un solapamiento en las dietas entre las especies existen variaciones en la composición y/o proporción dependiendo del lago aún para una misma especie.

La trucha marrón en el Nahuel Huapi consume el 40 % de puyen y 50 % de juveniles de salmónidos y percas, en cambio en el Moreno, el 98 % corresponde solo a juveniles de salmónidos y percas. Aproximadamente el 68% de la dieta de la trucha arco iris en ambos lagos es piscívora, si bien, la composición de peces es diferente. En el Nahuel Huapi, el 55 % está representado por puyen y el resto por juveniles de salmónidos y percas, en cambio en el Moreno, esta especie solo consume puyen.

El puyen es el principal alimento en la trucha de arroyo en el Nahuel Huapi (84%), mientras que, en el Moreno, esta especie consume solo el 22 % además de un 44 % de juveniles de percas y truchas.

La perca en el Nahuel Huapi consume aproximadamente 30 % de juveniles de percas y truchas, en cambio, en el Moreno, el porcentaje de este ítem es muy bajo (5%). Similarmente, en ambos lagos *Samastacus* sp es el mayor ítem consumido por esta especie (Nahuel Huapi: 55 y Moreno: 47%). La alimentación del bagre en el Nahuel Huapi y Moreno es totalmente diferente. En el Nahuel Huapi esta especie consume mayormente *Samastacus* sp (83%) y *Aegla* sp (13%), en cambio, en el Moreno el 95 % de la dieta está conformada por anfípodos (Figura 5.6).

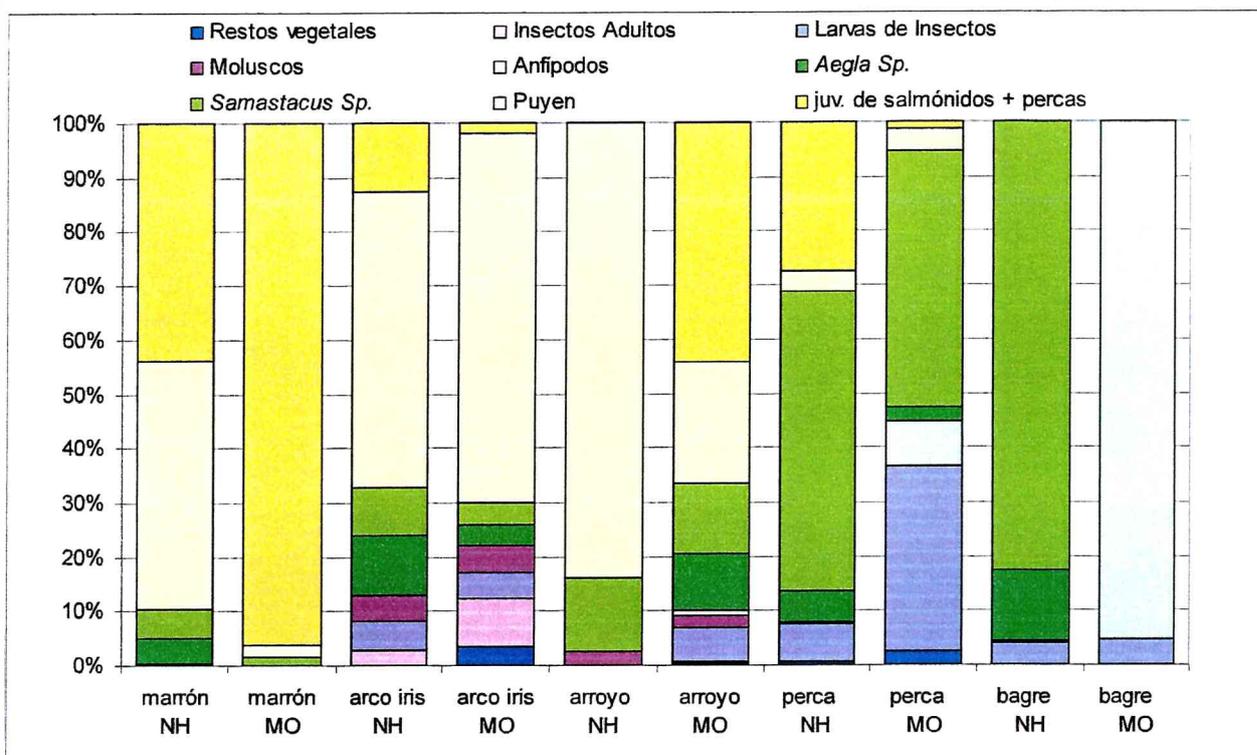


Figura 5.7. Dieta de la trucha marrón, trucha arco iris, trucha de arroyo, perca y bagre en los lagos Nahuel Huapi y Moreno.

Las concentraciones elementales en los ítems alimentarios muestran una gran variación (CV %: 33-100) excepto para el Cs (CV %: 23). Existen algunas diferencias en la concentración de los elementos entre los juveniles de salmónidos y Puyen respecto del resto de los ítems alimentarios. En general, las concentraciones de Se en los juveniles de salmónidos y púyenes se encuentran entre las más elevadas (salmónidos y púyenes: 1.56 ± 0.10 , *Aegla* sp: 1.98 ± 0.052 , otros: 0.82 ± 0.48), en cambio, las del Cs y Na están entre las más bajas (salmónidos y púyenes: 0.24 ± 0.071 , 3750 ± 636 , otros: 0.34 ± 0.061 , 7879 ± 3550). Los valores de Hg y Fe en los juveniles de salmónidos están entre los más bajos, en cambio, en los púyenes, son intermedios (salmónidos: 0.14 ± 0.081 , 78 ± 30 , púyenes: 0.33 ± 0.21 , 160 ± 120 , otros: 0.73 ± 0.38 , 2068 ± 1764). En particular, el Br es más elevado en anfípodos y *Aegla* sp donde la concentración llega a ser 5 a 10 veces mayor que en moluscos, restos vegetales y puyen. En base a estas concentraciones y la frecuencia de consumo se estimó la concentración acumulada total en la dieta (Figura 5.7). Esto se relacionó con el contenido



elemental en los músculos de los peces del Moreno. Este tejido se eligió por tener menor dispersión en las concentraciones elementales comparado con el hígado.

El contenido muscular de los elementos y la dieta muestra una relación directa solo para el K, Hg y Br (R^2 : 0.82, 0.97 y 0.86, $p < 0.05$) lo que indica la relevancia de la dieta sobre la concentración de estos elementos en los peces. Los valores más bajos de K se encuentran en el bagre, con valores intermedios para la trucha arco iris, de arroyo y perca y los más elevados para la trucha marrón. Este elemento no presenta antecedentes de biomagnificación está bien regulado por los organismos manteniéndose en un rango de 1.0-2.3 % en peces de agua dulce de áreas remotas e impactadas (Ver Potasio, Análisis General de la Concentración de los Elementos en los Peces, Capítulo 4).

Las concentraciones más bajas de Hg se observan en la trucha marrón, siendo intermedias para la trucha arco iris y más elevadas en las percas, bagres y truchas de arroyo. Este elemento es peculiar dado que suele presentar biomagnificación cuando se encuentra principalmente en forma de MeHg (Downs *et al.*, 1997). En el caso del Br, los valores más bajos se presentan en la trucha marrón, arco iris y perca con valores intermedios en la trucha de arroyo y los más elevados en el bagre (~ el doble respecto a la trucha marrón, arco iris y perca). Este elemento refleja claramente las diferencias en la dieta de los bagres entre ambos lagos, siendo esto lo que probablemente influya sobre el agrupamiento de los salmónidos en el Nahuel Huapi y los bagres en el Moreno observados en los ACP (Figura 5.4). La concentración de Br en *Samastacus* sp, principal ítem alimentario del bagre del Nahuel Huapi, es casi cuatro veces menor que en los anfípodos, principales ítems alimentarios de los bagres del Moreno.

El Rb muestra correspondencia entre los valores en músculo y dieta solo en el bagre (valores más bajos) y la trucha marrón (valores más elevados). La trucha arco iris, de arroyo y perca no muestran relación con el Rb acumulado en la dieta presentando valores similares e intermedios respecto de las otras dos especies. Esto parece responder más a un proceso de biomagnificación de acuerdo a los grupos alimenticios que al tipo de dieta. Biomagnificación de Rb ha sido encontrado para otros peces de agua dulce (Campbell *et al.* 2005, a y b, Arribére *et al.*, datos no Publicados e Ikemoto *et al.*, 2008. El Cs muestra un



proceso de biomagnificación más claro que lo observado para el Rb. Los valores más elevados de Cs se observan en la trucha marrón con menor concentración acumulada en su alimento, y el bagre con valores más bajos en músculo y más elevados en su alimento. Tanto para el ^{137}Cs y el Cs estable existen antecedentes de biomagnificación (Rowan *et al.*, 1994; Rowan *et al.*, 1998; Zhao *et al.*, 2001; Campbell *et al.*, 2005 (b), Ikemoto *et al.*, 2008; Mathewst y Fisher, 2008). Las desviaciones de este comportamiento han sido atribuidas a factores ambientales como la concentración de cationes en el agua fundamentalmente K, sedimentos suspendidos, ingesta de organismos ricos en minerales y temperatura (Rowan y Rasmussen, 1994; Kasamatsu y Ishikawa, 1997; Rowan *et al.*, 1998). La difusión de K de los sedimentos podría explicar los bajos valores de Cs en los bagres. Los sedimentos pueden presentar mayores concentraciones de K que en la columna de agua. Sedimentos de corriente de los afluentes de los distintos lagos estudiados muestran valores promedio de K que van en un rango de 1.1-1.6 % (11000-16000 ppm) mientras que la concentración promedio del mismo en la columna de agua de lagos patagónicos es de 361 ppb (0.36 ppm) (Markert *et al.*, 1997; Ferpozzi *et al.*, 2001 y 2004). El Cs puede competir con el K por los sitios de unión de las encimas en peces y otros organismos disminuyendo de esta manera su asimilación (Peters *et al.*, 1999).

Las concentraciones de Na, Zn, Se y Fe en los músculos de los peces no se relacionan con la dieta ni se observa biomagnificación por lo que la separación de las especies debida a los mismos puede estar influenciada más bien, por su rol biológico específico. Estos elementos son bien regulados por los organismos, si bien, el Na y el Fe pueden variar dependiendo del estado fisiológico de los peces, p.ej. los factores de estrés pueden producir una variación de 50 % en el caso del Na (ver Sodio, Análisis General de la Concentración de los Elementos en los Peces, Capítulo 4). A pesar de esta variabilidad fisiológica, el ACP prioriza las diferencias Inter-específicas y muestra de forma bien definida, la separación de los bagres respecto de las percas y salmónidos también observable en el dendrograma de la misma figura. Así mismo, ambos elementos pueden estar influenciados en los bagres por su hábito epibentónico. En el caso del Na, puede estar relacionado a la regulación del pH de la sangre, la cual se ha visto vinculada al CO_2 en el agua (Helfman *et al.*, 1997 (c)). Para el Fe dichos valores pueden



relacionarse a la mayor disponibilidad de este elemento en los sedimentos (ver Hierro, Análisis General de la Concentración de los Elementos en los Peces, Capítulo 4).

A pesar de la mayor dispersión de los ACP en los hígados, la separación de las especies de acuerdo al gradiente observado en torno a los elementos Ag y Se concuerda con el porcentaje de peces consumidos en la dieta en ambos lagos (Nahuel Huapi: trucha marrón: 89, trucha arco iris: 67, perca: 31, bagre: 0; Moreno: trucha arco iris: 70, trucha de arroyo: 66, perca: 5).

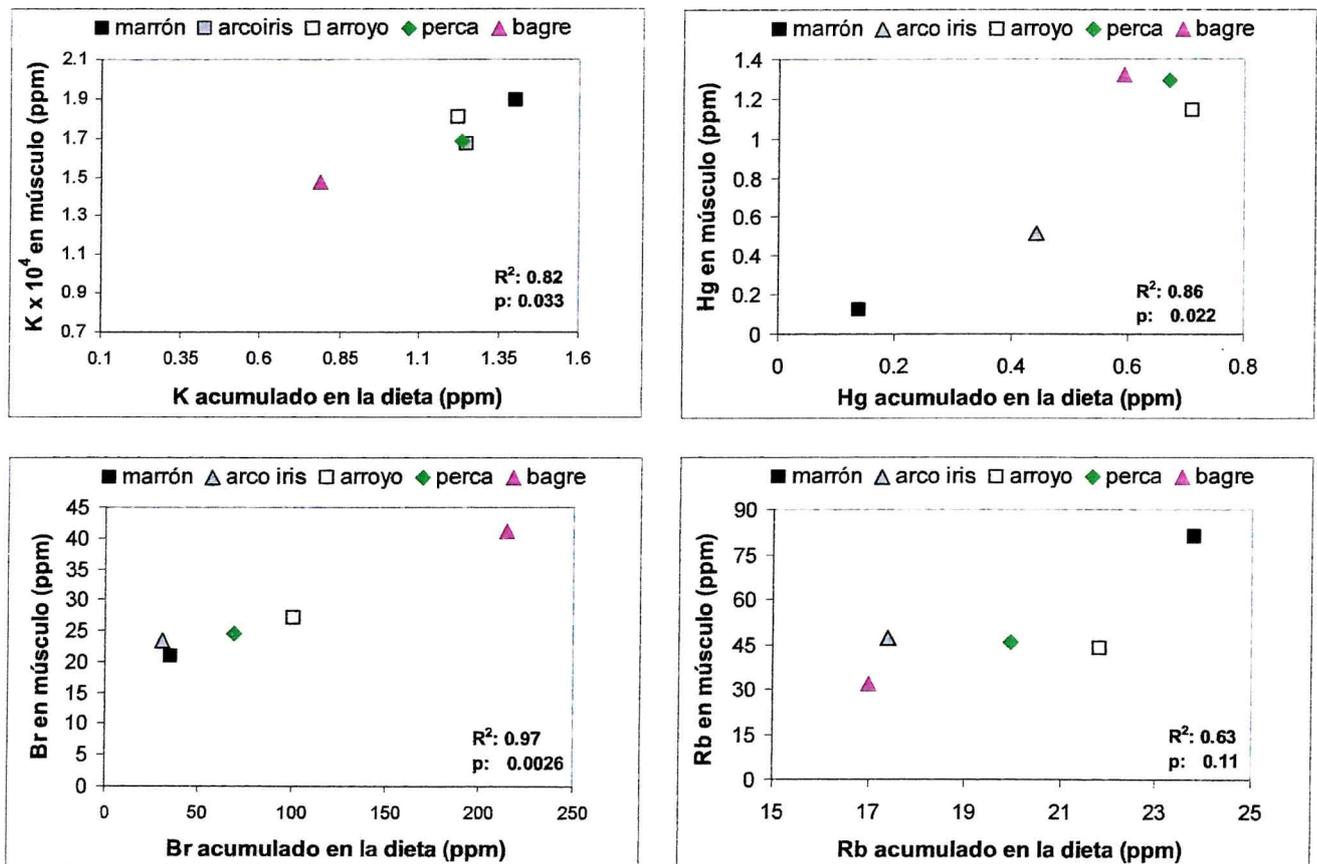


Figura 5.8. Concentraciones elementales acumuladas en dieta en relación a los contenidos elementales en músculo de trucha marrón, trucha arco iris, trucha de arroyo, perca y bagre del lago Moreno.

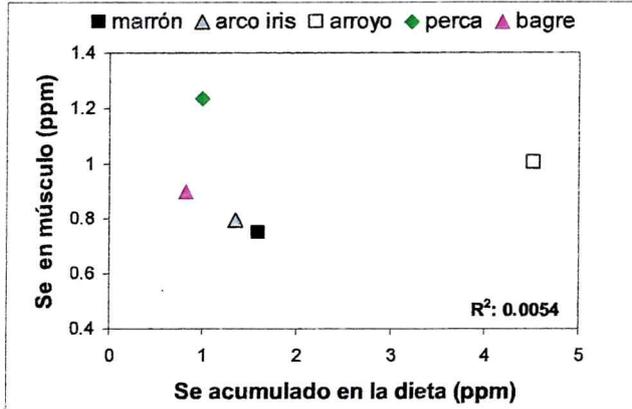
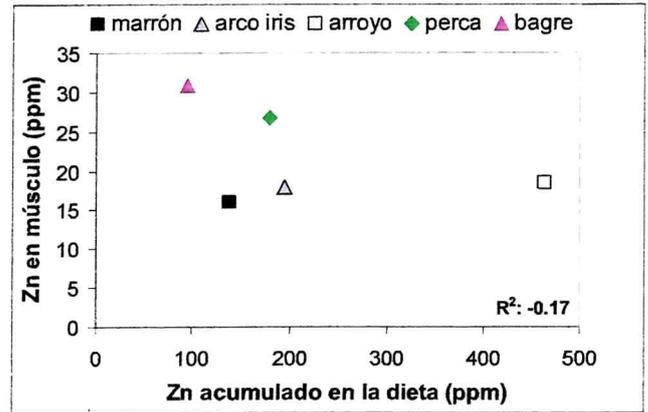
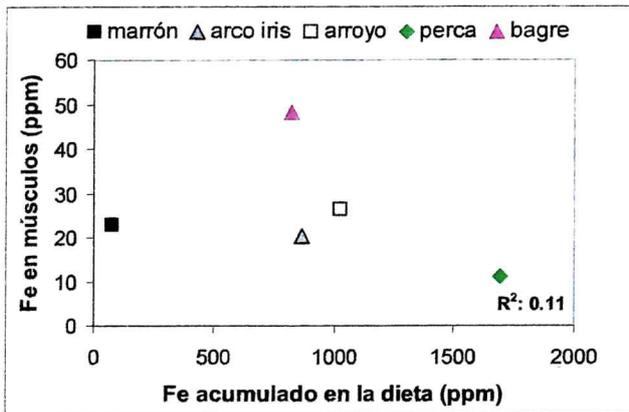
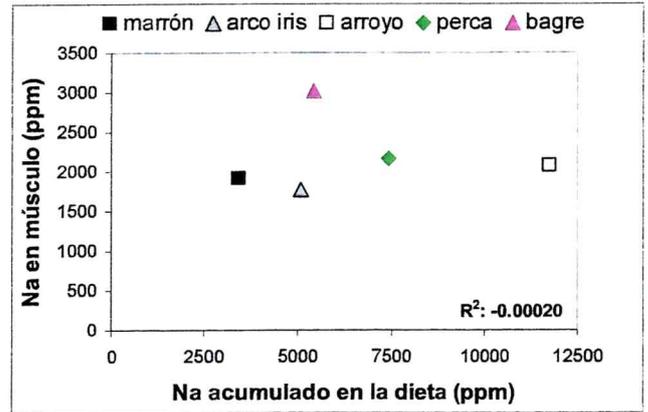
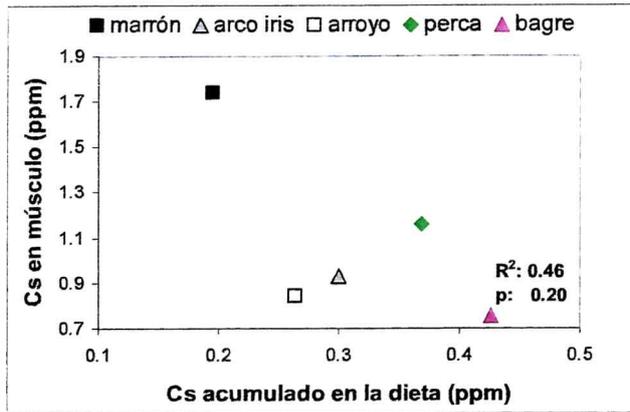


Figura 5.8. Continuación.

Conclusiones:

La agrupación de las especies en salmónidos, percas y bagres parece responder a diferencias fisiológicas características de cada superorden para los elementos esenciales como Zn, Fe, Na y Se. Así mismo, el Fe y el Na pueden además estar influenciados por el hábito epibentónico de los bagres.



El K, Hg y Br están directamente relacionados con la dieta. El Rb y Cs tienden a presentar biomagnificación de acuerdo a los grupos funcionales alimenticios.

El patrón del hígado es más complejo debido a que existe una mayor dispersión comparada con la del músculo lo que probablemente sea reflejo de la función del hígado en metabolismo de los elementos. Alguna influencia de la dieta se ve reflejada solo para la Ag y el Se, los cuales determinan un gradiente en las especies de acuerdo a la proporción de peces consumidos pudiendo reflejar además un proceso de biomagnificación.

Estos resultados confirman la importancia de la dieta, trama trófica y fisiología de los peces (hipótesis 3 y 4) en la determinación de su composición elemental.

6- RESULTADOS

VARIABILIDAD ESPACIAL DE LAS CONCENTRACIONES ELEMENTALES

Con el objeto de estudiar las concentraciones elementales comparadas en los diferentes lagos se eligió a la trucha arco iris por estar presente en todos ellos y ser especie más abundante (Tabla 3.1, Área de Estudio, Capítulo 3). Las concentraciones elementales se analizaron en músculo e hígado mediante ANOVA y Kruskal- Wallis para determinar posibles diferencias entre los lagos. Estos resultados se presentan en la Tabla 6.1. Para detectar asociaciones de los peces se realizaron Análisis de Componentes Principales (ACP) en músculo e hígado. Las figuras 6.1 y 6.2 muestran los diagramas de ordenación del ACP con los elementos (vectores) y las observaciones en los componentes 1 y 2 como así también el % de la varianza explicada por todos los componentes para los músculos e hígados. Las Tablas 6.2 y 6.4 se presentan las contribuciones de los elementos a cada componente en músculo e hígado y en las tablas 6.3, 6.5 las correlaciones entre los elementos también en ambos tejidos.

Con el objeto de determinar las causas posibles de las asociaciones de las truchas arco iris según el lago se analizan aspectos geológicos de la región, propiedades químicas del agua y dieta que se incluyen en las figuras: 6.3, 6.4, 6.5, 6.6 y 6.7.

Músculo:

Los análisis de variancia, ANOVA y Kruskal- Wallis muestran diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en Rb, Zn, Cs y Se (Tabla 6.1). Los ACP muestran que la variabilidad total explicada es de 73% la cual está mayormente comprendida por 3 componentes principales (Figura 6.1).

Las componentes 1, 2 y 3 explican el 32, 24 y 17 % de la variabilidad total, respectivamente (Figura 6.1). El componente principal 1 (CP1) esta definido por



Na, que correlaciona con Hg, Zn, Fe, y Br que también definen a este componente presentando a su vez correlaciones entre los pares Hg-Fe y Hg-Zn. Todos ellos contribuyen con el CP1 positivo. El CP2 queda determinado principalmente por Rb y Cs correlacionados que contribuyen al CP2 positivo. El CP3 está definido por Se en el sector positivo, y el Fe y Hg en el CP3 negativo (Tablas 6.2 y 6.3).

El ACP determinado por el CP1 y el CP2 muestra un gradiente en la distribución de las truchas en relación al Rb y Cs con peces del lago Espejo Chico con concentraciones más elevada en el extremo superior (CP2+) seguido de las truchas del Nahuel Huapi, Moreno y Traful. Sobre el CP2 negativo se ubican las truchas de los lagos Futalaufquen, Rivadavia y Guillermo que contienen una menor concentración de Rb y Cs.

La inclusión del CP3 destaca la contribución del Hg y Fe que posiblemente reflejan una mayor contribución antrópica. Tanto el ACP entre el CP2 y CP3 como el ACP entre el CP1 y CP3 discriminan a las truchas de los lagos Nahuel Huapi y Moreno agrupadas en el CP3 negativo por su mayor contribución de Hg y Fe mientras que las truchas de los lagos restantes se separan en el CP3 positivo.

Tabla 6.1. Valores de probabilidad de los tests estadísticos (ANOVA y Kruskal-Wallis).

	Músculo (muestras: 39, peces: 183)	Hígado (n: 50) (muestras 39, peces: 183)
K	Kruskal-Wallis: 0,64	ANOVA: 0,51
Na	ANOVA: 0,21*	ANOVA: 0,11
Rb	ANOVA: 0,043	ANOVA: 0,50
Zn	ANOVA: 0,033	ANOVA: 0,31
Fe	ANOVA: 0,48*	ANOVA: 0,020
Br	ANOVA: 0,29	ANOVA: 0,23
Cs	ANOVA < 0,001*	Kruskal-Wallis: 0,012
Se	Kruskal-Wallis: 0,000	ANOVA: 0,080
Hg	ANOVA: 0,79*	ANOVA: 0,75
Ag	-	ANOVA < 0,0001

*Análisis con los datos transformados a log10. En negrita se destacan los valores significativos

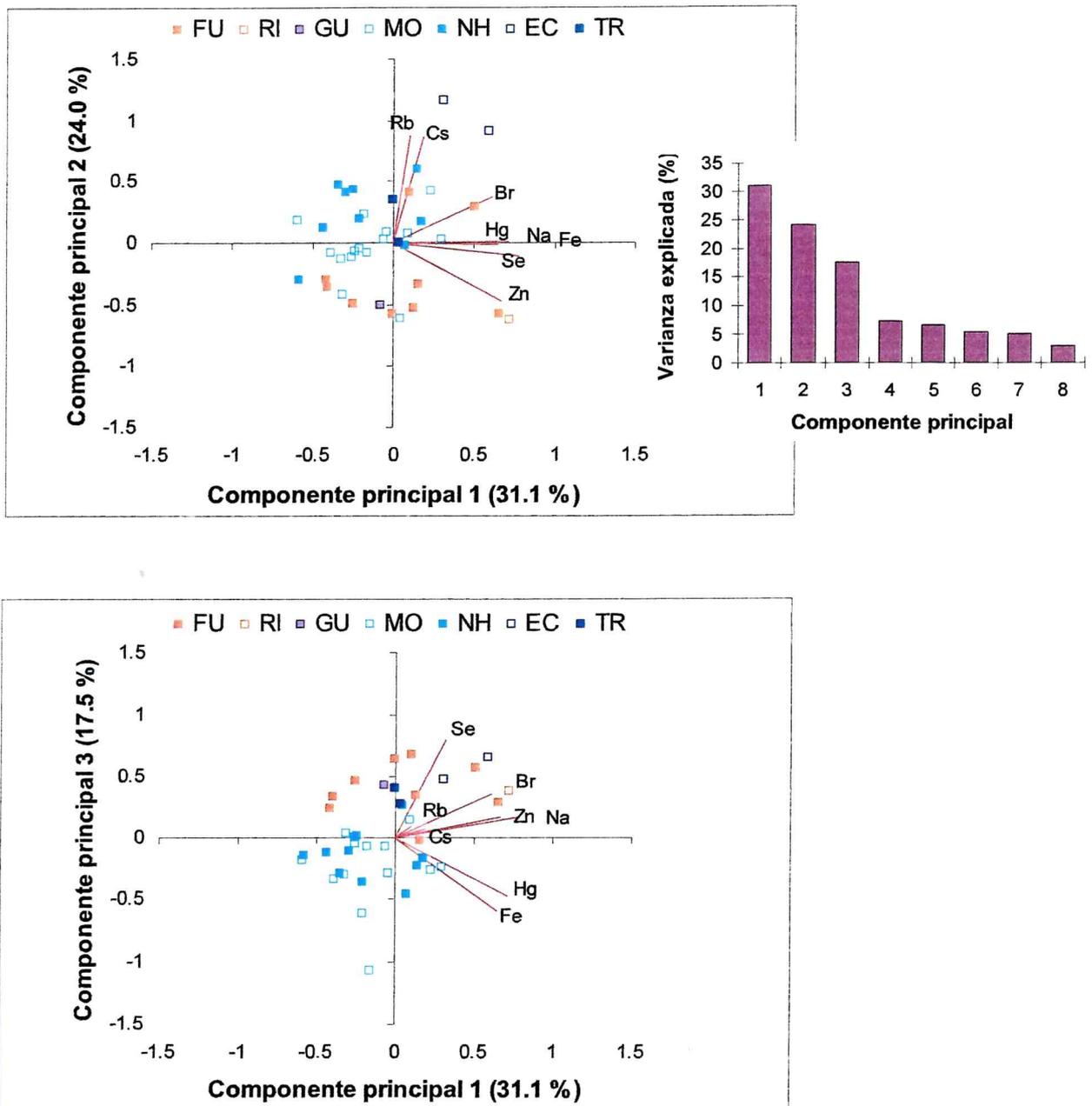


Figura 6.1. Análisis de Componentes principales de los músculos de truchas arcoíris de los lagos Futalaufquen (FU), Rivadavia (RI), Guillermo (GU), Moreno (MO), Nahuel Huapi (NH), Espejo Chico (EC) y Traful (TR). Diagrama de ordenación de los dos primeros componentes y varianza explicada por todos los componentes.

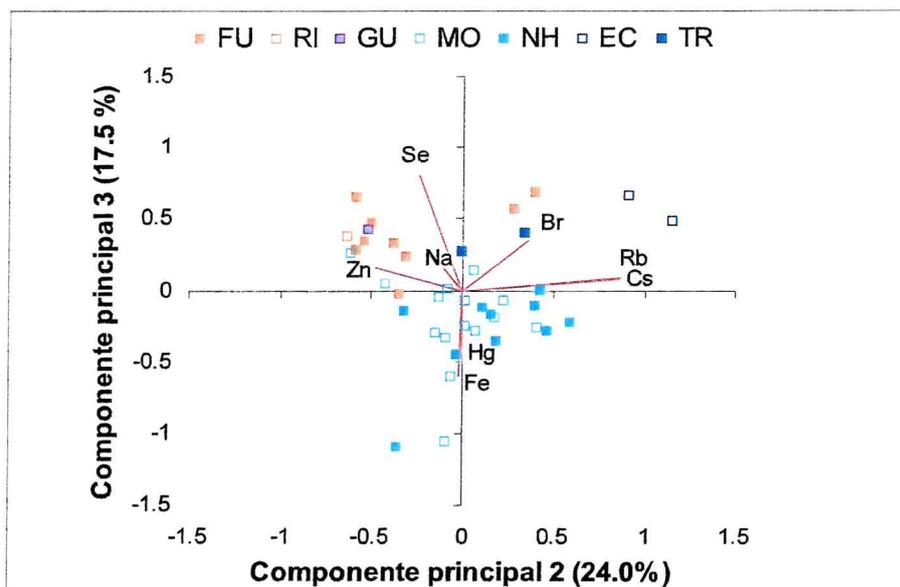


Figura 6.1. Continuación: Diagrama de ordenación de los componentes 2y 3.

Tabla 6.2. Varianza porcentual de contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los músculos de las truchas arco iris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.

	CP1	CP2	CP3
Br	15	7.0	9.0
Cs	1.4	38	0.4
Zn	18	12	1.9
Fe	17	0.016	25
Hg	20	0.020	16
Rb	0.44	39	0.59
Se	4.0	2.8	45
Na	24	0.55	1.8

En negrita, varianzas iguales ó mayores al 15%.

Tabla 6.3. Matriz de correlación de los elementos en los músculos de los truchas arco iris de los lagos Futalaufquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.

	Br	Cs	Zn	Fe	Hg	Rb	Se	Na
Br	1.00	0.31	0.25	0.14	0.24	0.33	0.23	0.40
Cs	0.31	1.00	-0.26	0.11	0.10	0.65	0.01	0.07
Zn	0.25	-0.26	1.00	0.34	0.33	-0.20	0.38	0.44
Fe	0.14	0.11	0.34	1.00	0.58	-0.01	-0.17	0.35
Hg	0.24	0.10	0.33	0.58	1.00	0.03	-0.07	0.41
Rb	0.33	0.65	-0.20	-0.01	0.03	1.00	-0.11	-0.02
Se	0.23	0.01	0.38	-0.17	-0.07	-0.11	1.00	0.32
Na	0.40	0.07	0.44	0.35	0.41	-0.02	0.32	1.00

En negrita, valores significativos (fuera diagonal) al umbral alfa=0.050 (prueba bilateral)

**Hígado:**

Los análisis de variancia, ANOVA y Kruskal- Wallis muestran diferencias significativas ($p \leq 0.05$) en Fe, Cs y Ag (Tabla 6.1). Los ACP muestran que la variabilidad total explicada es de 66% la cual está mayormente comprendida por 3 componentes principales (Figura 6.2).

Las componentes 1, 2 y 3 explican el 30, 23 y 13 % de la variabilidad total, respectivamente (Figura 6.2). El CP1 esta definido por Fe, Se, Zn y Ag correlacionando el Fe con todos y los pares Se-Zn. Todos contribuyen con el CP1 positivo. El CP2 queda determinado por Rb, Cs y Br correlacionados contribuyen al CP2 positivo. El CP3 se define principalmente por Ag, Hg y Na con los dos primeros del lado positivo del CP3 y el último ubicado en el lado negativo de este componente (Tablas 6.4 y 6.5).

Si bien existe una mayor dispersión de las especies respecto a lo observado en los músculos, las truchas tienden a agruparse de forma similar. En el ACP determinado por los CP1 y CP2, las truchas de lagos Futalaufquen y Rivadavia, predominan del lado derecho (CP1 positivo) y las de los lagos Nahuel Huapi y Moreno sobre el izquierdo (CP2 negativo). Las truchas de los lagos Espejo Chico y Traful se encuentran a ambos lados del CP2, próximas a las truchas de los lagos Nahuel Huapi y Moreno. En este caso, de forma similar a lo observado en los músculos, las truchas del Espejo Chico también se ubican en el extremo de los vectores de Rb y Cs.

El ACP determinado por el CP2 y CP3 muestra un gradiente de distribución de las especies en torno a la Ag y Hg estando en oposición a los vectores Se y Zn. Las truchas del lago Nahuel Huapi se ubican en los extremos de los vectores Ag y Hg, las de los lagos Moreno, Traful y Guillermo cercanas al origen de coordenadas y las del Futalaufquen y Rivadavia en extremo opuesto.

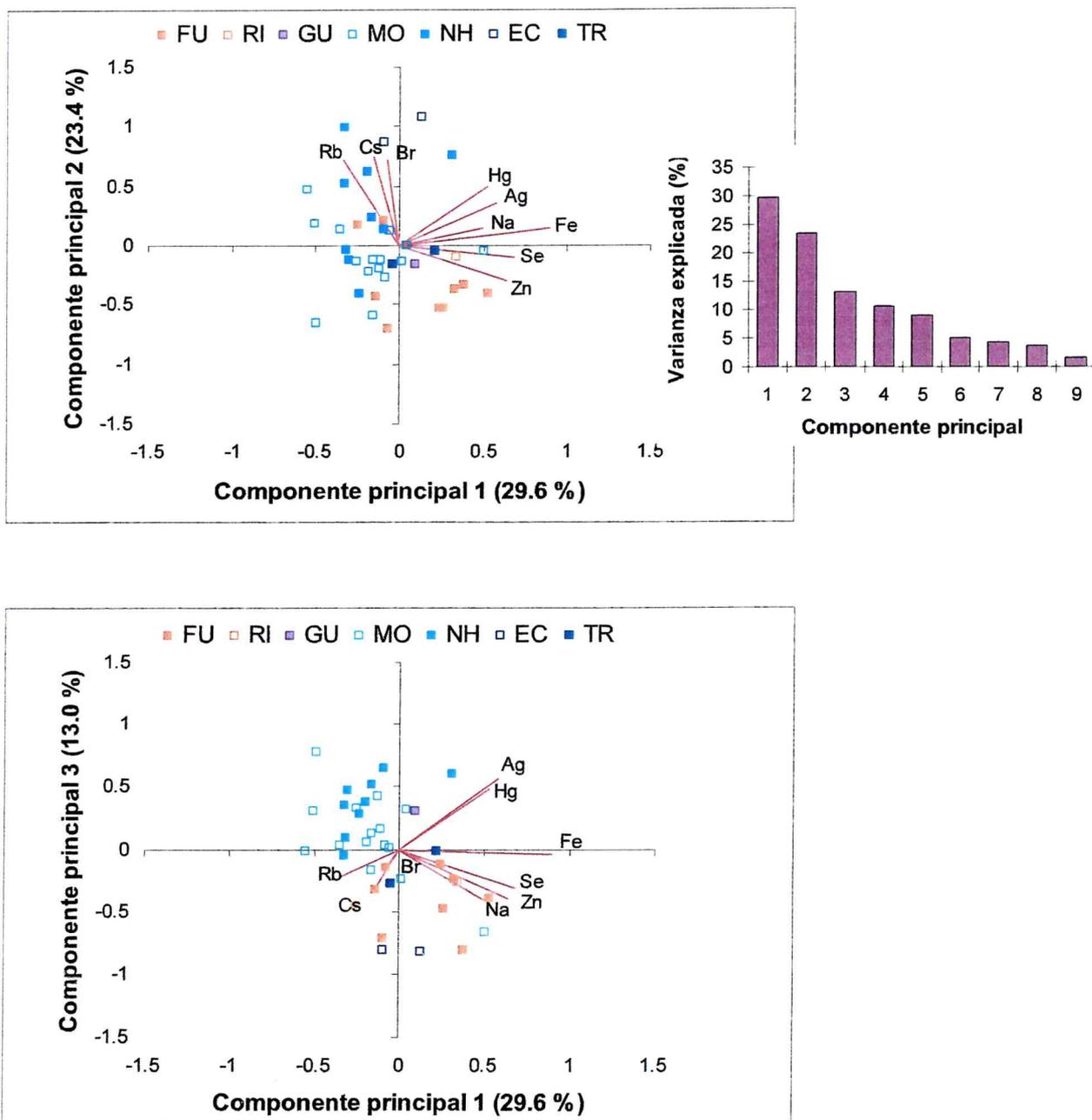


Figura 6.2. Análisis de Componentes principales de los hígados de las truchas arco iris de los lagos Futralaufquen (FU), Rivadavia (RI), Guillermo (GU), Moreno (MO), Nahuel Huapi (NH), Espejo Chico (EC) y Triful (TR). Diagrama de ordenación de los componentes 1 y 2 y 1 y 3 y varianza explicada por todos los componentes.

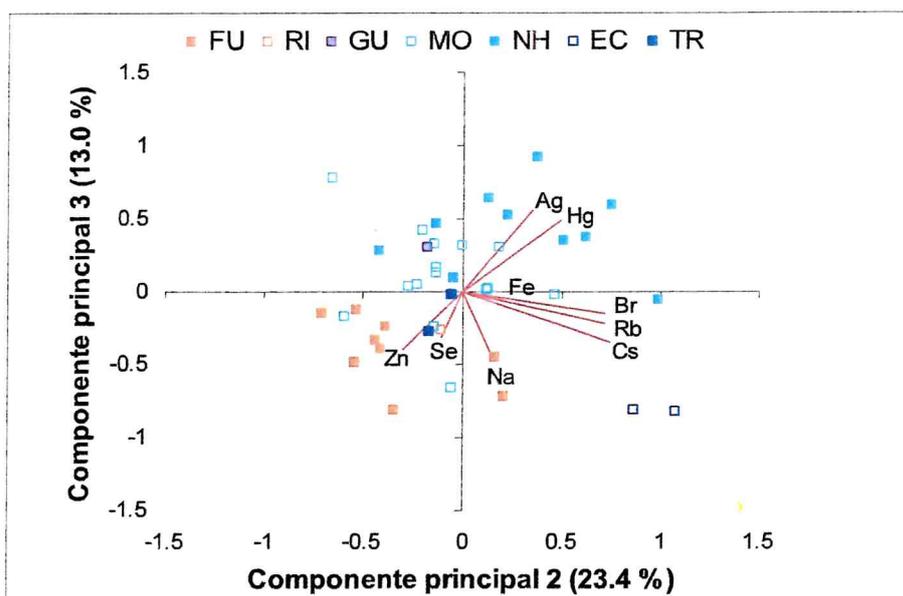


Figura 6.2. Continuación: Diagrama de ordenación de los componentes 2y 3.

Tabla 6.4. Varianza porcentual de la contribución de cada elemento en las tres componentes principales (CP) de los hígados de los truchas arco iris de los lagos Futalauquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.

	CP1	CP2	CP3
Br	0.21	25	1.8
Cs	0.87	26	10
Zn	15	4.1	14
Fe	30	1.0	0.16
Hg	10	11	20
Ag	13	6.0	27
Rb	4.2	25	4.1
Se	17	0.48	8.7
Na	9.2	1.0	15

En negrita, varianzas iguales ó mayores al 15 %.

Tabla 6.5. Matriz de correlación de los elementos en los hígados de los truchas arco iris de los lagos Futalauquen, Rivadavia, Guillermo, Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Traful.

	Br	Cs	Zn	Fe	Hg	Ag	Rb	Se	Na
Br	1,00	0,39	-0,23	-0,05	0,11	0,21	0,42	0,04	0,13
Cs	0,39	1,00	-0,13	0,05	0,19	-0,07	0,56	-0,12	0,05
Zn	-0,23	-0,13	1,00	0,42	0,07	0,09	-0,23	0,56	0,21
Fe	-0,05	0,05	0,42	1,00	0,51	0,47	-0,22	0,51	0,54
Hg	0,11	0,19	0,07	0,51	1,00	0,55	0,09	0,09	0,10
Ag	0,21	-0,07	0,09	0,47	0,55	1,00	-0,01	0,23	0,09
Rb	0,42	0,56	-0,23	-0,22	0,09	-0,01	1,00	-0,14	-0,08
Se	0,04	-0,12	0,56	0,51	0,09	0,23	-0,14	1,00	0,14
Na	0,13	0,05	0,21	0,54	0,10	0,09	-0,08	0,14	1,00

En negrita, valores significativos (fuera diagonal) al umbral $\alpha=0.050$ (prueba bilateral)



El agrupamiento de las truchas arcoíris en los ACP puede ser el resultado de la interacción de un conjunto de variables ambientales, físicas-químicas y biológicas como el basamento geológico, clima, calidad del agua, cuenca de pertenencia, conexión de los lagos e impacto antrópico. A continuación se discuten sobre como pueden influenciar cada uno de estos factores en la concentración elemental en los peces:

Basamento geológico:

La base geológica es muy importante como fuente de elementos. El área comprendida por los lagos bajo estudio pertenece a la región de los Andes Septentrionales, segmento Norte. Esta área se caracteriza por un basamento metamórfico de mediano a alto grado y plutonitas paleozoicas sobre el que se depositó una extensa cubierta volcánica palógena, cubierta por depósitos continentales y en parte marinos de edad oligocena a miocena, importantes derrames basálticos. Esta área presenta distintas formaciones geológicas algunas de las cuales son comunes en ambos parques Nacionales (ver sección 2.2, Relieve y origen geomorfológico, Área de Estudio, Capítulo2). Las rocas de estas formaciones están constituidas mayormente por cuarzo, feldespatos y plagioclasa definiendo distintos tipos según el % de cada mineral. El mayor porcentaje en peso (~90%) de estas rocas está constituido por minerales de silicato y cuarzo ó solo minerales de silicato, en menor porcentaje óxidos de Fe y Ti, fosfato de Ca y óxidos de Al, Mn, Ca, Na, K, P, C, S y H₂O y elementos traza. Por lo que cada formación puede dar origen a concentraciones de elementos traza particular. La Tabla 2.1, Área de Estudio, Capítulo 2, resume las características de cada formación y los elementos predominantes en algunas de ellas de acuerdo a Malvicini y Valles, 1984. Según este trabajo, en las formaciones rocosas originadas en el terciario predominan Pb, Ag, Cu, Fe y Zn y las del cuaternario predomina el Mn.

La base geológica se refleja en la geoquímica de los sedimentos de corriente de los principales afluentes. En efecto, este tipo de estudios son muy usados para identificar yacimientos. La figura 6.3 muestra un ACP con los promedios de las concentraciones de Ag, Br, Cs, Fe, Hg, Na, Rb, Se y Zn en sedimentos de corriente de los principales afluentes de lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi y del Parque Nacional los Alerces obtenidos de datos de las cartas



geoquímicas de Ferpozzi *et al.*, 2001 y 2004 (Ver Materiales y Métodos, Capítulo 2). A partir de la misma se observa la agrupación de los lagos Rivadavia, Méndez y Futralaufquen en el mismo sentido que los vectores Cs, Br, Zn, Ag, K y Se (CP1 positivo y CP2 negativo). El agrupamiento de los lagos Correntoso, Espejo Chico, Traful y Cholilla en el mismo sentido el Na (CP1 y CP2 negativos) y finalmente el lago Espejo grande en el mismo sentido que el Hg, Fe y Rb (CP1 negativo y CP2 positivo).

El resultado más relevante es la coincidencia del Zn y Se con lo observado en los peces, como así también la falta de concordancia con otros elementos como Rb y Cs. Esto indica que las truchas arco iris estarían reflejando el basamento geológico en cuanto el Zn y Se mientras que para el Rb y Cs existirían otros factores que determinan su disponibilidad, como probablemente la actividad volcánica.

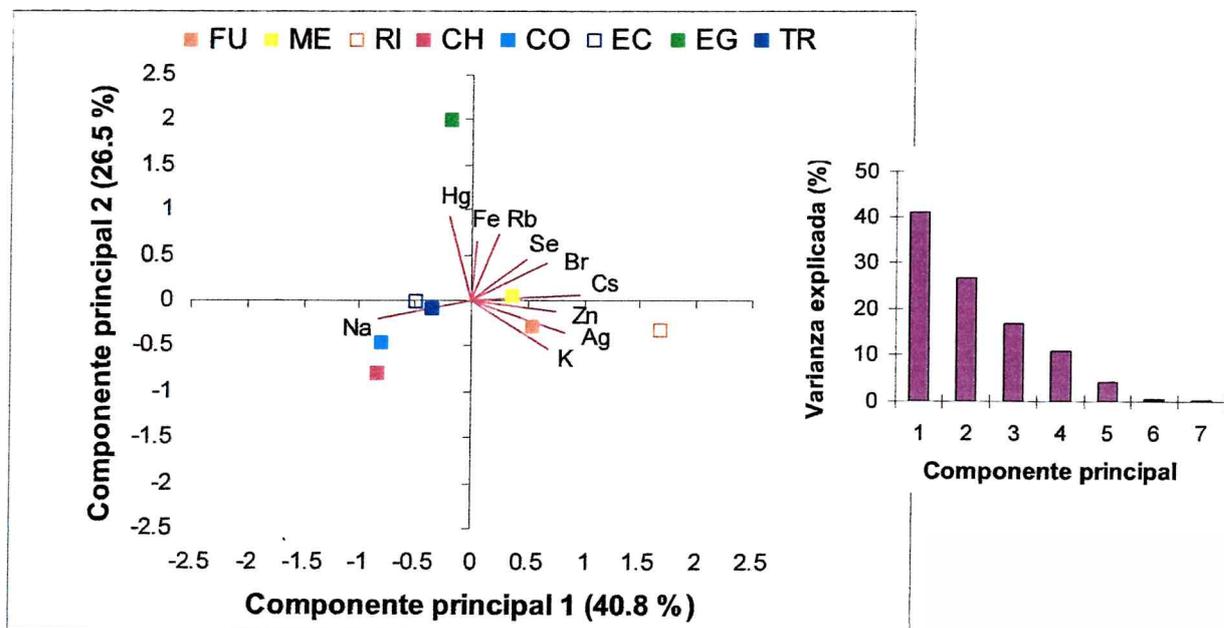


Figura 6.3. Análisis de componentes principales multielemental en sedimentos de corriente de los principales afluentes de los lagos Cholilla (CH), Rivadavia (RI), Futralaufquen (FU), Correntoso (CO), Espejo Chico (EC), Espejo (EG) y Traful (TR). Diagrama de ordenación de los componentes 1 y 2, y varianza explicada por todos los componentes. Datos extraídos de Ferpozzi *et al.*, 2004 y Ferpozzi *et al.*, 2001.



Actividad volcánica:

La porción norte de la zona occidental de la cordillera ha sido históricamente más afectada por la actividad volcánica proveniente del Cordón Caulle. Las últimas erupciones se produjeron en los años 1929-1930, el volcán Calbuco en una época similar 1929-1932 y 1961 y el volcán Osorno con erupciones más antiguas (1834 y 1836). Existen publicaciones que indican que esta zona se encuentra enriquecida de elementos alcalinos (Gerlach *et al.*, 1988; López-Escobar *et al.*, 1992 y López-Escobar *et al.*, 1995). Así mismo, el Br podría también estar influenciado por la actividad volcánica. Algunos trabajos indican que este elemento se encuentra presente en gases y partículas formando parte de las plumas volcánicas y en fumarolas (Grassom *et al.*, 1999; Ilyinskaya, 2007).

Humedad y Vegetación:

La humedad y vegetación son factores que afectan a la erosión de las rocas influyendo sobre la disponibilidad de los elementos. La vegetación a su vez, determina el nivel de escorrentía de los suelos. La región de los lagos estudiados presenta un gradiente de precipitación Oeste-este. Toda la faja occidental de la cordillera presenta mayores precipitaciones que en la porción más oriental (2500-500 mm respectivamente). El lago Espejo Chico se encuentra en la zona de mayor precipitación, siguiendo el Traful, en la parte más húmeda hasta una zona intermedia y el Nahuel Huapi que abarca ambos extremos. El lago Guillermo se encuentra más próximo al extremo más seco, lo mismo que la zona de los afluentes de los lagos del Parque Nacional los Alerces. Este gradiente de humedad determina al tipo de vegetación. La porción más húmeda se caracteriza por la formación de la Selva Valdiviana y en la parte más seca el bosque caducifolio. En el parque Nacional Los Alerces el componente más destacado es el Alerce *Fitzroya cupressoides*. Otra formación característica es el maitenal como componente del bosque o en la zona de transición hacia la estepa patagónica (Ver sección, 2.5: Vegetación, Área de Estudio, Capítulo 2).



Suelos:

Un aspecto que es interesante para resaltar es la composición de los suelos debido a que reflejan las diferencias observadas en la geoquímica, los factores climáticos y vegetacionales. Como se vio en la sección 2.3, Área de Estudio, Capítulo 2 en el Parque Nacional Nahuel Huapi predominan los Andosoles, y en menor medida Molisoles restringido a la zona del lago Moreno y Guillermo; en cambio en el Parque Nacional Los Alerces los Inceptisoles y Molisoles son los suelos más característicos. Los suelos de tipo Andosol presentan una predominancia de Fe, Al y Si, en cambio, los Molisoles se caracterizan por estar saturados en bases con una dominancia del Ca y los inceptisoles con una concentración pobre de Fe y Al y elevadas concentraciones de Ca y otras bases (Bailey, 1987).

Química del agua

El basamento geológico tiene además, gran influencia sobre la composición química del agua. La clasificación de las aguas de los lagos Patagónicos está dominada por la química del calcio, bicarbonato y sílice característica del desgaste de rocas con sílice y carbonato (Pedrozo *et al.*, 1993). A pesar de esta característica común, los lagos se agrupan de acuerdo a distintas variables físicas y limnológicas. Esto fue observado por Díaz *et al.*, 2007 en un estudio en el que comparan 39 lagos de la Patagonia entre los cuales se encuentran los lagos estudiados en esta tesis exceptuando el Rivadavia. Los resultados de este estudio muestran un agrupamiento entre lagos Nahuel Huapi y Moreno caracterizados por tener baja conductividad y nutrientes, la asociación del Futalaufquen con el Guillermo dados por la profundidad y altas transparencias, y la agrupación del Espejo Chico junto con el lago Correntoso por ser ultra a oligotróficos. Estos agrupamientos coinciden con los observados en las truchas. Así mismo, el ACP de la química del agua que incluye a todos los lagos realizado con menos variables a partir de datos de los trabajos de Díaz *et al.*, 2007, Pizzolón *et al.*, 1994 y Ressig, 2005, también coincide con el agrupamiento observado en los peces (Ver Materiales y Métodos, Capítulo 2). La Figura 6.4 muestra del lado izquierdo del eje de coordenadas los lagos Moreno, Nahuel Huapi, Espejo Chico y Trafalgar determinados por fósforo total (PT), Mg, Na, y a la derecha los lagos Futalaufquen, Rivadavia y Guillermo de acuerdo a fósforo



reactivo soluble (PRS), Ca^+ , HCO_3^- , K y pH. Este agrupamiento es consistente con el tipo de suelos (Molisoles e inceptisoles de elevadas concentraciones de Ca) lo cual, refuerza el hecho de la influencia del basamento geológico sobre la composición de los suelos y la química del agua.

La disponibilidad de los elementos desde el punto de vista químico es consecuencia de la interrelación de un conjunto de variables entre las cuales el pH tiene una gran influencia. En general, pH ácidos favorecen la disponibilidad de Fe, Zn, Hg y Ag, en cambio para el Se, la misma está más favorecida a pH básicos (Eisler, 1987, 1993 y 1996 y Ezoé *et al.*, 2001). La distribución de las truchas arco iris en los lagos de según los vectores Fe, Hg, Ag está en parte de acuerdo con la de sus pH de disponibilidad. Los peces del Nahuel Huapi y Moreno se ubican en el sentido del Hg y Ag correspondiente a pH más bajos, en cambio, en el sentido del Se se ubican los peces del Futalaufquen y Rivadavia de pH más básicos. Esto no se cumple para el Zn, en el sentido del cual se encuentran los peces de los lagos Futalaufquen y Rivadavia. Una explicación probable para este elemento desde el punto de vista químico sumada al factor geológico se encuentre en la concentración de PRS (PO_4^{3-}). Si bien, no está mencionado como un factor que podría tener incidencia en la disponibilidad de los elementos en los peces, puede formar quelatos con iones metálicos como Al, Fe, Zn. La solubilidad de estos compuestos es mayor a pH más básicos (Wetzel, 1981).

Otro aspecto interesante de destacar es que los lagos que presentan mayor concentración de K en agua son los que tienen menor concentración de Rb y Cs en los peces. Rowan y Rasmussen (1994), Avery (1996) y Hagström (1999) encontraron una correlación negativa entre la concentración de K y el ^{137}Cs en peces de agua dulce. Esto podría indicar una competencia a favor del K en la absorción de estos elementos por las branquias. Así mismo, Sonesten (2001) menciona que la disponibilidad del ^{137}Cs está gobernada por el contenido de cationes en el agua observando que los lagos de aguas duras tienen significativamente contenidos de ^{137}Cs más bajos en los peces. Por lo cual, la concentración más baja de Cs en los peces de los lagos Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen pueda deberse además a la mayor concentración de Ca en el agua. Así mismo, este tipo de relación también se ha encontrado también para el Hg (Eisler, 1986). Esto muestra como distintas variables químicas pueden contribuir a la disponibilidad de los elementos.

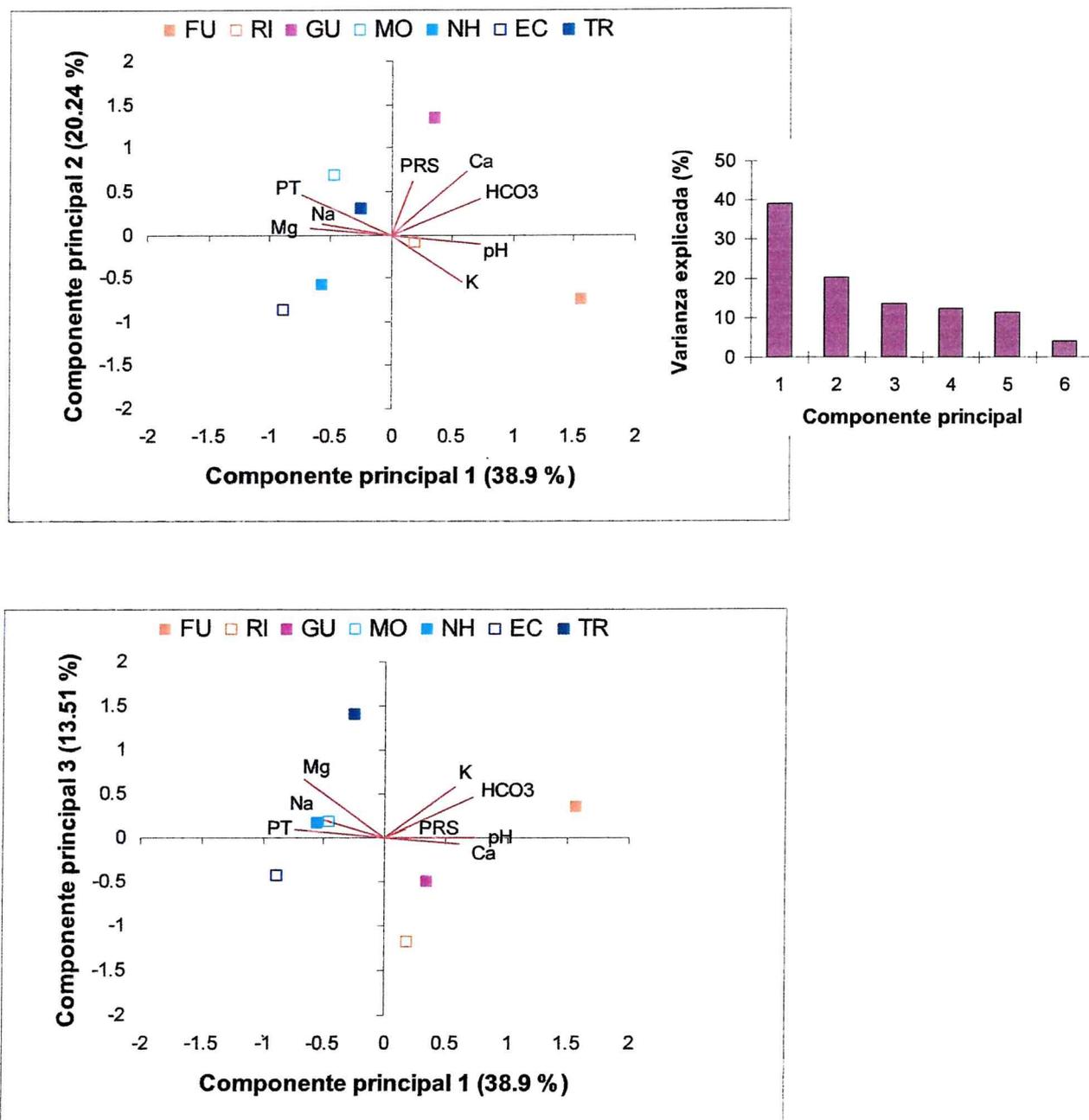


Figura 6.4. Análisis de componentes principales de algunas variables químicas de las aguas de los lagos: Futalaufquen (FU), Rivadavia (RI), Guillermo (GU), Moreno, Nahuel Huapi (NH), Espejo Chico (EC) y Trafal (TR) y varianza explicada por todos los componentes. Diagrama de ordenación de los componentes 1 y 2. Datos extraídos de Díaz *et al.*, 2007, Pizzolon *et al.*, 1994, Ressig, 2005.



Impacto antrópico:

En particular, la agrupación de las truchas arco iris del lago Nahuel Huapi y Moreno por Fe y Hg en los músculos y Hg y Ag en los hígados puede deberse a la geología ó al impacto antrópico. El impacto antrópico está dado por el mayor asentamiento humano correspondiente a la ciudad de San Carlos de Bariloche respecto de los de más lagos (ver sección 2.7: Asentamientos Humanos, Área de Estudio, Capítulo 2). Varios estudios han mostrado la influencia de esta ciudad en la concentración de algunos elementos en distintos compartimentos del medio. Bubach *et al.* (2001) mostraron un enriquecimiento de Hg, Pb, Sb y Zn en líquenes transplantados desde un área prístina del parque Nacional Nahuel Huapi a la ciudad de Bariloche. Markert *et al.* (1997) encontraron concentraciones de Fe y Zn en aguas del Nahuel Huapi a 40 metros de profundidad significativamente más elevadas en una zona próxima a la ciudad respecto de otra área de menor impacto lo que atribuyeron al input de contaminantes de la ciudad de Bariloche. El trabajo de Román Ross *et al.* (1997) en sedimentos de algunos cuerpos de agua del Parque Nacional Nahuel Huapi revelaron que algunos cauces presentaban niveles de enriquecimiento en las fracciones móviles de algunos metales pesados como Cu, Zn y Pb coincidentes con el asentamiento de centros urbanos. Ribeiro Guevara *et al.* (2002) encuentran en frente a la desembocadura de la planta depuradora del lago Nahuel Huapi un enriquecimiento de Hg en sedimentos suspendidos y Br y Ag en suspendidos y superficiales respecto de otras áreas del Nahuel Huapi. Así mismo, el estudio de la concentración elemental en columnas sedimentarias de varios lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi mostró que el Nahuel Huapi junto con el Moreno presentan concentraciones de Ag de 2 a 5 veces más elevadas en la capa superficial respecto de capas más profundas consideradas background y de las capas superficiales de los lagos Morenito, Escondido, Espejo Chico, y Traful (Ribeiro Guevara *et al.*, 2005). Estos autores encontraron que dicho incremento correspondía al período 1960-2001 coincidente con el mayor crecimiento poblacional en la ciudad de Bariloche. Las columnas sedimentarias de los demás lagos muestran valores constantes similares al valor background de los lagos Nahuel Huapi y Moreno. Esto podría indicar un fuerte componente antrópico dado por el aporte directo de efluentes, especialmente los residuos de la actividad fotográfica y/ó efecto indirecto por modificación del paisaje favoreciendo la disponibilidad de este elemento presente



naturalmente en las rocas y en yacimientos cercanos como los del cerro Catedral y al norte del Brazo Blezt (Ver Plata, Concentración General de los Elementos en los peces, Capítulo 4).

El impacto antrópico también puede tener incidencia en la química del agua no sólo por el aporte directo de elementos sino también por factores que favorecen su disponibilidad. La mayor carga de nutrientes en general, determina una mayor masa algal y de perifiton favoreciendo la disponibilidad de los metales como el Hg (Pongratz *et al.*, 1998; Cleckener *et al.*, 1998 y 1999; Merrit, 2002; Planas *et al.*, 2004; Bell *et al.*, 2005). Las zonas costeras más impactadas del lago Nahuel Huapi coincidentes con un mayor aporte de nutrientes presentan un importante desarrollo de perifiton (Labollita *et al.*, 1999, Baffico, 1999). Esta puede ser también una vía de incorporación de Hg a los lagos Nahuel Huapi y Moreno sobre todo porque los peces se alimentan de organismos que se encuentran en la zona del litoral. Así mismo, la correlación encontrada entre el Hg y Fe en los peces puede reflejar el ciclo acoplado que presentan estos elementos junto con el Mn (Downs *et al.*, 1998). Si bien, esto ha sido observado principalmente en sedimentos de lecho asociado a la materia orgánica también ha sido demostrado para el perifiton (Gray *et al.*, 2001). Los sedimentos de lagos estudiados por Ribeiro Guevara *et al.*, 2005 mostraron esta asociación en un solo core del lago Moreno. De todas formas, el ciclo del Hg es complejo presentando muchas variables por lo que se necesita determinar la concentración de Hg en varios compartimientos para poder determinar la fuente de ingreso pero es evidente que tanto este elemento como el Fe se encuentran mayormente disponibles en el Nahuel Huapi y Moreno respecto de los demás lagos.

Si bien, el Br está asociado al Rb y Cs indicando probablemente el mismo origen, también puede tener una componente antrópica y esto justifique el gradiente observado en el CP2 y CP3 en el que ubica a las truchas del Nahuel Huapi en el extremo de este vector.

Conexión entre lagos:

Además de todas las variables mencionadas, la conexión entre los lagos es un factor importante en cuanto a la circulación de elementos como así también en la movilidad de los peces de un cuerpo de agua a otro. Los grupos observados



coinciden con la vertiente de desagüe estando por un lado, los de vertiente atlántica al norte (Trafal, Espejo Chico, Nahuel Huapi y Moreno) y por el otro los de vertiente pacífica al sur (Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen). Todos los lagos de pendiente Atlántica están conectados por importantes cursos de agua excepto el Trafal y confluyen al lago Nahuel Huapi que desagua al río Limay. El Lago Trafal desagua al río Trafal (Ver sección, 2.6: Hidrografía y Figura 2.1, Área de Estudio, Capítulo 2). Entre los de pendiente pacífica solo los lagos Rivadavia y Futalaufquen están conectados.

Dieta:

Diversos factores físicos-químicos y biológicos determinan la distribución y abundancia de las especies de peces (Helfman *et al.*, 1997 (c)). Así mismo, estos factores afectan también a los macroinvertebrados que normalmente forman parte de la dieta de las truchas. La disponibilidad de nutrientes, desarrollo de vegetación litoral, temperatura y conductividad son algunos de estos factores (Weatherhead *et al.*, 2001; Marziali *et al.*, 2008). En lagos de la Patagonia Norte, Savino y Stein (1989) encontraron que una baja densidad de plantas en el litoral se relaciona con alta piscivoría particularmente para la trucha marrón, en contraste en lugares donde los refugios son abundantes, los salmónidos y percas consumen organismos del bentos y puyen. Variables como el área del lago, profundidad máxima, desarrollo de línea de costa, temperatura de verano, conductividad, índice de piscivoría se encontraron que influyen en la dieta de *G. maculatus* en lagos de la Patagonia Norte (Macchi *et al.*, 2008).

Finalmente, la composición y proporción de los ítems consumidos se refleja en la concentración de algunos elementos en los tejidos de los peces (ver Variabilidad Interespecífica, Capítulo 5). Si bien, los datos de dieta que pueden ser comparados para las truchas arco iris de los lagos de este estudio son escasos, contando con la composición estomacal de una sola estación muestran algunas diferencias entre los lagos de forma similar al agrupamiento observado en el ACP de las truchas. En general, los peces de los lagos de pendiente pacífica muestran un mayor consumo de larvas de insectos, insectos adultos y moluscos, particularmente, en los lagos Rivadavia y Futalaufquen incorporan además plancton y restos vegetales. La dieta de las truchas de pendiente atlántica



presenta similitudes y diferencias dependiendo de los lagos. En el Nahuel Huapi y Moreno las truchas consumen un gran porcentaje puyen (~70 y 90%) en cambio, en el Espejo Chico y Traful el mayor porcentaje está dado por el consumo de larvas de insectos, anfípodos y restos vegetales (Figura 6.5).

Estos resultados son en parte consistentes con el uso del Rb/Cs como identificador de dieta. Este cociente permitió identificar fundamentalmente los lagos Rivadavia y Futralufquen (121 ± 16 , 83 ± 10) respecto del Nahuel Huapi, Moreno y Traful (57 ± 10 , 53 ± 7 , 63 ± 11) y por otro lado el Espejo chico ($19 \pm 2,6$). Estos datos no son presentados en esta tesis pero fueron publicados en la revista *Biological Trace Elements Research*, 111 (2006): 97-119 con la previa autorización del Honorable Consejo Académico, Resolución N° 173/05.

Los valores de Br en las truchas arco iris podrían también estar influenciados por este factor. Como se observó en el capítulo 5, la concentración de este elemento en Anfípodos y *Aegla* sp del lago Moreno es de 5 a 10 veces más elevada que en el resto de los ítems. En este caso, las únicas truchas arco iris que consumen anfípodos son las de los lagos Espejo Chico y Traful y *Aegla* sp prácticamente solo las del Nahuel Huapi. Esto probablemente pueda justificar la ubicación de las truchas de estos lagos en los extremos de este vector (ver, Variabilidad Interespecífica, Capítulo 5).

Otro resultado importante de resaltar a pesar de la escasez de los datos es la coincidencia en los valores más elevados de Ag con el consumo de peces en la dieta. Esto está de acuerdo a lo encontrado en el capítulo 5, en el cual los valores de Ag en las distintas especies de peces estaban en relación directa al porcentaje de peces consumidos, mientras que el Se en hígado no sigue este comportamiento como se observó en el estudio interespecífico.



Dieta:

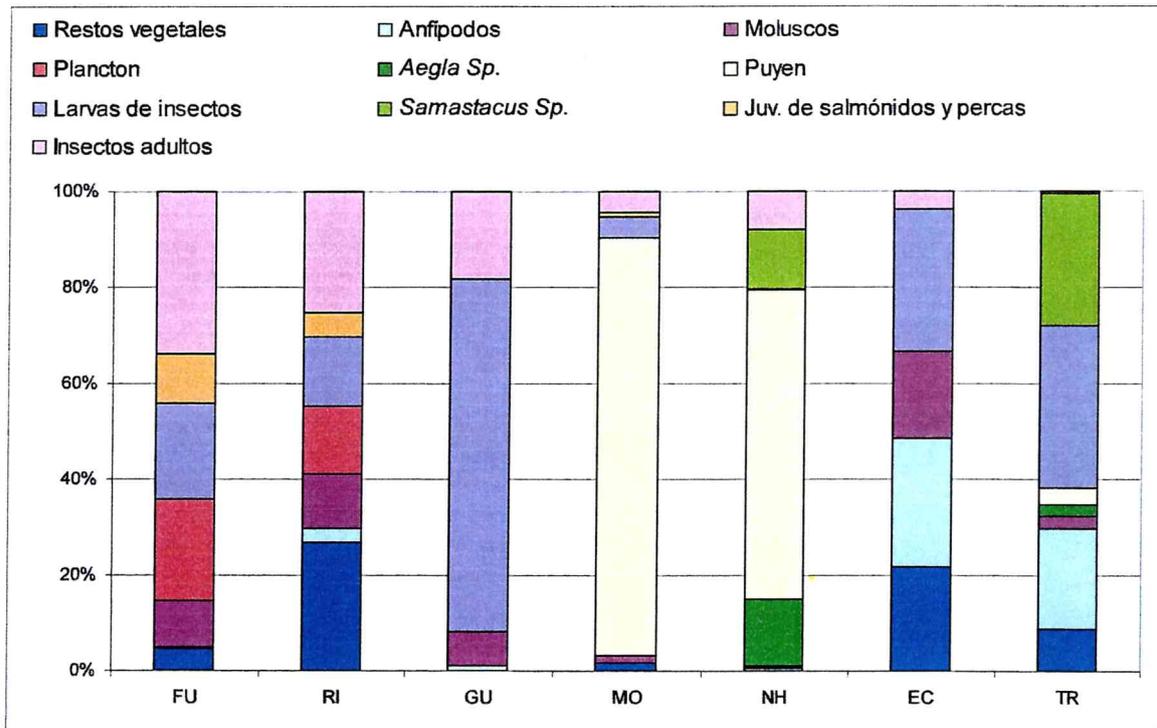


Figura 6.5. Dietas de verano de las truchas arco iris de los lagos Futalauquen (FU), Rivadavia (RI), Guillermo (GU), Moreno (MO), Nahuel Huapi (NH), Espejo Chico (EC) y Traful (TR).

CONCLUSIONES:

Las concentraciones de Rb, Cs, Se y Zn en las truchas arco iris reflejan la vertiente de desagüe respondiendo a causas naturales. Esto indicaría la influencia de los afluentes en la disponibilidad de los elementos. El régimen de precipitación y desarrollo de la vegetación pueden tener incidencia en procesos erosivos afectando la disponibilidad de estos elementos. La mayor concentración de Rb y Cs en los peces de los lagos de pendiente atlántica puede estar vinculada a una mayor actividad volcánica histórica y menor concentración de K y Ca en el agua respecto de los de pendiente pacífica. Esto es interesante porque puede indicar una competencia del Rb y Cs, al menos con el K por la absorción en las branquias de los peces pudiendo estar relacionado a la gran similitud química de estos elementos.



El Se y Zn son reflejo del basamento geológico cuyo aporte prepondera por sobre la influencia antrópica. En cambio, el agrupamiento de las truchas arco iris por Hg, Fe y Ag parece relacionarse con factores antrópicos. Los mismos pueden estar vinculados a la modificación del ambiente por deforestación y/o el aporte directo de elementos provenientes de desechos líquidos ó atmosféricos de la ciudad de Bariloche. Así mismo, los niveles de Ag en las truchas arco iris pueden deberse a un mayor consumo de peces en la dieta en los lagos Nahuel Huapi y Moreno. La mayor disponibilidad del Hg y Fe en los lagos Nahuel Huapi y Moreno además puede estar favorecida por la presencia de zonas de meso a eutróficas en las franjas costeras que favorecen al desarrollo de perifiton, el cual constituye una ruta comprobada de ingreso de Hg a las cadenas tróficas en otros lagos del mundo. Esto, sumado a los estudios de contenido estomacal indica que la dieta puede tener incidencia al menos en la concentración de Hg. Una síntesis sobre los factores más relevantes que pueden influenciar sobre las concentraciones los elementos en las truchas arco iris se presenta al final en la Tabla 6.4.

Los resultados obtenidos sugieren que las truchas arco iris actúan como eficaces integradoras de la señales del ambiente y podrían ser utilizadas como indicadoras de su estado a nivel regional y local, confirmando la quinta hipótesis.

Tabla 6.6. Factores de mayor relevancia que pueden influenciar sobre las concentraciones de Rb, Cs, Br, Zn, Se, Ag, Fe y Hg en los peces.

	Rb-Cs	Br	Zn-Se	Ag	Fe-Hg
Basamento geológico	-	-	XX	X (presencia de yacimientos)	X
Actividad volcánica	XX	X	-	-	-
Clima-Vegetación	X	-	X	-	-
Química del agua	XX	-	XX	-	X
Impacto antrópico	-	X	-	XX (aporte directo y/o modificación del ambiente)	X (aporte directo y/o modificación del ambiente)
Conexión entre lagos	X	X	X	X	X
Dieta	X	XX	-	X	X



Consideraciones generales:

Algunos aspectos interesantes de investigar en el futuro son la absorción del Rb-Cs en los peces en relación a las concentraciones de cationes en el agua en especial de K, como así también el Hg en los peces en relación a la concentración de Ca en el agua. Esto podría ayudar a comprender aspectos sobre la fisiología y la disponibilidad de estos elementos para los peces. Profundizar en el estudio de las dietas particular para cada lago como fuente de los elementos en los peces.

7- CONCLUSIONES GENERALES:

Los resultados de esta tesis se organizaron en tres partes. En la primera, se evaluó la concentración de los elementos traza en los peces cordilleranos patagónicos respecto de peces de grupos taxonómicos similares de áreas remotas y áreas con impacto antrópico de distintas regiones del mundo. Las especies de peces de la región Patagónica incluyen salmónidos (trucha marrón; trucha arco iris; trucha de arroyo), un percíctido (Perca de boca chica) y un silúrido (bagre aterciopelado). En la segunda parte se realizó el estudio interespecífico de la concentración de los elementos en las distintas especies de los lagos Moreno y Nahuel Huapi. En la tercera y última parte, se evaluaron las diferencias espaciales de la especie más abundante y ampliamente distribuida, la trucha arco iris, en los distintos lagos Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi, Moreno, Guillermo, Rivadavia y Futalaufquen considerando la influencia de las distintas características geológicas, pendiente de desagüe, química del agua e impacto antrópico en las concentraciones elementales.

El estudio comparativo de la concentración de los elementos en los peces cordilleranos patagónicos respecto de otras áreas remotas y áreas con impacto antrópico ha permitido evaluar las tendencias generales de la distribución de los elementos en los peces e identificar varios patrones diferentes. En común a todas las áreas, los niveles de los elementos reflejan fundamentalmente su función biológica, abundancia natural y disponibilidad. Las concentraciones de los elementos en músculo varían en un rango amplio que va desde 0.5 a 18000 µg/g y se los puede ordenar según su concentración ascendente como: Cs ~ Hg ~ Se < Zn ~ Br ~ Rb ~ Fe << Na <<<K.

El rango de dispersión en las concentraciones de los elementos en el hígado y en particular las concentraciones de Na, Br, Fe, Se y Zn son mayores que en los músculos. Las diferencias de concentración mostradas por algunos de estos elementos reflejan las distintas características y funciones de estos tejidos: básicamente movilidad y sostén para el músculo y metabolismo y detoxificación para el hígado.



Algunos aspectos importantes se pueden destacar de los de los elementos esenciales (K, Na, Zn, Fe y Se) y no esenciales (Hg, Br y Ag):

Las concentraciones de K en músculo e hígado son similares entre todas las áreas lo que revela la importancia de la esencialidad de este elemento.

Las concentraciones de Na en músculos en los peces cordilleranos patagónicos y los de áreas polucionadas, son similares. La concentración de este elemento en músculo del área patagónica duplica la de otras áreas remotas a pesar que la concentración de Na en agua es equivalente en ambos casos. Esto podría estar relacionado con la concentración de Ca en el agua dado que bajos contenidos de este elemento en el agua pueden provocar un incremento en el influjo de Na en las branquias tanto en peces de agua dulce como eurialinos. Así mismo, el estrés puede ser otro factor que influya en la concentración de Na en los peces registrándose incrementos de un 30 a 50% en la concentración en peces de la misma especie subordinados respecto de los dominantes y en la época de prepuesta de huevos.

Los elementos Zn y Fe, usualmente asociados a las actividades antropogénicas, no muestran sin embargo, el impacto antrópico en el músculo, ya que sus concentraciones son similares en todas las áreas. Esto probablemente sea consecuencia de la bioregulación dado el carácter esencial de estos elementos. Desde el punto de vista del consumo humano las concentraciones de estos elementos se encuentran al menos 2 órdenes de magnitud por debajo del límite seguro para el consumo según SENASA.

El Zn en el hígado muestra una mayor sensibilidad para reflejar el impacto antrópico dado que las concentraciones en áreas impactadas son al menos el doble respecto a los peces cordilleranos patagónicos y los de otras áreas remotas a diferencia de lo observado en el músculo.

El Se, elemento que también se asocia a las actividades antropogénicas, es el único elemento esencial traza que muestra en músculo la incidencia del impacto antrópico. Las concentraciones de este elemento tanto en los peces cordilleranos patagónicos como en los de las áreas remotas son aproximadamente la mitad respecto a los de las áreas con impacto antrópico. Los valores de Se en los peces cordilleranos patagónicos están en el mismo rango que el límite establecido para la regulación argentina (0.3 µg/g) mientras que de



acuerdo al límite fijado por otros países como Australia y Nueva Zelanda ($2 \mu\text{g/g}$) están muy por debajo. En cambio, el Se en hígado, no revela el impacto antrópico, ya que los datos presentan una dispersión importante que imposibilita identificar diferencias significativas entre las distintas áreas. En particular, en la truchas marrón y arcoíris de nuestra región, las concentraciones de Se superan en un 30% en promedio a las de otras áreas. Este enriquecimiento de Se probablemente sea producto de una fuente natural. Este comportamiento se repite para la Ag, si bien este es un elemento no esencial.

Los niveles de Ag y Se en los hígados pueden reflejar un proceso de biomagnificación y el hábito más piscívoro en las truchas marrón y arco iris.

Otros elementos no esenciales que también se asocian a impacto antrópico como el Br y el Hg muestran claramente estos efectos. En los peces cordilleranos patagónicos y áreas remotas, las concentraciones en los músculos son menores en aproximadamente un 40 % para el Hg y 25% para el Br en promedio respecto a los de áreas impactadas estando ambos por debajo del límite seguro para el consumo según el SENASA.

Finalmente, el Rb y Cs, elementos de esencialidad no comprobada, muestran valores similares a los de áreas remotas con influencia de actividad volcánica.

El estudio de variabilidad interespecífica realizado en los lagos Nahuel Huapi y Moreno mostró agrupamientos por especies, mayormente en músculos, separando a los salmónidos de las percas y estos a su vez de los bagres. En particular, algunos elementos como Na, Zn, Fe y Se parecen estar más relacionados con procesos metabólicos específicos que a la dieta. Así mismo, el Na y Fe pueden además, estar influenciados por el hábito epibentónico en los bagres. En el caso del Na, esto puede estar relacionado a la regulación del pH de la sangre, la cual se ha visto vinculada al CO_2 en el agua y el Fe debido a su mayor disponibilidad en el bentos respecto a la zona pelágica.

La relación directa del K, Br y Hg en músculo con lo acumulado en dieta pone de manifiesto la gran influencia de este factor que parece determinar la concentración de los elementos en los tejidos de cada especie. El Rb y Cs son los únicos que muestran un proceso de biomagnificación de acuerdo a los grupos funcionales alimenticios.



El estudio de la variabilidad espacial de los elementos en las truchas arco iris de distintos lagos ha permitido evaluar la influencia de las características de cada cuenca, especialmente la geología, la química del agua y el impacto antrópico.

El Rb y Cs muestran un gradiente de distribución de norte a sur coincidente con la vertiente de desagüe de los lagos, esto puede estar relacionado con una historia de actividad volcánica proveniente del Cordón Caule - Puyehue y los volcanes Osorno y Villarrica; esta zona presenta sedimentos que se encuentran enriquecidos de elementos alcalinos. Así mismo, esta distribución de Cs y Rb coincidió con otros factores que tienen influencia sobre la disponibilidad de estos elementos como la concentración de K y Ca en el agua. Evidentemente esta distribución refuerza la conclusión antes mencionada sobre la influencia de origen volcánico en los niveles de concentración de Rb y Cs en los peces cordilleranos patagónicos. El Br, en menor medida parece estar asociado a estos elementos también influenciado por la actividad volcánica además de otros factores como impacto antrópico y dieta. Esto es más evidente en los hígados que en los músculos. El impacto antrópico se evidencia por valores elevados del Br en los peces provenientes de los lagos Nahuel Huapi y Moreno, los cuales presentan un nivel de impacto mayor por ser estas áreas más densamente pobladas que el resto de los lagos cordilleranos. Así mismo, la dieta puede contribuir a los valores obtenidos, coincidiendo los máximos valores a un mayor consumo de anfípodos y decápodos del género *Aegla*.

La distribución espacial en función del Zn y Se en músculo e hígado indica mayores concentraciones en los lagos de pendiente pacífica que los de pendiente atlántica, ello está relacionado con diferencias en el basamento geológico y algunos factores químicos. El Zn puede estar influenciado por el PRS y pH. Si bien, el PRS no está mencionado como un factor que podría tener incidencia en la disponibilidad de los elementos en los peces, puede formar quelatos con iones metálicos como el Zn siendo más soluble a pH básicos. La solubilidad del Se también es mayor a pH básicos.

El efecto de la dieta para el Se en los hígados es secundario para las truchas arco iris en el Nahuel Huapi y Moreno, mientras que es importante en el estudio de interespecífico.



En cambio, analizando la distribución de los lagos por el Hg, Fe en ambos tejidos y Ag en hígado muestra mayores concentraciones para las truchas de los lagos Nahuel Huapi y Moreno. Estas pueden estar influenciadas por el impacto antrópico, como así también por algunas variables químicas del agua como el pH.

Las concentraciones de Ag en los peces son consistentes con la proporción de los peces consumidos en la dieta y es el único caso donde existe acuerdo en la justificación de los resultados de estudio de interespecífico y la variabilidad espacial.

Las tablas 7.1 y 7.2 resumen los principales patrones de distribución y comportamiento de los elementos en los peces observados en este trabajo tesis.

Tabla 7.1. Síntesis de la comparación de las concentraciones elementales entre los peces cordilleranos patagónicos y los de la literatura correspondientes a áreas remotas y áreas con impacto antrópico.

elemento	Cordilleranos patagónicos	Áreas remotas	Áreas con impacto antrópico	Concentración respecto al límite de seguridad
K	Similar	Similar	Similar	-
Na	Elevado	Bajo	Elevado	-
Fe	Similar	Similar	Algunos valores elevados en músculos	Muy por debajo
Zn	Similar	Similar	Similar en músculo, mayor impacto en hígados	Por debajo
Se	Similar	Similar	Valores elevados en músculo e hígado	Similar al SENASA, bajo organismo internacionales
Br	Elevado	Bajo	Elevado	-
Hg	Similar	Similar	Valores más elevados	
Rb-Cs	Elevado	Elevado en área con influencia volcánica	Bajos	-



Tabla 7.2: Aspectos relevantes de los elementos en el estudio de la variabilidad interespecífica y espacial.

Elemento	Variabilidad interespecífica	Variabilidad espacial
K	Relación directa con la dieta	-
Na	Relación con el grupo taxonómico y posible influencia del hábito	-
Zn	Relación con el grupo taxonómico	Basamento geológico, pH y PRS.
Se	Relación con el grupo taxonómico. En hígado posible influencia por consumo de peces y biomagnificación.	Basamento geológico y pH
Hg	Relación directa con la dieta	Impacto antrópico
Fe	Relación con el grupo taxonómico y posible influencia del hábito	Impacto antrópico
Ag	Relación con el consumo de peces, biomagnificación	Impacto antrópico y posible influencia por consumo de peces
Br	Relación directa con la dieta	Actividad volcánica y dieta
Rb-Cs	Biomagnificación	Actividad volcánica, K y Ca en el agua

Teniendo en cuenta estos resultados, los aspectos más importantes que se destacan son:

- La comparabilidad en las concentraciones de los elementos esenciales y no esenciales entre los peces cordilleranos Patagónicos y áreas remotas con valores de concentración más bajos que los de las área con impacto antrópico y con valores más bajos que el límite seguro para el consumo.
- La regulación de los elementos esenciales (Na, Zn, Fe, Se) de acuerdo a la distancia genética y además posiblemente el hábito para el Na y Fe.
- La dependencia de otros elementos como K, Br, Hg y Ag con la dieta.
- La posible biomagnificación y la influencia del hábito piscívoro en las truchas marrón y arco iris del Se y Ag en el hígado.



- La biomagnificación del Rb y Cs de acuerdo a los grupos funcionales alimenticios.
- Por último, la condición de las truchas arco iris como eficaces integradoras de la señales del ambiente mostrando su utilidad como indicadoras de su estado a nivel regional y local.

Algunos aspectos que se desprenden de esta tesis, interesantes para investigar en el futuro son: el rol de la dieta en el aporte de los elementos en los peces, como por ej. la asimilación de elementos como Hg, Ag y Se en distintas especies y la relación sinérgica del la Ag con Se.

Otro aspecto interesante para futuras investigaciones es estudiar la absorción del Na y Rb-Cs en los peces en relación a las concentraciones de cationes en el agua en especial de Ca y K. Estos estudios podrían ayudar a comprender aspectos sobre la fisiología y la disponibilidad de dichos elementos para los peces.

BIBLIOGRAFÍA

- Adams S. M. y M. G. Ryon. 1994. A comparison of health assessment approaches for evaluating the effects of contaminant related stress on fish populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, **3** (1): 15-25.
- Adams S. M.; M. S. Bevelhimer, M. S. Greeley Jr, D. A. Levine y S. J. The. 1999. Ecological risk assessment in a large river- reservoir: 6. Bioindicators of fish population health. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18** (4) 628-640.
- Adams S. M, J. P. Giesy, L. A. Tremblay y C. T. Eason. The use of biomarkers in ecological risk assessment: recommendations from the Christchurch conference on biomarkers in ecotoxicology. *Biomarkers*, **6** (1): 1-6.
- Alma P. J. 1983. Environmental concerns having global impacts. En: *Environmental concerns*. Cambridge University Press. Capítulo 1: 1-14.
- Al- Yousuf M. H., M. S. El Shahawi y S. M. Al-Ghais. 2000. Trace metals in liver, skin and muscle of *Lethrinus lentjan* fish species in relation to body length and sex. *The Science of the Total Environment*, **256**: 87-94.
- Alam M. G. M., A. Tanaka, G. Allison, L.J.B. Laurenson, F. Stagnitti y E. T. Snow. 2002. A comparison of trace element concentrations in cultured and wild carp (*Cyprinus carpio*) of lake Kasumigaura, Japan. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **53**: 348-354.
- Alcalde R y M. I. Gil. 2000. Investigación de sustancias tóxicas en tejidos de peces del sistema río Colorado, Embalse casa de Piedra. En: Programa de relevamiento y monitoreo de calidad de aguas del sistema río Colorado, Embalse Casa de Piedra. Comité Interjurisdiccional del río Colorado, Secretaría de la Nación, Capítulo III: 64-76.
- Ali M. H. H y M. R. A. Fishar. 2005. Accumulation of trace metals in some benthic invertebrate and fish species relevant to their concentration in water and sediment of lake Qarun, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, **31** (1): 289-301.
- Allen-Gil S. M., C. P. Gubala, D. H. Landers, B. K. Lasorsa, E. A. Crecelius y L. R. Curtis. 1997. Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in U. S. Arctic lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16** (4): 733-741.
- Alonso M.F., P. H. Vigliano, P. J. Macchi, D. Milano, A. Denegri y G. Lippolt. 1997. Extensive fish surveys from lakes of Atlantic and Pacific basins on the Andean Region of Northern Patagonia. VII International Conference on lakes and Management. Lacar, Argentina.
- Amundsen P. A., F. J. Staldvik, A. A. Lukin, N. A. Kashulin, O. A. Popova y Y. S. Reshetnikov. 1997. Heavy metal contamination in freshwater fish from the border region between Norway and Russia. *The Science of The Total Environment*, **201**: 211-224.



Amundsen P.A., N. A. Kashuin, I.M. Koroleva, K. Ф. Gjlland, P. M. Terentjev, C. Lien, L. DalsbФ, S. S. Sandimirov, L. P: Kudryavtseva y R. Knudsen. 2006. Environmental monitoring of fish in The Paz watercourse. Sub report of interreg project "development and implementation of an integrated environmental monitoring and assessment system in the joint Finnish, Norwegian and Russian border area (2003-2006).

Andres S., F. Ribeyre, J. M. Tourencq y A. Boudow. 2000. Interspecific comparison of cadmium and zin contamination in the organ of four fish species along a polymetallic pollution gradient (Lot River, France). *The Science of The Total Environment* **248**: 11-25.

Arribére M, S. Ribeiro Guevara, D. Bubach y P. Vigliano. 2006. Trace elements as fingerprint of lake of provenance and species of some native and exotic fish of northern patagonian lakes. *Biological Trace Elements Research*, **111**: 71-95. Permiso otorgado para su publicación por el Honorable Consejo Académico Res. 173/05

Arribére M. A., L. Campbell L., A. Rizzo, M. Arcagni, J. Revenga y S. Ribeiro Guevara. 2009. Trace elements in plancton, benthic organisms and forrage fish of lake Moreno, Northern Patagonia, Argentina. Enviado a: *Water, Air and Soil Pollution*.

Astoraga-España M. S., E. M. Peña-Méndez y F. J. García-Montelongo. 1999. Application of principal component analysis to the study of major cations and trace metals in fish from Tenerife (Canary Islands). *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, **49**: 173-178.

Austin, B. 1999. The effects of pollution on fish health. *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement*, **85**: 234S-242S.

Avery S. V. 1996. Fate of Caesium in the environment: distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystems. *Journal Environment Radioactivity*, **30**: 139-171.

Baffico G. 1999. Perifiton. Alcalde R., H. Labollita y F. Pedrozo (Eds). En: *Lago Nahuel Huapi: Estudio de calidad de aguas*. Capítulo 2, parte II: 1-11.

Baigún C. y R. Ferriz. 2003. Distribution patterns of native freshwater fishes in Patagonia (Argentina): *Organisms Diversity & Evolution*, **3**: 151-159.

Baikey, G. D. 1987. Bibliography of soil taxonomy 1960-1979. Report. Commonwealth Agricultural Bureaux, International, Wallingford.

Bajc Z., K. S. Gacnik, V. Jencic y D. Z. Doganoc. 2005. The contents of Cu, Zn, Fe, and Mn in Slovenian freshwater fish. *Slovenian Veterinary Reseach*, **42** (½): 15-21.

Barber L. B., S. H. Keefe, G. K. Brown, H. E. Taylor, R. C. Antweiler, D. B. Peart, T. I. Plowman, D. A. Roth y R. D. Wass. 2003. Organic and trace element contaminants in water, biota, sediment, and semipermeable membrane devices at



the Tres ríos treatment wetlands, Phoenix, Arizona. Water-Resources Investigations. U. S. Geological Survey. Report 03-4129.

Bargelloni L., R. Scudeiro, E. Parisi, V. Carginale, C. Capasso y T. Patarnello. 1999. Metallothioneins in Antarctic fish: Evidence for independent duplication and gene conversion. *Molecular Biology Evolution*, **16** (7): 885-897.

Barlas N. 1999. A pilot study of heavy metal concentration in various environments and fishes in the upper Sakara river Basin, Turkey. *Environmental Toxicology*, **14**: 367-373.

Beckvar N., J. Field, S. Salazar y R. Hoff. 1996. Contaminants in Aquatic Habitats at hazardous waste sites: Mercury. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 100.

Beeby A. 2001. What do sentinels stand for?. *Environmental Pollution*, **112**: 285-298.

Bell A. H. y B. Csudder. 2005. Bioaccumulation of mercury in riverine periphyton. Geological Survey Washington DC.- Report Number A029934: 13 pp.

Bjerregaard P., B. W. Andersen y J. C. Rankin. 1999. Retention of methyl mercury and inorganic mercury in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (W): effect of dietary selenium. *Aquatic Toxicology*, **45**:171-180.

Bodaly R. A., J. W. Rudd y R. J. P. Fudge. 1993. Mercury concentrations in fish related to size of remote Canadian Shield Lakes. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**: 980-987.

Boudou A. y F. Ribeyre. 1997. Mercury in food web: accumulation and transfer mechanisms. En: *Metal ions in biological systems*. Astrid Sigel and Helmut Sigel (Eds). Marcel Dekker, INC, New York. 34. Capítulo 10: 289-319.

Boutron C. F., J. P. Candelone y S. Hong. 1995. Greenland snow and ice core: Unique archives of large-scales pollution of the troposphere of the Northern Hemisphere by lead and other heavy metals. *The Science of the Total Environment*, **160/161**: 233-241.

Bowen H. J. M. 1979. *Environmental Chemistry of the elements*. Academic Press Inc, London.

Brasil D. B., R. Almeida, E. L. Nascimento, R. C. Cavalgante Oliveira, R. K. Miyai, W. Rodrigues Bastos y E. G. Da Silveira. 2004. Mercury in Ictiofauna of Samuel Hydroelectric Reservoir Amazon-Brazil. En: *Mercury as global pollution*. 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Ljubljana. Part 2: 865-868.

Brown T. L., H. E. Lemay y J. R. Burnsten. 1998. *Química, la ciencia central*. Editorial Prentice-Hall Hispanoamericana, México, 5^{ta} edición.



Bubach D. F., M. A. Arribére, S. Calvelo, S. Ribeiro Guevara y G. Román Ross. 1998. Characterization of minor and trace element contents of *Protousnea magellanica* from pristine areas of Northern Patagonia. *Lichens*, **2**: 1-07.

Bubach D.F., M.A. Arribére, S. Ribeiro Guevara y S. Calvelo. 2001. Study on the feasibility of using transplanted *Protousnea magellanica* thalli bioindicators of atmospheric contamination. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **250** (1): 99-104.

Buria L. 2001. Distribución Intralacustre y uso de hábitat de *Percichthys trucha* determinados mediante transmisores ultrasónicos. Trabajo de licenciatura presentado en el Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue.

Burleson M. L. 1995. Oxigen availability: sensory systems. En: *Environmental and Ecological Biochemistry*. Hochachka P.W. y T. P. Mommsen (Eds). Elsevier. Capítulo 1: 1-18.

Burton, C. 2002. Effects of urbanization and long-term rainfall on the occurrence of organic compounds and trace elements in reservoir sediments cores, streambed sediments, and fish tissue from the Santa Ana river basin, California, 1998. U. S. Geological Survey. Water-Resources investigations Report 02-4175.

Bury N. R., P. A. Walker y C. N. Glover. 2003 (a). Nutritive metal uptake in teleost fish. *The Journal of Experimental Biology*, **206**: 11-23.

Bury N.R. y M. Grosell. 2003. Waterborne iron acquisition by a freshwater teleost fish, zebrafish *Danio rerio*. *The Journal of experimental Biology*, **206**: 3529-3535.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas, Fascículo 1. En: *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Editorial Acme S. A. C. I. Buenos Aires.

Cadawallader P. L. y P. L. Rogan. 1977. The Macquarie perch, *Macquaria australasica* (Pises: Percichthyidae) in lake Eildon, Victoria. *Australian Journal of Ecology*, **2**: 409-418.

Calvelo S., N. Bacalá, M. Arribére, S. Ribeiro Guevara y D. Bubach. 1997. Analytical and statistical analysis of elemental composition of lichens. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **222** (1/2): 99-104.

Calvelo S., N. Bacalá, M. Arribére, S. Ribeiro Guevara y D. Bubach. 1998. Concentration of biological related elements of foliose and fruticose lichens from Nahuel Huapi National Park (Patagonia), analyzed by INAA. *Sauteria*, **9**: 263-272.

Cameron, J. N. y D. E. Wohschlag. 1969. Respiratory response to experimentally induced anaemia in the pinfish (*Lagodon rhomboids*). *Journal of Experimental Biology*, **50**: 307-317.

Campbell L. M, R. J. Norstrom, K. A. Hobson, D. C. G. Muir, S. Backus y A. T. Fisk. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web



(northwater polynya, Baffin Bay). *The Science of the Total Environment*, **351-352**: 247-263.

Campbell L. M., A. T. Fisk, X. Wang, G. Köck y D.C.G. Muir. 2005. Evidence for biomagnification of rubidium in freshwater and marine food webs. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, **62**: 1161-1167.

Cappelletti N., M. Williamson, D. C. G. Muir, J. Laschi y J. C. Colombo. 2005. Éteres de difenilos polibromados (PBDE) en sábalo (*Prochilodus lineatus*) de la cuenca del Plata. XXIV. Jornadas Interdisciplinarias de Toxicología ATA- VI Congreso ALAMCTA Mendoza, 1-5 Noviembre. *Acta Toxicológica Argentina*, **13**: p. 40

Cappelletti N., M. Williamson, D. C. G. Muir y J. C. Colombo. 2006. Éteres de difenilos polibromados en material sedimentable y sábalo de la costa sur del río de la Plata. VI Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Puerto Madryn, 4-8 diciembre: p. 134.

Carrikiriborde P., R. D. Handy y S. J. Davies. 2004. Physiological modulation of iron metabolism in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed low and high iron diets. *The Journal of Experimental Biology*, **207**: 75-86.

Castilhos Z. C., S. Rodrigues-Filho, A. P. Rodrigues, R. C. Villas Boas, M.M. Veiga y C. Beinhoff. 2004. Biomagnification of Hg in fish from gold mining affected Amazonian aquatic systems. In: Mercury as global pollution. 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant. Ljubljana. Part 1: 31-34.

Clearwater S. J., A. M. Farag y J. S. Meyer. 2002. Bioavailability and toxicity of dietborne copper and zinc to fish. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, **132**: 269-313.

Cleckner L. B., P. J. Garrison, J. P. Hurley, M. L. Olson y D. P. Krabbenhoft. 1998. Trophic transfer of methylmercury in northern Florida everglades. *Biogeochemistry*, **40** (2-3): 347-361.

Cleckner L. B., C. C. Gilmur, J. P. Hurley y D. P. Krabbenhoft. 1999. Mercury methylation in periphyton of the Florida everglades. *Limnology and oceanography*, **44** (7): 1815-1825.

Clements W. H. 2000. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization: an overview. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, **7**: 113-116.

Correa Luna H, R. C. Tolosa, y Monaglio. 1974. La conservación de la naturaleza: Parques Nacionales Argentinos. Servicio Nacional de Parques Nacionales. Buenos Aires.

Crawford, J. K. y S. N. Luoma. 1994. Guidelines for studies of contaminants in biological tissues for the National Water-Quality Assessment Program: U.S. Geological Survey Open-File Report 92-494.



Crock J. G., R. R. Seal, L. P. Gough y P. Weber-Scanneil. 2003. Results of elemental and stable isotopic measurements, and dietary composition of Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) collected in 2000 and 2001 from the Fortymile river watershed, Alaska. U. S. Department of the interior, U. S. Geological Survey (USGS). Report: 03-057.

Cruzate G. A., C. López, J. Ayesa y J. L. Panigatti. 2006 (a). Suelos y Ambientes, Neuquén-Argentina. INTA-50 años.

Cruzate G. A., C. López, J. Ayesa y J.L. Panigatti. 2006 (b). Suelos y Ambientes, Río Negro-Argentina. INTA-50 años.

Cruzate G. A. y J. L. Panigatti. 2006 (c). Suelos y Ambientes, Chubut-Argentina. INTA-50 años.

Curtis L. R. 1997. Heavy metal accumulation in sediment and freshwater fish in U. S. Arctic lakes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **16** (4): 733-741.

Cuvin Aralar M. A. y R. Furmess. 1991. Mercury and Selenium interaction: a review. *Ecotoxicology. and Environmental Safety*, **21**: 348-364.

Darnerud P. O., G. S. Eriksen, T. Jóhannesson, P. B. Larsen y M. Viluksela. 2001. Polybrominated diphenyl Ethers: Occurrence, Dietary Exposure and Toxicology. *Environmental Health Perspectives*, **109** (1): 49-68.

De Beers Canada Mining Inc., Snap Lake Diamond Project. 2002. Environmental Assessment Report. Fish Baseline data. Appendix IX. 11.

De Bruin M. 1990. Applying biological monitors and neutron activation analysis in studies of heavy-metal air pollution. *IAEA Bulletin* 4: 22-27.

De Santis C., B. S. Evans, C. Smith-keune y D. R. Jerry. 2008. Molecular characterization, tissue expression and sequence variability of the barramundo (*Lates clarifer*) myistatin gene. *BMC Genomics*, **9**:82: 1-15. <http://www.biomedcentral.com/1471-2164/9/82>.

Del Valle H. F. 1998. Patagonian soils: a regional síntesis. *Ecología Austral*, **8**: 103-123.

Díaz M., F. Pedrozo y N. Baccala. 2000. Summer classification of southern hemisphere temperate lakes (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, **5**: 213-229.

Díaz M., F. Pedrozo, C. Reynolds y P. Temporetti. 2007. Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologica*, **37**: 17-27.

Downs S. G., C. L. Macleod y J. N. Lester. 1998. Mercury in precipitation and its relation to bioaccumulation in fish: a literature review. *Water, Air, & Soil Pollution*, **108**: 149-187.



Driscoll, C. T., V. Blette, C. Yan, C. L. Schofield, R. Munson y J. Holsapple. 1995. The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. *Water, Air, & Soil Pollution*, **80** (1-4): 499-508

Duffus J. H. 2002. "Heavy Metals"-a meaningless term? (IUPAC technical report). *Pure Applied Chemistry*, **74** (5): 793-807.

Eastwood S. y P. Couture. 2002. Seasonal variations in condition and liver metal concentrations of Yellow perch (*Perca flavescens*) from a metal-contaminated environment. *Aquatic Toxicology*, **58**: 43-56.

Eisler, R. 1985 (a). Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Hazard Reviews (1-35), Biological Report 85 (1.2) U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler, R. 1985 (b). Selenium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Hazard Reviews (1-35). Biological Report 85 (1.5). U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler R. 1985 (c). Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review biological report 85 (1.2), Biological Report 85 (1.2). U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Contaminant Hazard Reviews (1-35), Biological Report 85 (1.10). U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Contaminant Hazard Reviews, Biological Report 85 (1-14). U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler, R. 1993. Zinc hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Contaminant Hazard Reviews (1-35), Biological Report 10. U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler, R. 1996. Silver hazard to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Contaminant Hazard Reviews (1-35), Biological Report 32. U. S. Fish and Wildlife Research Center.

Eisler, R. 1998. Copper hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. En: Contaminant Hazard Reviews (1-35), Biological Report 1997-0002. U. S. Fish and Wildlife Research Center.

EPA. 2000. Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment, status and needs. U. S. Environmental Protection Agency, Bioaccumulation Analysis Work Group, Washington, DC 20460.

Ezoe Y., C.H Lin, N. Mochioka y K. Yoshimura. 2001. The distribution of trace elements in tissues of fish living in acid environments of Yangmingshan National Park, Taiwan. *Analytical Sciences*: 17: 813-816.



FAO. 1982. Median International Standards. Appendix V.

Farkas A., J. Salánki y A. Specziár. 2003. Age- and Size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research*, **37**: 959-964.

Ferpozzi L., A. Turel, D. Vargas, R. Gonzáles, F. Butrón Ascona, A. Jara, D. Siehankiewicz y A. Casa. 2001. Datos geoquímicas multielemento y de ubicación de sitios de muestreo de sedimentos de corriente de plan Patagonia- Comahue. Hoja 4272-II San Martín de Los Andes Provincias de Neuquén y Río Negro. República Argentina. Instituto de Geología y Recursos Minerales (SEGEMAR).

Ferpozzi L., R. Viera, F. Butrón Ascona, C. Anielli, M. Jones, A. Casa y A. Jara. 2004. Datos geoquímicas multielemento y ubicación de sitios de muestreo de sedimentos de corriente, región Plan Patagonia-Comahue Geológico Minero Hoja 4372-II Esquel, provincia del Chubut, República Argentina. Instituto de Geología y Recursos Minerales (SEGEMAR).

Ferriz A., L. López y S. E. Gómez. 1998. Bibliografía de los peces continentales patagónicos. *Aquatec, Boletín técnico* (6): 1-12.

Fjeld E. y S. Rognerud. 1993. Use of path analysis to investigate mercury accumulation in Brown trout (*Salmo trutta*) in Norway and the influence of environmental factors. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, **50**: 1158-1167.

Förstner U. G. y T. W. Wittmann. 1983 (a). Metal concentration in river, lake, and Ocean waters. En: *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Study Edition. Capítulo C: 71-109.

Förstner U. G. y T. W. Wittmann. 1983 (b). Toxic Metals. En: *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Study Edition. Capítulo B: 3-68.

Förstner U. G. y T. W. Wittmann. 1983 (c). Metal transfer between solid and aqueous phases. En: *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer Study Edition. Capítulo E: 197-270.

Futter M. N. 1994. Pelagic food-web structure influences probability of mercury contamination in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *The Science of the Total Environment*, **145**: 7-12.

Ganong W. F. 2006. Regulación de la función digestiva. En: *Fisiología médica. El Manual Moderno*. Capítulo 26: 523-558.

Garty, I. 2001. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **20** (4): 309-371.

Gauthier P. J. y M. F. Le Cloarec. 1998. Variability of alkali and heavy metal fluxes released by Mt. Etna volcano, Sicily, between 1991 and 1995. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, **81**: 311-326.



Gerlach D., F. Frey, H. Moreno-Roa y L. López-Escobar. 1988. Recent volcanism in the Puyehue-Cordon Caulle region, Southern Andes, Chile (40.5°S): Petrogenesis of evolved lavas. *Journal of Petrology*, **29** (2): 333-382.

Giacosa R., N. Heredia y O. Césari. 1999. Geología y recursos minerales del sector rionegrino de las Hojas 4172-IV, San Carlos de Bariloche y 4172-II, San Martín de los Andes. Información Geológico Minera de la Provincia de Río Negro. Subsecretaría de la Nación, Gobierno de la Provincia de Río Negro. 123 pp.

Giordano R., P. Arata, L. Ciaralli, S. Rinaldi, M. Giani, A. M. Cicero y S. Costantini. 1991. Heavy metals in mussels and fish from Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, **22** (1): 10-14.

Grassom F., R. Clocchiatti, F. Carrot, C. Deschamps y V. Vurrof. 1999. Lichens in volcanic areas: Mt. Etna and volcano island (Italy). *Environmental Geology*, **37** (3): 207-217.

Gray B. R., W. R. Hill y A. J. Stewart. 2001. Effects of development time, biomass and ferromanganese oxides on nickel sorption by stream periphyton. *Environmental Pollution*, **112**: 61-71.

Grossell M., C. Nielsen y A. Bianchini. 2002. Sodium turnover rate determines sensitivity to acute copper and silver exposure in freshwater animals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, **133**: 287-303.

Heinen J. M. 1995. Uptake, bioaccumulation, and food safety regulations for elements of possible concern in mine waters used for culture of rainbow trout. E. M. y M. R. Jenkins (Eds). En: *Water quality criteria, uptake, bioaccumulation, and public health considerations for chemicals of possible concern in west Virginia mine waters used for culture of Rainbow trout*. Wade. The Conservation Fund Freshwater Institute, Virginia: EEUU: 1-50.

Heinz G. H. y D. J. Hoffman. 1998. Methylmercury chloride and selenomethionine interactions on health and reproduction in mallards, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **17** (2): 139-145.

Heiskary S. A. y D. D. Helwig. 1986. Mercury levels in northern pike, *Esox lucius*, relative to water chemistry in northern Minnesota lakes. *Lake Reservoir Management*, **2**: 33-37.

Helfman G. S., B. B. Collette y D. E. Facey. 1999 (a). Homeostasis. En: *The diversity of fishes*. Blackwell Science. Capítulo 7: 81-100.

Helfman G. S., B. B. Collette y D. E. Facey. 1999 (b). Individualas, populations, and assemblages. En: *The diversity of fishes*. Blackwell Science. Capítulo 23: 406-425.

Helfman G. S., B. B. Collette y D. E. Facey. 1999 (c). Individuals, populations, and assemblages. En: *The diversity of fishes*. Blackwell Science. Capítulo 23: 406-425.



Hellou J., V. Zitko, J. Friel y T. Alkanani. 1996. Distribution of elements in tissues of Yellowtail flounder *Pleroneectes ferruginea*. The Science of the Total environment, 181: 137-146.

Hermanutz R. O., K. N. Allen, T. H. Roush y S. F. Hedtke. 1992. Effects of elevated selenium concentration on Bluegills (*Lepomis macrochirus*) in outdoor experimental streams. Environmental Toxicology and Chemistry, 11:217-224.

Higgins D. K. 2006. Fish population dynamics and concentrations of selected trace-elements in salmonid tissues and aquatic invertebrates, lower Bryant Creek and East Fork Carson river, Douglas County, Nevada, 2001. U. S. Fish and Wildlife Service, Nevada Fish and Wild Office, Division of Environmental Quality. Final Report EC 34.10.7.7.1.

Hodson P. V., D. J. Spry y B. R. Blunt. 1980. Effects on Rainbow trout (*Salmo gairdneri*) of a chronic exposure to waterborne selenium. Canadian Journal Fish Aquatic Science, 37: 233-240.

Hoffman D. J. y G. H. Heinz. 1998. Effects of mercury and selenium on glutathiones metabolism and oxidative stress in mallard ducks. Environmental Toxicology and Chemistry, 17 (2): 161-166.

Hogstrand C., G. Lithner y C. Haux. 1991. The importance of metallothionein for the accumulation of copper, zinc and cadmium in environmentally exposed perch, *Perca fluviatilis*. Pharmacology & Toxicology, 68: 492-501.

Ishikawa Y., K. Yamada, N. Nonaka, K. Marumo y T. Ueda. 1995. Size-dependent concentrations of radiocesium and stable elements in muscles of flathead *Hippoglossoides dubius*. Fisheries Science, 61 (6): 981-985.

Ikemoto T, Tu NP, N. Okuda, A. Iwata, K. Omori, S. Tanabe, B. C. Tuyen e I. Takeuchi. 2008. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in the Mekon delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. Archieves of environmental contamination and toxicology, 53 (3): 504-515.

Kasamatsu F. y Y. Ishikawa. 1997. Natural variation radionuclide ¹³⁷Cs concentration in marine organisms with special reference to the effect of food habits and trophic level. Marine Ecology Progress Series, 160: 109-120.

Kashulin N. A., P. A. Amundsen, I. M. Koroleva, P. M. Terentjev, K. O. Gjelland, S. S. Sandimirov, L. P. Kudryautseva, M. Örn, D. N. Morozov, C. Lien, L. Dalsbo y R. Knudsen. 2006. State of fish populations in small forest lakes in Norwegian, Finnish and Russian area. Sub report of the interreg projet "Development and implementation of an integrated environmental monitoring and assessment system in the joint Finnish, Norwegian and Russian border area (2003-2006).

Kehrig H.A., O. Malm y I. Moreira. 1998. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. The Science of the Total Environment, 213: 263-271.

- Kidd M, W. Giddings y E. M. Giddings. 2004. Trace Elements and Organic Compounds in sediments and fish tissue from the Great Salt Lake Basins, Utah, Idaho y Wyoming, 1998-99. U. S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 03-4283.
- Kiffney P. M. y W. H. Clements. 1993. Structural responses of benthic macroinvertebrate communities from different stream orders to zinc. *Environmental toxicology and Chemistry*, **13** (3): 389-395.
- Kist A. A. 1994. Use of nuclear analytical techniques in bioenvironmental studies. *Biological Trace Elements Research*, **259**: 43-45.
- Klaver kamp J. F.; D. A. Holdgins y A. Lutz. 1983. Selenium toxicity and mercury selenium interactions in juvenile fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **12** (4):405-413.
- Kolthoff I. M., P. J. Elving y V. Krivan, Eds. 1986. *Treatise on Analytical Chemistry*. Part1 Vol 14. 795 pp
- Kotze P., H. H. Du Preez y J. H. J. Van Vuren. 2006. Bioaccumulation of copper and zinc in *Oreochromis mossambicus* and *Clarias gariepinus*, from the Olifants river, Mpumalanga, south Africa. *Water SA*, **25** (1): 99-110.
- Kuznetsova A. I., O. V. Zarubina y G. A. Leonora. 2002. Comparison of Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Sn, Mo concentration in tissues of fish (Roach and Perch) from lake Baikal and Bratsk reservoir, Russia. *Environmental Geochemistry and Health*, **24**: 205-213.
- Labollita H., R. Alcalde, M. Manuel, F. Pedrozo y P. Temporetti. 1999. Calidad de Aguas. Alcalde R., H. labollita y F. Pedrozo (Eds). En: Lago Nahuel Huapi: Estudio de calidad de aguas. Capítulo1: 1-18.
- Lall S. P. 2002. The minerals. En: *Fish Nutrition*. J. E. Halver y R. W. Ardí (Eds). Third edition. Elsevier, Capítulo 5: 259-308.
- Lamas S., J. A. Fernández, J. R. Aboal y A. Carballeira. 2007. Testing the use of juvenile *Salmo trutta* L. as biomonitors of heavy metal pollution in freshwater. *Chemosphere*, **67**: 221-228.
- Lami A., P. Guilizzoni, A. Marchetto, R. Bettinetti y D. J. Smith. 1998. Palaeolimnological evidence of environmental changes in some high altitude Himalayan lakes (Nepal). *Limnology of High Altitude lakes in the Mt. Everest Region (Nepal)*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiología*, **57**: 107-130.
- Lehninger A. L.; D. L. Nelson y M. M. Cox. 1993. Oxidative phosphorylation and photophosphorylation. En: *Principles of biochemistry*. WH Freeman y Co. Capítulo 18: 542-597.
- Lemly, A. D. 1985. Ecological basis for regulating aquatic emissions from the power industry. The case with selenium. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **5**: 465-486.

- Lemly, D. 1999. Selenium impacts on fish: an insidious time bomb. *Human and Ecological Risk Assessment*, **5** (6): 1139-1151.
- Lemly, A. D. 1993. Guidelines for evaluating selenium data from aquatic monitoring and assessment studies. *Environmental Monitoring Assessment*, **28**: 83-100.
- León R. C., D. Bran, M. Collantes, J. M. Paruelo y A. Soriano. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecología Austral*, **8**: 125-144.
- Linde A. R., P. Arribas, S. Sánchez-Galán, y E. García-Vázquez. 1996. Eel (*Anguilla anguilla*) and Brown trout (*Salmo trutta*) target species to assess the biological impact of trace metal pollution in freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **31** (3): 297-302.
- Lizúain A. 1999. El Jurásico y Cretácico de la Patagonia y Antártida. I Estratigrafía y evolución del jurásico y Cretácico de la Cordillera Patagónica Septentrional. En: *Geología Argentina*. Caminos, R. (Ed.) Instituto de Geología y Recursos Minerales, *Anales* **29** (17): 433-556.
- López-Escobar L., M. Parada y H. Moreno 1992. A contribution to the petrogenesis of Osorno and Calbuco volcanoes, Southern Andes (41°00'-41°30'S): comparative study. *Revista Geológica de Chile*, **19** (2): 211-226.
- López-escobar L., M. Parada, R. Hickey-Vargas, F. Frey, P. Kempton, y H. Moreno. 1995. Calbuco Volcano and minor eruptive centres distributed along the Llinquiñe-Ofqui Fault Zone, Chile (41°-42° S): contrasting origin of andesitic and basaltic magma in the Southern Volcanic Zone of the Andes. *Contribution Mineralogy Petrology*, **119**: 345-361.
- Llyinskaya E. 2007. Volcanic emission of gas and particles in sustained tropospheric plumes. International Conference on Evolution, Transfer and Volcanic Gases. Taipei, Taiwán.
- Macchi P. J., M. A. Pascual y P. H. Vigliano. 2007. Differential piscivory of the native *Percichthys trucha* and exotic salmonids upon the native forage fish *Galaxias maculatus* in Patagonia Andean lakes. *Limnologia*, **37**: 76-87.
- Macchi P. J., V. E. Cussac, M. F. Alonso y M. A. Denegri. 1999. Predation relationships between introduced salmonids and native fish fauna in lakes and reservoirs in northern Patagonia. *Ecology of Freshwater Fish*, **8**: 277-236.
- Macchi P. J. 2004. Respuestas poblacionales de *Galaxias maculatus* a la depredación por parte de *Percichthys trucha* y los samónidos introducidos en la Patagonia. Tesis de Doctorado, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina.
- Macchi P. J., R. Papa Gobbi y M. F. Alonso. 2008. Determinantes ambientales que influyen sobre los hábitos alimenticios de *Galaxias maculatus* en los lagos de

la Patagonia norte. IV Congreso Argentino de Limnología, San Carlos de Bariloche. 46 p.

Mahan B. H. 1977. Química, curso universitario. Fondo Educativo Interamericano, S. A. Segunda Edición.

Malvárez A. I., P. Kandus y A. Carbajo. 2004. Distribución regional de los turbales en Patagonia (Argentina y Chile). En: Los turbales de la Patagonia: bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Blanco D. E. y V. M. de la Balze (Eds). *Wetland* (19): 23-28.

Malvicini L. y Valles J. M. 1984. Metalogenesis. En: Geología y Recursos Naturales de la Provincia de Río Negro. Ramos V. (Ed). IX° Congreso Geológico Argentino. Asociación Geológica Argentina. Capítulo III-5: 649-662.

Marcovecchio J. E. y V. J. Moreno. 1994. Cadmium, zinc and total mercury levels in the tissues of several fish species from La Plata river estuary, Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, **25**: 119-130.

Marins L. F., J. A. Levy, J. M. Folch y A. Sanchez. 2003. A growth hormone-based phylogenetic analysis of euteleostean fishes including a representative species of the Atheriniformes Order, *Odontesthes argentinensis*. *Genetics and Molecular Biology*, **26** (3): 295-300.

Markert B., F. Pedrozo, W. Geller, K. Friense, S. Korhammer, G. Baffico, M. Díaz y S. Wolf. 1997. A contribution to the Study of The Heavy-metal and nutritional element status of some lakes in the southern Andes of Patagonia (Argentina). *The Science of the Total environment*, **206**: 1-15.

Marks P. J., D. Plaskett, I. C. Potter y J. S. Bradley. 1980. Relationship between concentration of heavy metals in muscle tissue and body weight of fish from the Swan-Avon estuary, Western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **31** (6): 783-793.

Martemyanov V. I. 2001. Ranges of the regulation of concentration of sodium, potassium, calcium, magnesium in plasma, erythrocytes and the muscular tissue of the Roach *rutilus rutilus* naturally. *Journal of Evolutionary Biochemistry and Physiology*, **37** (2): 108-111.

Marziali L., V. Lencioni, P. Parenti y B. Rossaro. 2008. Benthic macroinvertebrates as water quality indicators in Italian lakes. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, **13**: 51-59.

Mason B. 1960. Principios de geoquímica. Omega, Barcelona. 333 pp.

Mason R. P., J. M. Laporte y S. Andres. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of Mercury, Methylmercury, Arsenic, Selenium, and Cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **38** (3): 283-297.

Mathews T y N. S. Fisher. 2008. Trophic transfer of seven trace metals in a four step marine food chain. *Marine Ecology Progress Series*, **367**: 23-33.

- Mattig F. R., U. Ballin, H. Bietz, K. Giebing, R. Kruse y P. H. Becker. 1997. Organochlorines and Heavy metals in benthic invertebrates and fish from the back barrier of Spiekeroog. *Archives of Fishery and Marine Research*, **45** (2): 113-133.
- Matz A., T. Doyle, E. Snyder-Conn y D. Seagars. 2005. Metals in water, sediments, and fish of the Tetlin National Wildlife Refuge, Alaska, 1987-1992. U. S. Fish and Wildlife Service, Fairbanks Fish and Wildlife Field Office, Fairbanks, AK.
- Maury-Brachet R., G. Durrieu, I. El Adib y A. Boudou. 2006. Mercury distribution in fish organs and food regimes: significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *The Science of the Total Environment*, **368** (1): 262-270.
- Mercaldo-Allen R., M. A. Dawson, C. A. Kuropat y D. Kapareiko. 2003. Variability in blood chemistry of Yellowtail flounder, *Limanda ferruginea*, with regard to sex, season, and geographic location. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Technical Memorandum. NMFS-NE-180.
- Merritt K. K. 2002. Assimilation of methylmercury by green algae *Selastrum capricornium*. Master Thesis- University of Florida.
- Miquelarena A., H. L. López y L. C. Protogina. 1997. Los peces del Neuquén. 50 pag.
- Milano D. y P. H. Vigliano. 1997. Nuevos registros de *Galaxias platei* (Steindachner, 1989) en lagos Andinos-Patagónicos *Galaxiidae*, Salmoniformes. *Geotrópica*, **49**: 109-111.
- Monjeau A., S. Nazar Anchorena, V. Montoni Fernandez, J. Marquez, D. Alcalde, A. D'lorio, H. Galván, C. Denholm, A. Divicenzo y F. Gonzalez. 2005. Perfil de area protegida Argentina Parque Nacional Nahuel Huapi. *Park Watch*. 67 pag.
- Morgan J.J. 1991. Chemical processes in the environment, relevance of chemical speciation. Merian E. (Ed). En: *Metals and their compounds in the environment*. VCH Verlagsgesellschaft mb H, Weinheim. Capítulo 1.3: 67-79.
- Morgado M. E. y M. J. Bebianno. 2005. A mussel match in the ria Formosa lagoon. *Ciencias marinas*, **31** (1B): 231-234.
- Mosello R., S. Arisi y P. Bruni. 2004. Lake Bolsena (central Italy): an updating study on its water chemistry. *Journal of Limnology*, **63** (1): 1-12.
- Mueller K. A., E. Snyder-Conn y M. Bertram. 1996. Water quality and metal and metalloid contaminants in sediments and fish of Koyukuk, Nowitna, and the northern unit of Innoko National Wildlife Refuges, Alaska, 1991: U. S. Fish and Wildlife Service, Fairbaks, AK, Technical Report NAES-TR-96-03.
- Munn M. D., S. E. Cox y C. J. Dean. 1995. Concentrations of mercury and other trace elements in walleye Smallmouth Bass, and Rainbow trout in Franklin D.

Roosevelt lake and the upper Columbian River, Washington, 1994. U. S. Geological Survey. Open file, Report 95-195.

Nash R. D., A. H. Valencia y A. J. Geffen. 2006. The origin Fulton's condition factor-setting the record straight. *Fisheries*, **31** (5): 236-238.

Naimo T. J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Biomedical and Life Sciences and Earth and Environmental Science*, **4** (6): 341-362.

Nauen C. E. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products, United Nations Food and Agriculture Organization.

Newman M. C. y C. H. Jagoe. 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. En: *Bioavailability Physical, Chemical, and Biological interactions*. Hamelink J. L., P. F. Landrum, H. L. Bergman y W. H. Benson (Eds). Capítulo 1: 39-61. A special publication of SETAC.

Nriagu J. O. y J. M. Pacyna 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, **333**: 134-139.

O'Connor J. P., D. J. O'Mahony y J. M. Mahony. 2005. Movements of *Macquaria ambigua*, in the Murria River, south-eastern Australia. *Journal of Fish Biology*, **66**: 392-403.

OECD. 1982. Eutrophication of water: monitoring, assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

Olsson P. E. y C. Hogstrand. 1987. Improved separation of Perch liver metallothionein by fast protein liquid chromatography. *Journal of Chromatography*, **402**: 293-299.

Olsson P. E., P. Kling, L. J. Erkel y P. Kille. 1995. Structural and functional analysis of the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) metallothionein-A gene. *European Journal of Biochemistry*, **230**: 344-349.

Olsvik P. A., P. Gundersen, R. A. Andersen y K. E. Zachariassen. 2000. Metal accumulation and metallothionein in two populations of brown trout, *Salmo trutta*, exposed to different natural water environments during a run-off episode. *Aquatic Toxicology*, **50**: 301-316.

Orban E., M. Masci, T. Navigato, G. Di Lena, I. Casini, R. Caproni, L. Gambelli, P. De Angelis y M. Rampacci. 2006. Nutritional quality and safety of Whitefish (*Coregonus lavaretus*) from Italian lakes. *Journal of Food Composition and Analysis*, **19**: 737-746.

Oughton D. H. y B. Salbu. 1992. Stable caesium, rubidium and potassium distribution with reference to radiocaesium metabolism studies. *Radiation Protection Dosimetry*, **41** (2/4): 217-222.

Palace V. P., C. Baron, R. E. Evans, J. Holm y S. Kollar. 2004. An Assessment of the potential for selenium to impair reproduction in Bull trout, *Salvelinus*



confluentus, from an area of active coal mining. *Environmental Biology of Fishes*, **70**: 169-174.

Park K. S., N. B. Kim, Y. S. Kim, K. Y. Lee, S. K. Chun y Y. Y. Yoon. 1994. A survey of trace elements in fresh-water fish and rice along the Han River by Neutron Activation Analysis. *Biological Trace Element Research*, **43-45**: 229-337.

Pascual M., P.J. Macchi, J. Urbanski, F. M. Arcos, C. Riva Rossi, M. Novara, P. Dell'Arciprete. 2002. Evaluating potential effects of exotic freshwater fish from incomplete species presence-absence data. *Biological Invasions*, **4**: 101-113.

Pedersen J. y K. Meier. 2007. Identification of the Prolactin cDNA sequence in Atlantic herring (*Clupea harengus*). Atlung T. supervisor. Thesis. Roskilde University. Department of Science, Systems Models, Molecular Biology. <http://hdl.handle.net/1800/2234>.

Pedrozo, F. y P. Vigliano. 1995. Lago Nahuel Huapi. En: Catálogo de lagos y embalses de la Argentina. Calcagno A., M. J. Fioriti, F. Pedrozo, P. Vigliano, H. López, C. Rey, M.E. Razquin y R. Quirós Eds. Ministerio de Economía y Obras y servicios Públicos, Secretaría de Obras Públicas, Subsecretaría de Recursos Hídricos. Buenos Aires, Argentina.

Peters E. L., I. R. Schultz y M. C. Newman. 1999. Rubidium and Cesium kinetics and tissue distributions in Channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Ecotoxicology*, **8**: 287-300.

Peterson D. A. y G. K. Boughton. 2000. Organic Compounds and trace elements in fish tissue and bed sediment from streams in the Yellowstone river Basin, Montan and Wyoming, 1998. Part of the National Water-Quality Assessment Program. Cheyenne, Wyoming, U. S. Department of the interior, U. S. Geological Survey (USGS). Water-Resources investigations Report 00-4190.

Pickering A. D., T. G. Pottinger. 1995. Biochemical effects of stress. Hochachka P. W y T. P. Mommsen (Eds). En: *Biochemistry and Molecular biology of fishes: environmental and ecological biochemistry*. Elsevier. Capítulo 17: 349-379.

Pizzolon L, B. Rauddi y L. Arias. 1994. Flujo de iones principales en la cuenca del río Rivadavia (Noroeste de Chubut). I Congreso y III Reunión Argentina de Limnología; Tankay: 21-23. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Univ. Nac. De Tucumán, Argentina.

Pizzolon L. 1995. Lago Futalauquen. En: Catálogo de lagos y embalses de la Argentina. Calcagno A., M. J. Fioriti, F. Pedrozo, P. Vigliano, H. López, C. Rey, M.E. Razquin y R. Quirós Eds. Ministerio de Economía y Obras y servicios Públicos, Secretaría de Obras Públicas, Subsecretaría de Recursos Hídricos. Buenos Aires, Argentina.

Pizzolon. L. y L. Arias. 1995. Lago Rivadavia. En: Catálogo de lagos y embalses de la Argentina. Calcagno A., M. J. Fioriti, F. Pedrozo, P. Vigliano, H. López, C. Rey, M.E. Razquin y R. Quirós Eds. Ministerio de Economía y Obras y servicios

Públicos, Secretaría de Obras Públicas, Subsecretaría de Recursos Hídricos. Buenos Aires, Argentina.

Planas D., M. Desrosiers y S. Hamelin. 2004. Mercury methylation in periphyton biofilms. 7th International Conference on Mercury As a Global Pollutant.

Pongratz R., K. G. Herman. 1998. Production of methylated mercury and lead by polar microalga: A significant natural source for atmospheric heavy metals in clean room compartments. *Chemosphere*, **36** (9): 1935-1946.

Pyle G. G., J. W. Rajotte y P. Couture. 2005. Effects of industrial metals on wild fish populations along a metal contamination gradient. *Ecotoxicology and Environment Safety*, **61**: 287-312.

Queimaliños C. 2002. The role of phytoplanktonic size fractions in the microbial food webs in two north Patagonian lakes (Argentina). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **28**: 1236-1240.

Quirós R. 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **23**: 647-658.

Ramos V. 1999. Las provincias geológicas del territorio Argentino. Caminos R. (Ed). En: *Geología Argentina*. Instituto de Geología y recursos Minerales (SEGEMAR). 796 pp.

Rancitelli L. A., T. M. Tanner y J. M. Dean. The elemental content and retention of a Rainbow Trout. 1969. Pacific Northwest Laboratory. Annual report for 1968 to the usaec division of biology and medicine, Volumen II: Physical Sciences Part 2. Radiological Sciences. BNWL Part 2 UC-48: 142-146.

Ribeiro Guevara S., M. A. Arribére, S. Calvelo y G. Román Ross. 1995. Elemental composition of lichens at Nahuel Huapi National Park, Patagonia, Argentina. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **198** (2): 437-448.

Ribeiro Guevara S. y M. Arribére. 2002. ¹³⁷Cs fallout in Nahuel Huapi National Park, Patagonia, Argentina: historical records and profile measurements in lake sedimentary cores. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, **252** (1): 37-45.

Ribeiro Guevara S., J. Massafferro, G. Villarosa, M. A. Arribére y A. Rizzo. 2002. Heavy metal contamination in sediments of lake Nahuel Huapi, Nahuel Huapi National Park; Northern Patagonia, Argentina. *Water, Air & Soil Pollution*, **137**: 21-44.

Ribeiro Guevara S., A. Rizzo, R. Sánchez y M. Arribére. 2005. Heavy metal inputs in Northern Patagonia lakes from short sediment core analysis. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. **265** (3): 481-493.

Ribeiro Guevara S., M. A. Arribére, D. F. Bubach, P. Vigliano, A. Rizzo, M. Alonso y R. Sánchez. 2005. Silver contamination on abiotic and biotic compartments of

Nahuel Huapi National Park lakes, Patagonia, Argentina. *Science of The Total Environment*, **336**: 119-134.

Ribeiro Guevara S., D. Bubach, P.J. Macchi, P. Vigliano, M. Arribére y J. C. Colombo. 2006. Rb-Cs ratio as an indicator of fish diet in lakes of the Patagonia, Argentina. *Biological Trace Elements Research*, **111**: 97-119. Permiso otorgado para su publicación por el Honorable Consejo Académico Res. 173/05.

Rodríguez Cruzado S. 2003. Evaluación de la erosión hídrica en la cuenca del río Ñirihuau. Trabajo de especialización en gestión de Riesgos ambientales. Universidad Nacional del Comahue y Université de Poitiers: 39 pp.

Rollinson H. R. 1993. Using geological data: evaluation, presentation, interpretation. Longman Scientific & Technical. John Wiley & Sons, Inc. New York:

Román Ross G., S. Ribeiro Guevara y M. A. Arribére. 1995. Rare earth geochemistry in sediments of upper Manso river basin, Río Negro, Argentina. *Earth and Planetary Science Letters*, **133**: 47-57.

Román-Ross G., S. Ribeiro Guevara, M. A. Arribére, R. S. Sánchez y C.A. Díaz. 1997. Geoquímica de metales pesados y tierras raras en áreas prístinas y contaminadas del Parque Nacional Nahuel Huapi, Río Negro, Argentina. Informe Final, Contrato de Investigación OIEA 8409/RB.

Rowan D. J., J. B. Rasmussen. 1994. Bioaccumulation of radiocesium by fish: influence of physico-chemical factor and trophic structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **51**: 2388-2410.

Rowan D. J., L. A. Chant y J. B. Rasmussen. 1998. The fate of radiocesium in freshwater communities: why is biomagnification variable within and between species?. *Journal of Environmental Radioactivity*, **40** (1): 15-36.

Ruiz J. L. y J. M. Cebriá Gómez. 1990. Geoquímica de los procesos magmáticos. Rueda. Madrid. 168 pp.

Salam A. T. M. Ansari, N. Tariq & Q. A. Akhtar. 2002. Effect of body size on Metal concentrations in farmed *Cirrhinus mrigala*. *Asian Fisheries Science*, **15**: 329-334.

Sandor Z., I. Csengeri, M. B. Oncsik, M. N. Alexis y E. Zubcova. 2001. Trace metal levels in freshwater fish, sediment and water. *Environmental Science and Pollution Research*, **8** (4): 265-268.

Savino J. F. y R. A. Stein. 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. *Environmental Biology of Fishes*, **24**: 287-293.

Schaefer L. B. Fegley Jr. 2005. Alkali and halogen in volcanic gases on Io. *Icarus*, **173**: 454-468.

Schmit-Nielsen K. 1984. Alimento, combustible y energía. En: *Fisiología animal: adaptación y medio ambiente*. Omega. Capítulo 5: 121-150.

- SENASA. 2002. Productos de pesca. Resolución N° 555/2002 del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentario. Capítulo XXIII.
- Sharif A. K. M., M. Alamgir, A. I. Mustafa, M. A. Hossain y M. N. Amin. 1993. Trace element concentrations in ten species of freshwater fish of Bangladesh. *The Science of the Total Environment*, **138**:117-126.
- Simpson R. R. y A. J. Mapleston. 2002. Movements and habitat use by the endangered Australian freshwater Mary River cod, *Maccullochella peelii mariensis*. *Environmental Biology of Fishes*, **65**: 401-410.
- Sindayigaya E., R. Van Cauwenbergh, H. Robberecht y H. Deelstra. 1994. Copper, zinc, manganese, iron, lead, cadmium, mercury and arsenic in fish from Lake Tanganyika, Burundi. *The Science of the Total Environment*, **144**: 103-115.
- Sloman K. A, T. P. Morgan, D. G. Mc. Donald y C. M. Wood. 2003. Socially-induced changes in sodium regulation affect the uptake of water-borne copper and silver in the rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **135**: 393-403.
- Sonesten L. 2001. Land use influence on ¹³⁷Cs levels in perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.). *Journal of Environmental Radioactivity*, **55** (2): 125-143.
- Speck N.H., E. H Sourrille, S. Wijnhoud, W. Vofkheimer y J. A. Menendez. 1982. Sistemas Fisiográficos de la zona de Ingeniero Jacobacci-Maquinchao. Colección Científica, Tomo XIX: INTA.
- SRNyDS. 1993. Fuentes de agua bebida humana con tratamiento convencional. Ley 24.051, decreto 831/7. Anexo 2. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable.
- Stemberger R. S. y C. Y. Chen. 1998. Fish tissue metals and zooplankton assemblages of northeastern U. S. lakes. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**: 339-352.
- Sun L.-T y S.-S Jeng. 1998. Comparative zinc concentrations in tissues of common carp and other aquatic organisms. *Zoological Studies*, **37** (3): 184-190.
- Sundbom M., M. Meili, E. Anderson, M. Östlund y A. Broberg. 2003. Long-term dynamics of Chernobyl ¹³⁷Cs in freshwater fish: quantifying the effect of body size and trophic level. *Journal of Applied Ecology*, **40**: 228-240.
- Szarek-Gwizda E., A. Amirowicz. 2006. Bioaccumulation of trace elements in roach, silver bream, rudd and perch living in an inundated opencast sulphur mine. *Aquatic Ecology*, **40**: 221-236.
- Takizawa Y. 1979. Epidemiology of mercury poisoning. En: *The biogeochemistry of mercury in the environment*. Nriagu, J. O. (Ed). North-Holland, Inc. 325-365.



Temporetti P. 2006. Efecto a largo plazo de los incendios forestales en la calidad del agua de los arroyos en sub región Andino-Patagónica, Argentina. *Ecología Austral*, 16 (2): 157-166.

Tulonen T., M. Pihlström, L. Arvola y M. Rask. 2006. Concentration of heavy metals in food web components of small, boreal lakes. *Boreal Environment Research*, 11: 185-194.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Dirección de Bosques. 2002 (a). Mapa forestal de la provincia del Neuquén.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Dirección de Bosques. 2002 (b). Mapa forestal de la provincia de Río Negro.

Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal (UMSEF). Dirección de Bosques. 2002 (c). Mapa forestal de la provincia de Chubut.

Vattuone M. E., C.O. Latorre y P. R. Leal. 2005. Polimetamorfismo de muy bajo a bajo grado en rocas volcánicas jurásico-cretácicas al sur de Cholila, Chubut, Patagonia Argentina. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 22 (3): 315-328.

Velcheva. I. G. 2006. Zinc content in the organs and tissues of freshwater fish from the Kardjali and Studen Kladenets Dam lakes in Bulgaria. *Turkish Journal of Zoology*, 30: 1-7.

Venugobal B. y T. D. Luckey. 1975. Toxicity of non-radioactive heavy metals and their salts. En: heavy metal toxicity, safety and hormology. Luckey T. D., B. Venugobal & D. Hutcheson (Eds). Stuttgart: Thieme: 4-73 pps.

Vigliano P. H. 1996. Evaluación y manejo de recursos ícticos, (Código B923) del Programa de Recursos Acuáticos en Ambientes Patagónicos. Centro Universitario Bariloche (C.R.U.B), Universidad Nacional del Comahue (U.N.C). 1996 al 2000. (Código B 920.).

Vigliano P. H. 1998. Evaluación de recursos ícticos de lagos cordilleranos de Patagonia. 2000- 2002. Proyecto FONCyT N° 01-04080. Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica Argentina.

Vigliano P. H. y M. F. Alonso. Salmonid Introductions in Patagonia: a mixed blessing. En: Ecological and genetic implications of aquaculture. Kluwer Publications. En prensa.

Vigliano P. H., M. F. Alonso, M. A. Denegri, M. L. García Asorey, G. E. Lippolt, P. J. Macchi y G. Navone. 2002. Evaluación de los Recursos Icticos del Lago Trafal: Módulos I y II, Informe final. Autoridad Interjurisdiccional de la cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro (Eds.) Cipolletti, Argentina. 142 pp.

Vigliano P. H., P. Macchi, A. Denegri, M. F. Alonso, D. Milano, G. Lippolt y G. Padilla. 1999. Un diseño modificado y procedimiento de calado de redes agalleras para estudios cuali-cuantitativos de peces por estratos de profundidad en lagos araucanos. *Natura Neotropicalis*, 30 (1/2): 1-11.

- Vigliano P. H., M. F. Alonso, M. A. Denegri, M.I. García Asorey, G. E. Lippolt, P.J. Macchi y D. Milano. 2001. Estructura de las comunidades de peces de lagos y embalses patagónicos: estado actual del conocimiento y problemática. Simposio. Primer encuentro Binacional de Ecología (XX Reunión Argentina de Ecología y X Reunión de la Sociedad de Ecología de Chile S. C. de Bariloche 23 al 27 de abril de 2001).
- Wagner A. y J. Boman. 2003. Biomonitoring of trace elements in muscle and liver tissue of freshwater fish. *Spectrochimica Acta Part B*, 58:2215-2226.
- Wang Wen-Xiong. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243: 295-309.
- Wang W.X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, 243: 295-309.
- Wang W-X., K. Caihuan, K. N. Yu y P. K. S. Paul. 2000. Modeling radiocesium bioaccumulation in a marine food chain. *Marine Ecology Progress Series*, 208: 41-50.
- Ward N. I. 1984. Trace elements. Fifield F.W. y P. J. Haines (Eds). En: *Environmental Analytical Chemistry*. Blackie Academic & Professional. Capítulo 15: 321-351.
- Ward S. M.; R. M. Neumann. 1999. Seasonal variation in concentrations of mercury in axial muscle tissue of Largemouth bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 19: 89-96.
- Weatherhead M y M. R. James. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiología*, 462: 115-129.
- Welch P. S. 1952. *Limnology*. Part IV. Mc Graw. Hill Book Companay.
- Wegrzyn D. y Ortubay, S. 1991. Nuestros salmónidos. Dirección de Pesca, Ministerio de Recursos Naturales, Provincia del Río Negro.
- Wegrzyn D. y Ortubay, S. 2009. Salmónidos en Patagonia. Volumen I.
- Wetzel R. G. 1981. *Limnología*. El ciclo del Fósforo. Ediciones Omega. Capítulo 12: 195-221.
- Whitten K. W., R. E. Davis, M. L. Peck y G. G. Stanley. 2008. Química. Disoluciones. Editorial Latinoamericana. Capítulo 14: 500-545.
- Wolff, E. W., y D. A. Peel. 1985. The record of global pollution in polar snow and ice. *Nature*: 313: 535-540.
- Woods, C. M., B. R. McMahon y D. G. McDonald. 1979. Respiratory, ventilatory and cardiovascular responses to experimental anaemia in the starry flounder, *Platichthys stellatus*. *Journal of Experimental Biology*, 82: 139-162.



Wurts, W. A. 1987. An evaluation of specific ionic and growth parameters affecting the feasibility of commercially producing red drum (*Sciaenops ocellatus*). Doctoral dissertation. Texas A & M University, College station, TX.

Xue L., K. Qian, H. Qian, L. Li, Q. Yang y M. Li. 2006. Molecular cloning and characterization of the myostatin gene in croceine croaker, *Pseudosciaena crocea*. *Molecular Biology Rep*, **33**: 129-136.

Yamazaki M., Y. Tanizaki y T. Shimokawa. 1996. Silver and other trace elements in a freshwater fish, *Carasius auratus langsdorfii*, from the Asakawa river in Tokyo, Japan. *Environmental Pollution*. Vol 94, N°1: 83-90.

Zhao X., W-X Wang, K. N. Yu y P. K. S. Lam. 2001. Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish. *Marine Ecology Progress Series*, **222**: 227-237.

AGRADECIMIENTOS:

Esta tesis no hubiera sido posible sin la ayuda de muchas personas. En primer lugar, quería agradecer a Silvia Dutrus quien supo escuchar mis inquietudes acerca de hacer un monitoreo de los elementos en los peces de estos lagos, contactarme con Pablo Vigliano y los mates que me acercaba mientras despanzurraba los peces!!.

A Pablo Vigliano por todo, los muestreos, el apoyo brindado, sus historias con la cuales me divertí mucho!! y por contactarme con mi director Juan Carlos Colombo.

Al grupo de Pablo Vigliano: Amalia de Negri, Patricio Macchi, Gustavo Lippolt, Marcelo Alonso "el amarillo", Martín Gacia Azorey con lo cuales compartí los muestreos y la pasé muy bien a pesar de los de invierno, en los cuales se nos congelaban los dedos!!!. Lo mejor..... Bahía López en plena nevada en medio de la bahía.....!!! si no hubiera tenido que ir ó sí o sí a levantar las redes nunca hubiera vivido esa experiencia!!!



Bahía López, Muestreo de Invierno



A Patricio Macchi también por saberme escuchar, por los datos de los contenidos estomacales importantes en la evaluación de las concentraciones elementales en los tejidos de los peces en relación a la dieta.

A Pepe y Mauricio !! por el apoyo logístico, los matecitos calentitos!!! y esa comidita tan rica....!!!

A María Arribére y Sergio Ribeiro Guevara, mis jefes del laboratorio de Activación Neutrónica (LAAN), por ser impulsores de este proyecto, por haberme tenido paciencia con las distintas dificultades, especialmente por la enfermedad de mi mamá que me tuvo tiempo ocupada, por brindarme el espacio para que pudiera realizar este trabajo, muy importante que de otra manera se hubiera hecho más complicado para concretar. En particular, María por las sugerencias y revisión crítica del manuscrito.

A los operadores del RA-6 quienes irradiaron las muestras.

A la IAEA que financió el proyecto de dónde salió este trabajo de tesis!!.

A Juan Carlos Colombo por haber aceptado dirigir este trabajo, darme la orientación que necesitaba, por haberle dado importancia a elementos como el Rb y Cs, especialmente el Rb que de otra manera hubiera quedado desapercibido. Por su activa participación durante toda la tesis a pesar de estar lejos y sus críticas constructivas que me sacudieron un poco pero gracias a ellas tomé conciencia de mis errores.

A Arturo Kher por mostrarnos a lo maravilloso que es la estadística como herramienta y por sus prontas respuestas a mis inquietudes respecto a la misma a la distancia y tiempo bastante después de realizado los cursos.

A la Dra. Linda Campbell por facilitarme datos no publicados sobre el Rb en peces.



A los jurados Dra. Alejandra Volpedo, Dr. Claudio Baigún y al Dr. Alfredo Salibián por los valiosos aportes que enriquecieron esta tesis.

A Daniel Domínguez por la lectura crítica de las conclusiones generales y su ayuda con el Inglés para el resumen de la tesis.

A las "Chicas" mis compañeras de oficina (Andrea Rizzo, Romina Daga, Soledad Perez Catán y Marina Arcagni) por el aliento, su apoyo, sus consejos, por lo lindos momentos, charlas, mate, etc!!!!. A demás, en relación al trabajo de tesis a Sole por escuchar mis inquietudes, por dejar muchas veces sus cosas para entender mis planteos y tratar de encontrar explicaciones y por la lectura crítica de las conclusiones generales. A Andre por pasarme información sobre la vegetación y clima de la región. A Marina por facilitarme los papers que desde el Centro Atómico no podía bajar porque no estaban liberados, si duda fue de gran ayuda y las fotos del los lagos Rivadavia y Futalaufquen. Finalmente a Romi por facilitarme el mapa geológico de los lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi e indicarme sobre la influencia de los volcanes en las concentraciones de Rb y Cs en los peces y por facilitarme citas de los trabajos al respecto.

A los chicos del Laqab por su calidez, por haberme hecho sentir muy cómoda. A Charlie en particular por el aporte estadístico, por mostrarme esa maravillosa herramienta para describir los datos de esta tesis como es el Análisis de Componentes Principales.

A mis amigos, los que estuvieron, los que están por su apoyo, ánimo, interés, preocupación durante todo este tiempo (Paula, Fabián, Gaby Alejandro, Gaby Buamcha, Alexander, Karina, Karina Rüegg, Mariel, Mariela, Verónica, Lili, Mario, Marcelo, Caputom, Guille Laserna, Daniel, Virginia, Roberto, Nora, Gloria, Perla, Adri, Lina y Mara, a mis cuñados Susana, Gustavo y Diego y a los tíos de Dani (Teresa, Ramón, Filocha) y sus abuelas (doña Clara y doña María), a mis ex compañeras de Spining: Flavia y Gabriela y compañera de Natación Sandra y a la profe Pamela.



A las personas que siempre me han dado ánimo para seguir adelante. A todos les estoy muy agradecida.

Two handwritten signatures in black ink. The signature on the left is more cursive and appears to be 'H. Muñoz'. The signature on the right is more stylized and abstract, possibly 'L. B.'. Both signatures are written in a fluid, connected style.