



Universidad Nacional del Comahue
Centro Regional Universitario Bariloche

**ABUNDANCIA Y DISTRIBUCION DE
ELEMENTOS TRAZA POTENCIALMENTE
TOXICOS EN LA BIOTA DE LAGOS
NORPATAGONICOS**

Trabajo de Tesis para Optar al Título de Doctor en Biología

Mg. Jorge Eduardo Revenga

Directora: Dra. Linda Campbell

Codirectora : Dra. María Angélica Arribére

2012

**ABUNDANCIA Y DISTRIBUCION DE ELEMENTOS
TRAZA POTENCIALMENTE TOXICOS EN LAGOS
NORPATAGONICOS**



Autor
Jorge E. Revenga



Directora
Linda M. Campbell



Codirectora
Maria A. Arribere

RESUMEN/SUMMARY

ABUNDANCIA Y DISTRIBUCION DE ELEMENTOS TRAZA POTENCIALMENTE TOXICOS EN LAGOS NORPATAGONICOS

Se estudiaron la trofodinámica y algunos aspectos vinculados al riesgo toxicológico para la biota y los seres humanos, de cinco elementos químicos potencialmente tóxicos en comunidades de tres lagos pertenecientes a los Parques Nacionales Nahuel Huapi y Los Alerces (PNNH y PNLA respectivamente) en la Patagonia Norte, Argentina. Los elementos son: cromo (Cr), cobalto (Co), plata (Ag) (único elemento no esencial), arsénico (As) y selenio (Se). En estudios previos, el Cr, el Co y la Ag fueron asociados a contaminación antrópica en el área de estudio, y en el caso de este último metal, con niveles de concentración en hígados de peces situados entre los más altos informados a nivel global.

El presente estudio se enfocó a dos niveles: a) la biota en general del lago Moreno (cubetas oeste y este) (PNNH) y b) los peces de nivel trófico superior del mismo lago y de los lagos Futalaufquen (PNLA) y Nahuel Huapi (PNNH). Para ello, se realizaron entre 2004 y 2009 muestreos de las comunidades del plancton, bentos y necton por métodos convencionales. Los análisis de concentraciones de elementos se realizaron con la técnica de Activación Neutrónica Instrumental, en el laboratorio del mismo nombre, en el Centro Atómico Bariloche. La trofodinámica de los elementos se estudió mediante la técnica de cocientes isotópicos de isótopos estables de carbono (C) y nitrógeno (N), (que de notaremos $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ respectivamente), que se analizaron en el laboratorio canadiense Queen's Facility for isotope Research, at The Stable Isotope and ICP/MS Laboratory.

Del análisis de la fuente de C en la dieta de los organismos (bentolitoral o pelágica) del lago Moreno, surgió que no hay diferencias entre sus dos cubetas en relación con la trofodinámica de Ag, As y Co, pero sí en relación al Cr y Se aunque, en este último caso, sujeto a pruebas ulteriores. La evidencia reunida permite postular por primera vez, que la morfología de un lago (Moreno) influye en la trofodinámica del Cr y, probablemente, del Se.

En la biota del lago Moreno se observó un patrón general de biodilución de la Ag entre productores primarios y el pez pequeño puyen. Sin embargo, se encontró un patrón de biomagnificación cuando se incluyeron datos de toda la biota, y las concentraciones hepáticas de peces predadores. El presente es el primer estudio que evalúa la trofodinámica de la Ag e informa biomagnificación tejido-específica en un ecosistema de agua dulce.

Las concentraciones de Cr, Co y As presentaron patrones de biodilución en las dos cubetas del lago Moreno, mientras que el Se no presentó ningún patrón. En la cubeta oeste hubo mayores [Cr] en peces, probablemente por una mayor proporción de presas bentolitorales en su dieta.

Algunas tendencias observadas en toda la trama trófica del lago Moreno, se vieron reflejadas en el análisis por separado de los peces de nivel trófico superior del mismo lago y de los lagos Futalaufquen y Nahuel Huapi, considerados en conjunto. Así, tanto en toda la biota del lago Moreno como en los peces de nivel trófico superior, la fuente de C resultó importante para la trofodinámica del Cr; pero no para la del Co, As y Ag. Sin embargo, el patrón de biodilución observado en la biota del lago Moreno para Co y As, no se vio reflejado en los peces de los tres lagos considerados en conjunto.

Con relación al riesgo, las concentraciones de elementos medidas en músculo de **peces predadores de nivel superior de los diferentes lagos (fuente de exposición para seres humanos)**, permiten afirmar que, con las posibles excepciones del Cr (para el que no se han establecidos niveles de riesgo mínimo en términos de Cr total, sino de ciertos compuestos) y del As (en exposiciones crónicas), no existe evidencia de riesgo para la salud humana. En el caso de la Ag, se requerirían estudios experimentales de alimentación de vertebrados ictiófagos, como gaviotas y visones, con hígados de peces para evaluar su posible toxicidad.

PALABRAS CLAVE: Isotopos estables de carbono y nitrógeno, trofodinámica, elementos traza, oligoelementos, contaminación por plata, Lago Nahuel Huapi, Futalaufquen, Moreno

In this work we studied the trophodynamics of five potentially toxic trace elements, chromium (Cr), cobalt (Co), silver (Ag), arsenic (As) and selenium (Se), in the biota of 3 lakes belonging to Nahuel Huapi and Los Alerces National Parks (NHNP and LNP respectively), as well as some aspects of the toxicological risk for humans and biota. From the trace elements quoted above, Ag, Cr, and Co were associated in previous work with anthropogenic contamination, with concentrations of Ag in fish livers among the highest reported globally.

This study was focused at 2 levels, a) the whole biota of Lake Moreno (NHNP) and b) the top predator fish from the same lake and from Lakes Futalaufquen (LNP) and Nahuel Huapi (NHNP). Samples from plankton, benthos and nekton communities were taken between 2004 and 2009 through conventional methods. Elements concentrations were measured by using Instrumental Neutron Activation Analysis in Centro Atómico Bariloche. The trophodynamics of elements was studied through the C and N stable isotopes ratios technique, en “Queen’s Facility for Isotope Research, at The Stable Isotope and ICP/MS Laboratory at Queen’s University, Canada.

Concerning the trophodynamics of Ag, As and Co, the C source (benthic- littoral or pelagic) analysis in the diet of organisms from Lake Moreno, showed no differences between its 2 basins. On the opposite, between-basins differences arose concerning Cr and probably Se. Based on supporting evidence, the present work hypothesizes, for the first time, that the morphology of a lake (lake Moreno) influences the trophodynamics of Cr, and probably Se.

In the biota of Lake Moreno, a general pattern of biodilution of Ag was observed between primary producers and the forage fish *G. maculatus* when whole body [Ag] was analyzed. Nevertheless when considering the whole food web trend, and hepatic [Ag] of top predator fish, a biomagnification pattern was observed. The present work evaluates the trophodynamics and reports tissue-specific biomagnification of Ag in a whole fresh water ecosystem for the first time.

Chromium, Co and As showed biodilution patterns in the 2 basins of Lake Moreno whereas Se did not present any pattern. Furthermore, fish from the western basin had higher [Cr] that those from the eastern one, probably due to a higher proportion of benthic-littoral preys in their diets.

Some trophodynamic trends observed in the whole food web of Lake Moreno were reflected in top predator fish from the same lake and from the lakes Futalaufquen and Nahuel Huapi considered together. Both in the whole biota from Lake Moreno, and in top predator fish from the 3 lakes, the C source was important for Cr trophodynamics but not for Co, As and Ag. On the opposite, the biodilution pattern observed in the whole food web of Lake Moreno for Co and As, was not reflected in top predator fish from the 3 lakes.

Relative to risk, trace element concentrations measured in muscle tissue of top predator fish from different lakes (exposure source for humans) enable us to state that, with the possible exceptions of Cr (minimal risk levels are not set for total Cr) and chronic exposures to As, there is no risk evidence for human health. In the case of Ag,

experimental studies including fish eating vertebrates like the Kelp Gull and the endangered Southern River Otter, could be of interest.

KEY WORDS: Stable nitrogen and carbon isotopes, trophodynamics, trace elements, Silver pollution, lake Nahuel Huapi, Futalaufquen, Moreno.

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a:

Linda Campbell, mi directora, por sus estimulantes y permanentes desafíos para mejorar la calidad académica y por su ejemplo de increíble tenacidad.

A María Arribére, mi codirectora, por generar un clima de trabajo cordial, respetuoso y abierto a todas las ideas. Por su excepcional meticulosidad en el análisis de datos y por su permanente disponibilidad.

A Sergio Ribeiro Guevara por sus valiosos aportes y estimulantes comentarios sobre algunos manuscritos.

Al Sr. Ricardo Sánchez y a la lic. Marina Arcagni por su colaboración en el trabajo de campo; a la Dra. María Dieguez y la Dra. Claudia Queimaliños por su ayuda con los muestreadores de plancton; a la Dra. Romina Daga por la caracterización de sitios de muestreo; al Sr. J. Pérez por su colaboración con el muestreo de plancton y al grupo del Reactor RA-6 por la irradiación de las muestras.

A varios revisores anónimos por su valiosa crítica sobre las primeras versiones de los artículos derivados de esta tesis.

A quienes proporcionaron el financiamiento parcial para la realización de este proyecto, la ANPCyT (Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica) de Argentina (Proyectos PICT2005 33838 y PICT2003 1051) y The Canadian Government Department of Foreign Affairs and Trade Emerging Leaders in the Americas ELAP program.

También deseo agradecer muy especialmente a mi esposa Beatriz Davila, por su enorme esfuerzo y apoyo durante mis ausencias, y a mis hijas Agustina y Sofía, por ser mis hijas, y por su paciencia y acompañamiento a lo largo de estos años.

INDICE

Resumen/Summary	III/VI
Agradecimientos.....	VII
CAPITULO 1: INTRODUCCION GENERAL.....	1
1.1 LOS LAGOS NORPATAGONICOS	2
1.2 ELEMENTOS QUIMICOS EN LOS LAGOS.....	3
<i>1.2.1 Origen. Función biológica.</i>	
<i>Contaminación.....</i>	3
<i>1.2.2 Esencialidad. Toxicidad.</i>	
<i>Exposición.....</i>	4
<i>1.2.2.1 Procesos en el exterior de los organismos: especiación.....</i>	8
<i>1.2.2.2 Procesos de interfase. Absorción.....</i>	9
<i>1.2.2.3 Procesos en el interior de los organismos. Eliminación.....</i>	13
<i>1.2.3 Bioacumulación. Distribución.....</i>	14
<i>1.2.3.1 Transferencia trófica. Biomagnificación.....</i>	16
<i>1.2.4 Clasificación. Riesgo ecotoxicológico.....</i>	20
<i>1.2.5 Elementos químicos de este estudio.....</i>	22
<i>1.2.5.1 Cromo.....</i>	23
<i>1.2.5.2 Cobalto.....</i>	24
<i>1.2.5.3 Plata.....</i>	25
<i>1.2.5.4 Arsénico.....</i>	25
<i>1.2.5.5 Selenio.....</i>	27

1.3 ISÓTOPOS ESTABLES DE N Y C EN EL ESTUDIO DE ETPT.....	29
<i>1.3.1 Propiedades Químicas de los isótopos. Mediciones. Estándares Internacionales</i>	29
<i>1.3.2 Fraccionamiento isotópico</i>	31
<i>1.3.2.1 Carbono</i>	31
1.3.2.2 Nitrógeno	32
<i>1.3.3 Isótopos y transferencia trófica</i>	33
<i>1.3.3.1 Carbono</i>	33
<i>1.3.3.2 Nitrógeno</i>	34
<i>1.3.3.3 Relación N vs C</i>	35
1.4 HIPOTESIS (Principales).....	36
<i>1.4.1 Para las comunidades del lago Moreno</i>	36
<i>1.4.2 Para peces de los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno</i>	37
1.5 OBJETIVOS.....	38
<i>1.5.1 General</i>	38
<i>1.5.2 Particulares</i>	38
<i>1.5.2.1 Para las comunidades del lago Moreno</i>	38
<i>1.5.2.2 Para peces de los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno</i>	39
1.6 PLAN DE LATESIS.....	40
CAPITULO 2: MATERIALES Y METODOS	42
2.1 AREA DE ESTUDIO.....	42
<i>2.1.1 Los Lagos</i>	42

2.1.2 <i>La biota</i>	46
2.1.2.1 <i>Plancton</i>	46
2.1.2.2 <i>Bentos</i>	48
2.1.2.3 <i>Peces</i>	49
2.2 ANÁLISIS DE ELEMENTOS.....	50
2.3 ANALISIS DE ISOTOPOS ESTABLES.....	51
2.4 DISEÑO EXPERIMENTAL Y ESTADÍSTICA.....	53
2.4.1 <i>Comunidades del lago Moreno</i>	54
2.4.2 <i>Peces de distintos lagos</i>	56
2.5 TÉCNICAS DE MUESTREO Y ACONDICIONAMIENTO.....	57
CAPITULO 3: LA PLATA EN EL LAGO MORENO	60
3.1 INTRODUCCION.....	60
3.2 RESULTADOS Y DISCUSION	61
3.2.1 <i>Isótopos estables y trofodinámica</i>	61
3.2.1.1 <i>En toda la biota</i>	61
3.2.1.2 <i>Dentro de especies</i>	66
3.2.2 <i>Distribución de la plata</i>	67
3.2.2.1 <i>Invertebrados</i>	67
3.2.2.2 <i>Peces</i>	71
3.3 CONCLUSIONES.....	71
3.3.1 <i>Isotopos estables y trofodinámica</i>	71
3.3.2 <i>Distribución de la plata</i>	80

CAPITULO 4: CROMO, COBALTO, ARSENICO Y SELENIO EN LA BIOTA DEL LAGO MORENO	81
4.1 INTRODUCCION.....	81
4.2. RESULTADOS Y DISCUSION.....	84
4.2.1 <i>Trofodinámica de los elementos</i>	84
4.2.1.1 <i>Vías de transferencia</i>	84
4.2.1.2 <i>Tasas de transferencia</i>	98
4.2.1.3 <i>Distribución tisular en peces</i>	105
4.2.2 <i>Elementos en tejidos de peces, comparación con otros estudios. Riesgo humano</i>	106
4.3 CONCLUSIONES.....	113
4.3.1 <i>Trofodinámica de los elementos</i>	113
4.3.2 <i>Elementos en peces, comparación con otros estudios. Riesgo humano</i>	114
CAPITULO 5: CROMO, COBALTO, PLATA ARSENICO Y SELENIO EN PECES DE DISTINTOS LAGOS	116
5.1 NTRODUCCION.....	116
5.2 RESULTADOS Y DISCUSION.....	117
5.2.1 <i>Trofodinámica</i>	117
5.2.2 <i>Correlación entre concentraciones hepática y muscular</i>	124
5.2.3 <i>Patrón y diferencias entre lagos</i>	131
5.3 CONCLUSIONES.....	136
5.3.1 <i>Trofodinámica</i>	136

5.3.2 <i>Correlación entre concentraciones hepática y muscular</i>	140
5.3.3 <i>Patrón y diferencias entre lagos</i>	140
CAPITULO 6: CONCLUSIONES GENERALES	141
BIBLIOGRAFIA CITADA	144
APENDICE	164
TRABAJOS DE RESPALDO	165

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

El presente trabajo se centra en la transferencia trófica (pasaje desde la dieta al consumidor) de cinco elementos traza potencialmente tóxicos (ETPT). Los elementos son: cromo (Cr), cobalto (Co), plata (Ag), arsénico (As) y selenio (Se). Estos elementos pueden tener, en un cuerpo de agua, un origen natural o antrópico. En el primer caso, la fuente pueden ser depósitos geológicos de la propia cuenca, transportados vía atmosférica a zonas más o menos distantes, o movilizados por actividad volcánica (Campbell et al., 2007). En el segundo, el origen pueden ser desechos cloacales, industriales o agropecuarios que alcanzan el cuerpo de agua por vertido directo o a través de una vía indirecta. Es interesante subrayar que en la gran mayoría de los desechos de origen humano que alcanzan un cuerpo de agua, cabe esperar la presencia de ETPT (Luoma y Rainbow, 2008). Quizá esta presencia ubicua explique en parte que la cualidad de potencialmente tóxicos de diversos elementos químicos sea frecuentemente subestimada.

La potencial toxicidad de altas concentraciones, en el agua o la dieta, de ETPT como los incluidos en el presente estudio, y otros como el mercurio (Hg), cobre (Cu), plomo (Pb), cinc (Zn), etc., sobre seres humanos y diversos organismos acuáticos, ha sido documentada en numerosos estudios (de campo y de laboratorio) en las últimas décadas (ver por ejemplo Luoma y Rainbow, 2008; Mount, 2005). Cuando los efectos tóxicos se enfocan a nivel ecosistémico, sin embargo, subsiste cierta controversia (Luoma y Rainbow, 2008).

Los lagos norpatagónicos son en general ambientes con escaso impacto antrópico, excepto los lagos Nahuel Huapi y Lacar, que reciben desechos cloacales. En organismos acuáticos, se han informado concentraciones incrementadas de algunos elementos químicos como Cr y As, en zonas más próximas a asentamientos urbanos (lagos Nahuel Huapi y Moreno) que en un ambiente alejado tomado como control. Particularmente las concentraciones de Ag en el hígado de peces se encuentran entre las más altas informadas a nivel global (Ribeiro

Guevara et al., 2005a). El presente estudio se propone enriquecer el conocimiento sobre la presencia de ETPT en lagos norpatagónicos. Las preguntas que lo guían son: ¿las concentraciones de elementos en organismos de distintas comunidades son similares?; ¿qué relación existe entre las concentraciones observadas en la región y en otras partes del mundo, en organismos similares?; ¿son dichas concentraciones riesgosas para los seres humanos?; ¿el pasaje de los elementos a través de las tramas tróficas, modifica su concentración?.

Los conocimientos obtenidos en este trabajo pueden ser útiles para predecir efectos si el grado de contaminación aumenta. Además, aportan información adicional sobre la presencia de la Ag, elemento cuya forma iónica se considera uno de los tóxicos más potentes para la biota acuática (Eisler, 1996; Ratte, 1999).

1.1 LOS LAGOS NORPATAGÓNICOS

Los lagos norpatagónicos constituyen importantes reservorios de agua dulce y tienen un alto valor socio-económico no solo para los habitantes de la región sino para todo el País. Su aprovechamiento incluye actividades como la extracción de agua potable, la pesca recreativa de salmónidos y la práctica de deportes náuticos y su presencia se asocia a la calidad paisajística de la región, que constituye un polo de atracción turística a nivel nacional e internacional. Muchos de estos lagos, están además situados dentro de parques nacionales, por lo que varias de las especies que los habitan tienen el estatus de “especie protegida”.

Por su ubicación en una región de baja densidad poblacional y escaso desarrollo industrial los lagos norpatagónicos presentan, en general, un escaso o nulo nivel de contaminación a excepción de aquellos situados en zonas urbanas como el lago Nahuel Huapi, o periurbanas como el Lago Moreno. Sus aguas son en general muy transparentes, propias de su condición ultraoligotrófica (Queimaliños et al., 1999) lo que les confiere un aspecto de ambiente prístino.

Sin embargo, su condición de lagos de zona relativamente remota, no necesariamente impide su exposición a contaminantes, ya que existe una red de conectividades (a una escala espacial de cientos a miles de km) físicas,

biogeoquímicas, ecológicas, y económicas, todas con posibles impactos sobre los ecosistemas lacustres y las poblaciones humanas de sus riberas (ILEC, 2003; Alcamo et al., 2008).

En el caso del lago Nahuel Huapi, el mayor de los lagos norpatagónicos, los estudios ambientales deben considerar dos hechos principales. Por un lado, que abastece de agua a San Carlos de Bariloche, Villa La Angostura y Dina Huapi, localidades que, en conjunto, albergan más de 100.000 habitantes según datos oficiales (INDEC, 2001) y más de 120.000 habitantes según datos provisionales del censo de 2010. Cabe destacar que la población viene aumentando en la región con alta tasa de inmigración durante los últimos años y que aumenta notablemente la cantidad de habitantes en temporadas de alta ocupación turística. Por otro lado, el mismo lago recibe los efluentes de la planta de tratamiento de líquidos cloacales de S.C. de Bariloche. La calidad de sus aguas tiene también implicancias en relación con los criaderos de truchas arco iris, situados aguas abajo, en el lago Alicura, sitio principal de producción de esa especie en el País.

Distintos factores ambientales, ya sean naturales o culturales, pueden modificar desfavorablemente los equilibrios en los ecosistemas lacustres y eventualmente constituir un riesgo para la salud humana.

1.2 ELEMENTOS QUIMICOS EN LOS LAGOS

1.2.1 ORIGEN. FUNCIÓN BIOLÓGICA. CONTAMINACIÓN

Los elementos químicos presentes en la corteza terrestre están sujetos a ciclos biogeoquímicos **naturales** en los cuales son transportados entre la litósfera, la hidrósfera y la atmósfera. En los ecosistemas acuáticos, diversos elementos están naturalmente presentes, no sólo en los organismos vivos sino en el agua y los sedimentos de los cuerpos de agua. De esta presencia surge el concepto de

“**concentraciones naturales**” (=“**concentraciones de base**”). Dichas concentraciones están determinadas por las propiedades geoquímicas de la cuenca, la introducción de material orgánico natural, el material de erosión introducido por los afluentes y la deposición atmosférica (ICMM, 2007; USEPA, 2007).

Los elementos químicos desempeñan en los organismos vivos funciones estructurales, son además co-factores y centros activos de enzimas, y transportadores de electrones, iones, y gases atmosféricos. Intervienen también en el almacenamiento de energía química, en los mecanismos de activación de las membranas celulares y en la estabilidad conformacional de las biomoléculas (Toma, 1984). La presencia (cuali-cuantitativa) de los elementos en los organismos vivos se relaciona con su eficiencia para cumplir su función biológica y con su abundancia relativa en la biosfera (TGMI, 1978). Respecto a la eficiencia, resultan de importancia las propiedades químicas como el potencial redox y la capacidad para intervenir en reacciones acido-base. En cuanto a la abundancia, en la biosfera predominan en general elementos más livianos como hidrogeno (H), carbono (C), nitrógeno (N), oxígeno (O) y fósforo (P) (1-60 %); seguidos por sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), azufre (S) y cloro (Cl) (0.01-1%). Otros elementos como vanadio (V), Cr, manganeso (Mn), Co, Cu, boro (B), silicio (Si), Se, se encuentran a escala de “trazas” (< 0.01%) (Toma, 1984).

Esta abundancia relativa promedio puede, sin embargo, ser drásticamente modificada por la actividad humana, al alterar la movilización natural de algunos elementos entre la litósfera, la hidrósfera y la atmósfera, como muestran diversos estudios en las últimas décadas (Bjerregaard y Andersen, 2007). Así se produce la contaminación de ecosistemas acuáticos en diferentes grados y a diferentes escalas espaciales y temporales (ver por ejemplo Howard, 1998) con riesgo para la salud de distintas comunidades, incluyendo al hombre. Entre estas actividades que depositan, directa o indirectamente, elementos en los cuerpos de agua, se pueden citar la combustión de combustibles fósiles, incineración de basura, metalurgia, minería, uso de herbicidas y eliminación de desechos urbanos.

1.2.2 ESENCIALIDAD. TOXICIDAD. EXPOSICIÓN

Algunos de los elementos fueron seleccionados a través de la evolución, debido a su mayor disponibilidad y eficiencia. Así se incorporaron a sistemas químicos más complejos representados, por ejemplo, por las cadenas proteicas, y adquirieron características mejoradas y más específicas para sus funciones (Toma, 1984). Este proceso se tradujo en la existencia de **elementos esenciales** (aquellos necesarios para diversos procesos vitales). Para dichos elementos se observa un rango de concentración ([elementos]) adecuado a los organismos, denominado “ventana de esencialidad” (Hopkin, 1989). Dentro de esta ventana, los organismos han desarrollado mecanismos homeostáticos, variables según las especies, para regular la concentración interna de elementos. Cuando la concentración externa es demasiado baja o demasiado alta, se presentan problemas de **deficiencia o toxicidad** respectivamente (ICMM, 2007). Los valores de las ventanas de esencialidad, están determinados tanto por el rango de concentración del elemento en el hábitat natural de la especie, como por su capacidad homeostática. De modo que para un mismo ecosistema, la ventana de esencialidad puede variar en las distintas especies y, para una misma especie, puede variar en diferentes ecosistemas. (Boudou y Ribeyre 1997; ICMM, 2007).

Sean esenciales o no, la presencia de los elementos químicos en los organismos, además de estar sujeta a mecanismos de **adaptación** (evolutivos), está sujeta a respuestas de **aclimatación**, es decir un aumento de tolerancia a las bajas o altas concentraciones, operando a una escala de tiempo menor (que la evolutiva). Una consecuencia negativa tanto de la adaptación como de la aclimatación de ciertas especies a niveles altos de algunos elementos (esenciales o no esenciales), incluye la posibilidad de que sean transferidos, desde presas (dieta) resistentes a predadores (consumidores) no resistentes (ICMM, 2007).

En cuanto a la **exposición**, las fuentes de elementos químicos para los organismos acuáticos, son el **agua** y la **dieta**. En relación con ello existe un consenso general en que la principal fuente de elementos químicos para el plancton y otros organismos pequeños, debido a la alta relación superficie corporal/volumen es el agua y que, para los organismos de mayor tamaño, dicha fuente es la dieta (Fisk et al., 2003; Kidd, 1998; Weis y Weis, 1993; 1999).

Hasta comienzos de los años 90, los estudios sobre los efectos tóxicos de diversos elementos, principalmente metales, se enfocaron en general, en aquellos que ingresan a los organismos provenientes del agua, “waterborne metals”. Es decir, aquellos elementos no asociados a partículas (Mount, 2005). Estudios más recientes, en cambio, han destacado los efectos negativos de metales provenientes de la dieta en vertebrados e invertebrados acuáticos. A modo de ejemplos, Farag et al. (1995) Y Woodward et al. (1995) estudiaron la disminución del crecimiento de salmónidos alimentados con invertebrados expuestos a elementos como As, cadmio (Cd), Cu, Pb y Zn. En ambiente marino, Hornberger et al. (2000) estudiaron la asociación entre acumulación de Ag y Cu y el estatus reproductivo de almejas. En estudios de laboratorio, Hook y Fisher (2001a,b) y Fisher y Hook (2002) estudiaron daños en la fisiología reproductiva de copépodos marinos y cladóceros de agua dulce, debidos a Ag, Cd, Hg y Zn.

No obstante, en materia de efectos tóxicos, la complejidad de factores implicados, como se verá más adelante en esta misma sección, requiere precaución para realizar generalizaciones. Así lo reflejan estudios con resultados contradictorios respecto de los citados en el párrafo anterior. Por ejemplo, Metzler (2003) informó, a diferencia de Hook y Fisher (2001b), efectos tóxicos en *Ceriodaphnia dubia* expuesta a Cd disuelto en el agua, pero dichos efectos no se incrementaron alimentando a los cladóceros con fitoplancton expuesto al metal. De Schamphelaere y Janssen (2004) encontraron que el aumento de contenido de Cu de la dieta algal de *Daphnia magna* no aumentó la toxicidad del Cu diluido en el agua. Otros estudios resaltan la importancia de las fuentes de metales en relación con distintas especies (Grey, 2002, 2003; Paquin, 2002b; Reinfelder y Fisher, 1991).

Cualesquiera sean la fuente y el elemento en cuestión, los elementos químicos sufren procesos complejos desde que alcanzan un ecosistema acuático, hasta que ejercen efectos biológicos y/o son eliminados de un organismo (**Fig. 1.1**).

Estos procesos están regulados por múltiples variables, frecuentemente interconectadas. Según el lugar donde ocurren, y simplificando, podemos ordenar dichos procesos de la siguiente manera:

- a) Del exterior de los organismos. Se denominan también “especiación en el ambiente”.

- b) De interfase. Si la interfase es organismo–agua, los elementos interactúan con la membrana plasmática de los organismos unicelulares o con las membranas de las células branquiales de organismos pluricelulares. Si, en cambio la interfase es organismo–contenido gastrointestinal, los elementos

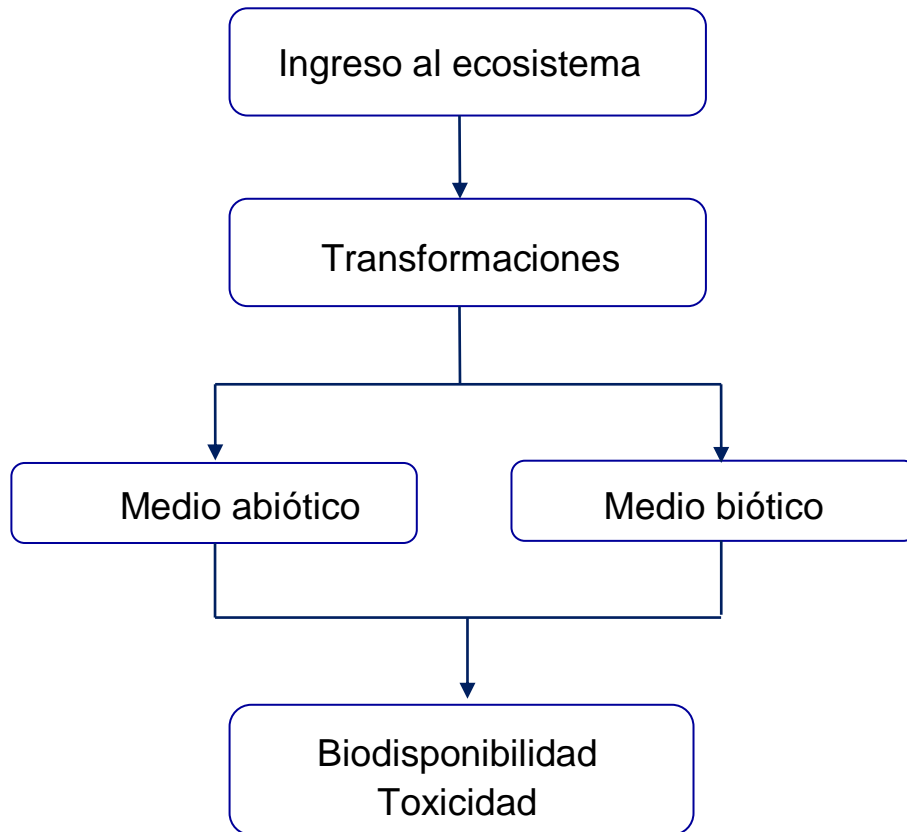


Figura 1.1. Dinámica de los elementos traza en los ecosistemas acuáticos desde su ingreso hasta la producción de efectos.

interactúan con las membranas plasmáticas de las células del tracto digestivo de animales pluricelulares.

- c) Del interior de los organismos. En este tipo de proceso, se da una especiación de los elementos, ya no en el ambiente exterior, sino en el interior de los

organismos (Campbell, Chapman y Hale, 2006; Castañé et al., 2003; Hamelink et al., 1994; Worms et al., 2006).

1.2.2.1 Procesos en el exterior de los organismos: especiación

El término “especiación” designa tanto la distribución de un elemento entre las diferentes formas químicas o “especies” en las que puede existir en un determinado ambiente, como los procesos que conducen a dicha distribución. Las especies son compuestos químicos que difieren en composición isotópica, conformación, oxidación o estado electrónico (ICMM, 2007). Incluyen tanto elementos libres (en forma neutra o ionizada), como complejos formados con ligandos orgánicos o inorgánicos de bajo peso molecular, complejos con materia orgánica disuelta, y elementos asociados a material particulado en suspensión o sedimentario. En este último caso, las interacciones sólido-solución tienen lugar a través de fenómenos de adsorción-desorción sobre grupos funcionales orgánicos o minerales, o reacciones directas de precipitación/disolución. (Campbell, Chapman y Hale., 2006 ; Castañé et al., 2003 ; Driscoll et al., 1994).

Cuando el ambiente en el que tiene lugar la especiación es un lago u otro cuerpo de agua, la calidad y cantidad de las especies químicas presentes están condicionadas por factores físicos (temperatura, presión atmosférica) y químicos (dureza, alcalinidad, pH), propios de cada cuerpo de agua. Así, para predecir los efectos biológicos de un elemento químico deberá contarse con la mayor cantidad posible de información ambiental (Benson et al., 1994; Boudou y Ribeyre, 1997; Campbell, Chapman y Hale, 2006; Castañé et al., 2003; Howard, 1998; Landrup et al., 1994; McKim, 1994; Newman y Jagoe, 1994; Worms et al., 2006).

El concepto de “ambiente” en el que tiene lugar la especiación de un elemento químico, puede extenderse en nuestra opinión, al medio intradigestivo de los animales. En este medio, dicha especiación se da con procesos menos dependientes del medio acuático, y más dependientes de factores químicos del aparato digestivo. (Campbell, Clearwater et al., 2005; Hogstrand et al., 2002).

Ya sea en el ambiente acuático o en el digestivo, la especiación será determinante de la calidad y cantidad de especies químicas de un elemento, disponibles para que un organismo las pueda absorber. Es decir, la especiación influye en la **biodisponibilidad**, que definiremos como la susceptibilidad de un elemento para ser absorbido por los organismos, independientemente de los metabolitos que resultaren de la interacción sustancia-organismo (Hrudey et al., (1995). A su vez, de esta biodisponibilidad y de la capacidad de un organismo para **excretar/neutralizar** el elemento en cuestión (ver *sección 1.2.2.3*), dependerá la **toxicidad**. La biodisponibilidad varía además para las distintas especies biológicas (IUPAC, 2002; Luoma y Rainbow, 2005).

Con respecto a la relación especiación-biodisponibilidad-toxicidad, conviene aclarar que la dificultad analítica para determinar la concentración de cada especie química hace que, en general, se midan tanto en el ambiente acuático como en los tejidos vivos, las **concentraciones totales** de los elementos químicos. Este procedimiento brinda un primer y muy importante nivel de información, pero debe ser complementado, siempre que sea posible, tanto con las mediciones de las sustancias que ingresan a un organismo, como de los metabolitos resultantes de la interacción sustancia-organismo.

1.2.2.2 Procesos de interfase. Absorción

Al entrar en contacto con los organismos, los elementos químicos pueden adherirse a las membranas celulares sin provocar reacción alguna. Este fenómeno se denomina **adsorción**. En este caso los organismos no sufrirán consecuencias toxicológicas ellos mismos, pero podrían jugar un rol en la transferencia al próximo eslabón trófico, donde sí podría haber consecuencias. Otra posibilidad es que los elementos interactúen con componentes de la membrana celular (por ejemplo enzimas), y desencadenen un efecto tóxico antes de ingresar a la célula (Castañé et al, 2003).

Sin embargo, en la mayoría de los casos, los efectos tóxicos se producen cuando los elementos han atravesado las membranas celulares (Luoma y Rainbow, 2008). En metazoarios, estas membranas corresponden a las células epiteliales de revestimiento

exterior (branquias y tegumento), o interior (tubo digestivo). Se da entonces lo que denominamos **absorción**.

Aunque existen mecanismos de **absorción** muy distintos entre sí, todos actúan de un modo similar, independientemente que lo hagan en células de branquias, de tegumento o de revestimiento intestinal (ICMM, 2007; Klinck et al., 2007; Luoma y Rainbow, 2008).

En relación con estos mecanismos, hay que subrayar, en primer lugar, que debido a la naturaleza en general hidrofóbica de la membrana celular, sólo las moléculas no-polares pueden absorberse por **difusión simple** (sin gasto de energía). Para metales, este modo de transporte puede resultar importante solamente en casos particulares, como el de pesticidas que contienen complejos metálicos, el metil mercurio, y complejos neutros de cloruro de plata (Aldrich et al., 2002; Croot et al., 1999; Phinney y Bruland, 1994, 1997a,b; USEPA, 2007).

En segundo lugar, es necesario aclarar que la mayoría de los compuestos metálicos de interés ambiental están formados por moléculas polares, hidrofílicas. De ahí que el mecanismo generalizado en su absorción sea la **difusión facilitada** (Luoma y Rainbow, 2008). Este mecanismo tampoco consume energía y está mediado por proteínas que pueden actuar como **transportadoras** o conformando **canales iónicos**, son más o menos específicas para distintos metales y varían con la especie biológica. La difusión facilitada exhibe propiedades similares a las reacciones enzimáticas, ya que no sólo tiene cierto grado de especificidad de sustrato, sino que presenta una cinética de tipo Michaelis-Menten (Campbell, Chapman et al., 2006; Worms et al., 2006), es decir potencialmente saturable.

Se han desarrollado modelos para predecir tasas de absorción en distintos organismos acuáticos, en relación con la difusión facilitada. Aunque en el presente trabajo no utilizaremos dichos modelos, haremos una breve referencia a algunos de ellos para facilitar la comprensión del fenómeno de absorción y para brindar más información de contexto que pueda explicar diferencias sitio-específicas y especie biológica-específicas en las concentraciones de ETPT observadas en la presente tesis (**capítulos 3, 4 y 5**).

En el proceso de difusión facilitada, tanto los iones libres como los complejos elemento-ligando pueden interactuar con las proteínas de membrana en las células. Sin embargo, son generalmente los iones metálicos libres los que se unen a las proteínas de transporte y explican (permiten predecir) la tasa de absorción. En este concepto se sustenta el llamado **modelo de actividad del ion libre** (más conocido por su sigla en inglés **FIAM**, “Free Ion Activity Model”) (Morel, 1983). Este modelo fue desarrollado originalmente para metales en sentido estricto, pero su concepto básico fue extendido más tarde a metaloides (como el arsénico) y no metales como el selenio (ICMM, 2007; USEPA, 2007). Diversos trabajos experimentales han demostrado que funciona razonablemente bien para exposición a metales disueltos en el agua (no contenidos en la dieta), cuando el mecanismo predominante de ingreso son las proteínas transportadoras y los canales iónicos. Sin embargo su poder predictivo decae cuando el metal está unido a un nutriente (por ejemplo un aminoácido) al atravesar una membrana, tal como suele ocurrir en el tracto digestivo (Luoma y Rainbow, 2008). El FIAM debe ser desarrollado, en principio, para cada elemento y especie biológica (ICMM 2007; Paquin et al., 2002a,b).

Posteriormente, se ha desarrollado el **modelo de ligando biótico** (Playle et al., 1993), más conocido por su sigla en inglés **BLM**, “Biotic Ligand Model”, que complementa el FIAM y por lo tanto representa un avance en la comprensión del fenómeno de absorción. Este modelo incorpora los efectos de otros cationes presentes en el ambiente (por ejemplo Ca), que entran en competencia por los sitios de membrana con los elementos en cuestión. Una síntesis aplicada del BLM fue realizada por Di Toro et al. (1999; 2000; 2001). La aplicación de este modelo ha encontrado buenos resultados en algunos casos de toxicidad aguda de metales, pero necesita ser mejorado para toxicidad crónica. Además el BLM se desarrolló originalmente para la absorción de elementos (metales) disueltos en el agua, por lo que se necesita mayor investigación que incluya la absorción desde la dieta (Campbell, Clearwater et al., 2005; Hogstrand et al., 2002; USEPA, 2007). Como en el caso del FIAM debe ser formulado para cada especie biológica y elemento (ICCM, 2007).

El aporte más reciente a la comprensión de los procesos de absorción y también de eliminación -procesos cuya combinación determina la acumulación- de elementos químicos en los organismos, lo constituyen los **modelos biodinámicos** o biocinéticos

(Wang y Rainbow, 2008). Estos modelos se enfocan a un nivel más general que considera tanto los procesos fisiológicos de absorción (agua o dieta) y eliminación, como los procesos geoquímicos (especiación). Como se ve, la construcción de modelos ha ido evolucionando en los últimos años a medida que se ha ido incrementando el conocimiento del fenómeno de absorción (y de eliminación) de ETPT, conocimiento que dista aún de ser completo.

En la absorción, a la mencionada difusión facilitada se le puede añadir una ruta alternativa, que resulta del fenómeno de competencia entre elementos no esenciales y esenciales por las vías de ingreso que utilizan estos últimos. Este es caso del Na, K y Ca, los iones fisiológicamente más importantes, que ingresan por **transporte activo** a través de ATP-asas asociadas a membranas, denominadas bombas, como la bomba Na/K-ATPasa, vinculada a la absorción de Ag por ejemplo (Paquin et al., 2002a, USEPA, 2007). También se han mencionado otros mecanismos de absorción de elementos metálicos como la **endocitosis** (Luoma y Rainbow, 2008; USEPA, 2007).

Aunque la absorción de elementos químicos se da por mecanismos diversos (que pueden actuar simultáneamente) y sigue siendo materia de estudio, la información disponible sobre aquellos más difundidos, es decir difusión facilitada y bomba Na/K-ATPasa, muestra dos características que conviene subrayar desde el punto de vista del riesgo ambiental. La primera es que la velocidad de transporte depende de la concentración del metal en el medio externo. En este sentido, aunque el mecanismo es potencialmente saturable (cinética de tipo Michaelis-Menten), dicha saturación parece muy poco probable en condiciones ambientales razonables, aún de contaminación (Luoma y Rainbow, 2008). La segunda, es que si bien la cantidad de proteínas transportadoras de superficie, en la difusión facilitada, se supone más o menos constante **para una especie y ambiente**, es de esperar que **varíe** entre especies de un ambiente (incluso entre poblaciones) y entre ambientes para una misma especie (ICMM, 2007; Luoma y Rainbow, 2008). Este hecho restringe los alcances de un estudio sobre la presencia de elementos químicos a un ecosistema y situación particulares.

1.2.2.3 Procesos en el interior de los organismos. Eliminación

Cuando un elemento químico ingresa a la célula se encuentra disponible para interactuar con cualquier sitio o ligando por el cual tenga afinidad. Frecuentemente, los efectos tóxicos son una consecuencia de la misma afinidad química por el S y el N que explica que los elementos sean “esenciales” (Luoma y Rainbow, 2008). Los mecanismos de producción de toxicidad pueden entrar en acción cuando hay un **exceso de elementos esenciales** o ante la **presencia** de elementos **no-esenciales** por sobre un “nivel umbral” que dependerá de la especie biológica y el elemento químico. Dichos mecanismos son complejos, pero su acción puede generalizarse en los siguientes tipos: (Castañé et al., 2003; Luoma y Rainbow, 2008; Worms et al., 2006):

- Inactivación de enzimas por acción del elemento
- Acción estérica sobre proteínas con alteración de su estructura
- Desplazamiento de iones metálicos esenciales en biomoléculas
- Interferencia competitiva de un elemento en el transporte de membrana de otro.
- Reacciones con formación de radicales libres oxígeno

Ya sea debido a un exceso de elementos esenciales o la presencia de no esenciales, resultan necesarios mecanismos de **excreción** y/o **detoxificación**. La excreción es la pérdida, por mecanismos fisiológicos normales, de elementos que ingresan a la célula (y por lo tanto al organismo). La velocidad de excreción varía con la especie biológica y el elemento en cuestión (Luoma y Rainbow, 2008). Por su parte, se denomina detoxificación a la formación de **complejos inactivantes**, que suelen permanecer en el interior de las células. Estos complejos en animales y bacterias suelen formarse con proteínas llamadas metalotioneínas y en plantas, algas y hongos con las fitoquelatinas (Ahner y Morel, 1995; Roesijadi, 1992). Otro mecanismo de detoxificación es la **compartimentalización** en vacuolas o precipitados en formas insolubles, que permiten su eliminación (Bardeggia y Alikhan, 1991; Campbell, Clearwater et al., 2005; Castañé et al., 2003; George y Pirie, 1979; Lowe y Moore, 1979; Mason et al., 1984; Worms et al., 2006).

En resumen, podemos afirmar que todos los elementos traza, sean esenciales o no, son potencialmente tóxicos, y que este carácter depende de la concentración. El riesgo ambiental representado por dichos elementos está fuertemente influido por procesos **externos** a los organismos (especiación), que varían con los diferentes sitios. Está también influido por procesos de **interfase**, como los que incluyen proteínas transportadoras y canales iónicos, regulados por ligandos de membrana, y por procesos **internos** a los organismos como el de formación de metalotioneínas, y de vacuolas o precipitados insolubles. Dada la dependencia de los procesos mencionados con respecto al **sitio** y a las **especies** involucradas, cada ecosistema particular brinda la oportunidad de ampliar los conocimientos sobre abundancia y distribución de elementos químicos en la biota y formular hipótesis de trabajo sobre posibles efectos tóxicos ante un incremento por contaminación.

1.2.3 BIOACUMULACIÓN. DISTRIBUCIÓN

Como se mencionó en la *sección 1.2.1*, las fuentes de elementos químicos para los organismos acuáticos son el agua y la dieta. En relación con estas fuentes se define “**bioacumulación**”, como la acumulación neta de un ETPT (u otra sustancia) en un tejido determinado o en todo un organismo, que resulta de la exposición a cualquier fuente ambiental (SAB, 2006). Por esta razón resulta generalmente una buena medida integral de exposición en ecosistemas contaminados (Luoma y Rainbow, 2008). La bioacumulación resulta entonces de la integración en el tiempo de los procesos de absorción y de eliminación (excreción). Se debe destacar que bioacumulación no implica necesariamente la acumulación de un elemento en forma tóxica para el organismo acumulador y para su predador, este es el caso cuando el metal permanece en un organismo en forma detoxificada (ver *sección anterior*). Es decir, los productos de detoxificación son a veces depositados en órganos de almacenamiento sin riesgo para el organismo, aunque el riesgo para su predador deberá ser evaluado en cada caso (Luoma y Rainbow, 2008).

La bioacumulación de ETPT se presenta en la naturaleza en grados muy variables, como resultado del interjuego de los factores mencionados en las *secciones 1.2.2.2 y 1.2.2.3* en relación con la absorción y a la eliminación, es decir: a) la química del elemento en cuestión, b) el ambiente (agua y dieta) y c) la especie biológica (Luoma y Rainbow, 2008). Así, se presentarán concentraciones variables de elementos a nivel **interespecífico**, **intraespecífico**, e incluso a nivel **individual** (entre diferentes tejidos de un mismo individuo). A esta heterogeneidad de las concentraciones con las que se presenta un elemento la denominaremos, genéricamente, su **distribución** en la biota.

La distribución **interespecífica** puede presentar variaciones drásticas aún bajo las mismas condiciones fisicoquímicas del ambiente acuático. Las variables que pueden explicar este fenómeno son de distinta naturaleza. Por un lado, se puede citar el número de transportadores de membrana (*sección 1.2.2.2*). En un estudio de Buchwalter y Luoma (2005), esta variable correlacionó positivamente con la tasa de absorción de Cd y Zn en insectos de los grupos Ephemeroptera y Trichoptera. En la misma línea de razonamiento se encuentran estudios de Rainbow (1998), quien asoció mayores tasas de absorción de elementos en algunos cirripedios respecto de decápodos y anfípodos, con el mayor tamaño de la superficie corporal expuesta, resultado esperable dada la correlación positiva entre el número de transportadores de una membrana y la superficie de dicha membrana. Por otro lado, se puede mencionar la tasa de pasaje de agua a través de las branquias. Por ejemplo en peces, esta tasa suele relacionarse con la velocidad de natación (Luoma y Rainbow, 2008) mientras que en bivalvos (relativamente sésiles), con la velocidad de bombeo del agua (Lee et al, 1998; Wang, 2001). En ambos casos, el caudal de agua en contacto con las branquias parece jugar un rol importante en las diferencias interespecíficas (Luoma y Rainbow, 2008).

En cuanto a las variaciones **intraespecíficas**, el tamaño corporal parece tener mayor influencia para explicar diferentes grados de bioacumulación de ETPT, que en el caso de las diferencias interespecíficas (Buchwalter y Luoma, 2005), principalmente cuando la fuente es el agua. Los procesos fisiológicos dependientes del tamaño que podrían estar involucrados son, la tasa metabólica, la superficie

relativa de las branquias, y la tasa de filtración (Luoma y Rainbow, 2008). Como ejemplos, se pueden citar estudios en bivalvos con menores grados de bioacumulación a mayores tamaños (Lee et al., 1998; Wang y Fisher, 1997).

La distribución de los elementos a nivel **individual** (concentraciones en los diferentes tejidos y órganos) no es homogénea excepto en organismos pequeños de morfología simple, en los que priman procesos de equilibrio (Campbell, Clearwater et al., 2005). En animales más grandes y de morfología más compleja, por el contrario, entran en juego factores como la vía de ingreso. Diversos estudios en invertebrados muestran mayores concentraciones de elementos asociadas a las superficies externas (exoesqueleto de crustáceos planctónicos, valvas de moluscos) cuando ingresan por branquias, y a tejidos blandos internos, cuando lo hacen desde la dieta (ver por ejemplo Campbell, Clearwater et al., 2005; Hook y Fisher, 2001a,b; Fisher y Teyslié, 1986). En peces, organismos con un sistema circulatorio más complejo, cuando la vía de ingreso son las branquias, los ETPT tienden a ser rápidamente distribuidos a todos los demás órganos incluidos los músculos. Cuando en cambio, dicha vía es el intestino, desde allí pasan primero por la circulación portal al hígado, y luego al resto del organismo. Este factor fisiológico y la afinidad de dicho órgano por diversos elementos, se asocian a la acumulación hepática de varios ETPT (Hogstrand y Haux, 1991).

1.2.3.1 Transferencia trófica. Biomagnificación

La dieta es una fuente importante, aunque en diferentes grados, de exposición a los ETPT en la mayoría de los organismos acuáticos y en casi todas las condiciones presentes en la naturaleza (Luoma y Rainbow, 2008). Así, se acepta que existe una absorción relativa muy alta desde la dieta en relación al agua, para elementos como la Ag, Cr, Se, Cd, Cu, y Zn mientras que para otros esta absorción relativa se considera menor (Luoma y Rainbow, 2008). Por otro lado, se acepta que el agua es una fuente especialmente importante de exposición para organismos microscópicos con una alta relación superficie corporal/volumen (Kidd, 1998).

En un ecosistema, predadores y presas se integran en una red trófica. Recordemos que una “**red trófica**” es un conjunto de interacciones predador- presa (o consumidor-dieta) en un ecosistema (**Fig. 1.2**). Para facilitar el análisis, estas redes pueden simplificarse en “**cadena trófica**” (trayectos verticales en la **Fig. 1.2**). Así en los lagos existen, por un lado, cadenas tróficas pelágicas, típicamente fitoplancton (productores), zooplancton (consumidores primarios), peces zooplanctívoros (consumidores secundarios) etc. Por otro, existen cadenas bénticas o bentolitorales, constituidas generalmente por perifiton (productores), organismos bénticos consumidores de perifiton como caracoles (consumidores primarios), peces bentívoros (consumidores secundarios) etc. En términos de una cadena, los peces carnívoros se sitúan en el extremo opuesto de los productores, es decir tienen el **nivel trófico** más alto. Frecuentemente, los peces carnívoros consumen organismos de ambos tipos de cadenas y de esta manera integran la producción biológica de un lago (Vander Zanden et al., 2006).

Definimos **transferencia trófica** (= **trofodinámica**) como el pasaje de ETPT de un nivel trófico a otro en una red trófica (Luoma y Rainbow, 2008). Existen dos aspectos importantes en este pasaje, la **tasa de transferencia** y la **vía de transferencia**. Mientras el primer término alude a la cuantía en que un elemento es transferido, el segundo se refiere a qué organismos utiliza para dicha transferencia. Con relación a la tasa de transferencia, cobra importancia el nivel trófico de los organismos. Este factor ha sido reconocido desde hace muchos años como importante desde el punto de vista del riesgo toxicológico de diversos contaminantes (Woodwell et al., 1971) ya que, cada eslabón de una cadena trófica, representa una oportunidad para el aumento de la concentración de un elemento. Así, los predadores de nivel superior, (generalmente de vida más larga que sus presas, y por lo tanto más expuestos) como ciertos peces, pueden aumentar el riesgo para los seres humanos. En cuanto a la vía de transferencia, resulta interesante destacar que en diferentes ecosistemas, un mismo ETPT puede ser transportado por diferentes especies, en su recorrido desde los niveles tróficos inferiores a los superiores, como se verá en detalle en el **capítulo 4**.

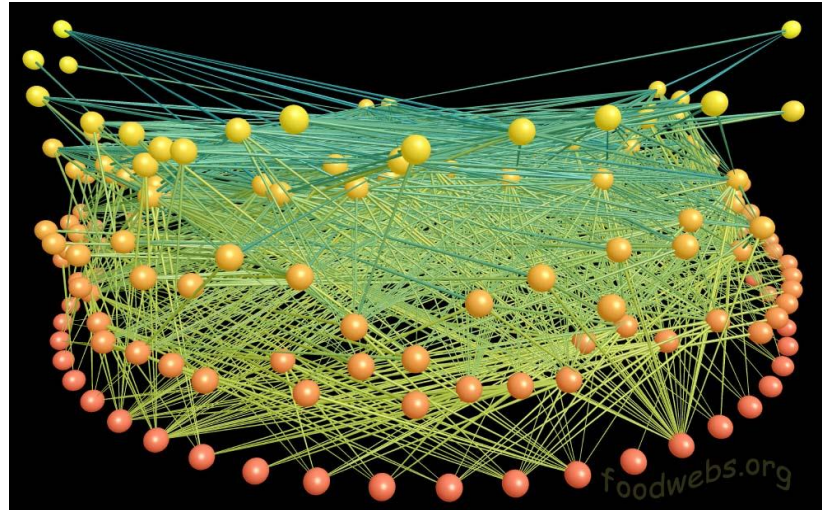


Figura 1.2 Representación de una red trófica. Cada esfera representa una población. Se observan varios niveles tróficos desde la base a la parte superior (imagen www.foodweb.org con autorización)

El fenómeno de aumento de concentración a lo largo de las cadenas tróficas, denominado **biomagnificación**, es siempre importante en relación con contaminantes orgánicos como los pesticidas organoclorados y el metilmercurio, pero para el resto de los contaminantes, incluidos los ETPT, la situación es más compleja y las generalizaciones se tornan más difíciles (Luoma y Rainbow, 2008). Mientras que para algunos elementos como el hierro (Fe), nunca se ha informado biomagnificación (Wang, 2002), se observa un número creciente de ejemplos de otros elementos que sí la muestran, al menos en porciones de tramas tróficas. Ejemplo de ello son el Cd, Cu y Zn (Luoma y Rainbow, 2008). En cualquier caso, no es fácil generalizar respecto del incremento o disminución de [ETPT] a lo largo de las cadenas tróficas (Bjerregaard y Andersen, 2007). El lugar, especie biológica, identificación de las relaciones tróficas, y consideraciones sobre el tejido corporal donde se mide la concentración del elemento ([elemento]), son factores que deben ser considerados en cada caso (Luoma y Rainbow, 2008).

Aunque la biomagnificación es motivo de atención en relación con la salud pública, conviene subrayar que existen en la transferencia trófica de ETPT (o

cualquier contaminante) otros dos resultados posibles (Newman y Unger, 2003). Ellos son:

- **Biodilución** cuando, a la inversa de la biomagnificación, las concentraciones de una presa son mayores que las de su predador.
- **Invariación**, caso en el que no difieren las concentraciones de predador y presa. Esta última posibilidad es frecuentemente ignorada en estudios de transferencia trófica de sustancias en general (ver por ejemplo Luoma y Rainbow, 2008).

La **biomagnificación** y la **biodilución** resultan de un proceso regulado por 4 parámetros principales: tasa de ingestión (TI), de asimilación (TA), de dilución (TD) (por crecimiento de los organismos) y de eliminación (TE) (Luoma y Rainbow, 2005; Reinfelder et al., 1998). Estos parámetros pueden estar influidos, además de por los factores mencionados en relación con la absorción y eliminación (*secciones 1.2.2.2 y 1.2.2.3*), por la distribución del elemento en los tejidos de la presa, que puede afectar su biodisponibilidad para el predador (Luoma y Rainbow, 2008; USEPA, 2007).

Cuando el efecto combinado de las tasas de ingestión y asimilación supera al de las tasas de dilución y eliminación, es decir, cuando $TI \times TA / (TD \times TE) > 1$, se genera una condición de inestabilidad cuyo resultado es la biomagnificación. Si este fenómeno se repite en varios niveles tróficos, los consumidores de los niveles superiores, como los peces carnívoros, podrán tener concentraciones de ETPT significativamente mayores que las que presentan los organismos de niveles inferiores. Cuando a la inversa, $TI \times TA / (TD \times TE) < 1$, la condición de inestabilidad generada conduce a la biodilución. La repetición de este fenómeno en varios niveles tróficos, puede significar un menor riesgo para los consumidores de niveles superiores, incluido el hombre.

Esta dinámica ha promovido históricamente las comparaciones entre las concentraciones de metales de organismos de diferentes niveles tróficos. Sin embargo, es importante subrayar que a veces no se toman ciertos recaudos. Uno de ellos, es

contar con información suficiente sobre las **redes tróficas** de un ecosistema para saber cuándo considerar las **cadena tróficas** en forma separada, es decir, no integrarlas de manera arbitraria y realizar comparaciones sin sentido (Stewart et al., 2004) (este tópico se desarrollará más adelante en la *sección 1.3* sobre isótopos estables). Otro factor a tener en cuenta en los análisis de biomagnificación/biodilución, es dónde se miden las concentraciones. Frecuentemente en organismos pequeños se utilizan concentraciones de todo el cuerpo, mientras que en peces se miden en algún tejido (generalmente músculo), lo cual genera cierta ambigüedad en la interpretación de los resultados. La importancia de este punto se desarrollará en el **capítulo 3** en relación con Ag.

1.2.4 CLASIFICACIÓN. RIESGO ECOTOXICOLÓGICO

Al considerar los elementos químicos como contaminantes potenciales, no hay una clasificación sencilla. Si bien la clasificación química en “metales”, “no metales” y “metaloides” proporciona alguna información al respecto, cada elemento posee sus propias características fisicoquímicas que determinan sus propiedades biológicas y cómo se puede mover en el ambiente (IUPAC, 2002; Luoma y Rainbow, 2008). Resulta interesante resaltar además, que aún en el ámbito de la Química, subsiste cierta discrepancia en la clasificación de algunos elementos en una de estas categorías.

En **ecotoxicología**, campo de estudio que integra los efectos tóxicos y ecológicos de los contaminantes químicos con el transporte, transformación y degradación en el ambiente (Luoma y Rainbow, 2008), se utilizan frecuentemente los términos “**metales pesados**”, “**metales traza**” y “**elementos traza**” (ICMM, 2007; Luoma y Rainbow, 2008) que también presentan ciertos problemas. La denominación “metales pesados” se ha utilizado históricamente para designar metales tóxicos en el ambiente. Sin embargo resulta confusa ya que se acepta que la condición de “pesado” está dada por una gravedad específica mayor que 4 (Luoma y Rainbow, 2008) y con este criterio se deberían incluir numerosos elementos (como Na, K, Mg, Ca y otros) que generalmente no presentan riesgos de toxicidad. Por su parte, “metales traza” se

emplea en la literatura también con imprecisión ya que, por un lado, se utiliza en referencia a ciertos elementos presentes en organismos en concentraciones muy superiores a 0.01% (generalmente en peso seco en relación con peso corporal total), límite aceptado para cantidades “traza”, como en el caso del Zn en bivalvos, por ejemplo. Por otro, tal denominación ha sido empleada sólo para elementos esenciales por algunos autores pero no por otros. Esta última imprecisión vale también para “elementos traza” expresión que, sin embargo, permite incluir elementos como el As y Se, considerados “semi metales” o “metaloides” (Walker et al., 1996). Finalmente, merece una mención el término “**oligoelemento**”, frecuentemente utilizado en la literatura en español. El término es utilizado, en general, con un significado equivalente al de “elemento traza” (Hernandez Rodriguez y Sastre, 1999) por lo que, como este último, adolece de cierta imprecisión.

Para clarificar los conceptos, Nieboer y Richardson (1980) propusieron una clasificación basada en las propiedades ácidas de Lewis de los iones metálicos. Así, clasificaron estos iones, en última instancia, por su afinidad con otros elementos, en 3 clases: “A” (con un orden de afinidad $O > N > S$); “B” ($S > N > O$) y “de borde” con propiedades intermedias. De acuerdo a este agrupamiento, tres de los elementos considerados en el presente estudio, Cr, Co y As, pertenecen a la clase “de borde”; uno (Ag) a la clase “B” y el restante (Se) no está incluido en la clasificación mencionada. Aunque este enfoque, por su objetividad química, puede ser clarificador respecto de los anteriores, ignora los términos “metales pesados”, “metales traza”, “elementos traza” y “oligoelemento” ampliamente establecidos en la literatura y aún vigentes (Luoma y Rainbow, 2008).

Por esta razón, categorizaremos a todos los elementos incluidos en el presente estudio con un criterio pragmático similar al utilizado por Luoma y Rainbow (2008) pero, a diferencia de dichos autores, nos referiremos a “**elementos traza**” y no a “metales traza”, dado que incluimos al As y Se.

Tal como se mencionó en la *sección 1.2.2*, todos los elementos considerados en el presente estudio: Cr, Co, Ag, As y Se, pueden comportarse como tóxicos para los organismos acuáticos, cuando superan cierto umbral de concentración (Castañé et al., 2003; Driscoll et al., 1994; Eisler, 1985; Luoma y Rainbow, 2008; Tacon, 1987) y, por consiguiente, pueden tener efectos sobre los ecosistemas. Desde un enfoque

ecotoxicológico, resulta importante subrayar que un efecto tóxico puede ser provocado en forma directa sobre ciertos organismos “blanco”, o indirecta, por la disminución de abundancia de sus presas (Campbell, Chapman y Hale, 2006).

En cualquier caso, los ETPT considerados en el presente estudio (y todos en general) comparten algunas características relevantes. Una de ellas es que, una vez ingresados a un cuerpo de agua, no están sujetos a procesos de degradación como ocurre con los contaminantes orgánicos, por lo que, aunque experimentan transformaciones químicas, y/o cambian de compartimiento dentro del ecosistema, su persistencia es ilimitada.

Otra característica común a los elementos considerados en este estudio es su capacidad de ser transportados desde fuentes lejanas hasta los ecosistemas de agua dulce, por deposición atmosférica (por acción de las lluvias, nubes, partículas transportadas por el viento) (ver por ejemplo Heinrich y Mayer, 1980; Steinnes, 1987; TGMI, 1978).

Sin embargo, los elementos aquí estudiados presentan diferencias importantes entre sí (ver *sección siguiente*) y con relación a los contaminantes orgánicos. Estos últimos, se originan como productos de síntesis provenientes de la industria y por lo tanto, a diferencia de los ETPT, los organismos no han evolucionado en su presencia desarrollando mecanismos homeostáticos. Además, los contaminantes orgánicos son generalmente liposolubles, lo que facilita su ingreso a los organismos por difusión simple (Luoma y Rainbow, 2008).

1.2.5 ELEMENTOS QUIMICOS DE ESTE ESTUDIO

Las diferencias que presentan entre sí los elementos estudiados en el presente trabajo, están dadas principalmente por su función biológica. Mientras el Cr, Co y Se son micronutrientes esenciales, la esencialidad del As se discute. Así, algunos autores lo consideran probablemente beneficioso para ciertos organismos en pequeñas

cantidades (Eisler, 1988; Uthus, 1992) y otros lo consideran esencial (Luoma y Rainbow, 2008). Por el contrario, la Ag, no es un nutriente (Luoma y Rainbow, 2008).

1.2.5.1 Cromo

Los niveles de Cr se elevan en el suelo, aire agua y biota, en la vecindad de algunas industrias metalúrgicas, plantas de tratamiento municipales y curtiembres, entre otras fuentes antrópicas (Eisler, 1986). Aunque se conoce que el Cr hexavalente (Cr^{+6}) es la especie química biológicamente más activa, el conocimiento es escaso sobre compuestos organocromados, especies hidrosolubles y sus interacciones en mezclas complejas. El Cr es un elemento químico considerado esencial para la mayoría de los vertebrados incluyendo peces (Eisler, 1986; Tacon, 1987). Es importante en el metabolismo de los hidratos de carbono, es un componente del factor de tolerancia de glucosa y actúa como cofactor para la insulina (Tacon, 1987). En cuanto a su exceso, existen datos sobre efectos tóxicos en la dieta de peces (Tacon, 1987) y se han informado efectos mutagénicos teratogénicos y carcinogénicos en mamíferos (Eisler, 1986). La sensibilidad al exceso de Cr varía aún entre especies cercanas. Niveles tisulares de Cr en peces y otros organismos de agua dulce de 4.0 mg de Cr total/kg (peso seco) deberían ser observados como indicador de posible contaminación por Cr (Eisler, 1986).

Como en relación al resto de los ETPT incluidos en el presente trabajo, no existe unanimidad en los resultados sobre la tasa de transferencia del Cr en ecosistemas acuáticos (**ver capítulo 4, sección 4.1**). Sin embargo, trabajos previos de revisión sugirieron biodilución de Cr (Co y As) en ambientes de agua dulce (Eisler, 1986, 1988; Driver, 1994). En el mismo sentido, Arribere et al. (2010) informaron una tendencia general a la biodilución del Cr (Co y As) en el bentos del lago Moreno.

En la región, Ribeiro Guevara et al. (2004) encontraron un incremento de concentración de Cr en almejas *Diplodon chilensis*, capturadas en las proximidades de S.C. de Bariloche, respecto de aquellas de sitios más alejados del lago Nahuel Huapi.

1.2.5.2 Cobalto

El Co es un elemento escaso en la corteza terrestre (0.001 % de la corteza), donde se encuentra frecuentemente asociado a minerales que contienen níquel (Ni), Ag, Pb, Cu y Fe. Se encuentra normalmente presente en suelo, agua, plantas y animales (Lison, 2007). El Co puede llegar a los ambientes acuáticos desde fuentes cercanas por lixiviado de suelos, vertidos de la actividad minera o de aguas residuales municipales, o desde fuentes lejanas a través del transporte atmosférico producido por incendios forestales o combustión de combustibles fósiles. Algunas actividades humanas que utilizan Co y pueden contribuir a la contaminación, son la fabricación de aleaciones para motores de avión, imanes y herramientas diversas y la industria del coloreado de vidrio, cerámicas y pinturas. El Co radioactivo (^{57}Co , ^{60}Co), por otra parte, es usado para fines comerciales y de atención médica (ATSDR, 2011). El Co es un elemento esencial (Campbell Chapman et al., 2006), componente de la vitamina B₁₂ (cianocobalamina), interviene en la eritropoyesis y el funcionamiento del sistema nervioso de vertebrados, posiblemente tiene también un rol activador para varios sistemas enzimáticos (Tacon, 1987). En el hombre, la mayoría del Co es ingerido como Co inorgánico (Lison, 2007), no se acumula en el cuerpo y es rápidamente excretado en la orina. Las exposiciones ocupacionales a polvos conteniendo Co son las que representan riesgo para la salud humana, incluyendo el cáncer. Este tipo de exposiciones respiratorias se da, por ejemplo, en la industria metalúrgica de aleaciones y metales duros (Lison, 2007). El Co es fácilmente absorbible desde el tracto intestinal y el agua por peces y crustáceos (Tacon, 1987). La carencia se asocia a anemia, su exceso a la policitemia (aumento exagerado de glóbulos rojos) (Toma, 1984).

En relación con la transferencia trófica del Co, algunos estudios previos sugieren una tendencia a la biodilución (Eisler, 1986; Driver, 1994). En cuanto a la biota de los lagos de la región, no se han detectado hasta ahora niveles aumentados de Co (Arribere et al., 2010).

1.2.5.3 Plata

Los niveles altos de Ag en la biota son comunes en las inmediaciones de las descargas de aguas residuales. Otras fuentes antrópicas son plantas de electroenchapado, desechos de la extracción minera, e industria de la fotografía con película (Eisler, 1996). Se han informado niveles muy altos de Ag en la biota de diversos ecosistemas acuáticos y terrestres, ellos son: 6 mg/kg de peso seco en huesos de peces, 185 mg/kg en bivalvos (tejido blando), 1.5 mg/kg en mamíferos (hígado), y 44 mg/kg en aves, entre otros (Eisler, 1996).

Por otro lado, en relación con la salud de diversos organismos, Eisler (1996) informa que niveles de Ag $< 50 \mu\text{g Ag total/L}$ en el agua potable o $10 \mu\text{g Ag total/m}^3$ de aire, no son riesgosos para la salud pública y que en ecosistemas acuáticos, los iones libres de Ag fueron mortales para algunas plantas, invertebrados y teleósteos en concentraciones de $1.2-4.9 \mu\text{g/L}$ mientras que se observaron efectos adversos ya entre 0.17 y $0.6 \mu\text{g/L}$.

Aún cuando los estudios previos sobre trofodinámica de la Ag no arrojaron resultados consistentes, se ha informado biodilución para este elemento tanto en un ecosistema de agua dulce (Watanabe et al., 2008) como en uno marino (Campbell, Norstrom et al., 2005).

En la región se han informado [Ag] muy elevadas en hígados de peces de los lagos Moreno y Nahuel Huapi y también en otros organismos. Estas altas concentraciones fueron asociadas a contaminación antrópica (Ribeiro Guevara, 2005a).

Dado que en el presente estudio se ha otorgado a la Ag, el elemento con mayor potencialidad tóxica, un tratamiento exclusivo y más extenso en el **capítulo 3**, se agregan en dicho capítulo más datos introductorios para facilitar la lectura.

1.2.5.4 Arsénico

El As es un elemento relativamente abundante en el aire, el agua y el suelo, que también está presente en la biota. La característica más importante de su ciclo en el ambiente es el cambio constante, ya que permanentemente está siendo oxidado, reducido o metabolizado. El As adsorbido a pequeñas partículas puede permanecer en el aire durante varios días o meses y viajar grandes distancias. Muchos compuestos comunes de As son hidrosolubles. Así el As puede llegar a los lagos, ríos y napas subterráneas disolviéndose en agua. Parte del As se adherirá a partículas suspendidas o sedimentadas. La mayor parte del As finalmente se deposita en el suelo o los sedimentos (ATSDR, 2011).

Su ingreso a los ecosistemas acuáticos puede ser natural, por aporte de roca naturalmente rica en este elemento o aporte de erupciones volcánicas (ATSDR, 2011), mientras que el As de origen antrópico que contamina los ecosistemas proviene de la manufactura de productos agrícolas como insecticidas, herbicidas, fungicidas, alguicidas y preservantes para madera. También de la minería del oro (Au), Ag, Cu, Zn, uranio (U) y minerales de Pb; la combustión de combustibles fósiles como el carbón y la nafta; el uso de herbicidas, pesticidas, y de agentes defoliantes arsenicales; el vertido de lodos de aguas residuales municipales, el uso de detergentes domésticos y la fabricación de cristal. El As se introduce en el ambiente acuático con la deposición atmosférica de los productos de la combustión.

En cuanto a su esencialidad, no hay un acuerdo definitivo, pero se acepta que en pequeñas dosis, resulta al menos beneficioso para el crecimiento y el desarrollo de diversas especies de plantas y animales (Eisler, 1988). A dosis elevadas se considera un agente carcinogénico y teratogénico, que no sólo puede atravesar la barrera placentaria y producir malformaciones sino incluso la muerte fetal en diversas especies de mamíferos (Eisler, 1988).

Las células acumulan As utilizando un mecanismo de transporte activo normalmente utilizado en el transporte de fosfatos. En vertebrados, los compuestos de As son rápidamente absorbidos luego de la ingestión y la mayor parte excretados por orina en pocos días. La toxicidad de los compuestos arsenicales está relacionada con su solubilidad en el agua y varía con la amplia gama de especies químicas con las que se presenta, desde un máximo para los arsenitos inorgánicos hasta un mínimo para el

As elemental (Eisler, 1988). En general, los compuestos inorgánicos son más tóxicos que los orgánicos y las especies trivalentes lo son más que las pentavalentes (Eisler 1988). La química acuática del As está dominada por la formación de oxianiones tales como arsenato. Quizá por la similitud química con aniones de nutrientes de no metales como fosfato y nitrato, el As es incorporado a veces en las rutas metabólicas de los nutrientes (Howard, 1998). Se han informado efectos adversos sobre invertebrados acuáticos con concentraciones de As en el agua de 19 a 48 $\mu\text{g/L}$ en ecosistemas de agua dulce (Eisler, 1988). El As es uno de los elementos que suele considerarse en el análisis de carne para consumo humano. En este sentido se han reportado niveles peligrosos, por ejemplo, en peces cultivados en agua de mar contaminada con niveles altos de As (Lin et al., 2002).

La [As] en la flora y fauna terrestre y de agua dulce es generalmente menor a 1.0 mg/kg peso húmedo (Eisler, 1988). El As es bioconcentrado por los organismos y la información disponible sobre su tasa de transferencia sugiere una tendencia a la biodilución o a la falta de un patrón (Eisler, 1988; Hopkins et al., 2004; Evans et al., 2005).

En un estudio de sedimentos del lago Nahuel Huapi, Ribeiro Guevara et al. (2002, 2005b), encontraron un leve enriquecimiento de As en las zonas más próximas a la ciudad de S.C. de Bariloche. En forma consistente, fue informado en un estudio posterior (Ribeiro Guevara et al., 2004), un incremento de As en tejidos de almejas *D. chilensis*, en zonas próximas a dicha ciudad.

1.2.5.5 Selenio

El Se puede introducirse en los ecosistemas acuáticos desde suelos que cubren áreas seleníferas próximas o, como otros elementos, introducirse por deposición atmosférica, proveniente de zonas alejadas. Las fuentes antrópicas de Se pueden ser la industria de refinamiento del cobre, la explotación de minerales de sulfuro, la fundición de distintos metales o la generación eléctrica por C. Se lo utiliza en la construcción de rectificadores de baja tensión y otros equipamientos eléctricos,

industria del vidrio, del caucho y otras (Hogberg y Alexander, 2007). El Se es considerado un elemento esencial (Luoma y Rainbow, 2008), componente de diversas enzimas tales como la glutatión peroxidasa, útil como la vitamina E, en la protección de los tejidos contra el daño oxidativo, y la selenoproteína P, importante en distintos procesos intracelulares (Hogberg y Alexander, 2007). Se ha asociado también al Se con la buena absorción y retención de vitamina E y, al igual que el As, el Se puede incorporarse a las rutas metabólicas de algunos nutrientes (Howard, 1998). La mayoría de los compuestos de Se inorgánicos y orgánicos de bajo peso molecular son solubles en agua y pueden ser absorbidos fácilmente por vía digestiva. El exceso de Se hasta ciertos niveles, puede ser eliminado en humanos y otros mamíferos, a partir de compuestos detoxificantes formados en el hígado (Hogberg y Alexander, 2007).

Las respuestas biológicas documentadas tanto para la deficiencia como el exceso de Se varían notablemente, incluso entre grupos taxonómicamente próximos. Se ha informado distrofia muscular e incluso la muerte en peces por carencia de Se y disminución del crecimiento, mortalidad y malformaciones larvales por exceso (Tacon, 1987; Muscatello et al., 2006). No existen datos definitivos hasta el presente sobre las concentraciones de Se en el agua, seguras para la biota. Existen recomendaciones de no superar niveles de 0.035 partes por millón (ppm) promedio de concentración diaria de selenito inorgánico, pero otros estudios asocian cantidades de 0.009-0.012 ppm con inhibición de la reproducción en teleósteos de agua dulce (Eisler, 1985).

En humanos, los casos fatales informados por envenenamiento agudo con Se son escasos y asociados a la absorción tanto por vía digestiva como por inhalación. También se han informado envenenamientos por exposición crónica en áreas seleníferas en ganado y en humanos (Hogberg y Alexander, 2007). En cuanto a la capacidad carcinogénica, mientras sólo el sulfuro de Se en altas dosis orales ha mostrado esta capacidad en animales de experimentación, otros compuestos de Se han demostrado prevenir el desarrollo de cáncer (Hogberg y Alexander, 2007).

La tasa de transferencia del Se en ecosistemas acuáticos no escapa a la dificultad para generalizar observada en otros ETPT, situación que se refleja en los resultados contrastantes hallados en la literatura (ver **capítulo 4, sección 4.1**). No obstante

existen antecedentes de biodilución en tramas tróficas de agua dulce como lo informan estudios de Hopkins et al. (2004) en la región del río Savannah, EEUU y Rogowsky et al. (2009) en el río Mississippi, EEUU.

En la región, en un estudio sobre concentraciones de diversos elementos químicos (bromo (Br), cesio (Cs), Fe, rubidio (Rb), Se, Na y Zn) en pecas, bagres y truchas de los lagos Traful, Espejo Chico, Nahuel Huapi y Moreno, Arribére et al. (2006) encontraron patrones propios de cada lago de origen en los que el Se fue un elemento distintivo. Llamativamente, su concentración en peces del lago Nahuel Huapi (sujeto a contaminación) fue claramente menor (aproximadamente la mitad) que en peces de los sistemas Traful-Espejo Chico y Futalaufquen-Rivadavia, más remotos y alejados de la influencia antrópica. Por ello, los niveles enriquecidos de Se en la biota de los lagos Nahuel Huapi-Moreno no pudieron ser asociados a contaminación.

1.3 ISÓTOPOS ESTABLES DE C Y N EN EL ESTUDIO DE ETPT

1.3.1 PROPIEDADES QUÍMICAS DE LOS ISÓTOPOS. MEDICIONES. ESTÁNDARES INTERNACIONALES

Los elementos químicos C y N, existen en la naturaleza en las formas isotópicas estables ^{12}C y ^{13}C , y ^{14}N y ^{15}N respectivamente. Sus proporciones son 98.89%, (^{12}C), 1.11% (^{13}C), 99.64%, (^{14}N) y 0.36% (^{15}N). Los isótopos de un elemento comparten propiedades químicas fundamentales, pero difieren en propiedades físicas que dependen de sus (diferentes) masas atómicas, tales como densidad de gas, densidad de fase condensada y tasas de difusión y evaporación. Además, las diferentes masas atómicas influyen en el comportamiento químico diferencial de los isótopos en diversas reacciones. Como resultado de ello, se produce un cambio en las

proporciones de las distintas formas isotópicas entre productos y sustratos (o consumidores y fuente de energía) (Dawson y Brooks, 2001). El proceso que conduce a dicho cambio se denomina fraccionamiento isotópico (ver sección siguiente) y sobre este fenómeno se fundamenta el uso de isótopos estables en Biología. Así, los tejidos vivos portan una proporción o “señal isotópica” identificatoria, por ejemplo de especie, o de individuos dentro una misma especie, que permite su estudio con tecnología de isótopos.

Para comparar adecuadamente composiciones isotópicas de diferentes muestras, se establecieron estándares para cada elemento, con materiales que mostraron valores consistentes después de varias mediciones. Para los isótopos de C, se acepta como estándar el cociente isotópico ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) del dióxido de carbono (CO_2) obtenido del carbonato de calcio (CaCO_3) de una belemnita cretácica, *Belemnitella americana*, de la formación Peedee en el sur de Carolina, EEUU (PDB). Dado que este material se agotó, posteriormente se han utilizado otros. Desde 1983 se utiliza el llamado PDB de Viena (VPDB) cuyo cociente $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ difiere levemente del material original (< 0.01‰) (IGM, 2002). A este estándar se refieren actualmente los datos de isótopos de C, a menos que se especifique lo contrario. Para los isótopos de N, se acepta como estándar el cociente isotópico ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) del N_2 del aire.

Con relación a la medición de isótopos estables, la espectrometría de masas de cocientes isotópicos facilita la tarea, y favorece el uso de la técnica de isótopos. Dicha tecnología expresa los datos como δX (donde X representa el isótopo más pesado), notación que representa la medida de la diferencia entre la señal isotópica de una muestra y la del material estándar, expresadas en partes por mil (‰). Su cálculo se realiza mediante la fórmula:

$$\delta X = \left[\left(\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} \right) - 1 \right] \times 1000$$

donde el factor 1000 expresa el resultado en partes por mil (‰). Usando el C como ejemplo, $R_{\text{muestra}} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de la muestra, y $R_{\text{estándar}} = ^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ de PDB. Dado que ambos isótopos pueden formar CO_2 con ^{16}O , ^{17}O y ^{18}O , resulta necesario aplicar factores de corrección para las moléculas de masa 44, 45 y 46 (Brand et al., 2010). En forma similar, dado que el ^{14}N puede unirse tanto a otro ^{14}N como a ^{15}N , resulta

necesario aplicar un factor de corrección para los iones de masa 29 respecto a los de masa 28 (Jardine et al., 2003).

1.3.2 FRACCIONAMIENTO ISOTÓPICO

1.3.2.1 Carbono

El C entra en la biota desde la atmósfera como CO₂, que es fijado en la fotosíntesis. Según el tipo de fijación en el ciclo de Calvin, los productores eucariontes acuáticos se denominan, vegetales C₃ y C₄. Los C₃ fijan el CO₂ directamente, mientras que los C₄ lo incorporan en otros compuestos primero, como adaptación a las bajas concentraciones de este gas en el ambiente. Las enzimas de los vegetales con ruta metabólica C₄, son menos discriminantes contra el ¹³C que las de aquellas con ruta metabólica C₃, lo que genera una diferencia de aproximadamente 8 ‰ en los valores de δ¹³C entre ambos tipos de vegetales (Kidd, 1998). En ecosistemas lacustres, particularmente en los oligotróficos, las tramas tróficas basadas en la producción a partir de perifiton y detritus (zona béntica o bentolitoral), tienden a estar enriquecidas con ¹³C (valores δ¹³C mas altos) respecto a las basadas en el fitoplancton (zona pelágica), debido a la limitación en la difusión de CO₂ atmosférico hacia las algas bénticas, que favorece la ruta C₄ (Hecky y Hesslein, 1995).

Estas señales isotópicas distintivas generadas en la bases de las tramas tróficas béntica o bentolitoral por un lado, y planctónica por otro, se mantiene hacia los niveles tróficos superiores, dado que los valores δ¹³C generalmente no varían entre predador y presa (Peterson y Fry, 1987; Hobson y Welch, 1995) o lo hacen escasamente (Focken y Becker 1998, Post 2002). Esta escasa variación se denomina **fraccionamiento isotópico**. Estudios cuantitativos sobre el fraccionamiento isotópico del C realizados en organismos terrestres y acuáticos, carnívoros o herbívoros/detrítívoros, en el medio natural o el laboratorio, arrojaron una diferencia promedio de $0.39 \pm 1,3$ ‰ entre consumidor y su dieta (Post, 2002). Es interesante destacar que en cuanto a los mecanismos que pueden explicar el escaso

fraccionamiento del C, cuando ocurre, se ha mencionado el de una respiración de algunos animales con eliminación de CO₂ disminuido en ¹³C, en relación con sus tejidos (De Niro y Epstein 1978).

Es necesario tener en cuenta que en el fraccionamiento isotópico puede existir influencia de cada ecosistema en particular (del Giorgio y France 1996, France y Peters 1997, Vander Zanden y Rasmussen 2001). No obstante, dentro de un mismo ecosistema se mantiene una relativa estabilidad en los valores $\delta^{13}\text{C}$ entre los consumidores y sus dietas, y es esa estabilidad la que permite analizar los hábitos alimentarios y rastrear la fuente del C orgánico (bentolitoral ó pelágica) digerido por los consumidores.

1.3.2.2 Nitrógeno

A diferencia de los isotopos de C, a medida que se produce la transferencia de energía en los ecosistemas, los valores $\delta^{15}\text{N}$ de los tejidos de un consumidor resultan claramente aumentados respecto a los de su dieta. Así, en el caso del N, el **fraccionamiento isotópico** está siempre presente y se produce durante el metabolismo de aminoácidos, probablemente debido a que el isótopo más pesado (¹⁵N) tiende a retenerse y el más liviado (¹⁴N) a excretarse (De Niro y Epstein, 1981; Minagawa y Wada, 1984). Como resultado, los valores $\delta^{15}\text{N}$ se van incrementando un 2-5‰ en cada nivel trófico respecto al anterior (Minagawa y Wada 1984, Post, 2002). Además, por razones aún no claramente establecidas, los organismos amoniotéticos (por ejemplo peces óseos, algunas larvas de insectos acuáticos) parecen estar menos enriquecidos en ¹⁵N que los uricotéticos (reptiles, aves etc.) y que los ureotéticos (anfibios, mamíferos etc) (Vanderklift y Ponsard 2003). Es importante destacar que aunque el rango de valores de enriquecimiento 2-5‰ (promedio = $3.4 \pm 1.0\text{‰}$) (Post, 2002) es aceptado en general tanto en estudios de laboratorio como de campo (DeNiro y Epstein 1981, Minagawa y Wada 1984, Post, 2002), **existen diferencias de especie y sitio** que deben considerarse en estudios particulares (Vander Zanden y Rasmussen 2001), como se verá en el **capítulo 2, sección 2.4.1.**

Las relaciones predecibles entre los consumidores y sus dietas, para los valores $\delta^{13}\text{C}$ (diferencia $0.39 \pm 1.3\text{‰}$) y $\delta^{15}\text{N}$ (diferencia $3.4 \pm 1.0\text{‰}$) han hecho posible el estudio de las tramas tróficas mediante el uso de isótopos estables (Jardine et al., 2003). Este hecho, y el desarrollo en los últimos años de la tecnología de espectrometría de masas, han transformado a la técnica de isótopos estables en una herramienta poderosa para el estudio de relaciones tróficas en ecosistemas marinos, de agua dulce y terrestres, (ver por ejemplo Barton et al., 2005; Gorokhova et al., 2005; Hart et al., 2003; Koch y Phillips, 2002; Phillips, 2001; Phillips y Gregg, 2001; Phillips y Koch, 2002; Phillips et al., 2005; Post, 2002; Power et al., 2003; Robbins et al., 2002).

1.3.3 ISÓTOPOS Y TRASFERENCIA TRÓFICA

Los estudios trofodinámicos de ETPT mediante el uso de isótopos estables de C y N se han multiplicado en los últimos años (Cabana y Rasmussen, 1994; Campbell et al., 2003, 2004; Campbell, Fisk et al., 2005; Campbell, Norstrom et al., 2005; Campbell, Hecky et al., 2006; Campbell et al., 2008; Dehn et al., 2006; Ikemoto et al., 2008; Kidd, 1998; Revenga et al., 2011; Watanabe et al., 2008). Dichos estudios se centran tanto en el análisis de hábitos alimentarios (**vía de transferencia**, *sección 1.2.3.1*) como en la relación entre nivel trófico y [elementos] (**tasa de transferencia**), y se han realizado en distintos organismos acuáticos. Algunos antecedentes, y aclaraciones necesarios con respecto a este tipo de estudios se citan a continuación, primero en relación al C, luego al N y finalmente a la relación entre ambos.

1.3.3.1 Carbono

Tal como se mencionó en la sección anterior, los valores $\delta^{13}\text{C}$ pueden ser usados como indicadores, en la dieta de un consumidor, de las contribuciones relativas de las cadenas tróficas béntica o béntolitoral por un lado, y pelágica por otro. Este hecho resulta de importancia en el análisis de transferencia trófica, ya que la zona litoral es

frecuentemente la de mayor contacto directo entre organismos y ETPT que suelen estar asociados al sedimento (Driscoll, et al., 1994; Herbert y Haffner, 1991).

Además, si se dispone de información cuantitativa previa sobre la dieta de un consumidor, basada en estudios de contenido estomacal, los datos de $\delta^{13}\text{C}$ pueden ser utilizados, junto con los de $\delta^{15}\text{N}$, para construir modelos matemáticos simples (**modelos de mezcla, “mixing models”**) que estimen la contribución relativa de los diferentes componentes de la dieta, sin tener que repetir análisis de contenido estomacal (Gorokhova et al., 2005; Koch y Phillips, 2002; Phillips, 2001; Phillips y Gregg, 2001; Phillips y Koch, 2002; Phillips et al., 2005; Robbins et al., 2002). Estas estimaciones pueden asociarse con las concentraciones de elementos en los ítems dietarios, y así analizar su posible rol en la vía de transferencia de ETPT.

1.3.3.2 Nitrógeno

Los valores $\delta^{15}\text{N}$ resultan de gran utilidad para cuantificar con precisión el nivel trófico de los organismos y poder correlacionarlo con las concentraciones de ETPT en sus tejidos. Antes del uso de isótopos de N, los primeros estudios al respecto se basaron en el enfoque tradicional de la **cadena trófica**, que asigna en forma más o menos arbitraria, un valor discreto (desde 1 para los productores, hasta 5 para los consumidores cuaternarios) a todos los individuos (Cabana et al., 1994; Rasmussen et al., 1990). Este método, si bien brinda cierto nivel de información, resulta insuficiente dado que no considera la omnivoría (consumo de organismos de distintos niveles tróficos). Posteriormente, el enfoque de **trama trófica**, se basó en identificar un conjunto de especies interconectadas por relaciones tróficas, pero sin cuantificar dichas relaciones (Vander Zanden y Rasmussen, 1996; 1999).

Una alternativa a las cadenas tróficas o a las tramas tróficas, es la utilización de datos cuantitativos de contenido estomacal de un consumidor utilizando promedios ponderados para las contribuciones relativas de cada ítem a su dieta. De esta manera, se logra asignar a los consumidores una medida continua (y ya no discreta) de su nivel trófico (Vander Zanden y Rasmussen, 1996; 1999). Sin embargo, con la técnica

tradicional de análisis de dieta, requerida para el procedimiento anterior, no siempre es posible identificar y medir el volumen de las presas, especialmente las consumidas por invertebrados, que suelen no tener partes duras y por lo tanto presentarse desintegradas por la digestión. El uso de isótopos de N se presenta entonces como una alternativa más simple y exacta para medir el nivel trófico y, mediante análisis de regresión, relacionarlo con las concentraciones tisulares de contaminantes en estudios de transferencia trófica (Cabana y Rasmussen, 1994; Kling et al., 1992; Peterson y Fry, 1987; Vander Zanden y Rasmussen, 1996). Así, la pendiente de la recta de regresión obtenida representa, en general, una buena medida de biomagnificación/biodilución en una trama trófica. Las mediciones de $\delta^{15}\text{N}$ facilitan, incluso, cuantificar el nivel trófico de algunos individuos dentro de una misma población con heterogeneidad en la dieta (Kidd, 1998). Otra ventaja importante que ofrece esta metodología, sobre todo cuando las mediciones se realizan en tejidos isotópicamente más estables como el músculo, es que integra información sobre lo que es digerido y asimilado por un consumidor durante un período más largo (a veces meses o años) que el que muestra el análisis de contenido estomacal, más detallado, pero a la vez muy restringido en el tiempo.

1.3.3.3 Relación N vs C

Resulta conveniente aclarar aquí algunos términos. En la literatura se utiliza generalmente la expresión “**posición trófica**” como equivalente de “**nivel trófico**” (Cabana y Rasmussen, 1994; Campbell, Fisk et al., 2005; Campbell, Norstrom et al., 2005; Dehn et al., 2006; Ikemoto et al., 2008, Kidd, 1998; Post, 2002; Revenga et al., 2011; Vander Zanden y Rasmussen, 1996). Sin embargo, para mayor claridad, en el presente trabajo reservaremos “posición trófica” para designar el lugar que ocupa un organismo, población o comunidad, en un espacio bidimensional definido por la relación $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{13}\text{C}$ (Jardine et al., 2006) es decir, un lugar determinado tanto por el nivel trófico como por la fuente de C (bentolitoral-pelágica). Por otro lado, la expresión “nivel trófico” se mantendrá estrictamente con el significado que introdujimos en la *sección 1.2.3.1*, es decir en relación al lugar que ocupa un

consumidor en una cadena: productor, consumidor primario, secundario etc. Así, un diagrama de $\delta^{15}\text{N}$ vs $\delta^{13}\text{C}$ determina la **posición trófica** (coordenadas de los puntos en el diagrama) de los organismos y caracteriza la **estructura trófica** (posición relativa de los puntos) de un ambiente (lago u otro ecosistema) (Vander Zanden and Rasmussen, 1999). Estos conceptos se desarrollarán en el **capítulo 4** (Sección 4.1).

El presente, constituye uno de los primeros estudios en Argentina que utiliza isótopos estables para analizar la transferencia trófica de sustancias potencialmente tóxicas.

1.4 HIPOTESIS (PRINCIPALES)

1.4.1. PARA LAS COMUNIDADES DEL LAGO MORENO

- 1) Existen antecedentes, a partir de estudios con isótopos estables de C y N, de una mayor contribución de presas bentolitorales con relación a las pelágicas, en la dieta de peces de un lago de montaña en California (Vander Zanden et al., 2006). Este predominio de presas bentolitorales (valores $\delta^{13}\text{C}$ más altos) en peces (valores $\delta^{15}\text{N}$ intermedios y altos) podría generar un patrón de correlación en la estructura trófica analizada con isótopos estables de C y N. **Se establece entonces la hipótesis que los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en tejidos de organismos de diferentes comunidades, están significativa y positivamente correlacionados.**
- 2) Dadas las observaciones previas en el lago Moreno, de concentraciones más altas de varios ETPT en el biofilm y varios organismos bentolitorales, en relación a los organismos planctónicos (Arribere et al., 2010), **se propone la hipótesis que las concentraciones de ETPT en los tejidos de organismos de diferentes comunidades, están positivamente correlacionadas con la**

proporción de presas bentolitorales que ingieren (indicada con valores $\delta^{13}\text{C}$).

- 3) Aunque los estudios previos sobre la tasa de transferencia de todos los ETPT considerados en la presente tesis, en diversos ambientes acuáticos del mundo, muestran resultados inconsistentes, se ha informado biodilución de la Ag en un ecosistema de agua dulce (*ver sección 1.2.5.3*). Además, varios trabajos previos sugirieron biodilución de Cr, Co, As y Se en ambientes de agua dulce (*ver secciones 1.2.5.1, 1.2.5.2, 1.2.5.4, 1.2.5.5*). Estos antecedentes, sumados a la tendencia general a la biodilución de Cr, Co y As observada en el bentos del lago Moreno (Arribere et al., 2010), **permiten establecer la hipótesis que las concentraciones de ETPT en los tejidos de organismos de diferentes comunidades están negativamente correlacionadas con el nivel trófico de dichos organismos (estimado con valores $\delta^{15}\text{N}$).**

1.4.2 PARA PECES DE LOS LAGOS FUTALAUQUEN, NAHUEL HUAPI Y MORENO

- 4) Estudios previos indicaron un alto grado de superposición de ítems alimentarios en las dietas de salmónidos y percas del lago Moreno (Macchi, 1991; Vigliano et al., 2003). Además, datos cuantitativos recientes (Vigliano et al., 2009), mostraron una proporción considerable de cangrejos, camarones, caracoles y larvas de insectos en la dieta de truchas arco iris del mismo lago. En base a estos antecedentes y en forma consistente con la hipótesis 2), **se establece la hipótesis que las concentraciones de ETPT en el tejido muscular de peces, presentan correlación positiva con la proporción de presas bentolitorales en su dieta (indicada por valores $\delta^{13}\text{C}$).**
- 5) Teniendo en cuenta los antecedentes que sustentan la hipótesis 3), cabe esperar en peces de distintos lagos, que aquellas poblaciones y/o individuos dentro de una misma población, que se alimentan de organismos de niveles tróficos

inferiores se expongan a mayores concentraciones de metales que aquellos que se alimentan de niveles tróficos superiores. De aquí **se establece la hipótesis que las concentraciones de ETPT en el tejido muscular de peces, presentan correlación negativa con su nivel trófico (estimado con valores $\delta^{15}\text{N}$).**

- 6) Considerando las características anatómicas del sistema circulatorio de los peces (y otros vertebrados) y la afinidad del tejido hepático por diversos elementos químicos (*sección 1.2.3*), resulta esperable que dicho órgano actúe como acumulador. **Establecemos entonces la hipótesis que las concentraciones de ETPT en el tejido muscular de peces no están correlacionadas con las concentraciones hepáticas.**

- 7) Dada la importancia tanto del ambiente, como de la especie biológica en la bioacumulación de elementos químicos (ver *sección 1.2.3*), **se establece la hipótesis que los peces de diferentes lagos presentan un patrón distintivo (por especie y/o por lago de origen) según las concentraciones en tejido muscular de ETPT, consideradas en conjunto.**

- 8) Debido a la importancia del ambiente en la bioacumulación mencionada en la hipótesis anterior, **se establece la hipótesis que las concentraciones de ETPT en músculo de peces de la misma especie y distintos lagos, difieren significativamente.**

1.5 OBJETIVOS

1.5.1 GENERAL

Determinar la abundancia y distribución, y analizar los patrones de circulación de ETPT, en distintas comunidades de los lagos Moreno, Nahuel Huapi y Futralaufquen.

1.5.2 PARTICULARES

1.5.2.1 Para las comunidades del lago Moreno

1. Determinar el grado de correlación entre las proporciones isotópica de N ($\delta^{15}\text{N}$), y de C ($\delta^{13}\text{C}$), en organismos de diferentes comunidades.
2. Establecer las relaciones funcionales que mejor describan la variación de concentraciones de ETPT en los tejidos de organismos de diferentes comunidades, en función de sus valores $\delta^{13}\text{C}$ (tomados como indicadores de la fuente de C orgánico).
3. Analizar, utilizando la proporción isotópica de C ($\delta^{13}\text{C}$), la contribución relativa de distintos ítems alimentarios, a las concentraciones de ETPT de un consumidor.
4. Establecer las relaciones funcionales que mejor describan la variación de concentraciones de ETPT, en los tejidos de organismos de diferentes comunidades, en función de su nivel trófico (medido con $\delta^{15}\text{N}$).

1.5.2.2 Para peces de los lagos Moreno, Nahuel Huapi y Futralaufquen

5. Establecer las relaciones funcionales que mejor describan la variación de concentraciones de ETPT en el tejido muscular de peces, en función de sus valores $\delta^{13}\text{C}$ (tomados como indicadores de la fuente de C orgánico).
6. Establecer las relaciones funcionales que mejor describan la variación de concentraciones de ETPT en el tejido muscular de peces, en función de su nivel trófico (medido con $\delta^{15}\text{N}$).
7. Determinar el grado de correlación de las concentraciones de ETPT en los tejidos muscular y hepático de peces.
8. Determinar la existencia de posibles patrones que agrupen peces por especie o por lago de origen, según las concentraciones en el tejido muscular de ETPT considerados en conjunto.
9. Determinar y comparar las concentraciones de ETPT en el músculo de peces de la misma especie y distintos lagos.

1.6 PLAN DE LA TESIS

En el presente capítulo se ha expuesto en forma sucinta toda la información de contexto que consideramos necesaria, con un mayor peso en el análisis de la trofodinámica de los ETPT a través de la técnica de isótopos estables de C y N, importante para contrastar la mayoría de las hipótesis. En el **capítulo 2**, se brindan los datos sobre los lagos estudiados y su biota que consideramos más relevante en relación con la tesis, pero sin abundar en información biológica fácilmente disponible a través de diversas publicaciones.

En los **capítulos 3, 4 y 5** se desarrollan los temas principales. El concepto de “trofodinámica”, está en el centro del análisis en todos ellos. Los **capítulos 3 y 4**, se centran en el lago Moreno, único lago en el que se muestrearon todas las comunidades, y por lo tanto, del que se obtuvo más información para la comprensión de la trofodinámica de los elementos.

El **capítulo 3** se dedicó en forma exclusiva a la Ag, dado que es el único de los 5 elementos estudiados que no es esencial; su forma iónica tiene, entre los elementos estudiados, el mayor potencial de toxicidad, y las concentraciones informadas con anterioridad para peces de la región (Ribeiro Guevara et al., 2005a) se encuentran entre las más altas informadas a nivel global. En este capítulo, además, se explicita la **aceptación o el rechazo de las hipótesis 1- 3** (sección 1.4.1).

En el **capítulo 4**, se aborda la presencia de Cr, Co, As y Se, también en la biota del lago Moreno y se presentan características trofodinámicas distintivas entre dichos elementos y en relación con la Ag. En este capítulo, como en el **capítulo 5**, se comparan concentraciones de ETPT medidas en distintos tejidos de peces con los registros de otras partes del mundo y, cuando resulta posible, se hacen comparaciones con los

valores de riesgo para el consumo humano. En este capítulo se contrasta también la **hipótesis 3**, esta vez en relación con los 4 elementos químicos que aborda.

En el **capítulo 5**, se aborda la presencia de los cinco elementos (Cr, Co, Ag, As y Se) solamente en peces (y ya no en toda la biota) de los lagos Moreno (cubetas oeste y este), Nahuel Huapi y Futralaufquen. En este capítulo se realizan análisis comparativos entre sitios y especies. Agregamos además, el análisis de concentraciones de ETPT en el tejido muscular de los peces en función de las concentraciones en el tejido hepático. La aceptación o el rechazo de las **hipótesis 4- 8** es materia de este capítulo. Finalmente, en el **capítulo 6**, exponemos la Discusión General y Conclusiones.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y METODOS

La presente tesis se realizó con datos de muestreos llevados a cabo entre los años 2000 y 2009, en los lagos Moreno (Oeste y Este), Nahuel Huapi y Futalaufquen. Algunos de los valores de las concentraciones elementales (excluyendo C y N) de algunas de estas muestras se han publicado anteriormente (Vigliano et al., 2003; Ribeiro Guevara et al., 2004, 2005a; Arribere et al. 2006, 2010).

2.1. AREA DE ESTUDIO

2.1.1 LOS LAGOS

Los lagos incluidos en el presente estudio son Nahuel Huapi, NH, Moreno (Oeste y Este) MO, ME, y Futalaufquen, FU. Los 2 primeros pertenecen a la cuenca Atlántica, y se sitúan en el Parque y Reserva Nacional Nahuel Huapi ($40^{\circ} 8' - 41^{\circ} 35' S$, $71^{\circ} 2' - 71^{\circ} 57' O$), al sur oeste de las provincias de Neuquén y Río Negro, mientras que el último pertenece a la cuenca Pacífica y se sitúa en el Parque Nacional Los Alerces ($42^{\circ} 56' - 43^{\circ} 12' S$, $71^{\circ} 34' - 72^{\circ} 07' O$), al noroeste de la Provincia de Chubut, sobre la cordillera de los Andes, en la Norpatagonia argentina (**Figs. 2.1, 2.2**). El clima de la región es templado frío con temperaturas medias anuales mínimas de $3^{\circ}C$ en zonas altas y de $8^{\circ}C$ en valles más protegidos (Díaz et al., 2007). La región tiene un amplio gradiente de precipitaciones pluviales que va desde unos 2700 mm anuales al oeste, hacia el límite con Chile, hasta 500 mm anuales a sólo 50 km hacia el este de dicho límite, y unos 150 mm anuales en la estepa (Díaz et al., 2007). El suelo de la región andino-patagónica es de origen volcánico y rico en alofano (Díaz et al., 2007).

Figura 2.1. Mapa de ubicación de los lagos Nahuel Huapi, Moreno (Parque Nacional Nahuel Huapi) y Futralaufquen (Parque Nacional Los Alerces). Sitios de muestreo de peces: lago Nahuel Huapi, BR, BH, BL, PC, BRC; lago Futralaufquen , LF.

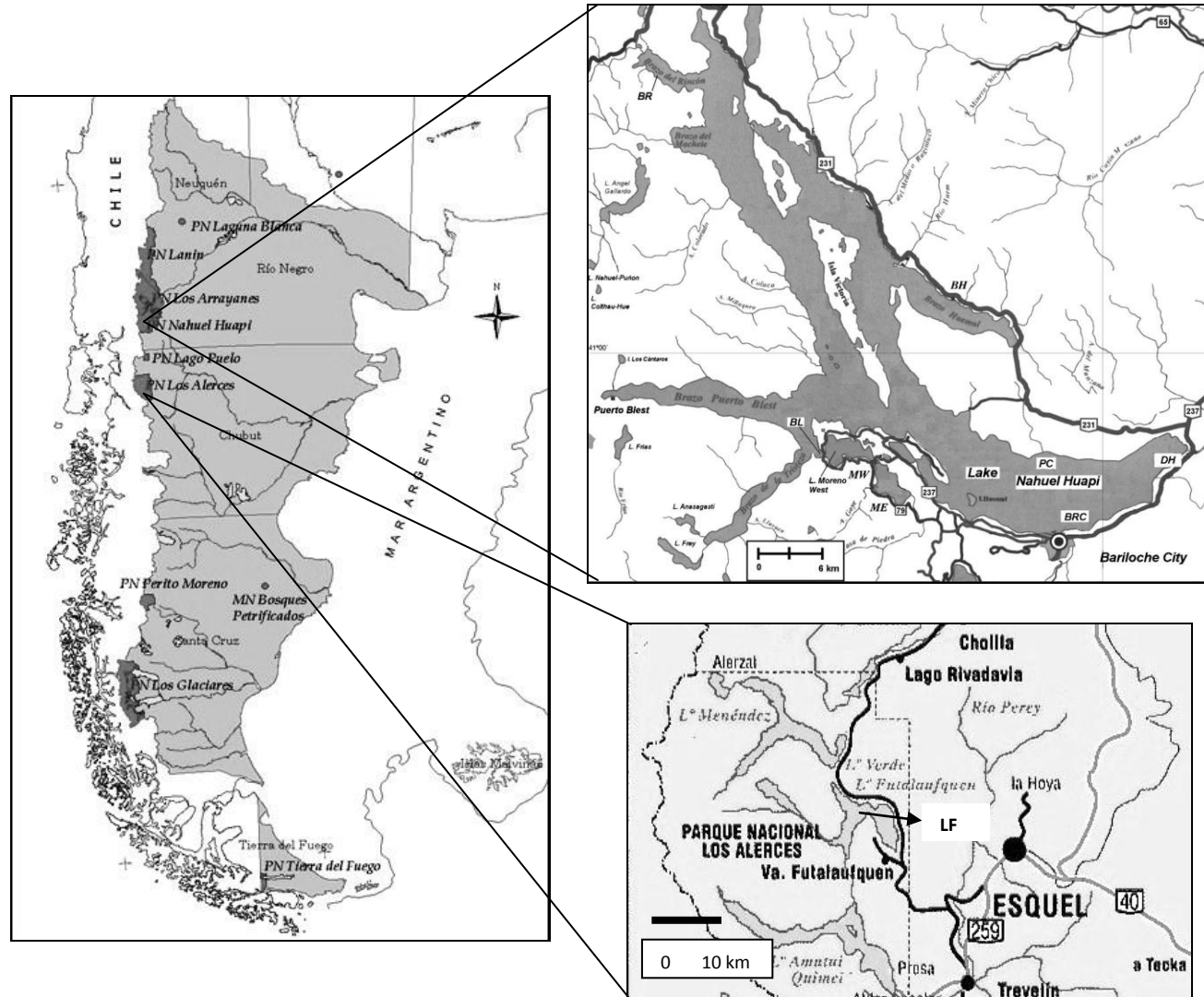
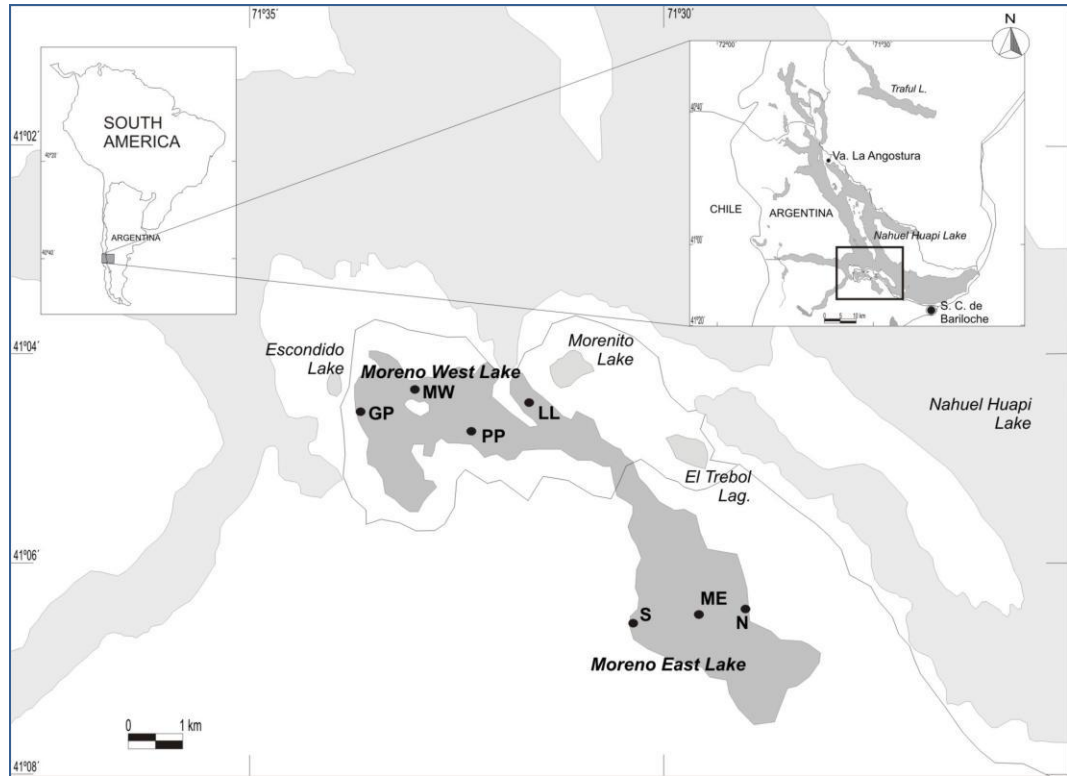


Figura 2.2 Mapa del lago Moreno en mayor detalle. ME, PP, MW y LL: sitios de muestreo de plancton. N, S y GP: sitios de muestreo de macrófitas, organismos bénticos y peces pequeños *G. maculatus*.



Todos los lagos son de origen glaciar, y han sido caracterizados como ultraoligotróficos, monomícticos, con estratificación durante la primavera tardía y el verano (Balseiro et al., 2007). Las temperaturas del agua, en época de estratificación (primavera-verano), son de aproximadamente 7°C en el hipolimnion y 16-18 °C en el epilimnion, pudiendo alcanzar más de 24°C en el caso del lago Futalaufquen, mientras que en invierno (época de mezcla) las temperaturas rondan los 7°C en toda la columna de agua (Díaz et al., 1998; Díaz et al., 2000; Modenutti, et al., 2000). La concentración de oxígeno disuelto permanece próxima a la saturación en toda la columna de agua durante todo el año (Balseiro et al. 2007). En todos los casos, las aguas son transparentes (profundidad de Secchi promedio 17 m), con un rango de temperaturas de -0.1°C (Septiembre) a 21°C (Enero-Marzo) y un promedio anual de

8°C. Químicamente, se consideran como muy diluidas (Quiros, 1988; Diaz et al., 2007).

Toda la región se caracteriza por baja densidad poblacional e impacto antrópico, a excepción del área de influencia de Carlos de Bariloche, la ciudad más grande de la región con unos 120.000 habitantes, la que obtiene su provisión de agua potable del lago Nahuel Huapi que, a la vez, recibe sus efluentes cloacales tratados (y a veces no tratados).

El lago NH es el de mayor superficie, tiene unos 357 km de línea de costa, y su eje mayor oeste-este es de 55 km, por lo que cubre gran parte del rango de precipitaciones mencionado (Ribeiro Guevara et al., 2005a). En la **Tabla 2.1** se muestran sus principales características físicas y químicas (Diaz et al., 2007).

El lago Moreno está conformado por dos cubetas denominadas lago Moreno Oeste MO, (profundidad máxima 90 m) y lago Moreno Este ME, (profundidad máxima 180 m) que están conectadas entre sí por un corto arroyo, mientras que el MO se conecta, a su vez (desagua) con el NH. El MO está rodeado de bosque nativo andino patagónico tupido, cuyas especies dominantes son coihues, *Nothofagus dombeyi*, y ciprés *Austrocedrus chilensis* (Queimaliños et al. 1999). Presenta una línea de costa muy irregular con penínsulas y bahías abrigadas en donde se observan características de micro hábitats con vegetación semi-sumergida, principalmente juncos, *Schoenoplectus californicus*. A diferencia del MO, la vegetación que rodea al ME es menos densa en general y va adquiriendo, en gradiente suave, características de ecotono hacia la estepa (Arribere et al., 2010). La línea de costa del ME es más regular que la del MO, con playas rocosas o acantilados y escasas áreas litorales con vegetación semisumergida. En las márgenes del lago Moreno (ambas cubetas) existen escasos asentamientos humanos y, en el ME, funciona un pequeño criadero de truchas arco iris con sistema de jaulas flotantes, con una producción actual de unas 12 toneladas/año (comunicación personal con su propietaria). En la **Tabla 2.1** se dan características físicas y químicas del lago Moreno (ambas cubetas).

El lago Futalaufquen presenta costas pobladas de bosques nativos principalmente de alerce *Fitzroya cupressoides*, y coihue *Nothofagus spp.* (SRHN, 2012). En la **Tabla 2.1** se muestran datos físicos y químicos. En el área circundante al lago no existen asentamientos humanos permanentes, salvo pobladores muy escasos y dispersos.

Para los tres lagos mencionados (como para todos los de la región), son muy escasos los datos publicados sobre la presencia de elementos traza en el agua. Markert et al. (1997) midieron concentraciones de elementos traza en las aguas y el plancton de los lagos Nahuel Huapi, Gutiérrez y Mascardi y encontraron concentraciones de Cr, Co y As similares a los promedios mundiales para aguas dulces

2.1.2. LA BIOTA

La biota de los lagos presenta características comunes a todos ellos. En la zonas litorales protegidas del viento, se desarrollan ambientes ricos en organismos en los que son comunes las macrófitas emergentes como juncos, *S. californicus* y sumergidas como *Isoetes sp.*, *Potamogeton linguatus* y *Myriophyllum elatinoides*. En la zona limnética del lago Moreno se presenta una carófito: *Nitella sp.*

2.1.2.1 Plancton

En relación al **plancton**, la **fracción más pequeña** (< 53 μm) está dominada en número, al menos en el lago Moreno, por *Chrisochromulina parva* (prymnesiophyceae) seguida por *Rhodomonas lacustris* (cryptofyceae) (Queimaliños, 2002), ambas informadas como ítems alimentarios importantes para el zooplancton (Modenutti et al., 1998). Por el contrario, dinoflagelados como *Gymnodinium paradoxum* y *Gymnodinium aff. Varians* se presentan en menor abundancia pero representan la mayor proporción del volumen, particularmente *G. paradoxum*. De

Tabla 2.1 Parámetros físicos y químicos (promedios) medidos en los lagos Nahuel Huapi, Moreno (Parque Nacional Nahuel Huapi) y Futalaufquen (Parque Nacional Los Alerces) (Diaz et al., 2007). Z_{max} : profundidad máxima, DS: profundidad de Secchi, Cond.: conductividad, PT: fósforo total, PSR: fósforo soluble reactivo, NT: nitrógeno total, NID: nitrógeno inorgánico disuelto.

Lago	Altitud (msnm)	Area (km ²)	Z_{max} (m)	DS (m)	p H	Cond. (μScm^{-1})	PT $\mu\text{g L}^{-1}$	PSR $\mu\text{g L}^{-1}$	NT $\mu\text{g L}^{-1}$	NID $\mu\text{g L}^{-1}$
Nahuel										
Huapi	765	557	464	7.0	7.5	39.3	9.0	1.9	71.0	9.8
Moreno	765	10.6	180	7.0	6.8	37.1	8.8	6.2	50.2	13.3
Futalauf- quen	510	44.6	168	14.0	7.8	66.0	6.2	3.4	-	7.1

Tabla 2.1 (cont.)

Lago	Na^+ mgL^{-1}	K^+ mgL^{-1}	Ca^{++} mgL^{-1}	Mg^{++} mgL^{-1}	Cl^-	SO_4^- mgL^{-1}	HCO_3^- mgL^{-1}	SiO_2 mgL^{-1}	Cl_a μgL^{-1}
Nahuel	1.8	0.5	3.3	0.9	1.12	1.2	18.7	15.1	1.4
Huapi									
Moreno	1.2	0.3	4.8	1.4	1.12	1.3	22.7	10.0	0.4
Futalaufquen	1.0	0.8	5.8	0.4	1.12	2.7	30.0	6.8	0.5

estas especies *C. parva*, *R. lacustris* y *G.aff.varians* han sido informadas con la capacidad de combinar fototofía con fagotofía (Queimaliños, 2002, Queimaliños et al., 2002). La fracción (f) de plancton de **tamaño intermedio** ($53 \mu\text{m} < f < 200 \mu\text{m}$) está dominada por el ciliado *Ophridium naumanni* (Modenutti et al., 1998). Este ciliado desarrolla poblaciones importantes en lagos profundos hasta una profundidad de 40-50 m (Modenutti, 1997) en asociación simbiótica con el alga verde *Chlorella* sp. (Modenutti et al., 1998; Modenutti et al., 2000). *Chlorella* sp., y *G. paradoxum*

(integrante de la fracción más pequeña) han sido citados como los principales responsables de las máximas concentraciones de clorofila medidas en el lago Moreno (Queimaliños 2002). Es interesante entonces subrayar que, tanto organismos de la fracción menor, como de la intermedia, tienen un rol autótrofo. Como integrantes de la comunidad de tamaño intermedio se han encontrado también copépodos en estadio de nauplios (Modenutti et al., 1993). La fracción de mayor tamaño ($f > 200 \mu\text{m}$) está compuesta por adultos de los copépodos calanoideos *Boeckella gracilipes* y los cladóceros *Bosmina longirostris* y *Ceryodaphnia dubia* como especies dominantes. También se encuentran presentes el ciliado *Stentor araucanus* y los rotíferos pertenecientes a los generos *Synchaeta*, *Polyarthra*, *Keratella* y *Onochilus* (Balseiro et al., 1997, Modenutti et al., 1998; Modenutti et al., 2000). Para mayor claridad, de aquí en más nos referiremos a las distintas fracciones de tamaño, atendiendo a su composición específica dominante, como **fitoplancton** ($10 \mu\text{m} < f < 53 \mu\text{m}$), **plancton mixto** ($53 \mu\text{m} < f < 200 \mu\text{m}$) y **zooplancton** ($f > 200 \mu\text{m}$).

2.1.2.2 Bentos

Los productores primarios del bentos litoral están representados por macrófitas, principalmente *Potamogeton* sp. y *Myriophyllum* sp. y perifiton, este último dominado por diatomeas que se desarrollan sobre variedad de sustratos (Modenutti et al., 1998).

El macrozoobentos está representado por platelmintos, anélidos, moluscos, crustáceos e insectos sobre los que la información biológica disponible es escasa (ver Añón Suárez, 1991, Miserendino 2001).

Entre los moluscos, se encuentran pelecípodos como la almeja de agua dulce *Diplodon chilensis* y *Piscidium* sp.; también gasterópodos como *Chilina dombeiana*, *Gundlachia concentrica* y *Heleobia hatcheri*. Información biológica sobre la primera especie puede encontrarse en Lara et al. (2002) y sobre las 3 últimas en Gaillard y Castellanos (1976) y Castellanos y Gaillard (1981). Entre los crustáceos son frecuentes *Aegla riolimayana*, *Samastacus spinifrons* e *Hyalella patagónica* (Trochine, 2000).

2.1.2.3 Peces

La fauna íctica de los lagos incluye las siguientes especies autóctonas: puyen chico (*Galaxias maculatus*), puyen grande (*Galaxias platei*), perca criolla (*Percichthys trucha*), pejerrey patagónico (*Odontheistes hatcheri*), y bagre aterciopelado (*Diplomystes viedmensis*). Están presentes además las introducidas trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*), trucha marrón (*Salmo trutta*) y salmón encerrado (*Salmo salar sebago*). Los salmónidos fueron introducidos en la Patagonia argentina a partir de la primera década del siglo pasado (Espinosa y Blasetti, 1999). Distintos aspectos sobre su biología pueden encontrarse en Baigún y Ferriz, (2003); Espinosa y Blasetti, (1999); Espinosa et al., (1993); Mendoza y Espinosa, (1993); Roa y Espinosa, (1993); Urbanski et al., (1997). Estas especies ocupan el nivel más alto en las tramas tróficas de los lagos de la región, y la trucha marrón el más alto grado de piscivoría (Ribeiro Guevara et al., 2006).

El puyen chico es un pez pequeño, generalmente no mayor de 10 cm, que habita el sur de Sur América y Oceanía. En la Patagonia se han reportado algunas poblaciones con migración al mar y otras sin ella (formas encerradas) (Azpelicueta et al. 1996). Puede encontrarse información sobre movimientos intralacustres y otros aspectos de su biología en Barriga et al., (2002), Cussac et al., (1992), Reissig et al., (2003); Revenga y Scheinert., 1999a, 1999b; Revenga et al., 2005. Su dieta en la región incluye fitoplancton, zooplancton, y larvas de insectos, fundamentalmente quironómidos, en cantidades que varían con la edad (Cervellini et al., 1992; Ferriz, 1984; Macchi, 1991; Modenutti et al., 1993; Reissig et al., 2003).

El bagre aterciopelado alcanza poco más de 30 cm de longitud. Aunque su biología es poco conocida se sabe que generalmente se lo encuentra en lagos asociado al fondo, a profundidad de hasta 30m, y que se alimenta de organismos del macrozoobentos entre otros (Pascual et al., 2002; Vigliano et al., 2003).

La perca criolla se encuentra en ríos y lagos y tiene hábitos tanto béticos como pelágicos. Las relaciones entre su dieta y la de los salmónidos han sido estudiadas por Machi et al. (1999) y Machi et al. (2007).

2.2. ANÁLISIS DE ELEMENTOS

Todas las muestras se trasladaron refrigeradas al laboratorio de Análisis por Activación Neutrónica Instrumental (AANI) en forma inmediata después de la captura o al cabo de pocas horas, según la distancia. Allí se conservaron congeladas a -34°C hasta su procesamiento ulterior (para cada grupo de especies ver detalle más abajo, *sección 2.5*). Parte de cada muestra se utilizó para AANI y parte se reservó para el análisis de isótopos estables.

Las concentraciones de elementos traza (desde ahora anotada como [elementos]) en plantas, invertebrados y peces pequeños (*puyen*) se midieron en tejidos de todo el organismo a excepción de moluscos (se eliminaron conchas de caracoles y valvas de almejas) y macrocrustáceos (se eliminaron exoesqueletos y órganos digestivos).

Para la mayor parte de los análisis estadísticos que incluyeron peces predadores de nivel superior (salmónidos, perca, bagre), se utilizaron las determinaciones de elementos (y de isótopos estables, ver sección siguiente) del tejido muscular, dado que su tasa de renovación es más lenta y así refleja la asimilación dietaria durante un periodo más largo que el tejido hepático (y de otros órganos). Los análisis de elementos en el hígado se realizaron en forma separada para relacionarlos con los de músculo.

El AANI se realizó utilizando el método paramétrico absoluto (Kolthoff et al., 1986). Se tomaron alícuotas de hasta 100 mg del material homogeneizado se sellaron en ampollas de cuarzo SUPRASIL AN[®] (Ribeiro Guevara et al., (2004, 2005a,b) y se irradiaron durante 24 hs. en el reactor nuclear de investigación RA-6, en el Centro Atómico Bariloche. 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 electrónica asociada. Las concentraciones medidas se expresan en $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco, PS. Para el control de calidad de los análisis se utilizaron patrones estándar certificados por “National Research Council” de Canadá (NRCC DORM-2 “Dogfish muscle”; NRCC DOLT-2 “Dogfish liver”; NRCC TORT “lobster hepatopáncreas”), las mediciones en dichos materiales mostraron similitud

con los valores certificados, como se muestra en la **Tabla 2.2**. La variabilidad de las réplicas, además, estuvo dentro del rango de incerteza analítica (15-20%).

2.3. ANALISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES

Los análisis de isótopos estables de C y N se realizaron en alícuotas de las mismas muestras utilizadas para el análisis de elementos traza. Las mediciones se realizaron en “Queen’s Facility for Isotope Research, at The Stable Isotope and ICP/MS Laboratory”, Kingston, Ontario, Canadá. Para ello, una alícuota del material liofilizado y re-homogeneizado de cada muestra fue pesada en cápsulas de estaño y quemada en analizador elemental a 1800 °C. Los gases resultantes, CO₂ y N₂, se analizaron con un espectrómetro de masas de cocientes isotópicos DELTA^{PLUS}XP (Campbell, Fisk et al., 2005a). Las abundancias de isótopos estables se expresan en notación δ como desviaciones de las mediciones estándar expresadas en partes por mil (‰) de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\delta X = (R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}} - 1) \cdot 1000,$$

donde X es ¹³C o ¹⁵N y R es el cociente correspondiente ¹³C/¹²C ó ¹⁵N/¹⁴N

Los valores R_{estándar} se basaron en el material denominado “PeeDee Belemnite” para el ¹³C y el N₂ atmosférico para el ¹⁵N. Las medidas replicadas en el laboratorio indicaron errores de medición de 0.1‰ y 0.3 ‰ para δ¹³C y δ¹⁵N respectivamente.

Tabla 2.2. Control de calidad para análisis de concentraciones de Cr Co, Ag, As y Se en tejidos biológicos. Patrones de referencia certificados por el “National Research Council of Canada” (NRCC DORM-2 “Dogfish muscle”; NRCC DOLT-2 “Dogfish liver”; NRCC TORT “lobster hepatopáncreas”). Todos los valores en $\mu\text{g g}^{-1}$ PS.

Muestra	Cr		Co		Ag	
	Certificado	Medido	Certificado	Medido	Certificado	Medido
NRCC						
DORM-2	34.7 ± 5.6	31.6 ± 3.6	0.182 ± 0.031	0.221 ± 0.022	0.041 ± 0.013	0.045 ± 0.010
NRCC						
DOLT-2	-	-	-	-	0.608 ± 0.032	0.595 ± 0.101
NRCC						
TORT	0.77 ± 0.15	0.62 ± 0.19	0.510 ± 0.092	0.554 ± 0.050	-	-

Tabla 2.2 (cont.)

Muestra	As		Se	
	Certificado	Medido	Certificado	Medido
NRCC				
DORM-2	18.0 ± 1.1	16.8 ± 1.5	--	-
NRCC				
DOLT-2	-	-	-	-
NRCC				
TORT	21.6 ± 1.8	21.2 ± 1.9	-	-

2.4. DISEÑO EXPERIMENTAL Y TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

En un estudio reciente, Arcagni et al. (en prensa) observaron, mediante la técnica de isótopos estables de C y N, **estructuras tróficas** similares en ambas cubetas del lago Moreno. Sin embargo, observaron también que los valores $\delta^{13}\text{C}$ de peces, fueron mayores en el lago Moreno Oeste (MO) y que los $\delta^{15}\text{N}$ de toda la biota fueron mayores en el lago Moreno Este (ME). Es decir, mientras la estructura trófica general fue similar en ambas cubetas, la **posición trófica** de varias poblaciones (o comunidades) fue diferente (ver **capítulo 1**, *sección 1.3.3*). Este hallazgo tiene implicancias en el diseño experimental debido a que si la dieta de algunas poblaciones o comunidades difiere entre MO y ME, la trofodinámica de los ETPT debería ser estudiada en cada cubeta por separado. Así, para el diseño resulta necesario contar con cierta información previa sobre la vía de transferencia de cada elemento (fuente de carbono). A este respecto, hemos incluido el análisis de dicha información previa, es decir de la relación entre las [elementos] y la fuente de C ($\delta^{13}\text{C}$), en las secciones “Resultados y Discusión” de los **capítulos 3 y 4**, en lugar de incluir una sección separada de “análisis preliminar”. De esta manera se muestra mejor la importancia de dicho análisis, cuyos resultados determinaron que la Ag se estudiara en el **lago Moreno considerado como un todo** mientras que el Cr, Co, As y Se, se estudiaran primero **dentro de cada cubeta** por separado y luego **entre cubetas**. 70

Los datos de la presente tesis fueron explorados y reordenados con el programa Microsoft Excel 2007[®], las pruebas estadísticas se realizaron con el programa “PAST Statistics” (Hammer et al., 2001) y los gráficos se realizaron con Origin Pro 8 versión 2007 (Origin Lab, 2007)

Para la realización de pruebas estadísticas, resulta ideal considerar a los organismos individuales como las **unidades experimentales** (Robinson et al., 2006). Sin embargo, dadas las restricciones analíticas que limitan el número de muestras, en

el presente estudio consideramos como unidades experimentales a los individuos siempre que fue posible o, en su defecto, a homogenatos de varios individuos. Estos homogenatos, por un lado, resumen la información de varios individuos, lo cual los robustece pero, a su vez, reducen el tamaño muestral y en consecuencia la posibilidad de conclusiones categóricas en algunos test. En el presente trabajo se calcularon medias, desviaciones estándar DE y coeficientes de variación CV (%), sobre datos individuales y sobre homogenatos. Los tamaños muestrales y el uso de individuos u homogenatos se aclara en los resultados de los capítulos siguientes. La normalidad de las distintas variables se analizó con la prueba de Shapiro-Wilk. Las distribuciones observadas de las concentraciones de elementos traza potencialmente tóxicos ETPT, en las distintas poblaciones (por ejemplo peces), o comunidades (por ejemplo plancton), resultaron significativamente ($p < 0.05$) apartadas de la normalidad, a diferencia de las distribuciones de valores de isótopos estables de C y N que resultaron normales. Las pruebas estadísticas que se detallan más abajo se aplicaron teniendo en cuenta este análisis preliminar.

2.4.1 COMUNIDADES DEL LAGO MORENO

La relación entre los valores $\delta^{15}\text{N}$ como estimadores de nivel trófico, y los valores $\delta^{13}\text{C}$ como indicadores de origen de C orgánico en la dieta de los organismos de distintas comunidades, se estudiaron con análisis de **correlación paramétrica de Pearson**.

La relación entre [elementos] y valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ respectivamente, se estudió con **análisis de regresión simple modelo II** (Sokal y Rohlf, 1981), con las concentraciones de elementos logarítmicamente transformadas (\log_{10}). Estas regresiones se realizaron con valores tanto de individuos como de homogenatos. El modelo II de regresión no es de uso frecuente en estudios de transferencia trófica de contaminantes, en los que se encuentran mayoritariamente (quizá exclusivamente) datos analizados con el **modelo I**, que determina la recta de regresión mediante el método de mínimos cuadrados. Sin embargo, cuando la variable independiente o “explicatoria” ($\delta^{15}\text{N}$ o $\delta^{13}\text{C}$ en este caso) no se fija bajo condiciones de laboratorio, o

sea, no puede ser manipulada por el experimentador de manera que ambas variables, explicatorias ($\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$) y explicada ([elemento]) se miden con error, el **modelo II** es el más adecuado. El procedimiento de modelo II utilizado fue el de eje principal reducido, según Miller y Kahn (1962). Resulta de interés subrayar que el modelo I tiende a subestimar la pendiente (Sokal y Rohlf, 1981), lo que en estudios de trofodinámica de contaminantes significa subestimar la biomagnificación/biodilución. Las regresiones se calcularon incluyendo [elementos] tanto de individuos como de homogenatos.

Para evaluar los posibles ítems alimentarios responsables de cambios dietarios en peces de las distintas cubetas del lago Moreno, se utilizó **análisis de modelos de mezcla de isótopos** (“isotope mixing model analysis”) con el que se pueden estimar las proporciones de distintos ítems alimentarios (presas) que conforman la dieta de un consumidor (predador) (Phillips, 2001; Phillips y Gregg, 2001). La especie de pez elegida para este análisis fue la trucha arco iris, dado que es la única especie de predador de nivel trófico superior sobre la que existen datos cuantitativos de dieta en el lago Moreno (Vigliano et al., 2009). No obstante, dada la superposición de nichos respecto a los otros predadores de nivel superior, trucha marrón, trucha de arroyo y perca (Macchi, 1991; Vigliano et al., 2003) es probable que los resultados hallados puedan extenderse a dichas especies. El número de ítems alimentarios que contribuyen a la dieta de la trucha arco iris en el lago Moreno es de aproximadamente 10 (Vigliano et al., 2009), número que excede la máxima cantidad de proporciones de ítems ($n + 1$), que pueden ser estimadas a partir de dos isótopos estables (n), en este caso C y N. Es decir, excede la cantidad de tres ítems cuyas proporciones pueden ser estimadas a partir de dos isótopos (Phillips, 2001; Phillips and Gregg 2001). Cuando se presentan estos casos, comunes en estudios de dietas, una solución posible es combinar las fuentes alimentarias, con una lógica trófica, para reducir su número (Phillips et al., 2005). En el presente trabajo adoptamos este criterio pero reduciendo el número de fuentes alimentarias a dos, en lugar de tres, por las siguientes razones: a) nuestro enfoque difiere del enfoque de Phillips et al. (2005) porque nuestro interés primario fue comparar la contribución relativa de *G. maculatus* (presa principal, valores $\delta^{13}\text{C}$ intermedios) y de organismos bentolitorales (valores $\delta^{13}\text{C}$ más altos) a la dieta de las truchas arco iris en cada cubeta del lago Moreno, **antes que estimar las verdaderas**

proporciones de dichas fuentes; b) no hay datos experimentales en la región sobre la variabilidad del fraccionamiento isotópico del N **entre niveles tróficos**, dato necesario para utilizar los modelos de mezcla de “2 isótopos-3 fuentes”.

Entonces, utilizamos la fórmula: $\delta^{13}\text{C}_M = f_A\delta^{13}\text{C}_A + f_B\delta^{13}\text{C}_B$; $1 = f_A + f_B$; donde $\delta^{13}\text{C}_M$, $\delta^{13}\text{C}_A$ y $\delta^{13}\text{C}_B$ representan los valores medios de isótopos de C de la mezcla M (consumidor), y las fuentes alimentarias A y B, mientras que f_A , f_B son las proporciones de A y B en M (Phillips, 2001). Con esta fórmula se compararon entre cubetas, las proporciones de distintas fuentes alimentarias que en conjunto representan aproximadamente el 70% de la ingestión total anual de las truchas arco iris de edades 2+ a 6+ en el lago Moreno (Vigliano et al., (2009). Dichas fuentes fueron (entre paréntesis se incluye el % estimado del consumo dietario anual en peso húmedo): [*G.maculatus*, GM (36%)], [*Chilina* sp. CH (19%)] y [*Aegla* sp.+ *Samastacus* sp, AeS (13%)]. Con ellas se realizaron combinaciones de a pares, manteniendo en cada par la presa principal (*G. maculatus*, valores intermedios de $\delta^{13}\text{C}$, “A” en la fórmula) y variando las presas bentolitorales (valores mayores de $\delta^{13}\text{C}$, “B” en la fórmula). Los pares así conformados fueron: **GM + Ch** y **GM + AeS**. Las larvas de insectos se excluyeron del análisis. En el caso de Trichoptera y Plecoptera, porque presentaron valores $\delta^{13}\text{C}$ fuertemente influidos por la cadenas tróficas pelágicas, por lo que no fueron representativas de las presas bentolitorales (**capítulo 4, Fig. 4.1**). Las larvas de Odonata y Ephemeroptera, por su parte, se excluyeron por bajo tamaño muestral.

2.4.2 PECES DE DISTINTOS LAGOS

En forma similar a lo descrito en la sección anterior, la relación entre los valores $\delta^{15}\text{N}$ y los valores $\delta^{13}\text{C}$ con [elementos], así como la relación entre ambos cocientes isotópicos entre sí, se estudiaron mediante análisis de regresión modelo II y análisis de correlación de Pearson respectivamente.

Para obtener una visión de conjunto de todos los peces según las [elementos] (Cr, Co, Ag, As, y Se), se utilizó **análisis de componentes principales (PCA)**. Para ello, sólo se incluyeron en el análisis individuos u homogenatos con los 5 elementos medidos. Estas mediciones fueron hechas en tejido muscular (resume condiciones de

un periodo mayor de tiempo) en todos los casos a excepción de la Ag que se midió en hígado, debido a que las concentraciones musculares estuvieron por debajo del límite de detección. Los puyenes, peces pequeños que se homogeneizaron enteros, fueron excluidos del análisis multivariado, para reducir al mínimo la heterogeneidad de los datos. Se consideraron **tratamientos** estadísticos, “**lago**” y “**especie**” respectivamente. Las **unidades experimentales** fueron los peces individuales u homogenatos. El tratamiento “lago” se replicó en “especie” y el tratamiento “especie” en “lago”. Es decir, el análisis se realizó sólo con especies presentes en todos los lagos (trucha arco iris y trucha de arroyo en los lagos Nahuel Huapi, Moreno y Futalaufquen). Dado que, además, la [elementos] traza en los peces está probablemente influida por la talla, para asegurar condiciones de verdadera réplica (Hurlbert, 1984), las tallas de los peces de cada especie en cada ambiente fueron similares.

Para comprobar diferencias significativas en las [elementos] traza en tejidos de peces de la misma especie, entre diferentes lagos, se definió como **tratamiento** estadístico “**lago**”. Las **unidades experimentales** fueron peces u homogenatos. Para asegurar condiciones de verdadera réplica (Hurlbert, 1984), tanto en el primer caso como en el segundo se analizaron peces con tallas similares. Los datos se analizaron primero con la **prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis** y, cuando esta resultó significativa, se utilizó la **prueba no paramétrica a posteriori de Mann Whitney** con nivel de significación corregido según **Bonferroni**.

2.5 TÉCNICAS DE MUESTREO Y ACONDICIONAMIENTO

Las especies de peces capturadas fueron trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), trucha marrón (*Salmo trutta*), trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*), perca criolla (*Perichthys trucha*), y bagre aterciopelado (*Diplomystes viedmensis*). Las capturas se realizaron con redes tipo agalleras de distintas distancias entre nudos, caladas a diferentes profundidades de acuerdo a Vigliano et al., (1999). Los peces fueron posteriormente medidos, pesados y se determinó la edad de los salmónidos y las percas cuando fue posible mediante la lectura de escamas. Se introdujeron

individualmente en bolsas de polietileno y se congelaron inmediatamente después de capturados para ser enviados al Laboratorio de Análisis por Activación Neutrónica Instrumental (Centro Atómico Bariloche) donde permanecieron congelados a -34°C . Antes de las determinaciones analíticas, los peces se descongelaron y se extrajeron sub muestras de músculo axial de aproximadamente 10 g con cuchillo de titanio. En los análisis individuales, las sub-muestras de músculo y los hígados de cada individuo se homogeneizaron en forma separada con un procesador con cuchillas de titanio, luego se liofilizaron hasta peso constante. La homogeneización subsiguiente del material secado, se realizó con morteros de teflon[®] (Ribeiro Guevara et al., 2006; Arribere et al., 2006). Para los análisis de homogenatos de varios individuos, se juntó material de aquéllos que no difirieran en más de 10 mm de longitud. Parte del material se reservó para el análisis de metales y parte se envió para la medición de isótopos estables.

Se colectaron también ejemplares de *Diplodon chilensis* mediante buceo y recolección manual, se lavaron en agua del mismo sitio y se congelaron inmediatamente. Para su análisis posterior los ejemplares se descongelaron, lavaron en agua ASTM grado uno para eliminar partículas clásticas y se separó la glándula digestiva del resto de los tejidos blandos mediante disección con instrumentos de titanio, para ser analizada por separado. Luego, con 15 individuos de similar talla por sitio de muestreo, se realizaron homogenatos con instrumentos de teflón o titanio, separando las glándulas digestivas del resto de los tejidos blandos. Las muestras así obtenidas se liofilizaron durante 5 días, hasta peso constante y se homogeneizaron nuevamente hasta obtener un polvo fino. Alícuotas de ese material se destinaron al análisis de elementos traza y al de isótopos estables.

Se muestrearon también en MO y ME, durante seis estaciones del año consecutivas (primavera, verano, otoño, invierno, primavera, verano) entre 2004 y 2009, los peces pequeños *Galaxias maculatus*, organismos del macrozoobentos que incluyen los siguientes taxones: Trichoptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera, *Chilina* sp., *Aegla* Sp., y *Samastacus* sp.; macrófitas y biofilm. Los peces y algunos macrocrustaceos se muestrearon mediante trampas cebadas. El resto de los organismos mediante recolección manual.

Finalmente, durante este último período se muestreó plancton con redes cónicas de plancton, de nylon, de 10, 53 y 200 μ de tamaño, con recipiente colector de acrílico de 200 cc. Se realizaron arrastres verticales a distintas profundidades (50 m hasta superficie en zonas profundas, 0.5-1 m sobre el fondo hasta la superficie para zonas más someras) y por lo tanto filtrando diferentes volúmenes. Las fracciones colectadas con red de 10 μ se filtraron adicionalmente a través de un filtro de red de 53 μ para remover la fracción intermedia. De manera similar, la fracción colectada con red de 53 μ fue pasada a través de filtro de 200 μ para remover la fracción mayor. En el laboratorio, todas las muestras de la fracción menor fueron concentradas mediante filtrado con filtros Nucleopore[®] de policarbonato, de 0.2 μ de poro, prelavados con ácido, hasta un volumen de agua no mayor a 200 cc. Todos los frascos utilizados fueron de plástico, previamente sometidos a baños con ácidos clorhídrico y nítrico. Una alícuota del material se preservó en formalina amortiguada-sacarosa para observaciones taxonómicas. El resto de las muestras concentradas se liofilizó hasta peso constante. La masa mínima reservada para estos análisis fue de aproximadamente 1 mg para IE y de 50 a 100 mg para AANI de acuerdo a los requerimientos de la metodología analítica utilizada.

CAPÍTULO 3

LA PLATA EN EL LAGO MORENO

3.1. INTRODUCCION

La plata (Ag) en su forma iónica, junto con el cadmio (Cd), cromo hexavalente (CrVI), cobre (Cu) y metilmercurio, está considerada entre los metales más tóxicos para la biota acuática (Eisler, 1996; Ratte, 1999). No obstante ello, la presencia de este elemento en aguas naturales ha recibido mucho menos atención científica que la de los otros elementos mencionados (Flegal et al., 2007), probablemente debido a su capacidad para unirse en forma covalente o coloidal, o para complejarse con una variedad de reactivos que disminuyen su biodisponibilidad y toxicidad (Ratte, 1999).

En la región, las concentraciones de plata, [Ag], en el sedimento, líquenes, almejas *Diplodon chilensis* e hígados de salmónidos de lagos del Parque Nacional Nahuel Huapi, resultaron significativamente mayores (varios órdenes de magnitud) que las medidas en el lago Traful, lago considerado como control (Ribeiro Guevara et al., 2002; Ribeiro Guevara et al. 2004; Ribeiro Guevara et al., 2005a,b). En estos estudios, los niveles aumentados de Ag se relacionaron en general con un gradiente de distancia al punto de vertido de aguas residuales de S.C. de Bariloche, y fueron asociados con desechos no tratados de la industria del revelado de películas fotográficas. De hecho, las [Ag] informadas en hígados de peces (0.06- 21.96 $\mu\text{g g}^{-1}$ PS) se encuentran, hasta donde sabemos, entre las más elevadas que se hayan informado a nivel global (Ribeiro Guevara et al., 2005a).

En relación con la trofodinámica de la Ag en tramas tróficas acuáticas, no hay hasta el presente conclusiones consistentes en la literatura sobre la tasa de transferencia (Luoma y Rainbow, 2008). Se ha informado potencial de

biomagnificación (**capítulo 1**, *sección 1.2.3.1*) y alta eficiencia de asimilación de Ag radio-marcada en abalones (*Haliotis diversicolor*) alimentados con plancton en un estudio de laboratorio (Huang et al., 2008). Además, existe evidencia de incremento de [Ag] en el hígado de ballenas (“belugas” y “bowheads”) de mayor nivel trófico en el oeste de la región ártica, aunque no se observó tendencia a la biomagnificación en la trama trófica completa (Dehn et al., 2006).

Por otro lado, se ha informado biodilución de Ag para macroinvertebrados de una trama trófica de un arroyo contaminado en Japón (Watanabe et al., 2008). En forma similar, se ha descrito bioconcentración de Ag absorbida desde el agua en invertebrados (concentraciones de todo el cuerpo) de una trama trófica del Mar Artico, mientras que en la misma trama trófica se observó biodilución en el tejido muscular de vertebrados (Campbell, Norstrom et al., 2005).

Se reescriben a continuación los objetivos planteados en el **capítulo 1** *sección 1.5.2* en relación con la Ag, de manera simplificada para facilitar la lectura. Son entonces objetivos del presente capítulo (1) evaluar la trodinámica de la Ag en la biota del lago Moreno y (2) describir un cuadro general de su distribución.

Hasta donde sabemos, el presente es el primer estudio que evalúa la trofodinámica de la Ag y describe su biomagnificación tejido-específica, incluyendo las principales comunidades de toda una trama trófica de agua dulce.

3.2 RESULTADOS Y DISCUSION

3.2.1 ISÓTOPOS ESTABLES Y TROFODINAMICA

3.2.1.1 En (toda) la biota

El estudio de la fuente de C en relación con la [Ag] en organismos del lago Moreno, mostró falta de correlación significativa entre $\delta^{13}\text{C}$ y $\text{Log}([\text{Ag}])$ en invertebrados y en peces, tanto en la cubeta oeste como en la este. En consecuencia, se supone que no hay influencia de la fuente de C en la transferencia trófica (vía de transferencia) de la Ag en el lago Moreno. Es decir, el hecho de que los organismos se alimenten de la trama trófica bentolitoral o de la pelágica, no influye en sus niveles de Ag. Teniendo en cuenta este resultado, los análisis que siguen, incluyendo la estructura trófica y las relaciones entre la [Ag] y el nivel trófico (estimado con $\delta^{15}\text{N}$), se realizan con las muestras de ambas cubetas tomadas en conjunto, en forma aleatoria, con un número similar de organismos de cada cubeta. De esta manera sus resultados reflejan valores promedio representativos de todo el lago.

En cuanto a la estructura trófica, no hubo correlación significativa entre los valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ en el lago Moreno, como se muestra en la **Figura 3.1**. Para un análisis de las cubetas por separado ver Arcagni et al. en prensa, Revenga et al. (2012), y el capítulo 4. La estructura observada para el lago en su conjunto muestra una forma aproximadamente triangular, donde los peces predadores de nivel superior presentan los valores $\delta^{15}\text{N}$ más altos, mientras que sus valores $\delta^{13}\text{C}$ resultaron intermedios entre los de consumidores primarios litorales (el caracol *Chilina* sp., -19.84 ± 1.36 ‰) y los de consumidores primarios pelágicos (la almeja *Diplodon* sp., -26.09 ± 0.87 ‰) (**Fig. 3.1, Tabla 3.1**). Este resultado es similar al observado por Vander Zanden et al. (2006) en un lago de California, EEUU, donde los peces predadores de nivel superior, incluyendo trucha arco iris, integraron las tramas tróficas pelágica y bentolitoral, aunque con un mayor predominio de presas de este último origen en relación al presente estudio.

La estructura trófica que observamos en el lago Moreno sin embargo fue muy diferente a la observada en ecosistemas marinos. Estos últimos muestran o sugieren correlación positiva entre valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$. Este fue el caso de la estructura trófica descrita por Campbell, Norstrom et al. (2005) en un estudio de trofodinámica de metales en una trama trófica ártica que incluyó algas, invertebrados, peces, mamíferos y aves acuáticas. En la misma dirección, Gorokhova et al., (2005) observaron en una trama trófica del mar Báltico datos que también sugieren correlación positiva.

Nuestros resultados y los de la literatura, muestran que la forma en que se relacionan la fuente de C y el nivel trófico es altamente variable en cada ecosistema.

Dada la estructura trófica observada en el lago Moreno, para el análisis de la relación [Ag] vs. $\delta^{15}\text{N}$ en toda la biota, se incluyeron los organismos de ambas cadenas tróficas en lugar de analizar por separado las cadenas bentolitoral y pelágica (Luoma and Rainbow, 2008). Además se revisaron previamente algunas relaciones predador-presa en la trama trófica, a partir de los datos disponibles en la literatura y de nuestros valores de isótopos estables. La diferencia entre los valores medios $\delta^{15}\text{N}$ del zooplancton y el fitoplancton fue 2.93‰, muy próxima al fraccionamiento promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de 3.4‰, aceptado en varios estudios tanto de laboratorio como de campo (Post, 2002). Este resultado es consistente con estudios basados en dieta realizados por Modenutti et al. (1998), y constituye evidencia adicional del vínculo trófico entre el fitoplancton y el zooplancton muestreados en el lago Moreno. Sin

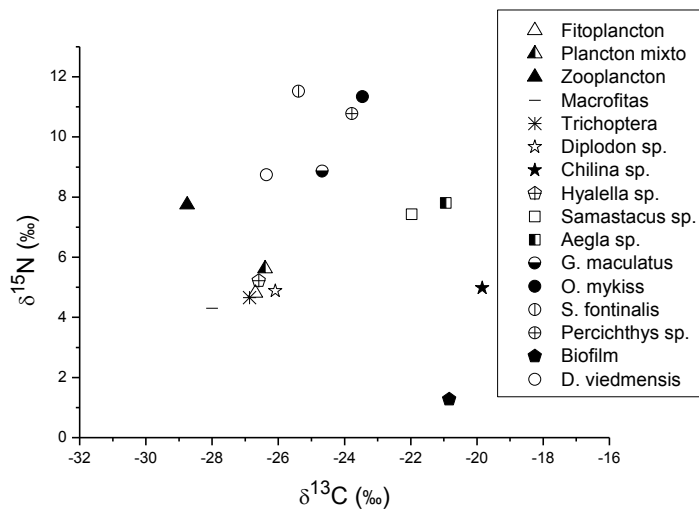


Figura 3.1 Relación entre isótopos estables de N y C en la biota del lago Moreno, utilizando valores promedio de las cuencas oeste y este. Para simplificar la lectura, las larvas de insectos y muestras de peces con $\text{N} \leq 2$ fueron excluidos).

embargo, la diferencia relativamente alta ($> 2\text{‰}$) encontrada entre $\delta^{13}\text{C}$ del fitoplancton y del zooplancton (**Fig. 3.1**) contradice un vínculo trófico estrecho entre estas comunidades, pero esta contradicción podría explicarse por C recalcitrante

comúnmente encontrado en el fitoplancton (Post, 2002), y por la alta variabilidad diaria de valores $\delta^{13}\text{C}$, muy frecuente también en dicha comunidad (O'Reilly et al., 2002).

Otros valores $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ observados en el presente estudio, son consistentes con estudios de dieta, particularmente de peces predadores de nivel superior (Macchi et al., 1999, Vigliano et al., 2003). Estos son los casos de los decápodos *Aegla* sp. y *Samastacus* sp. y del puyen, pez forrajero. La diferencia de valores $\delta^{15}\text{N}$ entre estas presas y los peces predadores superiores estuvo cercana al 3.4‰, es decir, el equivalente a 1 nivel trófico. Las diferencias de valores $\delta^{13}\text{C}$ entre los mismos predadores y presas, por su parte, estuvieron cercanas al 2‰, sobre todo respecto a truchas arco iris y percas, como era de esperar. Para analizar vínculos tróficos en niveles más bajos de la trama, a la luz de los valores de isótopos estables, serían necesarios más datos experimentales sobre dieta, razón por la que en este trabajo no se avanzó en esa dirección.

El análisis de bioacumulación de la Ag de toda la biota muestreada comenzó con los niveles tróficos más bajos. Para asegurar la homogeneidad de los datos, analizamos en primer lugar la [Ag] en todo el cuerpo de organismos plantónicos, bénticos y del pez forrajero puyen. Los peces predadores de nivel superior fueron excluidos debido a que se encontraron niveles detectables de [Ag] solamente en los hígados. En la porción más baja de la trama trófica se encontró regresión lineal significativa negativa, que sugiere una tendencia a la biodilución de la Ag, aunque con un bajo grado de ajuste (pendiente = -0.27, ordenada al origen = 1.14, $r^2 = 0.08$, $p < 0.004$, $N = 98$) (**Fig. 3.2A**). Este resultado es similar a la biodilución de Ag (medida en todo el cuerpo) observada en otras relaciones predador-presa informadas, que incluyen crustáceos y peces de agua dulce (Ikemoto et al., 2008); macroinvertebrados de un arroyo de agua dulce (Watanabe et al., 2008) y una comunidad béntica marina de profundidad (Asante et al., 2010). Sin embargo, la tendencia a la biodilución en la porción más baja de la trama trófica del lago Moreno mostrada por nuestros resultados, contradice la tendencia a la biomagnificación observada por Asante et al. (2010) en una comunidad demersal de crustáceos.

Resulta interesante destacar que, dado que la [Ag] en el tejido muscular de peces estuvo por debajo del límite de detección, el patrón de biodilución encontrado podría ser acentuado incorporando datos del tejido muscular (si esto fuera posible). Sin embargo, los datos de músculo podrían también resultar en no-correlación (falta de una tendencia trofodinámica), como la observada por Campbell, Norstrom et al. (2005) en una trama trófica pelágica en el Artico (midiendo [Ag] en tejido muscular de peces).

Mientras utilizar la [Ag] de todo el organismo fue útil para demostrar la tendencia general de la tasa de transferencia de la Ag en la biota del lago Moreno, esto no necesariamente proveyó alguna pista sobre la transferencia de la Ag a niveles tróficos superiores (vertebrados ictiófagos). La Ag (y otros metales) no se distribuyen en forma homogénea en los tejidos animales. Dado su carácter de metal no esencial, puede ser almacenada en el hígado y otros órganos de peces, como un mecanismo de detoxificación (Luoma and Rainbow, 2008). Como consecuencia, esos órganos de detoxificación pueden resultar importantes en la vía de transferencia de los metales hacia vertebrados ictiófagos como la gaviota cocinera (*Larus dominicanus*) o el huillín (*Lontra provocax*), especie esta última declarada vulnerable.

En un paso posterior de análisis, revisamos los datos de la trama trófica completa, incluyendo esta vez los datos de hígados de peces, para determinar el incremento promedio que podría tener la [Ag] desde los niveles tróficos inferiores hasta dichos órganos. Hubo, nuevamente regresión significativa, pero esta vez positiva, aunque con un bajo nivel de ajuste (pendiente = 0.21, ordenada al origen = -2.14, $r^2 = 0.04$, $p < 0.006$, $N = 151$). Luego, realizamos un paso más de refinamiento en el análisis de regresión, eliminando los organismos con el mayor grado de dispersión en la [Ag], es decir el fitoplancton, (CV = 164.3 %), plancton mixto (207.8%) y perca (CV= 99.5%) El fitoplancton ha sido informado como un mal integrador de la concentraciones de metales en el tiempo, ya que presenta un ciclo de vida corto, de pocos días (O'Reilly et al., 2002). Por su parte la perca, aunque comparte ítems alimentarios con las truchas (Macchi et al., 1999, Vigliano et al., 2003), probablemente difiera en las proporciones de algunas presas. (ver *sección siguiente*). Luego de estas exclusiones, la regresión resultante fue también significativa y positiva pero con un mayor nivel de ajuste

(pendiente = 0.24, ordenada al origen = -2.57, $r^2 = 0.34$, $p < 1.21 \times 10^{-9}$, $N = 92$; **Fig. 3.2B**). Es interesante destacar que este segundo enfoque podría resultar de interés incluso fuera del ámbito de la ecotoxicología. Por ejemplo, los lagos cercanos a minas y sitios de procesamiento de plata, podrían estar expuestos a niveles elevados del metal. Observar las concentraciones hepáticas y de otros órganos, y las tendencias trofodinámicas de la Ag, permitirían monitorear esos lagos potencialmente impactados, e incluso dar pistas prospectivas de la localización de minerales de alto contenido de Ag y otras fuentes contaminantes por dicho elemento.

3.2.1.2 Dentro de cada Especie

El análisis dentro de cada especie de pez se realizó porque las variaciones individuales de nivel trófico, entre los individuos de una misma población, pueden influir las concentraciones de ETPT (Kidd, 1998). No hubo correlación significativa entre [Ag] (de todo el cuerpo) y $\delta^{15}\text{N}$ en el puyen ($N=10$).

Cuando el análisis se realizó en predadores de nivel superior, es decir con concentraciones hepáticas de Ag, resultó que no hubo correlación significativa entre $\text{Log}([\text{Ag}])$ y $\delta^{15}\text{N}$ de músculo en trucha arco iris y en perca ($N = 14$ y $N = 13$ respectivamente); sin embargo, inesperadamente esta regresión fue significativa en la trucha de arroyo (pendiente = 0.25, ordenada al origen = -2.97, $r^2 = 0.41$, $p < 0.017$, $N = 13$) (**Fig. 3.3**).

El interjuego de las 4 tasas que gobiernan el proceso de transferencia trófica (ingestión TI, asimilación TA, dilución TD, y eliminación TE) puede resultar en biomagnificación o biodilución (Reinfelder et al. 1998; Luoma y Rainbow, 2008) (**capítulo 1, sección 1.2.3.1**). Tanto el proceso de asimilación como el de eliminación pueden estar influidos por factores ambientales o propios de la especie. La TI está influida por la disponibilidad de alimento y la conducta del predador (elección del alimento); la TA por factores fisiológicos tanto del predador (capacidad de extraer metal de su alimento) como de la presa (fraccionamiento del metal en sus tejidos

corporales). Por otro lado la TE y/o TD están influidas por factores fisiológicos, que frecuentemente explican la mayoría de las diferencias en las concentraciones de metales entre las especies (Luoma and Rainbow, 2008). Existe en el lago Moreno un alto grado de superposición en las dietas de trucha arco iris, trucha de arroyo y perca sugerido por sus valores de isótopos estables (**Fig.3.1**) y confirmado por estudios de contenido estomacal (Macchi et al., 1999, Vigliano et al., 2003). Sin embargo, la dispersión más alta de valores de [Ag] en la perca (CV = 99.5%), en relación con los otros predadores de nivel superior (truchas arco iris y de arroyo, CV = 39.0% y 62.1% respectivamente) sugiere un patrón dietario específico y consecuentemente una TI diferente para esa especie.. Es probable que las truchas arco iris y de arroyo tengan patrones dietarios más parecidos entre sí, que favorezcan TI similares para ambas especies. En relación con la TD, no hubo diferencias significativas en la longitud total entre truchas de arroyo y truchas arco iris, lo que indica que el efecto de dilución no pudo ser importante. Así, los factores fisiológicos asociados con TA y/o TE de la Ag, resultan una buena hipótesis de trabajo para explicar el incremento de la concentración hepática de Ag asociada al nivel trófico, en truchas de arroyo del lago Moreno. Estudios de laboratorio podrían aportar al entendimiento del patrón distintivo de acumulación de Ag que presentaron las truchas de arroyo.

3.2.2 DISTRIBUCIÓN DE LA PLATA

3.2.2.1 Invertebrados

Las [Ag] (media \pm DE) medidas en diferentes invertebrados del lago Moreno fue muy variable (**Tabla 3.1**). Entre los organismos bentónicos (larvas de insectos, crustáceos y moluscos) el caracol *Chilina* sp y el cangrejo *Aegla* sp. mostraron los valores más altos ($0.60 \pm 0.28 \mu\text{g g}^{-1}$ y $0.47 \pm 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente) (**Tabla 3.1**). La [Ag] difirió significativamente ($p < 3.25 \times 10^{-6}$) entre las fracciones de plancton (ver **capítulo 2 sección 2.1.2.1** sobre tamaño y composición de las

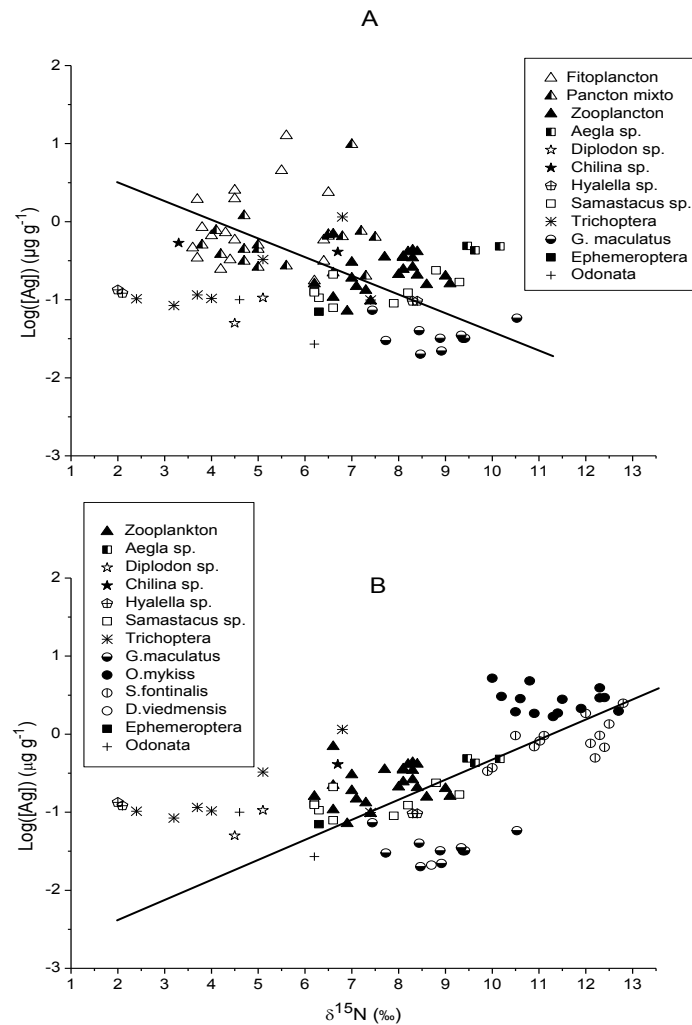


Fig. 3. 2 Log [Ag] vs. $\delta^{15}\text{N}$ en la biota del lago Moreno. A. Concentración de Ag de todo el cuerpo de organismos del plancton, bentos y puyenes (pendiente = -0.27, ordenada al origen = 1.14, $r^2 = 0.08$, $p < 0.004$, $N = 98$). B. Concentraciones de Ag incluyendo el hígado de los peces predadores de nivel superior. Los organismos con mayor dispersión en la $[Ag]$ (fitoplancton, plancton mixto y perca) fueron eliminados (ver texto) (pendiente = 0.24, Ordenada al Origen = - 2.57, $r^2 = 0.34$, $p < 1.2 \times 10^{-9}$, $N = 92$). Notar que la pendiente representa el incremento promedio de la [Ag] desde los consumidores primarios hasta los hígados de los peces, órgano potencialmente portador hacia el próximo nivel trófico.

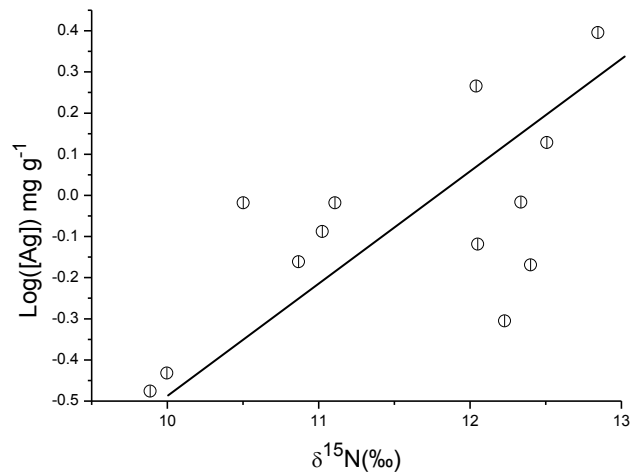


Figura 3.3. Log ([Ag]) en hígado vs. $\delta^{15}\text{N}$ (músculo) en trucha de arroyo del lago Moreno (pendiente = 0.25, ordenada al origen = -2.97, $r^2 = 0.41$, $p = 0.017$, $N = 13$)

La prueba *a posteriori* de comparaciones apareadas de Mann Whitney, con nivel de significación corregido según Bonferroni, mostró [Ag] en el fitoplancton ($1.82 \pm 3.00 \mu\text{g g}^{-1}$) significativamente mayor que la [Ag] en el zooplancton ($0.25 \pm 0.13 \mu\text{g g}^{-1}$; $p < 5.39 \times 10^{-5}$). Otro tanto ocurrió con el plancton mixto ($1.07 \pm 2.23 \mu\text{g g}^{-1}$) en relación al zooplancton ($p = 1.0 \times 10^{-4}$), pero no se observaron diferencias entre plancton mixto y fitoplancton.

En copépodos marinos alimentados con protozoos fagótrofos, se han demostrado tasas de excreción más altas para diferentes metales, incluida la Ag, que las de copépodos alimentados con diatomeas autótrofas (Twining and Fisher, 2004). Estos resultados fueron explicados por un contenido mayor de Ag soluble en los organismos fagótrofos que en los autótrofos (algas). La mixotrofia, se ha informado como una conducta fisiológica prevalente en organismos de diferentes taxones que conforman nuestro “fitoplancton” (**capítulo 2, sección 2.1.2.1**) (Queimaliños et al., 1999). Así, la

[Ag] significativamente menor hallada en el “zooplancton”, compuesto principalmente por copépodos, podría explicarse por una tasa de excreción aumentada.

No obstante esta disminución, la [Ag] en el zooplancton del lago Moreno merece cierta atención. Ello debido a que se han informado efectos tóxicos, letales y subletales, en microcrustáceos marinos y de agua dulce, a concentraciones inferiores a las observadas en algunas muestras de zooplancton durante el presente trabajo. Así, en un estudio de exposición dietaria a Ag, Hook y Fisher (2001a) encontraron disminución en la producción y en la viabilidad de los huevos cuando la [Ag] alcanzó $0.3 \mu\text{g g}^{-1}$ PS en cladóceros, y $0.5 \mu\text{g g}^{-1}$ PS en copépodos. En el mismo sentido, en un trabajo experimental, Bielmyer et al. (2006) observaron una disminución del 20% en la tasa de sobrevivencia del copépodo *Acartia tonsa* alimentado con algas expuestas a Ag en una concentración de $1.6 \mu\text{g Ag g}^{-1}$ alga PS. En el presente estudio, la concentración media de Ag en el fitoplancton excedió ese valor y alcanzó un máximo de $12.6 \mu\text{g g}^{-1}$ (**Tabla 3.1**).

En los estudios de Hook y Fisher (2001a) y Bielmyer et al. (2006), los mecanismos de toxicidad no fueron investigados. A este respecto, se acepta que el mecanismo patogénico de la intoxicación por Ag en peces y crustáceos acuáticos, es una reducción en la absorción de Na^+ debida al bloqueo de la Na^+/K^+ ATPasa (Grosell et al., 2002; Paquin et al., 2002a), con la consecuente disminución en la [Na] corporal en forma concomitante con un aumento en la [Ag] (Marchall y Grosell, 2006) Si bien este mecanismo de inhibición de la Na^+/K^+ ATPasa está documentado en exposiciones agudas de peces e invertebrados a la Ag disuelta en el ambiente acuático, el mecanismo parece ser similar en las exposiciones crónicas a través de la dieta (Luoma y Rainbow, 2008). La inhibición de la Na^+/K^+ ATPasa sí ha sido descrita en otros estudios, por ejemplo en dáfidos de agua dulce (Bianchini et al. 2002; Bianchini y Wood, 2003) y en especies de copépodos eurihalinos (Pedroso et al., 2007). Con estos antecedentes, serían interesantes futuros estudios sobre la relación entre [Ag] y [Na] en zooplancton del lago Moreno.

3.2.2.2 Peces

La [Ag] promedio en puyenes de diferentes clases de edad en el lago Moreno (medida en todo el cuerpo de individuos separados u homogenatos de varios individuos) alcanzó $0.03 \pm 0.01 \mu\text{g g}^{-1}$ (**Tabla 3.1**). Por su parte, la concentración en el tejido muscular de todos los peces predadores de nivel superior, resultó por debajo del límite de detección, como se mencionó en la *sección 3.2.1.1*. La [Ag] fue particularmente elevada en el hígado de trucha arco iris ($2.85 \pm 1.1 \mu\text{g g}^{-1}$). En trucha de arroyo fue de $0.98 \pm 0.61 \mu\text{g g}^{-1}$ y en perca de $0.81 \pm 0.80 \mu\text{g g}^{-1}$ (en todos los casos, valores para todas las clases de tamaño consideradas en conjunto). El bagre aterciopelado mostró las menores concentraciones hepáticas de Ag ($0.02 \mu\text{g g}^{-1}$).

Con relación al riesgo toxicológico humano, en el Código Alimentario Argentino no se citan concentraciones de referencia para la Ag en carnes. Además, en contraste con lo que ocurre con la toxicidad de este elemento sobre diversos organismos acuáticos, no abundan estudios sobre la salud pública. En EEUU la “Agency for Toxic Substances and Disease Registry” (ATSDR) no menciona estudios que documenten efectos perjudiciales para la salud humana por exposiciones dietarias de corta (≤ 14 días) o larga (> 14 días) duración, ni fija niveles de riesgo mínimo para la exposición humana a la Ag, a diferencia de lo que ocurre con otros ETPT (ATSDR, 2011).

3.3 CONCLUSIONES

3.3.1 ISÓTOPOS ESTABLES Y TROFODINAMICA

La mayor o menor proporción de ítems alimentarios bentolitorales (estimada con valores $\delta^{13}\text{C}$) en los consumidores del lago Moreno no fue un factor importante en la trofodinámica de la Ag. La forma en que se relacionan la fuente de C ($\delta^{13}\text{C}$) y el nivel trófico ($\delta^{15}\text{N}$) en la biota del lago Moreno tomado como un todo, es similar a la

observada en otros sistemas lacustres, ya que adopta una forma triangular con los peces predadores en el vértice superior. Así, en relación con la Ag, se **rechazan las hipótesis N° 1 y N° 2** de la presente tesis (**capítulo 1, sección 1.4.1**). La trofodinámica de la Ag en el lago Moreno mostró un patrón general de biodilución considerando concentraciones de todo el cuerpo de invertebrados y tejido muscular de peces, por lo tanto **se acepta para este elemento la hipótesis N° 3** (*sección 1.4.1*). Cuando se incluyó en el análisis el contenido de Ag de los hígados de

Tabla 3.1. Concentraciones de Ag y cocientes de isótopos estables de C y N en la biota del lago Moreno ^a.

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Mínimo	Media \pm DE	Máximo		Media \pm DE	Media \pm DE
Fitoplancton	17	0.17	1.82 \pm 3.00	12.60	17	4.81 \pm 1.04	26.68 \pm 2.32
Plancton mixto	17	0.20	1.07 \pm 2.23	9,70	17	5.62 \pm 1.25	-26.40 \pm 2.84
Zooplancton	25	0.07	0.25 \pm 0.13	0.69	24	7.74 \pm 0.81	-28.74 \pm 1.49
<i>Myriophyllum</i> sp. y <i>Potamogeton</i> sp.	3	0.07	0.17 \pm 0.13	0.32	2	3.00 \pm 0.99	-30.90 \pm 2.04
Biofilm	0	-	-	-	2	1.28 \pm 0.09	-20.84 \pm 3.34
Trichoptera	7	0.08	0.28 \pm 0.39	1.15	7	4.70 \pm 1.90	-26.90 \pm 1.50

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Mínimo	Media \pm DE	Máximo		Media \pm DE	Media \pm DE
Odonata	2	0.03	0.06 \pm 0.05	0.10	6	4.36 \pm 1.08	-22.90 \pm 3.12
Plecoptera	1		0.07		0	-	-
Ephemeroptera	1		0.07		1	6.33	-23.70
<i>Diplodon</i> sp.	2(15)	< 0.05	-	0.11	6(5-15)	4.88 \pm 0.24	-26.09 \pm 0.87
<i>Chilina</i> sp.	5	0.32	0.60 \pm 0.28	1.02	2	5.00 \pm 2.40	-19.84 \pm 1.36
<i>Hyaella</i> sp.	5	0.10	0.12 \pm 0.02	0.15	4	5.22 \pm 3.64	-26.59 \pm 2.04
<i>Samastacus</i> sp. ^b	9	0.08	0.14 \pm 0.05	0.24	9	7.35 \pm 1.22	-22.66 \pm 0.90
<i>Aegla</i> sp. ^b	3	0.43	0.47 \pm 0.03	0.49	3	7.86 \pm 2.50	-20.94 \pm 2.90

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Mínimo	Media \pm DE	Máximo		Media \pm DE	Media \pm DE
<i>Galaxias maculatus</i>							
30-40 mm	3(30)		0.03 \pm 0.00		3	9.38 \pm 0.04	-26.46 \pm 0.27
40-50 mm	2(30)	0.02	0.03 \pm 0.00	0.03	2	8.91 \pm 0.02	-25.38 \pm 0.08
50-60 mm	1(30)	-	0.04	-	1	8.44	-23.70
50-60 mm	2	0.06	0.06 \pm 0.01	0.08	2	9.00 \pm 2.20	-23.03 \pm 0.54
60-70 mm	1		0.03		1	7.73	-23.10
> 70 mm	1		0.02		1	8.47	-23.70
<i>Salmo trutta</i> ^c	1		9.87		1	11.50	-23.50

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Minimo	Media \pm DE	Máximo		Media \pm DE	Media \pm DE
<i>Oncorhynchus mykiss</i> ^c							
330-380 mm	3(2-5)	1.70	2.49 \pm 0.70	2.94	3(2-5)	11.43 \pm 0.90	-23.90 \pm 1.90
380-430 mm	1(12)		2.13		1(12)	11.90	-24.80
380-430 mm	2	1.86	1.92 \pm 0.08	1.97	2	12.06 \pm 0.93	-24.10 \pm 1.10
430-480 mm	5(4-9)	1.84	3.28 \pm 1.13	3.92	5(4-9)	11.13 \pm 0.79	-22.90 \pm 1.80
430-480 mm	2	1.93	3.60 \pm 2.30	5.20	2	10.24 \pm 0.37	-22.59 \pm 0.99
> 480 mm	1(10)		2.91		1(10)	12.30	-24.09

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Minimo	Media \pm DE	Máximo			
<i>Salvelinus fontinalis</i> ^c							
240-290 mm	1		0.37		1	10.00	-24.50
240-290 mm	1(2)		0.96		1(2)	11.10	-25.33
290-340 mm	1(2)		0.68		1(2)	12.40	-26.05
340-390 mm	1		0.82		1	11.00	-23.87
340-390 mm	3(2)	0.49	1.60 \pm 1.00	2.70	3(2)	12.37 \pm 0.42	-26.90 \pm 2.30
390-440 mm	3	0.33	0.31 \pm 0.66	0.76	3	11.00 \pm 1.20	-24.60 \pm 3.30
440-490 mm	1		0.96		1	12.30	-28.40

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Mínimo	Media \pm DE	Máximo		Media \pm DE	Media \pm DE
440-490 mm	1(4)		0.76		1(4)	12.10	-28.80
>490	1		0.96		1	10.50	-21.90
<i>Percichthys trucha</i> ^c							
310-350 mm	2	0.28	1.60 \pm 1.40	2.60	2	10.38 \pm 0.40	-25.50 \pm 1.30
310-350 mm	1(4)		0.08		1(4)	12.80	-25.80
350-390 mm	6	0.08	1.14 \pm 0.95	2.30	6	10.90 \pm 1.10	-25.40 \pm 2.10
350-390 mm	3(4-11)	0.06	0.37 \pm 0.43	0.86	3(4-11)	10.10 \pm 1.60	-21.60 \pm 2.90
390-430 mm	2	0.08	0.19 \pm 0.16	0.30	2	11.53 \pm 0.29	-24.90 \pm 3.60
390-430 mm	9(4-10)	0.13	0.96 \pm 0.68	2.30	9(4-10)	10.55 \pm 0.94	-22.70 \pm 2.30

Organismo	N	[Ag] $\mu\text{g g}^{-1}$ (PS)			N	$\delta^{15}\text{N}$	$\delta^{13}\text{C}$
		Mínimo	Media \pm DE	Máximo		Media \pm DE	Media \pm DE
>430 mm	2	0.17	0.18	0.18	2	10.70 \pm 2.30	-22.50 \pm 7.20
<i>Diplomystes viedmensis</i> ^c							
179-260 mm	1(7)		0.02		7	8.74 \pm 0.55	-26.40 \pm 1.50

N: tamaño de muestra. Si las muestras son homogenatos, el número de individuos por cada muestra se indica junto a N entre paréntesis. DE: desviación estándar.

^aTodas las Concentraciones corresponden a todo el cuerpo, excepto para ^bexoesqueleto y glándula digestiva eliminados.

^c Concentración de Ag en el hígado tomada de Ribeiro Guevara et al. (2005a). Los valores de cocientes isotópicos fueron medidos en músculo.

peces predadores de nivel superior, como órganos primarios de acumulación del metal, la [Ag] se incrementó fuertemente desde los consumidores primarios hasta los hígados de los peces, lo que representa una biomagnificación tejido-específica, que podría tener consecuencia ecotoxicológica. El presente estudio mostró la importancia del factor específico (especie-específico) en la trofodinámica de la Ag como lo informa el trabajo previo (Ribeiro Guevara et al., 2005a) pero en dos formas adicionales, a) entre los peces predadores de nivel superior del mismo lago, una población puede exhibir una asociación entre el nivel trófico y un incremento tejido-específico en la [Ag], mientras que otras no; b) para modelar la trofodinámica de la Ag, no necesariamente se deben incluir todas las especies muestreadas en un lago; la eliminación cuidadosa de especies clave no incluidas en la cadena trófica (por ejemplo la perca) o que exhiben una alta variación temporal en las [Ag] (por ejemplo fitoplancton) podría aumentar el poder predictivo del modelo, en este caso, de regresión lineal.

3.3.2 DISTRIBUCIÓN DE LA PLATA

El cuadro general de distribución de la Ag en organismos del lago Moreno mostró datos diversos, con las mayores concentraciones en fitoplancton y plancton mixto en un extremo de la trama trófica, y en hígados de peces predadores de nivel superior (trucha y perca) en la otra, con valores intermedios en organismos bentónicos como los caracoles *Chilina* sp. $\mu\text{g g}^{-1}$ y el decápodo *Aegla* sp.

Por otro lado, en relación a posibles efectos tóxicos sobre seres humanos, la falta de estudios sobre exposición dietaria y la ausencia de niveles de riesgo mínimo establecidos por la “Agency for Toxic Substances and Disease Registry” de EEUU (ATSDR, 2011) sugieren que la exposición a la Ag por dicha vía, no es un problema para la salud pública. Menos aún teniendo en cuenta que las mayores concentraciones estuvieron en hígados de peces del lago Moreno (no consumidos por personas en la región). Así, resultarían interesantes estudios posteriores sobre este elemento, pero sobre sus posibles consecuencias en el zooplancton antes que en seres humanos.

CAPÍTULO 4

CROMO, COBALTO, ARSENICO Y SELENIO EN LA BIOTA DEL LAGO MORENO

4.1 INTRODUCCION

En un estudio previo, Ribeiro Guevara et al (2004) encontraron niveles elevados de Cr y As en almejas *Diplodon chilensis* de los lagos Moreno y Nahuel Huapi. Los valores medidos en el lago Moreno ($29.3 \mu\text{g g}^{-1} \pm 2.7$; $38.5 \mu\text{g g}^{-1} \pm 3.4$ PS, para Cr y As respectivamente) fueron significativamente mayores que en el lago Traful ($8.88 \mu\text{g g}^{-1} \pm 0.86$; $13.9 \pm 1.2 \mu\text{g g}^{-1}$), un lago más remoto tomado como control. Aunque no se han identificado fuentes específicas para cada elemento, los autores asociaron los niveles incrementados al vertido sin tratamiento de efluentes cloacales de la ciudad de Bariloche al lago Nahuel Huapi, conectado con el lago Moreno (Ribeiro Guevara et al. 2004).

Como se mencionó en el capítulo 1 (*sección 1.2.3.1*) no resulta fácil generalizar sobre la tasa de transferencia de los ETPT. En este sentido, en el **capítulo 3** se mostró, por ejemplo, la importancia de los tejidos donde se miden concentraciones. Así, resultó biomagnificación de la Ag cuando se incluyeron las concentraciones hepáticas de peces en una trama trófica como la del lago Moreno que, en general, tendió a la biodilución de este elemento.

Con respecto al As, Cr y Co, una revisión de la literatura, sobre todo de ecosistemas de agua dulce, muestra resultados contrastantes. Driver (1994) informó mayores concentraciones de As, Cr y Co en niveles tróficos inferiores en lagos cercanos a Hanford Site, EEUU. De manera similar, se observó tendencia a la biodilución del As en tramas tróficas que incluyeron plancton y varias especies de peces en 20 lagos de EEUU (Chen et al., 2000). Más recientemente, se encontró

regresión significativa negativa entre [As] y [Cr] por un lado, y el nivel trófico (medido con valores $\delta^{15}\text{N}$) por otro, en una cadena trófica que incluyó gasterópodos, crustáceos, insectos y peces de una laguna contaminada por la minería de Fe en Brasil (Pereira et al., 2010). Por el contrario no se encontró correlación significativa entre [As], [Cr] y [Co] y nivel trófico ($\delta^{15}\text{N}$) en una cadena trófica compuesta por fitoplancton, gasterópodos, crustáceos y peces en el delta del río Mekong, Vietnam del Sur (Ikemoto et al. (2008). De manera similar, las [As] y [Cr] no presentaron correlación significativa con el nivel trófico en moluscos, crustáceos y peces del delta del río Amarillo en China (Cui et al., 2011). Finalmente, existen en la literatura estudios que sugieren la biomagnificación del Cr (Altindag y Yigit, 2005; Ali Mohamed y Fishar Mohamed, 2005).

Por su parte, el Se no escapa al cuadro general de resultados contrastantes disponibles en la literatura. Ikemoto et al. (2008) encontraron un aumento significativo en la [Se] en organismos de nivel trófico superior (mayores $\delta^{15}\text{N}$) en el delta del río Mekong mientras que Hopkins et al. (2004) informaron una tendencia a la biodilución entre invertebrados bentónicos y peces del río Savannah en EEUU.

En cuanto al lago Moreno, Arribére et al. (2010) informaron una tendencia general a la biodilución para distintos elementos como Cr, Co y As en el bentos.

Dentro de un contexto general de semejanza en las **estructuras tróficas** de las cubetas oeste y este de dicho lago, Arcagni et al. (en prensa) observaron diferencias en las **posiciones tróficas** de algunos organismos (definiciones en **capítulo 1, sección 1.3.3.2**). Tales diferencias se muestran aquí (**Fig.4.1**) para facilitar la lectura, tal como se anticipó en el **capítulo 2, sección 2.4**. Resulta importante destacar que las diferencias en las posiciones tróficas de algunas poblaciones y comunidades pueden influir en los dos aspectos de la trofodinámica, es decir, tanto en la **tasa de transferencia** como en la **vía de transferencia** (ver **capítulo 1, sección 1.3.3**). Esta influencia puede darse de distintas maneras. Por ejemplo, en un contexto comparativo de dos poblaciones de peces, valores más altos de $\delta^{13}\text{C}$ en una de ellas, implicarían una mayor proporción de presas bentolitorales en su dieta (y un posible cambio en la vía de transferencia de un ETPT). Por su parte, valores $\delta^{15}\text{N}$ más elevados en una población que en otra podrían resultar si las presas bentolitorales,

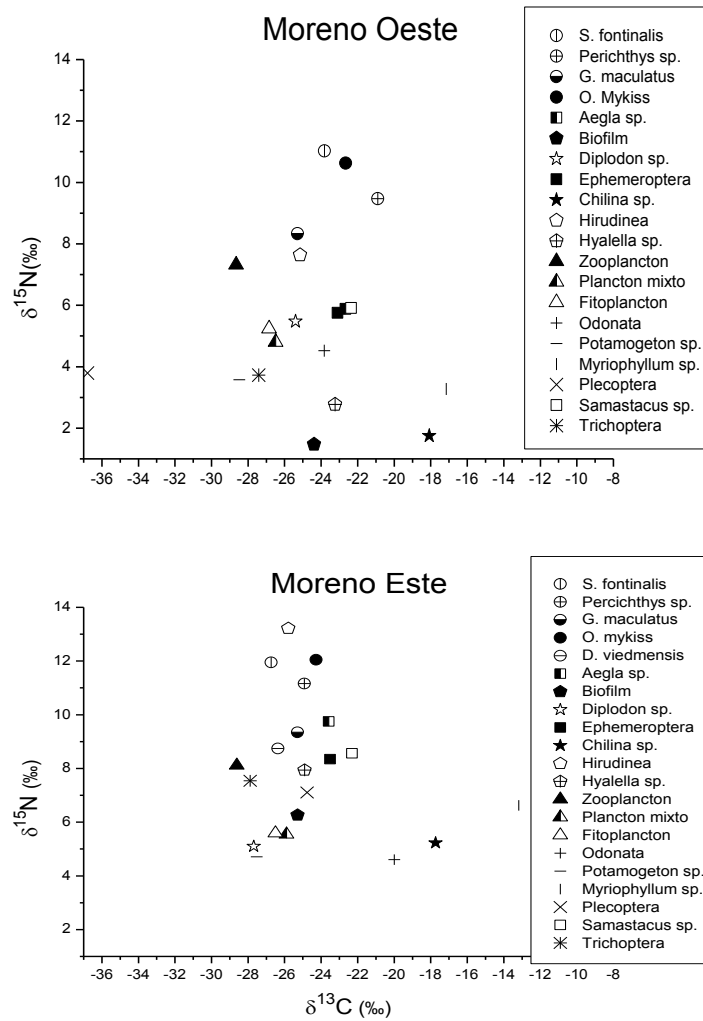


Figura 4.1. Relación entre valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ (como indicadores de nivel trófico), vs. $\delta^{13}\text{C}$ (como indicadores de fuente dietaria de C) en la biota de las dos cubetas del lago Moreno, MO y ME. Datos parcialmente extraídos de Arcagni et al. (en prensa).

cuya proporción aumentó, tuvieran un nivel trófico más elevado, lo que podría modificar la pendiente del modelo de regresión (tasa de transferencia). Alternativamente, el tener valores $\delta^{15}\text{N}$ más altos en una población que en otra, podría ser consecuencia de un nivel de base de valores $\delta^{15}\text{N}$ más alto, como mencionan Arcagni et al. (en prensa). En cualquier caso, los cambios de valores $\delta^{15}\text{N}$ podrían influir en el modelado (regresión) de la trofodinámica de los ETPT.

En relación con las diferencias en las posiciones tróficas de algunos organismos del MO en relación al ME y su posible influencia en la trofodinámica de metales, en el capítulo anterior mostramos que la fuente de C no influyó (en particular en la vía de transferencia) en el caso de la Ag, en ninguna de las cubetas y por ello analizamos los datos del lago como un todo. En el presente capítulo analizamos también la posible influencia de diferentes posiciones tróficas, pero esta vez en relación con la trofodinámica del Cr, Co, As y Se. Es de destacar que las dos cubetas interconectadas del lago Moreno comparten idénticos ensambles de especies y similares parámetros de calidad de agua, mientras que la única diferencia detectable entre cubetas es la morfología. Esta, constituye una situación de diseño experimental particularmente adecuada para examinar la influencia del hábitat y la fuente de C en la transferencia trófica de ETPT.

Los objetivos del presente capítulo son (1) determinar si en peces predadores de nivel superior de la cubeta oeste del lago Moreno, las concentraciones más altas de ETPT están asociadas con mayores proporciones de presas bentolitorales ($\delta^{13}\text{C}$ más altos) en su dieta; en caso afirmativo, (2) detectar las especies bentolitorales que con mayor probabilidad aumentan dichas proporciones y (3) comparar los patrones trofodinámicos de Cr, Co, As y Se de ambas cubetas.

4.2. RESULTADOS Y DISCUSION

4.2.1 TROFODINAMICA DE LOS ELEMENTOS

4.2.1.1 Vías de Transferencia

El análisis de la relación entre la fuente de C y la [elementos] en todos los peces muestreados en ambas cubetas, mostró falta de correlación significativa entre $\text{Log}([\text{Co}])$ y $\text{Log}([\text{As}])$ por un lado, y $\delta^{13}\text{C}$ por el otro (Co: N=53, N=32; As: N= 54,

N=39, cubetas oeste y este respectivamente) resultado similar al obtenido con la Ag (**capítulo 3**).

Por el contrario, el mismo análisis mostró una regresión significativa positiva entre $\text{Log}([\text{Cr}])$ y $\delta^{13}\text{C}$ en MO (pendiente = 0.20, ordenada al origen = 4.58, $r^2 = 0.40$, $p < 0.001$, $N = 51$) mientras que dicha regresión resultó no significativa en ME ($N = 34$) (**Fig. 4.2**). Este resultado se diferencia de lo observado con la Ag (**capítulo 3**) y requiere el análisis de las dos cubetas del lago Moreno por separado, como se mencionó en el **capítulo 2** (sección 2.4).

Los peces aparecieron segregados a lo largo del eje $\delta^{13}\text{C}$ en MO, donde los puyenes mostraron los valores $\delta^{13}\text{C}$ más bajos y las percas los más altos (menos negativos), mientras que las truchas arco iris y de arroyo mostraron valores intermedios, (**Fig. 4.2**). Entonces, tanto la fuente de C como factores especie-específicos, podrían explicar la regresión significativa mostrada en la **Fig. 4.2**. El análisis de las mismas especies en ME, mostró un patrón en las [Cr] similar a MO, es decir, *G. maculatus* con niveles menores que salmónidos y percas. Truchas y percas sin embargo tuvieron [Cr] menores que en MO (**Tabla 4.4, Fig. 4.2**). Muy diferente fue el cuadro de valores $\delta^{13}\text{C}$, dado que en ME los peces presentaron un alto grado de superposición (y no de segregación como en MO) (**Fig. 4.2**). Por esta razón, aunque los resultados muestran, en ambas cubetas, una afinidad por el Cr algo mayor en salmónidos y percas que en puyenes, la regresión significativa en MO no puede explicarse solamente por el “factor especie”, sino que es la dieta (valores $\delta^{13}\text{C}$) el factor que aparece como determinante. Esta hipótesis se refuerza por la particular situación de diseño experimental que ofrece el lago Moreno. Es decir, en ambas cubetas se encuentran las mismas especies de peces (consumidores) y de invertebrados (dieta) lo que uniforma factores fisiológicos y/o metabólicos especie-específicos importantes en la trofodinámica de ETPT (Luoma y Rainbow, 2008). Además, resultan esperables parámetros de calidad de agua similares en ambas cubetas, dada la semejanza de dichos parámetros en varios lagos andinos de la región (Balseiro et al., 2007; Diaz et al., 2007), lo que hace poco probable que existan diferencias

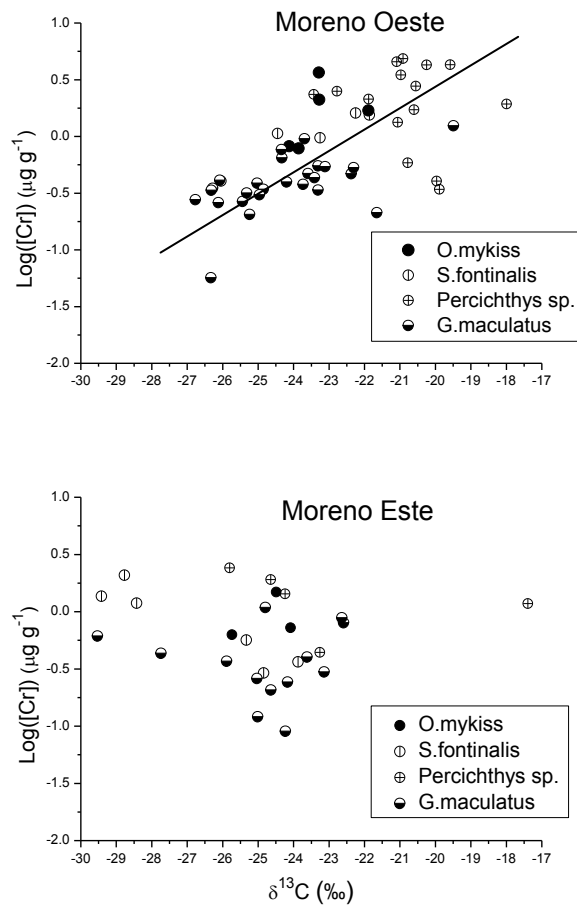


Figura 4.2. Relación entre $\text{Log}([\text{Cr}])$ y $\delta^{13}\text{C}$ en peces del lago Moreno. Parámetros de regresión (cubeta oeste): pendiente = 0.20, ordenada al origen = 4.58, $r^2 = 0.40$, $p < 6.6 \times 10^{-7}$, $N = 51$; regresión no significativa ($p > 0.05$) en cubeta este. Observar el mayor grado de mezcla entre las especies a lo largo del eje $\delta^{13}\text{C}$ en la cubeta este.

geoquímicas en la especiación del Cr (e.g., Richard y Bourg, 1991) entre cubetas. Así la única diferencia apreciable entre cubetas, es decir un mayor grado de presas bentolitorales en truchas y percas del MO, resulta la hipótesis más sólida para explicar las mayores [Cr] en truchas y percas de MO y la consecuente regresión significativa entre $\text{Log}(\text{Cr})$ y $\delta^{13}\text{C}$ (**Fig. 4.2**).

El problema que se plantea es, qué especie/s bentolitoral/es presente/s en mayor proporción en la dieta de peces de MO, podría/n explicar un aumento de [Cr] en sus tejidos. Se realizaron análisis de modelos de mezcla con un isótopo (C) y dos fuentes

alimentarias, para la dieta de trucha arco iris. Los análisis se realizaron con dos iteraciones. La primera, incluyó caracoles *Chilina* sp. (CH) como presa bentolitoral (B en la fórmula del **capítulo 2**, sección 2.4.1) y la segunda, incluyó decápodos *Aegla* sp. y *Samastacus* sp. tomados en conjunto (AeS). Ambas iteraciones mostraron diferencias claras, ya que las truchas arco iris de MO resultaron con mayores proporciones de presas bentolitorales, ya sean *Chilina* sp. o decápodos, en relación al pez pequeño puyen (**Tabla 4.1**).

Tabla 4.1. Análisis de modelos de mezcla de isotopos estables (C) para estimar proporciones de diferentes presas (\pm DE) en la dieta de trucha arco iris del lago Moreno (dos cubetas).

Cubeta	Primera iteración		Segunda iteración	
	<i>G. maculatus</i>	<i>Chilina</i> sp.	<i>G. maculatus</i>	<i>Aegla</i> sp. + <i>Samastacus</i> sp.
Moreno Oeste	0.74 \pm 0.10	0.26 \pm 0.10	0.14 \pm 0.32	0.86 \pm 0.32
Moreno Este	0.98 \pm 0.12	0.02 \pm 0.12	0.91 \pm 0.51	0.08 \pm 0.51

Es importante subrayar que estos resultados no representan estimaciones de las verdaderas proporciones de ítems alimentarios (ver **capítulo 2**, sección 2.4.1) sino una indicación de cambios drásticos en las proporciones del componente bentolitoral (invertebrados) en las dietas de la trucha arco iris de las diferentes cubetas. Además, considerando las concentraciones de elementos en las presas (**Tabla 4.2**), *Aegla* sp. y *Samastacus* sp. presentaron mayores [Cr] en MO pero similares [Co], [As] y [Se] en ambas cubetas, mientras que el caracol *Chilina* sp. presentó menores concentraciones de los cuatro elementos en MO. Es decir, una proporción más alta de *Aegla* sp. y *Samastacus* sp. (favorecida por la presencia de una zona litoral más extensa) en la dieta de las truchas arco iris de MO, podría representar una mayor exposición al Cr pero no al Co, As y Se.

Si *Aegla* sp. y *Samastacus* sp. son las especies responsables de un cambio en la trofodinámica del Cr, resulta interesante proponer posibles explicaciones para mayores [Cr] en dichas especies en MO. En este sentido, se ha informado una estrecha relación entre Cr y materia orgánica, en lagos enriquecidos con compuestos húmicos desde el suelo (Logan, 2002). La materia orgánica, incluyendo material terrestre, es visiblemente más abundante a lo largo de la costa de MO. Además se ha demostrado la importancia del ingreso de Cr desde el sedimento en el cangrejo consumidor de detritus *Zilchiopsis collastinensis*, en experimentos realizados en la región del río Paraná medio, en el Noreste argentino (Marchese et al., 2008). Resulta entonces razonable suponer que un mayor aporte de materia orgánica terrestre influye en la trofodinámica del Cr en MO.

Finalmente, el análisis de la relación entre fuente de C y elementos requiere una consideración aparte para el Se ya que, como se verá en la sección siguiente, la transferencia trófica de este elemento se presentó de manera dudosa en el lago Moreno. Sin embargo, hubo regresión significativa entre $\text{Log}([\text{Se}])$ y $\delta^{13}\text{C}$ en MO aunque, a diferencia del Cr, con pendiente negativa (pendiente = -0.06, ordenada al origen = -1.23, $r^2 = 0.15$, $p < 0.003$, $N = 55$; **Fig. 4.3**). Además, el escenario de análisis que presentan los datos distingue al Se del Cr, ya que sólo dos especies de pez, el puyen y la perca, se separaron claramente a lo largo del eje $\delta^{13}\text{C}$ en MO pero no en ME (**Fig. 4.3**). Además, como sugiere la misma figura, las [Se] en percas fueron significativamente menores que las de puyen en MO (Mann Whitney, $p < 6.0 \times 10^{-5}$, $N = 17$ y $N = 25$ para perca y puyen respectivamente) pero no en ME ($N = 18$, $N = 13$ respectivamente). De esta manera, la separación de la perca en relación al puyen en MO (con valores $\delta^{13}\text{C}$ mayores y valores [Se] menores) (**Fig. 4.3**), explicaría la regresión significativa en esta cubeta, ya que en la cubeta este, dichos peces aparecen con mayor solapamiento de valores $\delta^{13}\text{C}$ (probablemente por un mayor grado de predación de la perca sobre el puyen, que mantendría señales de C similares en ambas especies), y concentraciones similares de Se. En otras palabras, una mayor proporción de presas bentolitorales en percas de MO en relación con ME, podría disminuir su exposición al Se, a diferencia de lo propuesto para el Cr en la trucha arco iris. Así, constituiría una hipótesis alternativa a la falta de transferencia trófica del Se en el lago Moreno, al menos en relación con la perca (ver *sección siguiente*).

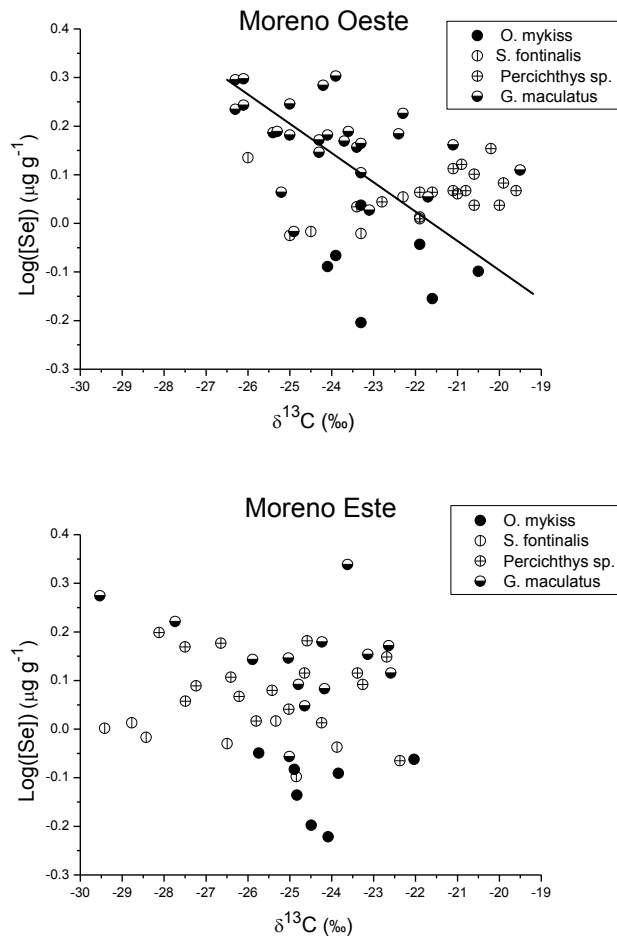


Figura 4.3. Relación entre $\text{Log}([\text{Se}])$ y $\delta^{13}\text{C}$ en peces del lago Moreno. Cubeta oeste: regresión significativa negativa (pendiente = -0.06 , ordenada al origen = $-1,23$, $r^2 = 0.15$, $p < 0.003$, $N = 55$); cubeta este: regresión no significativa ($p > 0.05$)

A diferencia de la trucha arco iris, no existen datos experimentales en el lago Moreno que cuantifiquen la dieta de las percas, por lo que no fue posible explorar, a través de modelos de mezcla de isótopos estables, las posibles especies responsables de un cambio de dieta, y su posible relación con una menor exposición al Se en MO.

Tabla 4.2 Concentraciones de Cr, Co, As y Se en productores e invertebrados del lago Moreno^a. N: tamaño muestral, si la muestra es un homogenato, el número de individuos/muestra se indica entre paréntesis debajo de N; DE: desviación estándar; N/A: no se analizó.

Organismo	Cr				Co			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
Fitoplancton	20	44.49 ± 40.72 (8.84-175.50)	10	35.30 ± 26.33 (7.74-90.00)	20	5.09 ± 2.43 (1.49-9.48)	10	7.43 ± 4.94 (1.52-15.70)
Plancton mixto	30	28.93 ± 25.31 (4.20-94.32)	19	22.61 ± 12.25 (9.45-40.41)	30	4.74 ± 3.77 (2.10-21.67)	19	5.54 ± 3.92 (1.89-8.67)
Zooplancton	33	4.33 ± 3.92 (0.69-16.02)	24	6.28 ± 10.56 (1.24-43.74)	33	1.11 ± 0.73 (0.36-3.75)	24	1.01 ± 0.55 (0.47-2.47)

Organismo	Cr				Co			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
<i>Potamogeton</i> sp.	4	0.97 ± 0.60 (0.30-1.56)	5	1.21 ± 1.21 (0.30-2.96)	4	2.79 ± 1.02 (1.98-4.14)	5	1.10 ± 0.45 (0.56-1.63)
<i>Myriophyllum</i> sp.	2	3.79 ± 3.47 (0.27-6.25)	3	4.77 ± 1.40 (3.79-6.37)	2	2.39 ± 0.55 (1.24-2.82)	3	2.96 ± 1.39 (1.47-4.22)
Biofilm	3	42.06 ± 18.15 (28.35-62-64)	4	51.21 ± 16.95 (19.26-69.93)	3	15.41 ± 4.60 (10.56-19.71)	4	18.44 ± 3.95 (6.72-22.61)
Ephemeroptera	4	3.38 ± 4.18 (0.92-9.63)	1	8.48	4	4.48 ± 3.85 (1.27-10.07)	1	3.81

Organismo	Cr				Co			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
Odonata	5	1.84 ± 1.47 (0.43-4.27)	1	0.78	5	1.10-0.53 (0.51-1.84)	1	0.35
Plecoptera	3	4.39 ± 3.37 (2.37-8.28)	5	2.11 ± 1.78 (0.95-5.21)	3	5.07 ± 0.26	5	1.75 ± 1.50 (0.39-3.88)
Trichoptera	9	5.02 ± 2.38 (2.53-10.44)	7	6.89 ± 2.06 (3.65-9.73)	9	7.61 ± 2.15 (4.41-12.05)	7	6.33 ± 2.82 (1.51-9.64)
Hirudinea	2	0.29 ± 0.09 (0.23-0.36)	3	3.63 ± 0.81 (3.00-4.53)	3	8.52 ± 1.94 (6.29-9.64)	3	3.13 ± 1.26 (1.69-4.01)
<i>Diplodon</i> sp.	27 (1-15)	2.97 ± 3.83 (0.74-18.41)	1 (15)	29.63	27 (1-15)	0.27 ± 0.21 (0.15-1.14)	1 (15)	1.03

Organismo	Cr				Co			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
<i>Chilina</i> sp.	7 (1-5)	2.17 ± 1.65 (0.86-4.74)	4	4.21 ± 5.62 (0.75- 12.6)	7 (1-15)	0.73 ± 0.72 (1.23-1.95)	4	2.05 ± 1.74 (1.35-4.63)
<i>Hyalella</i> sp.	5	1.78±1.19 (0.98-3.50)	5	2.99±3.68 (0.51-2.92)	4	1.29±0.33 (0.84-1.56)	5	2.19±3.37 (0.26-8.20)
<i>Samastacus</i> sp. ^b	13 (1-8)	1.17± 0.18 (0.07-0.95)	1	0.10	15 (1-6)	0.14±0.17 (0.04-0.20)	4	0.12±0.07 (0.07-0.23)
<i>Aegla</i> sp. ^b	2 (2-6)	2.54±3.39	3	0.25±0.05 (0.20-0.30)	2 (2-6)	0.22±0.04	3	0.11±0.03 (0.09-0.15)

Tabla 4.2 (cont)

Organismo	As				Se			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
Fitoplancton	20	8.40 ± 2.57 (3.84-13.93)	10	11.32 ± 5.74 (6.11-22.99)	18	1.37 ± 1.67 (0.39-1.87)	9	1.21 ± 0.53 (0.64-1.72)
Plancton mixto	30	8.45 ± 4.83 (4.92-16.04)	19	14.55 ± 7.03 (5.59-28.17)	28	1.48 ± 0.54 (0.38-2.18)	15	1.53 ± 0.47 (0.58-2.24)
Zooplancton	33	2.90 ± 0.72 (2.09-4.15)	24	3.61 ± 1.37 (1.73-5.70)	29	2.28 ± 0.38 (1.08-3.24)	18	2.19 ± 0.45 (1.47-3.24)
<i>Potamogeton</i> sp.	4	0.56 ± 0.42 (0.27-1.18)	5	0.73 ± 0.56 (0.16-1.66)	2	0.158 ± 0.014 (0.06-0.190)	3	0.09 ± 0.07 (0.064- 0.174)

Organismo	As				Se			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
<i>Myriophyllum</i> sp.	2	0.70 ± 0.22 (0.12-1.28)	3	2.19 ± 0.34 (1.94-2.58)	4	0.13 ± 0.06 (0.060- 0.165)	2	0.24 ± 0.09 (0.180-0.310)
Biofilm	3	9.99 ± 7.22 (3.98-18.00)	4	10.88 ± 2.05 (8.22-11.43)	N/A	N/A	1	0.1
Ephemeroptera	4	2.55 ± 2.87 (0.67-6.74)	N/A	N/A	4	1.46 ± 0.7 (0.76-2.50)	N/A	N/A
Odonata	5	1.21 ± 0.22 (0.87-1.45)	1	1.15	4	0.77 ± 0.03 (0.74-0.80)	1	0.53
Plecoptera	3	2.96 ± 3.60 (0.85-7.12)	N/A	N/A	2	1.86 ± 0.11	N/A	N/A

Organismo	As				Se			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
Trichoptera	9	2.82 ± 0.98 (0.90-4.10)	7	4.62 ± 1.55 (2.18-6.61)	10	1.06 ± 0.22 (0.80- 1.20)	6	0.53 ± 0.28 (0.82-0.04)
Hirudinea	3	1.20 ± 0.26 (1.02-1.50)	3	3.89 ± 1.51 (2.16-4.91)	3	1.72 ± 0.24 (1.56-1.99)	2	2.33 ± 1.58 (1.49-3.16)
<i>Diplodon</i> sp.	27 (1-15)	8.74 ± 5.97 (4.52-20.71)	1 (15)	39.06	23 (1-15)	0.19 ± 0.04 (0.15-0.33)	1 (15)	3.21
<i>Chilina</i> sp.	7 (1-15)	6.86 ± 1.09 (5.47-8.21)	4	8.52 ± 3.20 (6.39-3.24)	5	0.98 ± 0.14	4	1.00 ± 0.36 (0.65-1.49)
<i>Hyalella</i> sp.	4	3.38 ± 1.21 (2.22-5.01)	5	8.22 ± 11.18 (1.60-28.30)	4	1.24 ± 0.46 (0.93-1.91)	5	1.49 ± 2.35 (0.39-5.68)

Organismo	As				Se			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
<i>Samastacus</i> sp. ^b	15 (1-6)	0.57 ± 0.31 (0.35-0.87)	4	0.73 ± 0.19 (0.61-2.15)	12	0.83 ± 0.34 (0.601-1.38)	4	0.69 ± 0.15 (0.55-0.86)
<i>Aegla</i> sp. ^b	2 (2-6)	3.31 ± 0.95	3	3.27 ± 0.63 (2.75-3.97)	1	2.20	3	1.98 ± 0.05 (1.93-2.03)

^a : Concentraciones de todo el organismo a excepción de ^b : sin caparazón ni glándula digestiva.

4.2.1.2 Tasas de transferencia

El análisis de regresión entre [elementos] y $\delta^{15}\text{N}$ incluyó a todos los organismos muestreados excepto las plantas superiores (*Myrophyllum* sp., *Potamogeton* sp.), ya que no existen datos sobre su consumo directo por parte de los otros organismos muestreados. Las regresiones de $\text{Log}([\text{Cr}])$, $\text{Log}([\text{Co}])$ y $\text{Log}([\text{As}])$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ resultaron significativas en todos los casos y en ambas cubetas, con pendientes negativas que sugieren biodilución (**Tabla 4.3**) (**Fig. 4.4**). Como regla general, nuestros resultados sobre As y Cr son consistentes con resultados previos en estudios en ecosistemas de agua dulce. Concuerdan, por ejemplo, con lo informado por Chen et al. (2000), que observaron un factor de biomagnificación bajo (< 1) para una cadena trófica integrada por macrozooplancton, plankton pequeño y peces en lagos del noreste de EEUU. También concuerdan nuestros resultados con los de Hopkins e tal. (2004), quienes informaron [As] [Cr] y [Co] en sedimento $>$ invertebrados $>$ peces (todo el cuerpo) en un experimento de microcosmos en la región del río Savannah en EEUU. Además, la tendencia de biodilución observada en las dos cubetas del lago Moreno es consistente con trabajos previos de revisión (Eisler, 1986, 1988; Driver, 1994) que informan “falta de evidencia para la biomagnificación del As” y mayores [Cr] y [^{60}Co] en niveles tróficos más bajos en diversas tramas tróficas. Un trabajo reciente en una región estuarina de Brasil utilizando isótopos estables, informó regresiones significativas

Tabla 4.3. Parámetros de regresión y valores de probabilidad asociados para $\text{Log}([\text{Cr}])$, $\text{Log}([\text{Co}])$ y $\text{Log}([\text{As}])$ vs $\delta^{15}\text{N}$ en Lago Moreno, cubetas Oeste y Este.

Parametro	Cr		Co		As	
	Oeste	Este	Oeste	Este	Oeste	Este
Pendiente	-0.28	-0.25	-0.30	-0.30	-0.22	-0.23
Ordenada al origen	2.12	2.55	1.65	2.28	1.68	2.19
r^2	0.13	0.25	0.29	0.40	0.31	0.32
p	1.9×10^{-7}	2.2×10^{-8}	6.4×10^{-17}	8.8×10^{-14}	1.3×10^{-18}	3.4×10^{-12}
N	200	111	203	110	207	130

negativas entre [Cr] y [As] y $\delta^{15}\text{N}$ similares a las observadas en el lago Moreno (Pereira et al., 2010). En comparación con el lago Moreno, los autores encontraron una pendiente más pronunciada para el As (- 0.36; lago Moreno - 0.22 y -0.23) y una más suave para el Cr (- 0.19; lago Moreno -0.28 y -0.25). Sin embargo, los autores utilizaron análisis de regresión modelo tipo I (ver **capítulo 2, sección 2.4.1**) mientras en el presente trabajo se utilizó el modelo tipo II. Dado que el modelo tipo I tiende a subestimar la pendiente de la recta de regresión (Sokal y Rohlf, 1981), la utilización del modelo tipo II por parte de Pereira et al. (2010) hubiera resultado en una mayor discrepancia con nuestros resultados en relación al As, pero una mayor similitud en relación al Cr. Ello sugiere que la tasa de transferencia del Cr podría tener una tendencia más estable entre distintos ecosistemas mientras que la del As podría estar más afectada por las características biogeoquímicas de cada lugar, aunque esta hipótesis requiere confirmación con más estudios a nivel global.

Nuestros resultados son también consistentes con signos de biodilución observados en diversas partes del mundo en relaciones predador-presa más específicas. Las [As] en decápodos fueron significativamente mayores que las de sus peces predadores ([As] de todo el cuerpo) en el delta del río Mekong en Vietnam del Sur (Ikemoto et al., 2008). Concentraciones de As más elevadas fueron encontradas en carpa plateada (nivel trófico inferior) en relación con la carpa de cabeza grande (nivel trófico superior) en los ríos Illinois y Misissippi (Rogowski et al., 2009). En cuanto a los posibles mecanismos que podrían explicar la biodilución del As (y probablemente también la del Cr y Co) en el lago Moreno, se encuentra el de una tasa de excreción más eficiente en peces que en invertebrados como se ha informado en diversos ecosistemas de agua dulce (Mason et al., 2000).

Sin embargo, algunos resultados previos no coinciden con los nuestros. Evans et al. (2005) no observaron una relación significativa entre [As] y $\delta^{15}\text{N}$ en *Salvelinus alpinus* de lagos de las regiones ártica y subártica en Canadá. En forma concordante, Ikemoto et al. (2008) y Cui et al. (2011) no encontraron ninguna relación significativa entre la concentración de al menos uno de los elementos (As, Cr, Co) y $\delta^{15}\text{N}$ tanto en

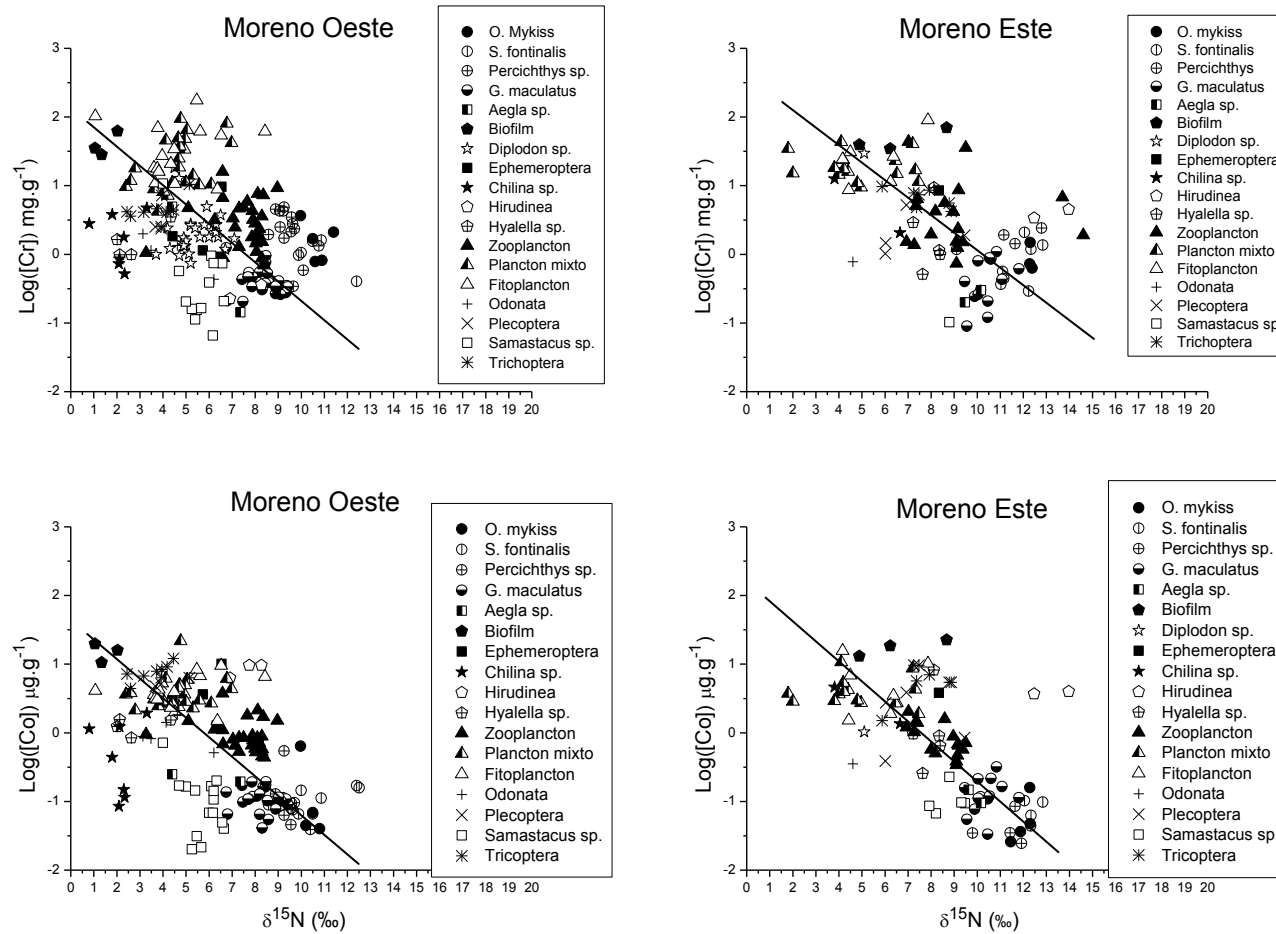


Figura 4.4 Regresión de Log([Cr]) y Log([Co]) vs. $\delta^{15}\text{N}$ (como indicadores de nivel trófico) en la biota de las cubetas oeste y este del lago Moreno. Ver parámetros de regresión en Tabla 4.3.

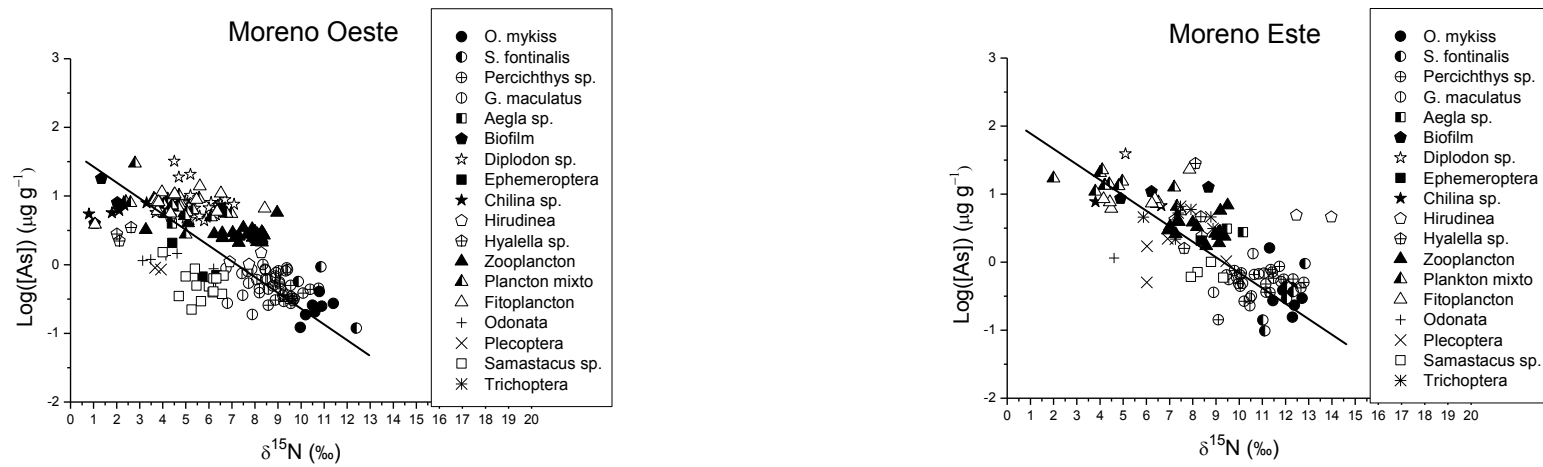


Figura 4.4 (Cont.). Regresión de $\text{Log}([\text{As}])$ vs. $\delta^{15}\text{N}$ (como indicador de nivel trófico) en las cubetas oeste y este del lago Moreno. Ver parámetros de regresión en Tabla 4.3.

el delta del río Mekong en Vietnam como en el estuario del río Amarillo en China.

Como resulta esperable, dados los diferentes patrones de especiación de los ETPT en ambientes marinos (Luoma y Rainbow, 2008), nuestros resultados son, como regla general, inconsistentes con los provenientes de dichos ambientes. Barwick y Maher (2003), por ejemplo, observaron biomagnificación del As al analizar algunas relaciones predador-presa en una trama trófica basada en “pasto marino” (“seagrass”) en el ecosistema estuarino del lago Macquarie, Australia. En este caso en particular, se requiere cierta precaución en la interpretación de los resultados porque estos autores no cuantificaron el nivel trófico con isótopos estables de N (u otro método) sino que asignaron niveles tróficos discretos a los organismos y señalaron la dificultad de asignar ciertos organismos a dichos niveles. Sin embargo, en relación al Cr, Sydeman y Jarman (1998) no encontraron en un ambiente marino de California, diferencias significativas entre [Cr] al comparar dos especies de “Krill” (Euphausiacea), dos especies de pez y varias especies de aves y pinípedos a los que les asignaron niveles tróficos discretos.

Por otro lado, Campbell, Norstrom et al. (2005) no observaron ningún patrón en la relación entre [As] y [Co] y $\delta^{15}\text{N}$ en una trama trófica marina del Artico. En forma similar, Nfon et al. (2009) no encontraron una relación significativa entre [As], [Cr] y [Co] y $\delta^{15}\text{N}$ en una trama trófica en el mar Báltico. Tampoco la encontraron Tu et al., (2011) entre [As] y $\delta^{15}\text{N}$ en un manglar en Vietnam del Sur. Estos resultados son inconsistentes con los de Asante et al. (2010), quienes informaron [As] positivamente correlacionadas con $\delta^{15}\text{N}$ en peces del mar de Sulu, en Filipinas. Resulta claro que no es sencillo generalizar en cuanto a la trofodinámica del Cr, Co y As en las cadenas tróficas de agua dulce ni en las marinas. Las influencias específicas de sitio, de especie biológica, del tejido donde se miden las concentraciones y también la identificación de las relaciones predador-presa, son todos factores que deben ser considerados en cada ecosistema en particular (Bjerregaard y Andersen, 2007; Luoma y Rainbow, 2008).

Por otra parte, como se mencionó en la sección anterior, la transferencia trófica del Se en el lago Moreno se presentó dudosa. Ello debido a que no hubo regresión significativa entre $\text{Log}([\text{Se}])$ y $\delta^{15}\text{N}$ en MO ni en ME. En forma similar al As, Cr y Co, la información disponible sobre trofodinámica del Se en diversas partes del

mundo presenta un panorama diverso, ya que existen algunos datos que muestran biomagnificación, otros biodilución, y otros falta de una tendencia determinada.

En el primer caso, en el mismo estudio sobre As mencionado más arriba, Barwick y Maher (2003) informaron biomagnificación de Se, pero las mismas precauciones sobre la interpretación de sus resultados válidas para el primer elemento, lo son para el segundo (niveles tróficos discretos pre-definidos y dificultad para asignar algunos organismos a dichos niveles). En consonancia con estos resultados, en un estudio que incluye As también mencionado más arriba (Ikemoto et al., 2008), se informó un aumento significativo en las [Se] en función de valores $\delta^{15}\text{N}$. En forma similar, pero en un ecosistema marino (concentraciones de todo el cuerpo de invertebrados, y concentraciones hepáticas de peces) Stewart et al. (2004) encontraron correlación significativa positiva entre [Se] y $\delta^{15}\text{N}$ en tramas tróficas de la Bahía de San Francisco, EEUU.

En cuanto a los casos de biodilución, Hopkins et al. (2004) observaron este fenómeno entre invertebrados bentónicos y peces en una cadena trófica en el río Savannah, EEUU. Consistentemente, Rogowski et al. (2009), observaron mayores [Se] en carpas de menor nivel trófico en los ríos Mississippi e Illinois, EEUU.

Finalmente, varios estudios no encontraron un patrón de transferencia para el Se. Así lo informan Evans et al. (2005) quienes, en un trabajo de revisión, no encontraron estudios que informen biomagnificación ni biodilución del Se, en peces de diferentes niveles tróficos de lagos árticos y subárticos de Canadá. Sydeman y Jarman (1998), por su parte, encontraron valores incrementados de Se en los extremos de una trama trófica marina y valores intermedios en los niveles intermedios, mientras que Orr et al. (2006) no observaron ningún patrón en un estudio que incluyó productores, invertebrados de distintos niveles tróficos (concentraciones de todo el cuerpo) peces y anfibios (concentraciones musculares) en la cuenca del río Elk, en Canadá.

La discrepancia entre los resultados que informa la literatura sobre la trofodinámica del Se, probablemente se pueda explicar por la diversidad de ambientes (marino, estuarial, de agua dulce), el/los tejido/s en donde se midió la [Se] y el uso o no de isótopos estables de N como medida del nivel trófico.

Volviendo al lago Moreno, la trofodinámica del Se mostró información contradictoria. Por un lado, la falta de correlación entre [Se] y nivel trófico ($\delta^{15}\text{N}$),

sugiere que el agua (y no la dieta) es la vía de ingreso de este elemento. Por otro, la regresión significativa entre [Se] y valores $\delta^{13}\text{C}$ en MO, resulta difícil de explicar sin un factor relacionado con la dieta. Teniendo en cuenta que se acepta en general, que la dieta es la vía predominante de ingreso de Se a los organismos (Lemly, 1997; Luoma y Rainbow, 2008) es probable que exista transferencia trófica en el lago Moreno. En el caso de la perca, con un aumento de su [Se] asociado al mayor consumo de presas bentolitorales. En el resto de la biota, podría haber transferencia trófica con diferencia neta = 0 (Luoma y Rainbow, 2008), caso generalmente ignorado en la literatura.

Por otra parte, al comparar los patrones de biodilución en cada cubeta del lago Moreno (incluyendo sólo las especies muestreadas en común), el ANCOVA de los modelos de regresión lineal, mostró ordenadas al origen significativamente mayores ($p < 0.001$) en ME que en MO tanto para el Co como para el As ($F_{(1,230)} = 19.60$; $F_{(1,231)} = 26.93$ para Co y As respectivamente), mientras no hubo diferencias significativas entre las pendientes. En contraste, no se detectaron diferencias significativas entre los modelos de regresión para el Cr (entre ordenadas al origen ni entre pendientes).

En el caso del Co y el As los valores aumentados de las ordenadas al origen en ME podrían inducir a error de interpretación, ya que probablemente no resulten de mayores concentraciones en la base de las tramas tróficas, como cabría esperar, sino de niveles $\delta^{15}\text{N}$ de base aumentados en dichas tramas. Este aumento en la biota de ME sigue la misma tendencia observada por Vander Zanden y Rasmussen (1999) en diversos lagos canadienses donde los valores $\delta^{15}\text{N}$ se presentaron disminuidos en hábitats litorales en relación con los pelágicos. Arcagni et al. (en prensa) arribaron a conclusiones similares en el lago Moreno. Los probables mecanismos implicados en el incremento generalizado de valores $\delta^{15}\text{N}$ in ME han sido discutidos por estos autores, incluyendo una menor proporción de fijación de N_2 por parte de cianobacterias bentolitorales en dicha cubeta, que resultaría en un metabolismo bentolitoral disminuido en ME. Nuestros resultados sugieren que una menor influencia de procesos bentolitorales en ME no sólo aumenta los niveles $\delta^{15}\text{N}$ de base en dicha cubeta, sino que ese aumento influye a su vez en los modelos de regresión que describen la trofodinámica de los elementos. Así, nuestros resultados muestran, en un

caso concreto, la ventaja de utilizar niveles tróficos corregidos por los valores $\delta^{15}\text{N}$ de base, en lugar de valores $\delta^{15}\text{N}$ solamente, siempre que exista información experimental disponible sobre la variabilidad en el fraccionamiento de $\delta^{15}\text{N}$ entre niveles tróficos (Jardine et al. 2006).

4.2.1.3 Distribución tisular en peces

Las concentraciones de ETPT en los tejidos animales no son homogéneas (Luoma y Rainbow, 2008). Sin embargo, debido a restricciones logísticas, las mediciones se realizan generalmente en todo el cuerpo (homogenatos) en los invertebrados y sólo en músculo de peces predadores de nivel superior, usualmente demasiado grandes para ser homogeneizados. La medición de concentraciones en el tejido muscular de peces se explica además por otros factores. Uno de ellos, es la tasa de recambio de N más baja en estos tejidos respecto de otros (por ejemplo el hígado), por lo que reflejan hábitos alimentarios de un periodo más largo. También influyen la proporción más alta de tejido muscular en relación con otros tejidos en la mayoría de los peces y, por último, el riesgo de consumo humano.

Sin embargo, las concentraciones medidas en otros órganos como el hígado, órgano detoxificante que suele acumular elementos en forma diferenciada, puede brindar información de interés para entender la trofodinámica de los elementos. Esto fue mostrado para la Ag en peces del lago Moreno (ver **capítulo 3**; Ribeiro Guevara et al. 2005a; Revenga et al., 2011).

Aunque no se realizaron pruebas estadísticas por bajos tamaños muestrales, es destacable que los resultados del presente capítulo muestran que la [Cr] fue siempre mayor en músculo que en hígado en todos los peces predadores de nivel superior de ambas cubetas del lago Moreno (**Tabla 4.4**). Estos resultados difieren de los informados por Kosanovic et al. (2007) que encontraron [Cr] similares en músculo e hígado en peces del Golfo de Arabia. Difieren también de los hallazgos de Turkmen y Ciminli (2007) que observaron mayores [Cr] en hígado que en músculo de *Clarias gariepinus* en un lago en Turquía y de los de Uysal et al. (2009) que informaron el

mismo patrón pero esta vez en carpas *Carassius carassius* y en *Chondrostoma nasus*, también en un lago de agua dulce en Turquía.

Por su parte, Co, As y Se presentaron en general la tendencia inversa, especialmente en percas, que tuvieron valores de [As] hasta 3 veces mayores en hígado que en músculo (peces de ambas cubetas) (**Tabla 4.4**). En relación con este mismo elemento, Evans et al. (1998) informaron resultados similares en *Lota lota* y sugirieron un factor asociado a la especie como posible responsable de la distribución tisular del As. Con respecto al Co, nuestros resultados concuerdan con los Kosanovic et al. (2007) y Turkmen y Ciminli (2007) que informaron mayores [Co] en hígado que en músculo.

En el caso del Se, nuestros resultados son consistentes con los de Evans et al. (2005) quienes encontraron [Se] en músculo menores que las de hígado en varias especies de peces de agua dulce (*Stenodus leucichthys*; *Lota lota*; *Esox lucius*) en Great Slave Lake, Canadá. Sin embargo, las [Se] en el presente estudio resultaron sorprendentemente más elevadas. En relación al estudio de Evans et al. (2005) y suponiendo un contenido de agua en peces del 70%, sus valores se encuentran en el rango de 0.63-1.03 $\mu\text{g g}^{-1}$ PS para el músculo y 2.50-5.37 $\mu\text{g g}^{-1}$ PS para el hígado, muy por debajo de los valores hallados en nuestro estudio, particularmente en hígado de trucha arco iris, que fueron hasta 6 veces mayores que la concentración hepática mencionada por Stewart et al. (2004) como umbral de toxicidad para peces (15 $\mu\text{g g}^{-1}$ peso seco) (ver **Tabla 4.4** y **capítulo 5**, sección 5.2.2).

4.2.2 ELEMENTOS EN PECES, COMPARACION CON OTROS ESTUDIOS.

RIESGO HUMANO

Las mayores [Cr] en peces fueron encontradas en el pez autóctono bagre aterciopelado en ME (**Tabla 4.4**). Para comparar valores se transformó peso húmedo en peso seco suponiendo un 70 % de agua en el músculo de peces. Así, nuestras concentraciones medias de Cr en músculo de bagre resultaron dentro del rango

Tabla 4.4. Concentraciones promedio ($\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco) de Cr, Co, As y Se en tejidos de diferentes peces del lago Moreno. N: tamaño muestral con el rango de peces por muestra entre paréntesis. DE: desviación estándar ; N/A: no se analizó.

Especie	Cr				Co			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media \pm DE (Rango)	N	Media \pm DE (Rango)	N	Media \pm DE (Rango)	N	Media \pm DE (Rango)
<i>O. mykiss</i>								
Músculo	5 (1-6)	1.81 \pm 1.18 (0.40-3.66)	3 (5-10)	0.95 \pm 0.47 (0.29-1.48)	4 (1-4)	0.20 \pm 0.27 (0.04-0.64)	4 (7-12)	0.07 \pm 0.06 (0.02-0.16)
Hígado	6 (1-6)	0.87 \pm 0.61 (0.09-1.22)	3 (5-10)	0.46 \pm 0.27 (0.30-0.82)	6 (1-4)	0.33 \pm 0.18 (0.19-0.68)	6 (1-12)	0.22 \pm 0.06 (0.16-0.30)
<i>S. fontinalis</i>								
Músculo	5 (1-2)	1.12 \pm 0.49 (0.40-1.61)	6(1-4)	0.98 \pm 0.70 (0.10-2.09)	6 (1-2)	0.12 \pm 0.05 (0.06-0.17)	3 (1-4)	0.09 \pm 0.02 (0.06-0.10)
Hígado	6 (1-2)	0.86 \pm 0.65 (0.37-1.97)	5(1-4)	0.87 \pm 0.22 (0.20-1.08)	6 (1-2)	0.32 \pm 0.09 (0.27-0.50)	7 (1-4)	0.33 \pm 0.19 (0.15-0.70)

Tabla 4.4 (cont.)

Especie	Cr				Co				
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este		
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	
<i>P. trucha</i>									
Músculo	15 (1-11)	2.50 ± 1.52 (0.40-4.85)	5 (1-11)	1.47 ± 0.75 (0.40-2.41)	13 (1-10)	0.12 ± 0.13 (0.04-0.55)	5 (1-10)	0.04 ± 0.02 (0.02-0.08)	
Hígado	7 (4-11)	0.74 ± 0.73 (0.10-2.04)	18 (1-11)	0.34 ± 0.34 (0.07-1.44)	6 (8-11)	0.73 ± 0.36 (0.33-1.40)	17 (1-11)	0.53 ± 0.26 (0.11-1.16)	
							13	0.14 ± 0.08	
<i>G. maculatus</i> (Todo el cuerpo)	28 (1-30)	0.46 ± 0.24 (0.06-0.95)	13 (1-18)	0.48 ± 0.34 (0.24-1.09)	28 (1-30)	0.12 ± 0.04 (0.02-0.20)	(1)	(0.08-0.32)	
<i>D. viedmensis</i>									
Músculo	N/A	N/A	8	3.60 ± 1.39 (1.31-5.38)	N/A	N/A	8 (1)	0.11 ± 0.05 (0.05-0.24)	

Tabla 4.4 (cont.)

Especie	As				Se			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
<i>O. mykiss</i>								
Músculo	7 (1-6)	0.24 ± 0.09 (0.12-0.41)	7 (1-12)	0.48 ± 0.51 (0.16-1.62)	7 (1-6)	0.83 ± 0.15 (0.62-1.09)	7 (1-12)	0.77 ± 0.11 (0.60 -0.89)
Hígado	10 (1-12)	0.68 ± 0.36 (0.09-1.13)	4 (1-9)	0.69 ± 0.11 (0.59-0.82)	7 (1-6)	32.22 ± 29.97 (12.53- 96.48)	7 (1-12)	23.24 ± 9.01 (14.42 -41.29)
<i>S. fontinalis</i>								
Músculo	3 (1-2)	0.54 ± 0.39 (0.12-0.93)	6 (1-4)	0.38 ± 0.31 (0.10-0.95)	6 (1-2)	1.06 ± 0.16 (0.94-1.36)	7 (1-4)	0.95 ± 0.08 (0.80- 1.03)
Hígado	6 (1-2)	0.34 ± 0.19 (0.19-0.69)	7 (1-4)	0.74 ± 0.43 (0.34-1.59)	6 (1-2)	4.17 ± 1.33 (2.95-6.67)	7 (1-4)	4.53 ± 1.58 (3.07-7.59)

Especie	As				Se			
	Moreno Oeste		Moreno Este		Moreno Oeste		Moreno Este	
	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)	N	Media ± DE (Rango)
<i>P. trucha</i>								
Músculo	17 (1-11)	0.38 ± 0.09 (0.27-0.56)	17 (1-11)	0.23 ± 0.27 (0.10-1.36)	17 (1-11)	1.17 ± 0.11 (0.97-1.42)	18 (1-11)	1.25 ± 0.19 (0.86- 1.58)
Hígado	7 (4-11)	1.28 ± 0.343 (0.79-1.47)	17 (1-11)	2.14 ± 0.86 (0.66-3.60)	7 (4-11)	4.47 ± 1.10 (3.30-6.47)	18 (1-11)	4.99 ± 1.55 (2.27-8.00)
<i>G. maculatus</i> (Todo el cuerpo)	25 (1-30)	0.65 ± 0.25 (0.10-1.00)	14 (1)	0.56 ± 0.27 (0.22-0.84)	25 (1-30)	1.53 ± 0.29 (0.96-2.15)	13 (1)	1.44 ± 0.33 (0.88 2.18)
<i>D. viedmensis</i>								
Músculo	N/A	N/A	8 (1-7)	0.32±0.09 (0.16-0.46)	N/A	N/A	8 (1-7)	0.92 ± 0.08 (0.82-1.05)

medido en un estudio que incluyó 12 especies de peces de agua dulce de ambientes naturales en EEUU (0.01-3.66 $\mu\text{g g}^{-1}$ PS) (Jenkins et al. 1980). Por otro lado, mientras las concentraciones medias de Cr en el músculo de las percas estuvieron dentro del rango informado para peces de agua dulce en EEUU, los máximos encontrados en percas de MO y en bagres de ME excedieron el umbral de 4.0 $\mu\text{g g}^{-1}$ PS de Cr total considerado como evidencia presuntiva de contaminación por Cr en los lagos (Eisler, 1986).

Las [Co] de peces del lago Moreno fueron claramente inferiores a las informadas para peces de agua dulce de Egipto y para *Gadus morhua* de “Baffin Bay”, región ártica de Canadá (Ali y Fishar 2005; Muir et al., 2005).

En general, las [As] en peces del lago Moreno fueron inferiores a las informadas para músculo de peces en EEUU y Canadá (Jenkins, 1980). Finalmente, las concentraciones máximas de Se en músculo de peces del lago Moreno fueron inferiores a las concentraciones máximas informadas en peces tanto de zonas remotas de Canadá (en peso seco: 2.43 $\mu\text{g g}^{-1}$, Evans et al., 2005; 6.66 $\mu\text{g g}^{-1}$, Muir et al. 2005, lagos árticos y sub árticos), como de zonas severamente contaminadas de EEUU (en peso seco: 42.96 $\mu\text{g g}^{-1}$, Sorensen et al., 1984, lago contaminado industrialmente en Carolina del Norte).

Con relación al riesgo para la salud humana, no existen en el Código Alimentario Argentino concentraciones de referencia en carnes, de los ETPT incluidos en el presente estudio. Por ello haremos referencia a valores establecidos por la “Agency for Toxic Substances and Disease Registry” (ATSDR) de EEUU. Sin embargo, la información de esta institución (y de otras similares a nivel internacional) no siempre provee valores claros de referencia con los cuales contrastar valores medidos. Ello debido, en algunos casos, a que suelen darse concentraciones de riesgo para determinadas formas químicas (y no concentraciones totales de elementos) y, en otros casos, a la falta de estudios exhaustivos (ATSDR, 2011). Así, se mencionan a continuación los “niveles de riesgo mínimo” NRM (exposición humana diaria a una sustancia peligrosa que probablemente, es decir según la evidencia reunida hasta ahora, no sea riesgosa para la salud humana), (mg de ETPT/Kg peso/día; ATSDR, 2011) para algunos elementos.

En el caso del **Cr**, los NRM están establecidos para las distintas especies químicas con distinto grado de toxicidad [$\text{Cr(VI)} > \text{Cr(III)} > \text{Cr(IV)}$] y por lo tanto no pueden ser comparados con los de este estudio (que midió Cr total). En este sentido, la realización de estudios de especiación del Cr en peces del lago Moreno resultaría pertinente desde el punto de vista de la salud humana.

Para comparar las concentraciones observadas de los otros elementos, utilizamos los NRM para una persona de 70 kg. Así, transformando peso seco en peso húmedo y suponiendo una porción de filet de 250 gr (70% de agua) obtuvimos los valores de la **Tabla 4.5**. Cabe destacar que en dicha tabla, los NRM de As se refieren a As inorgánico, sin embargo los incluimos, dado que el contenido de As total estimado para un filet resultó menor que el NRM para exposiciones orales agudas a As inorgánico. Para las exposiciones crónicas, en cambio, resultó unas 6 veces mayor. Se debe subrayar sin embargo, que la mayoría de los casos de toxicidad inducida por As en seres humanos se deben a exposiciones a As inorgánico. Aunque hay menor cantidad de estudios sobre la especiación del As en organismos de agua dulce que en marinos, varios estudios coinciden en que la **arsenobetaina**, un compuesto orgánico inocuo, es la principal especie química de As tanto en peces marinos como de agua dulce (Miyashita et al., 2009; Peshut et al., 2008; Shiomi et al., 1995; Slejkovec et al., 2004). Esta información, y la falta de informes sobre intoxicaciones humanas por As en la región, nos permite concluir que las [As] medidas en músculo de peces del lago Moreno no representan un riesgo para la salud humana en relación con exposiciones orales agudas y, probablemente, tampoco en relación con crónicas.

En el caso del **Co**, el contenido estimado para un filet resultó claramente inferior al NRM establecido para exposiciones orales intermedias (de hasta aproximadamente 1 año) (**Tabla 4.5**) por lo que este elemento tampoco representaría riesgo alguno para la salud humana.

En forma similar, el contenido de Se estimado para una porción de filet resultó por debajo del NRM establecido para exposiciones crónicas (ATSDR, 2011) y así, tampoco dicho elemento representaría riesgo para la salud pública.

Tabla 4.5. Niveles de riesgo mínimo (NRM, definición en el texto) para consumo humano, de elementos químicos potencialmente tóxicos (“Agency for Toxic Substances and Disease Registry”, EEUU) y contenidos de dichos elementos en una porción de filet considerando las concentraciones máximas medidas en peces del lago Moreno.

Elemento	Exposición Oral	NRM* (mg)	Contenido porción** (mg)
Co	Intemedia (15-364 días)	0.70	0.05 ^a
As ¹	Aguda (1-14 días)	0.35	0.12 ^a
	Crónica (> 365 días)	0.02	0.12 ^a
Se	Crónica (> 365 días)	0.35	0.10 ^b
	Crónica (> 365 días)	0.35	0.12 ^c

*Ingesta diaria para una persona de 70 kg; **Porción 250 gr, 70% agua; ^aTrucha arco iris;

^bTrucha de arroyo; ^cPerca; ¹As inorgánico

4.3 CONCLUSIONES

4.3.1 TROFODINAMICA DE LOS ELEMENTOS

Si bien las estructuras tróficas (expresadas por la relación de isótopos de C y N) en las dos cubetas del lago Moreno resultaron similares, algunos cambios en la contribución relativa de presas bentolitorales en la dieta de los peces, podrían explicar diferentes vías de transferencia para el Cr y, probablemente, para el Se. Las regresiones significativas negativas de Log([Cr]), Log([Co]) y Log([As]) vs. $\delta^{15}\text{N}$ sugieren claramente biodilución, tanto en la cubeta oeste como en la este del lago Moreno. Así se acepta en relación al Cr, Co y As, la hipótesis N° 3 de esta tesis

(capítulo 1, sección 1.4.1) Además, los valores $\delta^{15}\text{N}$ de base aumentados en ME constituyen un ejemplo de cómo la interpretación de los modelos trofodinámicos puede ser oscurecida, en este caso para el Co y el As. Dada la situación particularmente adecuada del lago Moreno para el análisis comparativo, los resultados sugirieron claramente que el fenómeno subyacente que explica las diferencias en la **vía de transferencia** del Cr (y probablemente del Se), y la **tasa de transferencia** del Co y el As en la trama trófica, es la morfología del lago, que favorece una mayor abundancia de especies bentolitorales en la dieta de peces predadores de nivel superior en MO y valores $\delta^{15}\text{N}$ de base más altos en ME.

Las mayores concentraciones de Cr en músculo que en hígado de peces (fenómeno inverso al que presentaron el Co, As y Se), y la aparente falta de capacidad reguladora del Cr por parte de las truchas (ver **capítulo 5, sección 5.2.2**) constituyen, desde el punto de vista del riesgo humano, un alerta ante un eventual incremento por contaminación de la [Cr] en el ambiente.

4.3.2 ELEMENTOS EN PECES, COMPARACION CON OTROS ESTUDIOS.

RIESGO HUMANO

Las concentraciones de ETPT en músculo de peces (vía de exposición para el consumo humano, dado que en la región no se consumen vísceras) estuvieron en general dentro del rango informado para peces de agua dulce tanto de ambientes contaminados como sin contaminación, en estudios previos a nivel internacional. A pesar de ello, las concentraciones máximas de Cr medidas en el músculo de percas ($4.0 \mu\text{g g}^{-1}$ de Cr total, peso seco) superaron el umbral que indica presunta contaminación por este elemento (Eisler, 1986).

Considerando una ingesta diaria de 250 gr de filet de pescado fresco, y un peso corporal de 70 kg, la evidencia reunida no indica riesgo para el consumo humano en los casos del Co y Se durante períodos de 1 año o más, según los niveles de riesgo mínimo establecidos por la “Agency for Toxic Substances and Disease Registry” de EEUU (ATSDR, 2011). Tampoco hubo indicación de riesgo, conforme al mismo criterio, para exposiciones orales agudas (1-14 días) al As. No es posible afirmar lo

mismo para exposiciones crónicas, dado que se requiere medir la concentración de As inorgánico solamente. Finalmente, no es posible establecer comparaciones con niveles de riesgo mínimo para el Cr, dado que sus valores de riesgo mínimo están dados para determinadas especies químicas y no para Cr total (ATSDR, 2011).

CAPÍTULO 5

CROMO, COBALTO, PLATA, ARSENICO Y SELENIO EN PECES DE DISTINTOS LAGOS

5.1 INTRODUCCION

En los capítulos anteriores se analizó la presencia de la Ag (**capítulo 3**) y Cr, Co, As y Se (**capítulo 4**) en el lago Moreno, con dos abordajes diferentes. En el caso de la Ag, se consideró al lago Moreno como un todo, mientras que en el de los restantes elementos se separó el análisis por cubeta. En ambos capítulos se realizaron los análisis usuales en estudios de ETPT mediante la técnica de isótopos estables de C y N, es decir, se examinaron las relaciones: [elementos] - $\delta^{13}\text{C}$ y [elementos] - $\delta^{15}\text{N}$ en toda o la mayor parte de la biota muestreada en un mismo ecosistema.

El presente capítulo, en cambio, brinda una perspectiva diferente en dos sentidos. En primer lugar, dado que los peces predadores de nivel superior (truchas, percas) representan la fuente principal de exposición humana a los ETPT, y que dichos peces son los componentes de la biota que reciben mayor atención social desde el punto de vista de la salud ambiental, este capítulo se enfoca en el estudio de las poblaciones de truchas y percas solamente. En segundo lugar, el presente capítulo pasa del análisis de un lago (con dos cubetas interconectadas) realizado en los **capítulos 3 y 4**, al de varios lagos de la región. Para ello, basándose en la información sobre trofodinámica de los elementos obtenida en las tramas tróficas del lago Moreno, se plantea la pregunta: ¿algunas de las características trofodinámicas observadas en las tramas tróficas del lago Moreno, se reflejan en las poblaciones de peces de nivel trófico superior de las mismas especies pero de diferentes lagos?.

A semejanza de los **capítulos 3 y 4**, el presente capítulo indaga además sobre los riesgos de la presencia de ETPT para la salud de los seres humanos. Son entonces

objetivos de este capítulo, (1) analizar la trofodinámica de los ETPT en peces de diferentes especies y lagos, (2) determinar el grado de correlación entre las [elementos] en el hígado y el músculo (parte consumida por los seres humanos), (3) analizar la existencia de un posible patrón que agrupe a los peces por especies y/o por lago tomando en cuenta los cinco ETPT en conjunto y (4) determinar si existen diferencias significativas en las concentraciones de ETPT en peces de la misma especie y diferentes lagos.

5.2 RESULTADOS Y DISCUSION

5.2.1 TROFODINAMICA

En los análisis que siguen sobre las relaciones [elementos] vs. $\delta^{13}\text{C}$ y vs. $\delta^{15}\text{N}$ se incluyeron truchas marrón, arco iris y de arroyo y percas de los lagos FU, NH y MO, salvo en el caso del As, en el que no hubo muestras suficientes de truchas de arroyo en FU. En todos los casos las concentraciones se midieron en músculo. El lago ME se excluyó de los análisis dado que no se muestrearon truchas marrones en dicho ambiente.

Los valores $\text{Log}([\text{Cr}])$ presentaron regresión significativa positiva con $\delta^{13}\text{C}$ (pendiente = 0.22, ordenada al origen = 4.96, $r^2 = 0.11$, $p < 0.007$, $N = 65$) (**Fig. 5.1.A**). Este resultado es consistente con lo observado en peces del lago Moreno (cubeta oeste) (**capítulo 4, Fig. 4.2**). Resulta entonces interesante realizar aquí un análisis similar al de dicho capítulo. A diferencia de lo observado con las especies analizadas allí (puyen, trucha arco iris, trucha de arroyo y perca), las especies del presente capítulo aparecen con un alto grado de mezcla a lo largo del eje $\delta^{13}\text{C}$ (**Fig. 5.1A**). Es decir el “factor especie” no aparece como una variable que pueda confundir los resultados, que sugieren que los peces con mayor proporción de presas

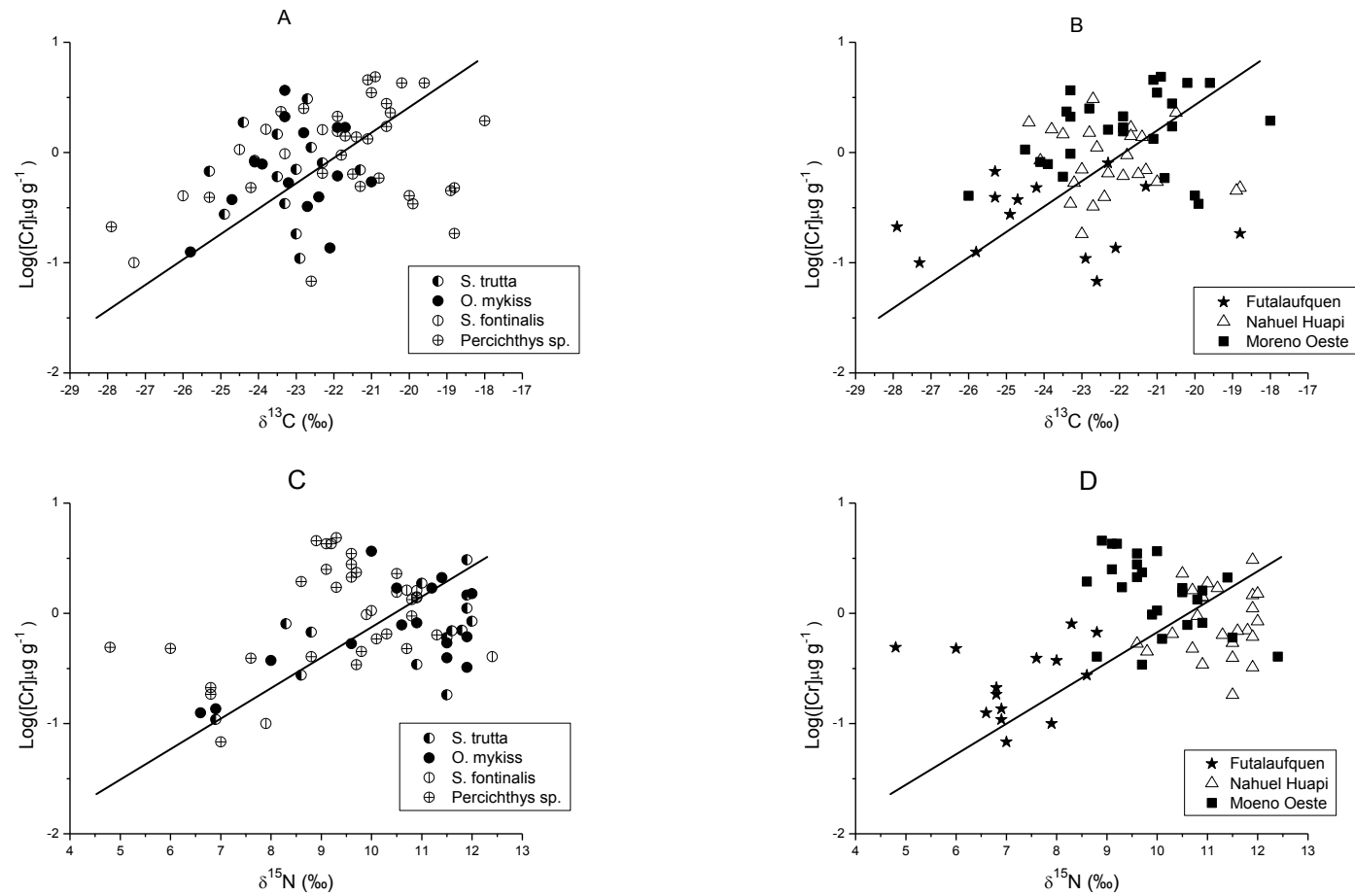


Figura 5.1. Regresiones de Log([Cr]) (concentración en músculo) vs. valores $\delta^{13}\text{C}$ (como indicadores de fuente de C) y vs. valores $\delta^{15}\text{N}$ (como estimadores de nivel trófico) en peces de los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno Oeste. Parámetros, A-B: pendiente = 0.22, ordenada al origen = 4.96, $r^2 = 0.11$, $p < 0.007$, $N = 65$; C-D: pendiente = 0.26, ordenada al origen = -2.61, $r^2 = 0.14$ $p < 0.002$, $N = 65$. A, C: datos mostrados por especie; B, D: datos mostrados por lago.

bentolitorales en su dieta (valores $\delta^{13}\text{C}$ mayores) bioacumulan más Cr, independientemente del lago de origen. Sin embargo, y como se muestra en el **capítulo 4** en relación con las dos cubetas del lago Moreno, el ambiente podría constituir una “variable ruido”, por lo que requiere ser analizado. Representamos entonces gráficamente la misma regresión, pero separando a los peces por lago de origen (y no por especie), resultado que se muestra en la **Figura 5.1B**. Nuevamente, aparece un alto grado de mezcla de peces de los tres lagos a lo largo del eje $\delta^{13}\text{C}$, lo cual sugiere que el “factor lago” (como ocurrió con la especie) no juega un papel importante y que es la fuente de C la que explica, en alto grado, la [Cr] en peces predadores de nivel superior de los lagos FU, NH y MO. Así, en el caso del Cr, los resultados sugieren que se puede extender el alcance de las observaciones realizadas en peces de la cubeta oeste del lago Moreno, y afirmar que la fuente de C es importante en la [Cr], independientemente de la especie y del lago de origen de los peces.

Por su parte, el $\text{Log}([\text{Cr}])$ presentó regresión significativa positiva con el nivel trófico (estimado con valores $\delta^{15}\text{N}$) en peces de los mismos lagos (pendiente = 0.26, ordenada al origen = -2.61, $p < 0.002$, $N = 65$). Dichos peces aparecieron entremezclados a lo largo del eje $\delta^{15}\text{N}$ (**Fig. 5.1C**), lo que sugiere un aumento de la [Cr] asociada al nivel trófico (reservamos el término “biomagnificación” para referirnos a la relación predador-presa, y aquí todos los peces tienen similar nivel trófico). Como en el caso de la fuente de C (valores $\delta^{13}\text{C}$), el “factor lago” fue analizado. El gráfico de la misma regresión representada por lago, mostró a los peces (de diferentes especies) del lago FU separados del resto (**Fig. 5.1D**), por lo que a diferencia del análisis de valores $\delta^{13}\text{C}$, los resultados sugieren claramente que la regresión significativa positiva entre $\text{Log}([\text{Cr}])$ y $\delta^{15}\text{N}$ se debe a un “efecto lago” introducido por FU, donde los peces presentaron, en general, nivel trófico y [Cr] más bajos (**Fig. 5.1D**). Así, la tendencia de biodilución del Cr observada en la biota del lago Moreno (ambas cubetas) desaparece en peces de nivel trófico superior de diferentes lagos. (**capítulo 4, Fig. 4.4**).

En el caso de la Ag, no hubo regresión significativa entre $\text{Log}([\text{Ag}])$ y $\delta^{13}\text{C}$, resultado que concuerda con lo observado en la biota del lago Moreno (**capítulo 3**). Sin

embargo, hubo regresión significativa positiva, entre $\text{Log}([\text{Ag}])$ y $\delta^{15}\text{N}$ (pendiente = 0.35, ordenada al origen = - 3.02, $r^2 = 0.16$, $p < 2.2 \times 10^{-4}$, $N = 82$) (**Fig. 5.2A**), resultado que contradice la tendencia general de biodilución observada en los niveles tróficos bajos de la biota del lago Moreno (**capítulo 3, Fig. 3.2.A**). En un análisis más detallado, la **Figura 5.2A** muestra además, un alto grado de mezcla entre las especies, aunque con algunas percas con nivel trófico muy bajo desplazadas a la izquierda. Los datos de la misma regresión representados por lago mostraron, adicionalmente, una separación de los datos del lago FU (**Fig. 5.2B**, parte izquierda). Así, la distribución de los datos en las **Figs. 5.2A y 5.2B** sugiere que un posible efecto cruzado (especie \times lago), y no el nivel trófico, es importante para explicar la regresión significativa. En otras palabras, la regresión podría explicarse por algunas percas (especie con un coeficiente de variación muy alto en la $[\text{Ag}]$, **capítulo 3, sección 3.2.2.2**) que además provinieron todas del FU, donde los niveles de Ag fueron más bajos en general (**Tabla 5.1**). Este análisis es congruente con la hipótesis de falta de un patrón trofodinámico determinado observado por Campbell, Norstrom et al. (2005) y mencionada en el **capítulo 3, sección 3.2.1.1**.

En cuanto al Co y As, no hubo regresiones significativas entre la [elementos] y $\delta^{13}\text{C}$. Este resultado se ajusta a lo observado en la biota del lago Moreno en el (**capítulo 4, secciones 4.2.1.1**) y confirma, a nivel de los peces predadores de nivel superior, que la fuente de C no parece jugar un rol importante (como con la Ag), en la bioacumulación de estos elementos en peces. Por otro lado, tampoco hubo regresión significativa entre las concentraciones de Co y As y $\delta^{15}\text{N}$. Así, el patrón de biodilución observado para estos elementos en el lago Moreno (**capítulo 4, sección 4.2.1.2**) no se observó en peces predadores de nivel superior.

Finalmente, el análisis del Se en peces de distintos lagos, mostró algunas particularidades, en forma similar a lo observado en truchas arco iris, de arroyo, perca y puyen en el MO (**capítulo 4**). En relación con la fuente de C, hubo regresión significativa negativa entre $[\text{Se}]$ y valores $\delta^{13}\text{C}$ (pendiente = - 0.06, ordenada al origen = -1.27, $r^2 = 0.13$, $p < 4.1 \times 10^{-4}$, $N = 94$) (**Fig. 5.3A**). Si bien estos resultados

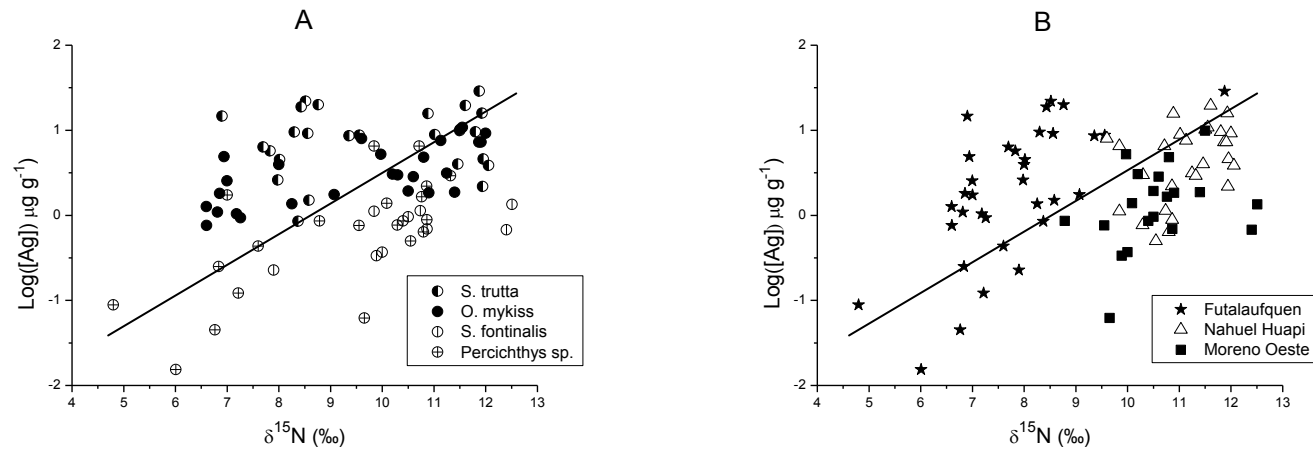


Figura 5.2. Regresión de $\text{Log}([\text{Ag}])$ y valores $\delta^{15}\text{N}$ (como estimadores de nivel trófico) en peces de nivel trófico superior de los lagos Futralaufquen, Nahuel Huapi y Moreno Oeste. Parámetros: pendiente = 0.35, ordenada al origen = - 3.02, $r^2 = 0.16$, $p < 2.2 \times 10^{-4}$, $N = 82$.

sugieren influencia de la fuente de C sobre las [Se], la representación de la regresión por lago, muestra nuevamente la influencia del FU. Dicho lago tuvo las [Se] más elevadas en todos los peces de nivel trófico superior (**Fig. 5.3B**) (**Tabla 5.1**). Así, en forma similar al capítulo anterior, es la **separación de los datos en dos grupos** la que parece explicar la regresión. En el **capítulo 4**, estos dos grupos fueron **las especies** (perca y puyen, **Fig. 4.3**). En el presente, los grupos fueron **los sitios**, FU por un lado y MO + NH por otro (**Fig. 5.3.B**). Los resultados de este capítulo refuerzan la hipótesis del **capítulo 4**, de que una mayor o menor proporción de presas bentolitorales puede influir en la trofodinámica del Se en relación con algunas especies (por ejemplo perca). Sin embargo, el presente capítulo muestra que esta influencia no es generalizable a un conjunto mayor de especies de peces de diferentes lagos.

Por otro lado, el $\text{Log}([\text{Se}])$ presentó regresión significativa negativa con el nivel trófico (estimado con $\delta^{15}\text{N}$) en peces de los lagos FU, NH y MO. Esta regresión mostró el mayor grado de ajuste entre todos los elementos analizados (pendiente = - 0.08, ordenada al origen = 0.79, $r^2 = 0.62$, $p < 2.5 \times 10^{-21}$, $N = 94$) (**Fig. 5.3C**), resultado que sugiere fuertemente una disminución de [Se] en los peces de nivel trófico más alto. Sin embargo, la regresión representada por lago muestra en general 3 grupos de datos, los correspondientes a FU, con los valores de [Se] más altos, MO con valores intermedios y NH con los valores menores (**Fig. 5.3D**). De esta manera, se puede concluir que es el lago de origen, y no el nivel trófico ($\delta^{15}\text{N}$) el que explica la regresión. Este resultado es congruente con lo observado en la biota del lago Moreno, en el que no hubo correlación significativa entre $\text{Log}([\text{Se}])$ y $\delta^{15}\text{N}$ en ninguna de las cubetas. Teniendo en cuenta el consenso existente sobre la importancia de la dieta en la transferencia trófica de Se en los organismos acuáticos (Lemly, 1997; Luoma y Rainbow, 2008), la falta de correlación entre [Se] y nivel trófico ($\delta^{15}\text{N}$) observada en este capítulo, refuerza la hipótesis de transferencia trófica con diferencia neta = 0, formulada en el **capítulo 4**.

Las observaciones realizadas en este capítulo, constituyen ejemplos interesantes de un “efecto lago” que puede confundir los resultados sobre la trofodinámica de los elementos, tanto respecto a la vía de transferencia (tipo de dieta), como se muestra en el análisis del Se, como a la tasa de transferencia, como se muestra con el mismo Se, el Cr y la Ag.

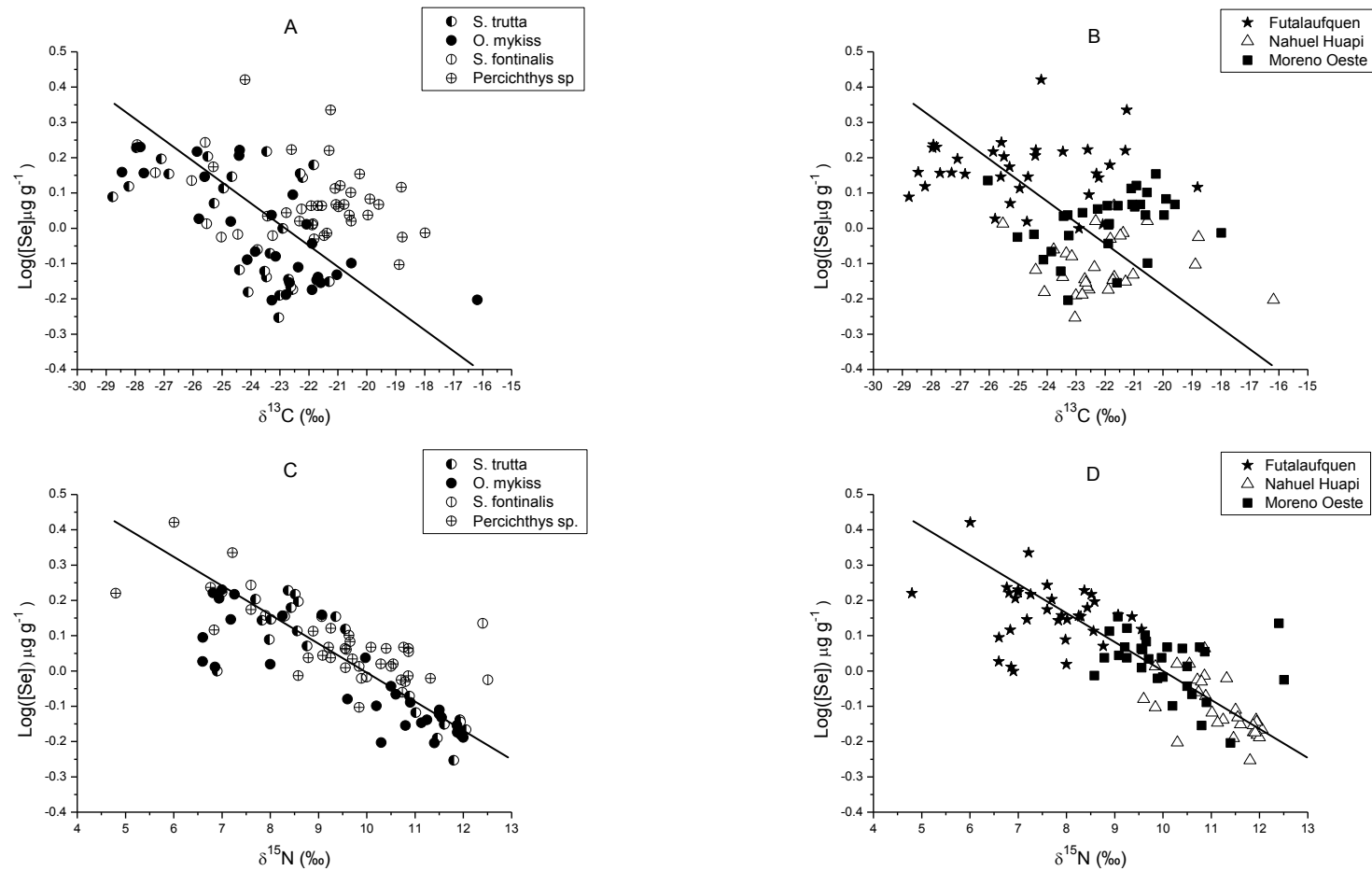


Figura 5.3. Regresión de valores $\delta^{13}\text{C}$ (como indicadores de fuente de C) vs Log([Se]) y $\delta^{15}\text{N}$ (como estimadores de nivel trófico) vs Log([Se]) en los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno Oeste. Parámetros, A- B: pendiente = - 0.06, ord. origen = -1.267, $r^2 = 0.13$, $p < 4.1 \times 10^{-4}$, $N = 94$; C-D: pendiente = - 0.08, ord. origen = 0.792, $r^2 = 0.625$, $p < 2.5 \times 10^{-21}$, $N = 94$ A, C: datos mostrados por especie de pez; B, D: datos mostrados por lago de origen.

El hecho de que el análisis de isótopos estables de C y N dentro de una especie, resulta útil para mostrar variaciones individuales de dieta en una misma población de peces es bien conocido (Kidd, 1998). Sin embargo el presente estudio analiza, por primera vez, la trofodinámica de varios elementos en poblaciones de peces de un mismo lago con dos cubetas, extrae información de una situación especialmente apta para estudios comparativos (**capítulo 4, sección 4.1**) y luego compara los datos con los de peces de las mismas especies de diferentes lagos. De este análisis surgió que:

1) Algunas tendencias observadas en **la biota** de un lago (Moreno) se extendieron a los **peces de nivel trófico superior** de otros lagos. En este sentido, los resultados muestran que, en dichos peces, la fuente de C es importante en la trofodinámica del Cr; no lo es para la trofodinámica del Co, As y Ag y que no hay una tendencia en la relación entre [Se] y nivel trófico, independientemente del lago de origen.

2) Por el contrario, una tendencia observada en el lago Moreno no se extendió a los peces de otros lagos. Este fue el caso de la biodilución del Co y el As en la biota del lago Moreno, que no tuvo un reflejo a nivel de los peces predadores de nivel superior.

5.2.2 CORRELACION ENTRE CONCENTRACIONES HEPATICA Y MUSCULAR

Dado que la **relación** (no las concentraciones por separado) entre las concentraciones hepática y muscular de diferentes elementos, depende de factores fisiológicos especie-específicos y no de la dieta (Luoma y Rainbow, 2008), los análisis que siguen se realizaron agrupando peces de la misma especie pero diferentes lagos de origen. Los resultados así obtenidos fueron diversos, ya que las regresiones fueron significativas para algunas especies y elementos pero no para otros.

Las regresiones resultaron significativas para el Cr en truchas marrón y de arroyo (pendiente = 1.42, ordenada al origen = 0.020, $r^2 = 0.52$, $p < 0.005$, $N = 13$; pendiente = 1.78, ordenada al origen = 0.105, $r^2 = 0.39$, $p < 0.028$, $N = 12$ para trucha marrón y de arroyo respectivamente) (**Fig. 5.4**).

Tabla 5.1. Concentraciones (promedio \pm DE.; $\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco) de Cr, Co, Ag, As, y Se en peces de distintos lagos (Parques Nacionales Nahuel Huapi y Los Alerces). Las concentraciones de Ag corresponden a hígado (músculo por debajo del límite de detección); las de los restantes elementos a músculo, salvo indicación. Las concentraciones de Cr, Co y As de peces del lago Moreno (cubetas oeste y este) dadas en el Capítulo 4, se repiten aquí para facilitar su lectura.

Lago	Elemento									
	Cr		Co		Ag		As		Se	
	N ^a	$\mu\text{g g}^{-1}$	N ^a	$\mu\text{g g}^{-1}$	N ^a	$\mu\text{g g}^{-1}$	N ^a	$\mu\text{g g}^{-1}$	N ^a	$\mu\text{g g}^{-1}$
Futalaufquen										
<i>S. trutta</i>	4	0.46 ± 0.33	14	0.11 ± 0.07	14	9.50 ± 6.88	11	0.42 ± 0.26	14	1.41 ± 0.19
<i>O. mykiss</i>	3	0.21 ± 0.14	10	0.07 ± 0.01	11	1.95 ± 1.34	3	0.11 ± 0.06	11	1.39 ± 0.03
<i>S. fontinalis</i>	1	0.10	2	0.13 ± 0.12	1	0.23	1	0.13	2	1.59 ± 0.22
<i>Percichthys sp.</i>	6	0.30 ± 0.17	6	0.18 ± 0.35	7	0.38 ± 0.61	7	0.34 ± 0.20	7	1.81 ± 0.45
<i>G. maculatus</i> ^b	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>D. viendmensis</i>	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

Tabla 5.1 (cont.)

Lago	Elemento									
	Cr		Co		Ag		As		Se	
	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹
Nahuel Huapi										
<i>S. trutta</i>	9	1.14 ± 0.89	3 (1-8)	0.13 ± 0.07	10 (1-8)	11.30 ± 8.56	9 (1-8)	0.31 ± 0.13	10 (1-8)	0.70 ± 0.08
<i>O. mykiss</i>	8 (2-8)	0.77 ± 0.53	2 (3-6)	0.18 ± 0.03	10 (2-10)	8.89 ± 5.51	5 (2-10)	0.27 ± 0.08	10 (2-10)	0.72 ± 0.06
<i>S. fontinalis</i>	1	1.62	1	0.19	2 (1-4)	1.13 ± 0.01	0	-	2	0.95 ± 0.11
<i>Percichthys sp.</i>	8 (2-12)	1.03 ± 0.63	1	0.04	8 (2-13)	2.62 ± 2.53	8 (2-13)	0.52 ± 0.10	8 (2-13)	0.98 ± 0.11

Tabla 5.1 (cont.)

	Elemento									
	Cr		Co		Ag		As		Se	
	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹
<i>G. maculatus</i> ^b	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-
<i>D. viendmensis</i>	18	2.31 ± 1.17	11	0.07 ± 0.02	18	0.07 ± 0.04	7	0.22 ± 0.09	19	0.70 ± 0.21
Moreno Oeste										
<i>S. trutta</i>	1	0.60	0	-	1	9.87	0	-	1	0.75
<i>O. mykiss</i>	5	1.81 ± 1.18	4	0.20 ± 0.27	7	3.08 ± 1.41	7	0.24 ± 0.09	7	0.83 ± 0.15
	(1-6)		(1-4)		(1-6)		(1-6)		(1-6)	
<i>S. fontinalis</i>	5	1.12 ± 0.49	6	0.12 ± 0.05	5	0.74 ± 0.42	3	0.54 ± 0.39	6	0.06 ±
	(1-2)		(1-2)		(1-2)		(1-2)			0.16

Tabla 5.1 (cont.)

Lago	Elemento									
	Cr		Co		Ag		As		Se	
	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹
<i>Percichthys sp.</i>	15	2.50 ± 1.52	13	0.12 ± 0.13	7	1.12 ± 0.71	17	0.38 ± 0.10	17	1.17 ± 0.11
	(1-11)		(1-10)		(4-10)		(1-11)		(1-11)	
<i>G. maculatus^b</i>	28	0.46 ± 0.24	28	0.12 ± 0.04	8	0.04 ± 0.02	25	0.65 ± 0.25	41	1.47 ± 0.37
	(1-30)		(1-30)		(8-30)		(1-30)		(1-30)	
<i>D. viendmensis</i>	0	-	0	-	0	-	0	-	0	-

Tabla 5.1 (cont.)

Lago	Elemento									
	Cr		Co		Ag		As		Se	
	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹
Moreno Este										
<i>S. trutta</i>	0	-	0	-	0	0	0	-	0	-
<i>O. mykiss</i>	3	0.95 ± 0.47	4	0.07 ± 0.06	7	2.62 ± 0.13	7	0.48 ± 0.51	7	0.77 ± 0.11
	(5-10)		(7-12)		(1-10)		(1-12)		(1-12)	
<i>S. fontinalis</i>	6	0.98 ± 0.70	3	0.09 ± 0.02	7	1.19 ± 0.71	6	0.38 ± 0.31	7	0.95 ± 0.08
	(1-4)		(1-4)		(1-4)		(1-4)		(1-4)	
<i>Percichthys sp.</i>	5	1.47 ± 0.75	5	0.04 ± 0.02	18	0.69 ± 0.82	17	0.54 ± 0.19	18	1.25 ± 0.19
	(1-11)		(1-10)		(1-11)		(1-11)		(1-11)	
<i>G. maculatus</i> ^b	13	0.48 ± 0.34	13	0.14 ± 0.08	1	0.40	14	0.56 ± 0.27	14	2.00 ± 0.80
	(1-18)		(1)				(1)		(1-9)	

Tabla 5.1 (cont.)

Lago	Elemento									
	Cr		Co		Ag		As		Se	
	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹	N ^a	µg g ⁻¹
<i>D. viendmensis</i>	8	3.60 ± 1.39	8	0.11 ± 0.05	0	-	8	0.32 ± 0.09	8	0.92 ± 0.08
	(1-7)		(1-7)				(1-7)		(1-7)	

^a Tamaño muestral, si son homogenatos, el número de individuos por homogenato se indica entre paréntesis ^b Concentración de todo el cuerpo

En relación al As, hubo regresión significativa en perca (pendiente = 0.66, ordenada al origen = - 0.46, $r^2 = 0.46$, $p < 4.1 \times 10^{-6}$, $N = 37$) (**Fig. 5.5**), mientras que ocurrió lo propio para el Se en trucha arco iris (pendiente = 0.51, ordenada al origen = -0.75, $r^2 = 0.26$, $p < 0.002$, $N = 35$); trucha de arroyo (pendiente = 0.62, ordenada al origen = - 0.36, $r^2 = 0.57$, $p < 0.017$, $N = 17$) y perca (pendiente = 0.72, ordenada al origen = - 0.38, $r^2 = 0.24$, $p < 0.001$, $N = 40$) (**Fig. 5.6**).

Para el resto de los elementos no hubo regresión significativa en ninguna de las especies. Las regresiones significativas positivas entre las concentraciones hepática y muscular de Cr, As y Se sugieren insuficiente capacidad reguladora de estos elementos en truchas marrón y de arroyo (Cr), perca (As) y truchas arco iris, de arroyo y perca (Se). De esta manera, si las concentraciones de ETPT aumentaran por contaminación, las concentraciones en músculo (filet) podrían aumentar a niveles peligrosos para la salud pública. Un caso que merece atención es el Se, cuyas concentraciones en hígados de truchas arco iris del lago MO (**capítulo 4, sección 4.2.1.3**) alcanzaron valores de hasta 6 veces los umbrales de toxicidad citados para peces (Stewart et al., 2004; **Capítulo 4, sección 4.2.1.3**). Una hipótesis para esas altas concentraciones, es la presencia de un fenómeno de adaptación a niveles naturalmente altos de Se en lagos de la región.

5.2.3. PATRON Y DIFERENCIAS ENTRE LAGOS

Prescindiendo de consideraciones trofodinámicas, y para una visión de conjunto (tomando los 5 elementos), de los peces de diferentes lagos, se realizó análisis de componentes principales (PCA). Este análisis se realizó con sólo dos especies, truchas arco iris y de arroyo, en 3 ambientes, lagos FU, MO y ME (ver restricciones de diseño experimental en **capítulo 2, sección 2.4.2**). Los primeros dos componentes del PCA explicaron más del 96% de la varianza (aproximadamente 77 % y 19% respectivamente). Los resultados no mostraron un agrupamiento de peces asociado al lago de origen sino a la especie. Entre los vectores asociados a los 5 elementos químicos, fue el de la Ag el que mejor explicó la separación de la trucha arco iris de la trucha de arroyo (**Fig. 5.7**). Estos resultados difieren de lo observado por Arribere et

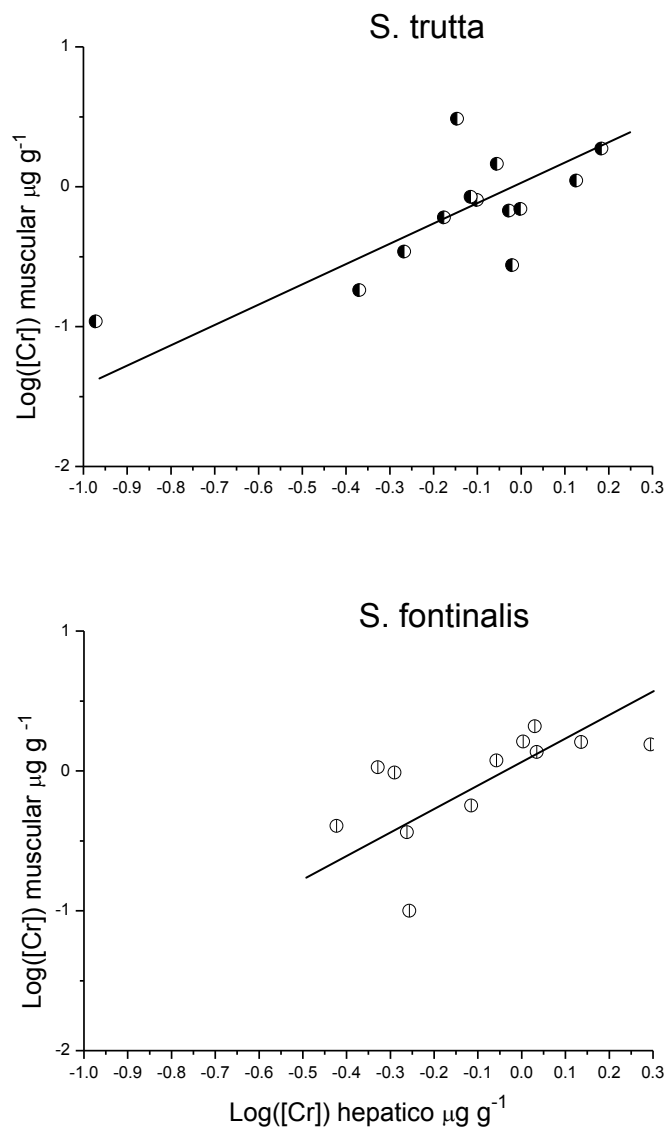


Figura 5.4 Regresión entre las concentraciones hepática y muscular de Cr en peces de los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno (cubetas este y oeste). Parámetros: pendiente = 1.42, ordenada al origen = 0.02, $r^2 = 0.52$, $p < 0.005$, $N = 13$; pendiente = 1.78, ordenada al origen = 0.11, $r^2 = 0.39$, $p < 0.028$, $N = 12$ para *S. trutta* (trucha marrón) y *S. fontinalis* (trucha de arroyo) respectivamente.

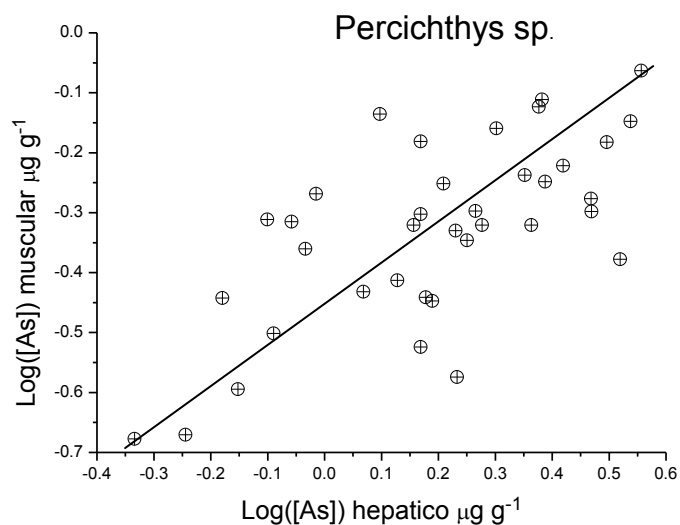


Figura 5.5 Regresión entre las concentraciones hepática y muscular de As en *Percichthys* sp. (percas) de los lagos Futralaufquen, Nahuel Huapi y Moreno (cubetas este y oeste) (pendiente = 0.66, ordenada al origen = - 0.46, $r^2 = 0.46$, $p < 4.1 \times 10^{-6}$, $N = 37$).

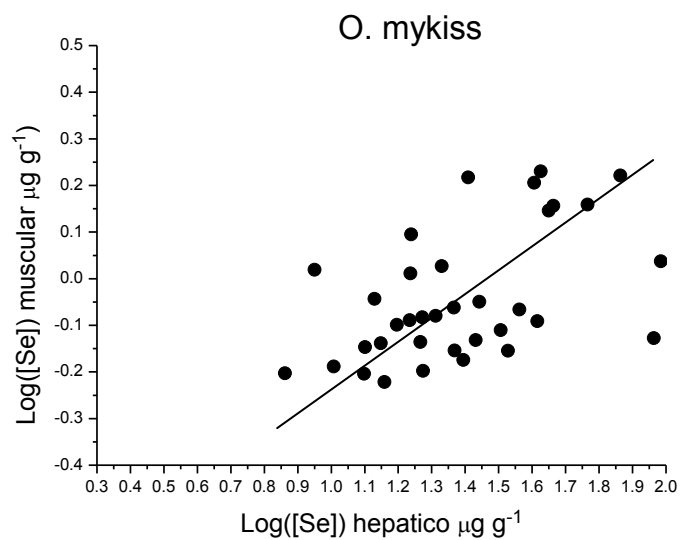


Figura 5.6 Regresión entre las concentraciones hepática y muscular de Se en *O. mykiss* (trucha arco iris) de los lagos Futralaufquen, Nahuel Huapi y Moreno (cubetas oeste y este); pendiente = 0.51, ordenada al origen = - 0.747, $r^2 = 0.26$, $p < 0.002$, $N = 35$).

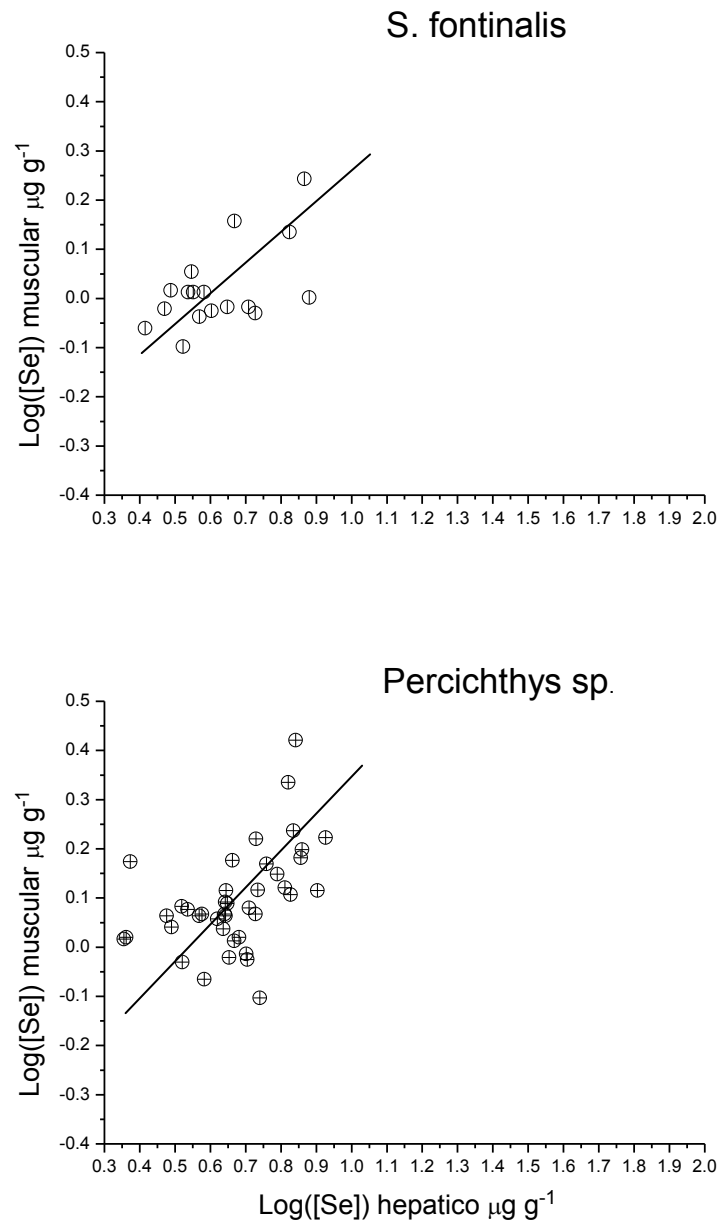


Figura 5.6 (cont.) Regresión entre las concentraciones hepática y muscular de Se en peces de los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno (cubetas oeste y este) Parámetros: trucha de arroyo, pendiente = 0.62, ordenada al origen = - 0.36, $r^2 = 0.57$, $p < 0.017$, $N = 17$; perca, pendiente = 0.72, ordenada al origen = - 0.385, $r^2 = 0.24$, $p < 0.001$, $N = 40$.

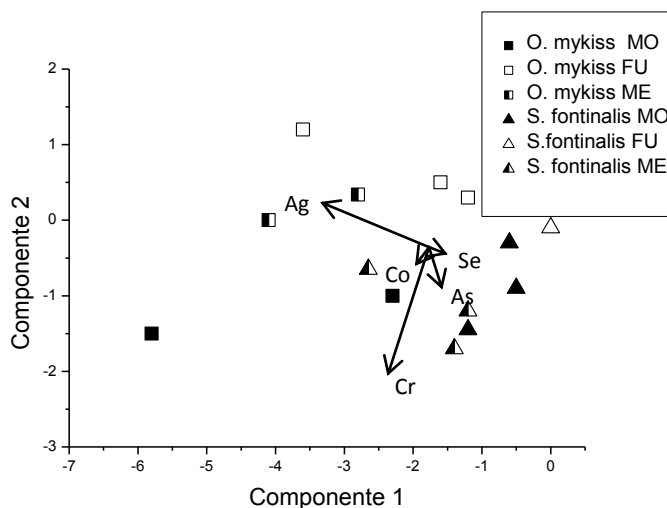


Figura 5.7. Análisis de componentes principales (PCA) de 2 especies de truchas de 3 orígenes diferentes, considerando las concentraciones de Cr, Co, Ag, As, y Se. En las referencias, MO: lago Moreno Oeste; ME: lago Moreno Este; FU: lago Futalaufquen.

al. (2006) respecto al agrupamiento de los peces por lago de origen, en un estudio con PCA de varios lagos que incluyó, además de los 5 elementos de nuestro trabajo, otros siete (Br, Cs, Fe, Na, Rb, Se y Zn). Sin embargo, Arribere et al. (2006) observaron también un agrupamiento por especie en ciertos casos, en forma similar a lo observado en el presente capítulo. Tanto en el estudio de Arribere et al. (2006) como en el presente la. Ag, elemento vinculado a la contaminación antrópica (Ribeiro Guevara et al. 2005a), apareció asociada al agrupamiento.

Las [elementos] en peces de los lagos Nahuel Huapi, Futalaufquen y Moreno (cubetas oeste y este consideradas individualmente), presentaron un cuadro variable según la especie, el lago y el elemento químico, como muestra la **Tabla 5.1**, aunque algunos tamaños muestrales fueron bajos y requieren precaución. Esta diversidad en la distribución de ETPT, es decir, en las diferentes concentraciones con las que se presentan en las distintas especies, tejidos y sitios (**capítulo 1, sección 1.2.3**) fue un resultado esperable dado que es consecuencia de la interacción entre la química del elemento en cuestión, el ambiente (agua y dieta) y la especie biológica (Luoma y Rainbow, 2008).

Las comparaciones estadísticas de [elementos] entre peces de la misma especie de diferentes lagos, se realizaron descartando los datos de las muestras más pequeñas ($N < 8$). Aún así, los N fueron bajos en algunas pruebas, y los resultados obtenidos deberán tomarse sólo como una primera información de referencia. Entre los peces autóctonos, las [Cr] y [Co] de *D. viedmensis* fueron significativamente mayores en ME que en NH mientras que las [As] en *Percichthys* sp. fueron similares entre estos ambientes, pero significativamente mayores que en MO (**Tabla 5.2**). Por su parte, los introducidos *S. trutta* y *O. mykiss* fueron comparados entre los lagos Futalaufquen y Nahuel Huapi. En ambas especies, la [Se] resultó significativamente mayor en el primero de los lagos, mientras que la [Ag] resultó significativamente mayor en *O. mykiss* del NH. La **Tabla 5.2** muestra estos resultados y los de otras comparaciones que resultaron no significativas.

5.3 CONCLUSIONES

5.3.1. TROFODINAMICA

Los resultados sobre la presencia del Cr obtenidos en el presente capítulo y en el **capítulo 4**, sugieren claramente que **la especie** no es un factor determinante en la concentración de este elemento en el músculo de peces de nivel trófico superior y que una mayor proporción de presas bentolitorales en su dieta (valores mayores de $\delta^{13}\text{C}$) incrementa las [Cr] independientemente del lago del origen. En consecuencia se acepta para el Cr, la **hipótesis N° 4** de esta tesis (**capítulo 1, sección 1.4.1**). Por el contrario, el lago de origen, en este caso el FU, resultó determinante para explicar el aparente incremento de la [Cr] asociado al nivel trófico ($\delta^{15}\text{N}$), observado en los peces, razón por la cual se rechaza para el Cr la **hipótesis N° 5** (**capítulo 1, sección 1.4.1**).

En el caso de la Ag, la falta de correlación entre sus concentraciones y los valores $\delta^{13}\text{C}$ (como indicadores de la importancia relativa de las fuentes de C bentolitoral y pelágico) descrita en la biota del lago Moreno (**capítulo 3**), se observó también en los peces de los diferentes lagos, reafirmando que la fuente de C no es un factor importante en la bioacumulación de dicho elemento en peces. Por lo tanto se rechaza para la Ag la **hipótesis 4**. Por otra parte, un efecto cruzado especie \times lago (percas del FU), podría explicar el aparente incremento de concentración de Ag asociado al nivel trófico de los peces. Es decir, no habría una tendencia a la disminución ni al aumento de concentración asociado al nivel trófico de los peces, en consonancia con lo informado por Campbell, Norstrom et al. (2005) en toda la biota de un ecosistema del Artico. Se rechaza entonces la **hipótesis 5** en relación con la Ag.

En forma consistente con lo observado en el comportamiento de toda la biota de las dos cubetas del lago Moreno, las concentraciones de Co y de As en peces predadores de nivel superior no guardaron relación con la fuente de C de sus dietas. Se rechaza entonces, también para estos elementos, la **hipótesis 4**. Sin embargo, como en el caso del Cr, el patrón de biodilución observado en la biota del lago Moreno no se vio reflejado en los peces de los lagos FU, NH, MO y ME, por lo que se rechaza la **hipótesis 5**.

El análisis del Se mostró características de particular interés ya que los datos de sus concentraciones en relación con la fuente de C y al nivel trófico ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ respectivamente) sugirieron, por un lado, que la dieta puede ser importante para la bioacumulación de este elemento en la perca, pero no en las otras especies. Por otro, que puede haber transferencia trófica con diferencia = 0. Dados estos hechos, y la falta de evidencia clara que relacione mayores concentraciones de los restantes elementos con el nivel trófico de los peces, se rechazan las **hipótesis N° 4 y 5** de esta tesis en relación al Se (*sección 1.4.1*).

Resumiendo entonces con respecto a la contrastación de las hipótesis planteadas en el **capítulo 1**, *sección 1.4.1* sobre la trofodinámica de Cr, Ag, Co, As y Se en peces de los lagos Futalaufquen, Nahuel Huapi y Moreno, los resultados

Tabla 5.2. Comparación estadística de algunas de las concentraciones de elementos en peces dadas en la Tabla 5.1; (media \pm D.E.; $\mu\text{g g}^{-1}$, peso seco).

Elemento/ Especie	Lago								Probabilidad < *
	Futalaufquen		Nahuel Huapi		Moreno Oeste		Moreno Este		
	N	$\mu\text{g g}^{-1}$	N	$\mu\text{g g}^{-1}$	N	$\mu\text{g g}^{-1}$	N	$\mu\text{g g}^{-1}$	
Cromo									
<i>G. maculatus</i>	0	-	0	-	28 (1-30)	0.66 \pm 0.59	13	0.81 \pm 1.31	0.708
<i>D. viedmensis</i>	0	-	18	2.30 \pm 1.16 a	0	-	8 (1-7)	3.60 \pm 1.39 b	0.028
Cobalto									
<i>G. maculatus</i>	0	-	0	-	28 (1-30)	0.09 \pm 0.06	13	0.13 \pm 0.07	0.090
<i>D. viedmensis</i>	0	-	11	0.07 \pm 0.02	0	-	8 (1-7)	0.11 \pm 0.05	0.035
Plata									
<i>S. trutta</i>	14	9.95 \pm 6.88	10 (1-8)	11.30 \pm 8.56	0	-	0	-	0.660
<i>O. mykiss</i>	11	1.94 \pm 1.34	10 (2-10)	8.80 \pm 5.21	0	-	0	-	3.7×10^{-4}
Arsenico									
<i>S. trutta</i>	11	0.42 \pm 0.26	9 (1-8)	0.31 \pm 0.13	0	-	0	-	0.494

Tabla 5.2 (Cont)

Elemento/ Especie	Lago								Probabilidad < *
	Futalaufquen		Nahuel Huapi		Moreno Oeste		Moreno Este		
	N	µg g ⁻¹	N	µg g ⁻¹	N	µg g ⁻¹	N	µg g ⁻¹	
<i>Percichthys</i> <i>sp.</i>	0	-	8 (2-13)	0.52a ± 0.09	17 (1-11)	0.38b ± 0.10	17 (1-11)	0.54a ± 0.19	0.006
<i>G.</i> <i>maculatus</i>	0	-	0	-	25 (1-30)	0.55	14	0.49	0.598
Selenio <i>S. trutta</i>	14	1.40 ± 0.19	10 (1-8)	0.70 ± 0.08	0	-	0	-	0.001
<i>O. mykiss</i>	11	1.39 ± 0.26	10 (2-10)	0.70 ± 0.07	0	-	0	-	1.2 × 10⁻⁴
<i>Percichthys</i> <i>sp.</i>	0	-	0	-	17 (1-11)	1.17 ± 0.11	18 (1-11)	1.25 ± 0.19	0.106
<i>G.</i> <i>maculatus</i>	0	-	0	-	41	1.47 ± 0.37	30	1.70 ± 0.65	0.395

* Para 2 valores: Prueba de Mann Whitney con nivel de significación no corregido; para más de 2 valores: Prueba de Kruskal Wallis y prueba *a posteriori* de Mann Whitney. Se omiten, para mayor claridad, los niveles de significación corregidos según Bonferroni asociados a esta última prueba; a, b: valores con la misma letra en una fila no difirieron significativamente entre sí.

permiten, en relación con la fuente de C, **aceptar la hipótesis N° 4** para Cr y **rechazarla** para Ag, Co, As y Se. Por otra parte, en relación al nivel trófico, permiten **rechazar la hipótesis N° 5** para todos los elementos”.

5.3.2. CORRELACION ENTRE CONCENTRACIONES HEPATICA Y MUSCULAR

Los resultados del presente capítulo sobre correlaciones entre concentración hepática y muscular de elementos sugieren, en primer lugar, falta de capacidad reguladora para 3 de los 5 elementos analizados: Cr, As y Se. En segundo lugar que de ellos, es el Se el de mayor riesgo potencial para los peces ante un eventual aumento de concentración de dicho elemento en el agua y/o el sedimento debida a contaminación. Dado que algunos de los elementos estudiados presentaron correlación significativa positiva entre sus concentraciones hepáticas y musculares, se rechaza la **hipótesis N° 6** de la presente tesis.

5.3.3. PATRON Y DIFERENCIAS ENTRE LAGOS

El análisis de truchas arco iris y de arroyo de los lagos FU, MO y ME considerando los 5 elementos estudiados en este capítulo, muestra que los peces pueden o no ser diferenciados por lago de origen, según qué grupo de elementos se utiliza para caracterizarlos (ver Arribere et al., 2006). Además, para las [Ag], elemento asociado a contaminación antrópica, la especie fue más importante que el lago de origen en el agrupamiento de peces, por lo que se acepta la **hipótesis N° 7** de la tesis Estas diferencias interespecíficas en la distribución de elementos pueden explicarse por variables fisiológicas como el número de transportadores de membrana (Luoma y Rainbow, 2008) (ver **capítulo 1, sección 1.2.2.2**). Dado que los 5 elementos estudiados no presentaron diferencias significativas en sus concentraciones musculares y/o hepáticas **en todas** las especies comparadas en diferentes lagos, se rechaza la **hipótesis N° 8** de esta tesis.

CAPÍTULO 6

CONCLUSIONES GENERALES

Comparado con la información disponible en la literatura, el estudio de los cinco ETPT de la presente tesis mostró un espectro variado de resultados. En primer lugar, es importante destacar que aunque la Ag, único elemento no esencial, se encuentra en concentraciones hepáticas que están entre las más altas informadas en peces a nivel internacional, este hecho no representaría un riesgo para los seres humanos (que no consumen vísceras de pescado en la región) aunque podría tener consecuencias para vertebrados consumidores que sí consumen vísceras (gaviotas, huillín). La realización de estudios experimentales alimentando vertebrados, como gaviotas y visones, con hígados de peces, aportarían información interesante al respecto.

Con relación al resto de los elementos, con las posibles excepciones del Cr (para el que no se han establecidos niveles de riesgo mínimo en términos de Cr total, sino de ciertos compuestos) y de exposiciones orales crónicas (mayores a 1 año) al As, no existe evidencia que permita suponer riesgo alguno para la salud pública.

La evidencia reunida en la presente tesis mostró que, mientras la fuente de C (bentolitoral o pelágica) no es importante en la transferencia trófica de Co, As y Ag, sí lo es para el Cr y probablemente para el Se. Tomando en consideración las condiciones excepcionalmente adecuadas para estudios comparativos, ofrecidas por el lago Moreno, con sus dos cubetas interconectadas, fue posible postular por primera vez, basados en la evidencia obtenida, que la morfología de un lago influye en la trofodinámica del Cr y, probablemente, del Se. Esta influencia, en relación con la perca, podría tener signo contrario según el elemento, es decir, aumentar la exposición al Cr, y disminuirla respecto al Se.

En relación con la posible influencia de la morfología del MO, con mayor desarrollo de zona litoral y mayor oferta de fauna asociada, en la presente tesis se utilizan los modelos de mezcla de isótopos estables con un enfoque diferente al que se encuentra en la literatura. Es decir, no para estimar proporciones reales de ítems alimentarios en una dieta, sino para detectar diferencias drásticas en las proporciones de presas bentolitorales vs. pelágicas en la dieta de peces (en este caso trucha arco iris). Este uso alternativo de los modelos de mezcla mostró resultados convincentes en el lago Moreno.

La tasa de transferencia trófica de la Ag en la biota del lago Moreno mostró un patrón general de biodilución. Sin embargo, cuando se incluyeron en el análisis las concentraciones hepáticas, hubo un fuerte incremento en la [Ag] desde los consumidores primarios a los peces de nivel trófico superior, fenómeno con implicancias ecotoxicológicas. El presente trabajo muestra además la importancia del factor especie en la transferencia trófica de la Ag en dos aspectos diferentes a los informados con anterioridad, a) en un mismo lago una población (trucha de arroyo) puede exhibir un aumento tejido- específico de [Ag] asociado al nivel trófico, pero no otras (trucha arco iris, perca); b) no necesariamente se deben incluir todas las especies de un mismo lago en el modelado de la trofodinámica de la Ag. Una eliminación cuidadosa de especies que no integran la cadena trófica (perca) o presentan bruscas variaciones temporales (fitoplacton), puede mejorar el poder predictivo del modelo de regresión. En forma interesante, la eliminación de una especie como la perca, que fue importante para mejorar el modelo trofodinámico de la Ag, no lo fue para los del Cr, Co As y Se. Este fenómeno probablemente es debido a que ciertas presas en la dieta de las percas del lago Moreno, tienen una alta variabilidad en su contenido de Ag, pero no de los otros elementos.

En relación con la transferencia trófica de los restantes elementos estudiados en el lago Moreno, hubo un patrón general de biodilución para el Cr, Co, y As en ambas cubetas, aunque los modelos difirieron significativamente para el Co y As, con ordenadas al origen mayores en ME. Dichos parámetros, sin embargo, no fueron la consecuencia de mayores concentraciones de elementos en la base de las tramas tróficas, sino de niveles $\delta^{15}\text{N}$ aumentados en dichas tramas. Dado que, hasta donde

sabemos, no existe información sobre análisis de regresión entre [Cr], [Co] y [As] y valores $\delta^{15}\text{N}$ que incluyan toda la biota de un lago en otras regiones del mundo, los resultados de la presente tesis se constituyen en un primer registro de referencia.

En el presente trabajo se observan, por primera en un ecosistema completo, signos a favor y en contra de la transferencia trófica del Se. A favor, la regresión significativa entre [Se] y $\delta^{13}\text{C}$; en contra, la falta de correlación entre [Se] y $\delta^{15}\text{N}$. En este aspecto, resultaría interesante la realización de experimentos de alimentación en condiciones de laboratorio, que incluyan organismos de distintas comunidades.

El presente trabajo contribuye a mejorar el conocimiento de la trofodinámica de algunos elementos ya que permite establecer que algunas tendencias observadas en toda la trama trófica de un lago (Moreno) se trasladan a los peces predadores de las mismas especies presentes en dicha trama (truchas, perca) pero de distintos lagos. Así, la fuente de C resultó importante para la trofodinámica del Cr; pero no para la del Co, As y Ag. De igual manera, no hubo una correlación entre [Se] y nivel trófico en los peces de diferentes lagos. Por el contrario, una tendencia observada en la biota del lago Moreno, no se extendió a los peces de distintos lagos considerados en conjunto. Este fue el caso de la biodilución del Co y el As en la biota del lago Moreno, que no tuvo un reflejo a nivel de dichos peces.

Los resultados sobre correlaciones entre concentraciones hepática y muscular de elementos, obtenidos en peces de nivel trófico superior de los lagos FU, NH y MO, sugieren la falta de capacidad reguladora para 3 de los 5 elementos analizados: Cr, As y Se. Así, si las concentraciones en el agua y/o sedimento de los lagos aumentaran por contaminación, podrían aumentar las concentraciones en el músculo (filet) con riesgo potencial para la salud humana.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry)
<http://www.atsdr.cdc.gov>, (07/10/11).
- Ahner, B.A. y F.M.M. Morel. 1995. Phytochelatin production in marine algae 2. Induction by various metals. *Limnology and Oceanography* **40**: 658-665
- Alcamo, J. M., Vorosmarty, Ch.J., Naiman, R.J., Lettenmaier D.P. y C. Pahl-Wostl. 2008. A grand challenge for freshwater research: understanding the global water system. *Environmental Research Letters* 3. doi:10.1088/1748-9326/3/1/010202
- Aldrich, A.P., Kistler, D., y L. Sigg, 2002. Speciation of Cu and Zn in drainage water from agricultural soils. *Environmental Science and Technology* **36**: 4824–4830.
- Ali Mohamed H. H, y R.A. Fishar Mohamed. 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* 1110-0354 31: 289-301
- Altindag, A. y S. Yigit. 2005. Assessment of heavy metal concentrations in food web of lake Beysehir, Turkey. *Chemosphere* **60**: 552-556.
- Añón Suárez, Diego. 1991. Distribución del bentos del lago Escondido (Río Negro, Argentina) con especial énfasis en los quironómidos (Diptera, Chironomidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* **26**: 149-157.
- Arcagni, M., Campbell, L.M.: Arribére, M.A., Kyser, K., Klassen, K., Casaux, R. Miserendino, M. Ribeiro Guevara, S. A comparative stable isotope study of food web structure in a double-basined lake, Northwest Patagonia, Argentina. *Limnologica*, en prensa.
- Arribére, M.A., Ribeiro Guevara, S., Bubach, D.F y P.H. 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
- Arribére, M.A., Campbell, L.M., Rizzo, A.P., Arcagni, M., Revenga, J., y S. Ribeiro Guevara 2010. Trace Elements in Plankton, Benthic Organisms, and Forage Fish of Lake Moreno, Northern Patagonia, Argentina *Water Air Soil Pollut* **212**: 167–182
- Asante, K.A., Agusa, T., Kubota, R., Mochizuki, H., Ramu, K., Nishida, S., Ohta, S., Yeh, H., Subramanian, A., y S. Tanabe. 2010. Trace elements and stable isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) in fish from deep-waters of the Sulu Sea and the Celebes Sea. *Marine Pollution Bulletin* **60**: 1560–1570.

- Azpelicueta, M., Almiron, A., Lopez Casorla, A. y J. Casciotta. 1996. Geographical distribution of *Galaxias maculatus* (Jenyns) (Pisces: Osmeriformes: Galaxiidae) in Patagonia. *Biogeographica* **72**: 157-160.
- Baigún C., y R. Ferriz. 2003. Distribution patterns of native freshwater fishes in Patagonia (Argentina). *Organisms Diversity & Evolution*, **3**: 151-159.
- Balseiro, E.G., Modenutti, B.E. y C.P. Queimaliños. 1997. Nutrient recycling and shifts in N:P ratio by different zooplankton structures in a South Andes lake. *Journal of Plankton Research* **19**: 805-817.
- Balseiro, E.G., Modenutti, B.E., Queimaliños, C.P, Reissig, M. 2007. Daphnia distribution in Andean Patagonian lakes: effect of low food quality and fish predation. *Aquatic Ecology* **41**:599–609
- Bardeggia, M. y M.A. Alikhan. 1991. The relationship between copper and nickel levels in the diet, and the uptake and acumulation by *Cambarus bartoni* (Fabricius) (Decapoda, Crustacea). *Water Research* **25**: 1187-1192.
- Barriga, J.P., Battini, M.A., Macchi, P.J., Milano, D., y V.E. Cussac. 2002. Spatial and temporal distribution of landlocked *Galaxias maculatus* and *Galaxias platei* (Pisces: Galaxiidae) in a lake in the South American Andes New Zealand *Journal of Marine and Freshwater Research* **36**: 345-359.
- Barton, D.R., Johnson, R.A., Campbell, L., Petruniak, J y M. Patterson 2005. Effects of Round Gobies (*Neogobius melanostomus*) on Dreissenid Mussels and Other Invertebrates in Eastern Lake Erie, 2002–2004. *Journal of the Great Lakes Research* **31**(Suppl. 2):252–261
- Barwick, M, y W. Maher. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Marine Environmental Research* **56**: 471–502
- Benson, W.H., Alberts, J.J., Allen, H.E., Hunt, C.D. y M.C. Newman. 1994. Synopsis of discussion on the bioavailability of inorganic contaminants *In*: Bioavailability: physical, chemical and biological interactions, Proceedings of the Thirteenth Pellston Workshop, Pellston, Michigan, August 17-22, 1992. J.L.Hamelink, P.F.Landrum, H.L. Bergman, W.H.Benson Eds. SETAC publication series, Lewis Publishers, Boca Ratón, 239p.
- Bianchini, A., Grosell, M., Gregory, S. Y C. M. Wood. 2002. Acute Silver Toxicity in Aquatic Animals is a Function of Sodium Uptake Rate. *Environmental Science and Technology* **36**:1763-6.
- Bianchini, A. y CmM. Wood, C. M. 2003. Mechanism of acute silver toxicity in *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* **22**: 1361–67.

- Bielmyer, G. K., Grosell, M., y K. Brix. 2006. Toxicity of Silver, Zinc, Copper, and Nickel to the Copepod *Acartia tonsa* Exposed via a Phytoplankton Diet. *Environmental Science and Technology* **40**: 2063-2068.
- Bjerregaard, P. y O. Andersen. 2007. Ecotoxicology of metals-Sources, Transport, and Effects in the Ecosystem *En: Handbook on the Toxicology of metals* 3er Ed. Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M, Friberg, L.T. Eds. Academic Press, Amsterdam 975 pp.
- Boudou, A. y F. Ribeyre. 1997. Aquatic Ecotoxicology: From the Ecosystem to the Cellular and Molecular levels. *Environmental Health Perspectives* **105** (Suppl. 1): 21-35.
- Brand, W. A., Assonov, S. S, y Coplen, T.B. 2010. Correction for the ^{17}O interference in $\delta(^{13}\text{C})$ measurements when analyzing CO_2 with stable isotope mass spectrometry (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry* **82**: 1719–1733.
- Buchwalter, D.B. y S .N. Luoma. 2005. Differences in dissolved Cd and Zinc uptake among species of stream insects: Mechanistic explanations. *Environmental Science And Technology* **39**: 498-504.
- Cabana, G. y J.B. Rasmussen. 1994. Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature* **372**: 255-257.
- Cabana, G.A., Tremblay, J., Kalff, J. y J.B. Rasmussen. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: a determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**: 381-389.
- Campbell, L.M., Hecky, R.E., Nyaundi, J., Muggide, R., y D.G. Dixon. 2003. Distribution and food- web transfer of mercury in Napoleon and Winam Gulfs, Lake Victoria, East Afrika. *Journal of the Great Lakes Research* **29** (supl. 2): 267-282.
- Campbell, L.M., Balirwa, J.S., Dixon, D.G., y R.E. Hecky. 2004. Biomagnification of mercury in fish from Thruston Bay, Napoleon Gulf, Lake Victoria (East Africa). *African Journal of Aquatic Science* **29**: 91–96
- Campbell, L.M., Norstrom, R.J., Hobson, K.A., Muir D.C.G., Backus, S. y A.T. Fisk 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic Artic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay) *Science of the Total Environment* **352**: 247–263
- Campbell, L.M., Fisk, A.T., Wang, W., Kock, W. y D.C.G. Muir. 2005. Evidence for biomagnification of rubidium in freshwater and marine food webs *Canadian journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**:1161-1167.
- Campbell, P.G.C, Clearwater, S.J., Brown, P.B., Fisher, N.S., Hogstrand, C., Lopez, G.R., Mayer, L.M. y J.S. Mayer. 2005. Digestive Physiology, Chemistry and Nutrition. *En: Toxicity of dietborne metals to aquatic organisms.* Meyer, J.S.,

- Adams, W.J., Brix, K.V., Luoma, S.N., Mount, D.R., Stubblefield, W.A., and Ch.M. Wood. Eds. Allen Press/ACG Publishing 303 pp.
- Campbell, L.M, Hecky, R.R., Dixon, D.G., y L.J. Chapman. 2006. Food web structure and mercury transfer in two contrasting Ugandan highland crater lakes (East Africa). *African Journal of Ecology* **44**: 337-346.
- Campbell, P.G.C., Chapman P.M. y Hale, B.A. 2006. Risk Assessment of Metals in the Environment. *In* Issues in Environmental Science and Technology, N° 22: Chemicals in the Environment: Assessing and Managing Risk. The Royal Society of Chemistry Ed, 180 pp.
- Campbell, L. M., Kyser, K., Klassen, K., Arribére, M. A., Revenga, J., Daga, R. B., Ribeiro Guevara, S. 2007. Linking volcanoes and fish: metal biomagnification in Patagonia Andean aquatic food webs. Proc. 34th Aquatic Toxicology Workshop, Halifax, Nova Scotia, Canada.
- Campbell, LM, Verburg, P, Dixon, D.G., Hecky, R.E. 2008. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Science of the Total Environment* 402:184-191.
- Castañé, P.M., Topalián, M.L., Cordero, R.R. y A. Salibián. 2003. Influencia de la especiación de los metales pesados en el medio acuático como determinante de su toxicidad. *Revista de Toxicología* **20**: 13-18.
- Castellanos, Z.A. de y M.C. Gaillard. 1981. Chiliniidae. En: *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina*, (R.A. Ringuelet, dir.), FECIC, Buenos Aires, XV (49): 23-44.
- Cervellini, P.M., Battini, M.A. y V.A. Cussac. 1992. Ontogenetic shifts in the diet of *Galaxias maculatus* (Galaxiidae) and *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae). *Environmental Biology of Fishes* **36**: 283-290.
- Chen, C.Y., Stemberger, R.S., Klaue, B., Blum, J.D., Pickhardt, P.C. y C.L. Folt. 2000.
- Accumulation of heavy metals in food webs components across a gradient of lakes. *Limnology and Oceanography* **45**: 1525-1536.
- Clearwater, S. J., Baskin, S. J., Wood, C. M. y McDonald, D. G. 2005. Gastrointestinal uptake and distribution of copper in rainbow trout. *Journal of Experimental Biology* **203**: 2455-2466.
- Croot, P.L., Karlson, B., van Elteren, J.T., y J.J. Kroon. 1999. Uptake of ⁶⁴Cu-oxine by marine phytoplankton, *Environmental Science and Technology* 33: 3615– 3621.
- Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X., y H. Zhang. 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environmental Pollution* 159, 1297–1306.

- Cussac, V.E., Cervellini, P.M. y M.A. Battini. 1992. Intralacustrine movements of *Galaxias maculatus* (Galaxiidae) and *Odontesthes microlepidotus* (Atherinidae) during their early life history. *Environmental Biology of Fishes* **35**: 141-148.
- Dawson, T.E. y P.D. Brooks. 2001. Fundamentals of stable isotopes chemistry and measurement. En Unkovich M., Pate, J., McNeill, A., Gibbs, D.J. (Eds.). *Stable Isotopes Techniques in the Study of Biological Processes and Functioning of Ecosystems*. Kluwer. Dordrecht, Holanda pp.1-18.
- De Schamphelaere K.A.C. y C.R. Janssen. 2004. Effects of chronic dietary copper exposure on growth and reproduction of *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* **23**: 2038-2047
- De Niro, M.J. y S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **42**: 495-506.
- De Niro, M.J. y S. Epstein. 1981. Influence of the diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **45**: 341-351.
- Dehn, L.A., Follmann, E.H., Rosa, C., Duffy, L.K., Thomas, D.L., Bratton, G.R., Taylor, R.J. y T.M. O'Hara. 2006. Stable isotope and trace element status of subsistence-hunted bowhead and beluga whales in Alaska and gray whales in Chukotka. *Marine Pollution Bulletin* **52**: 301-319.
- del Giorgio, P.A. y R.L. France. 1996. Ecosystem-specific patterns in the relationship between zooplankton and POM or microplankton ^{13}C . *Limnology and Oceanography* **41**: 359-365.
- Diaz, M., Pedrozo, F., Temporetti, P. 1998. Phytoplankton of two Araucanian lakes of differing trophic status (Argentina). *Hydrobiologia* **360/370**: 45-47.
- Diaz, M., Pedrozo, F., Baccala, N. 2000. Summer classification of Southern Hemisphere temperate lakes (Patagonia, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **5**: 213-229.
- Díaz, M., Pedrozo, F.L., Reynolds, C., y P.F. Temporetti. 2007. Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologia* **37**, 17- 27.
- Di Toro D.M., Allen H.E., Bergman H.L., Meyer J.S., Paquin P.R., y R.C. Santore. 1999. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals. I. Technical Basis, Section 3 in *Integrated Approach to Assessing the Bioavailability and Toxicity of Metals in Surface Waters and Sediments*, A report to the EPA Science Advisory Board, Office of Water, Office of Research and Development, Washington, DC, pp. 3-1 to 3-26. USEPA-822-E-99-001.
- Di Toro D.M., Allen H.E., Bergman H.L., Meyer J.S., Paquin P.R. y R.C. Santore 2000. The biotic ligand model: a computational approach for assessing the ecological effects of metals in aquatic systems, published by the International

- Copper Association, Ltd. Environmental Program, as part of its series on Copper in the Environment and Health.
- Di Toro, D.M., Allen, H.E., Bergman, H.L., Meyer, J.S., Paquin, P.R. y R.C. Santore 2001. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals. I. Technical basis. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20**: 2383–2396.
- Driscoll, Ch.T., Otton, J.K., y A. Iverfeldt. 1994. Trace metals speciation and cycling. In *Biogeochemistry of small catchments*, B. Moldan and J. Cerny eds., Scientific Committee on Problems of the Environment, John Wiley & Sons, Chichester 432 p.
- Driver, C.J. 1994. Ecotoxicity Literature Review of Selected Hanford Site Contaminants. Report prepared for U. S. Department of Energy Pacific Northwest Laboratory Richland, Washington 99352 under Contract DE-ACO6-76RLO 1830.
- Eisler, R. 1985. Selenium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 85(1.5)
- Eisler, R. 1986. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 85 (1.6), 60pp
- Eisler, R. 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 85(1.12).
- Eisler, 1996. Silver hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. Biological Report Vol. 32. Laurel, USA: U.S. National Biological Service Patuxent Wildlife Research Center.
- Espinos, A., Sakai, M., Roa, R., y J. Mendoza 1993. Comportamiento migratorio de la trucha arco iris adulta en el lago Huechulafquen (campaña de marcación 1990-1991). Informe técnico Centro de Ecología Aplicada del Neuquén-JICA, Informe técnico 12, 42 pp.
- Espinos, A., y G. Blasetti. 1999. Aspectos de la Biología de la trucha marrón (*Salmo trutta*) y la trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*) del río Limay medio en relación con las fluctuaciones de caudales. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén-JICA, Informe técnico 22, 53 pp.
- Evans MS, Lockhart L, Klaverkamp J. 1998. Metal studies of water, sediments, and fish from the Resolution Bay area of Great Slave Lake: studies related to the decommissioned Pine Point mine. National Water Research Institute Series. Saskatoon 7 National Water Research Institute.
- Evans, M. S., Muir, D., Lockhart, W. L., Stern, G., Ryan, M., y P. Roach. 2005. Persistent organic pollutants and metals in the freshwater biota of the Canadian Subarctic and Arctic: An overview. *Science of the Total Environment* **351–352**: 94–147.

- Farag, A.M., Stansbury, M.A., Hogstrand, C., MacConnell, E., y H.L. Bergman. 1995. The physiological impairment of free-ranging brown trout exposed to metals in the Clark Fork River, Montana Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **52**: 2038-2050.
- Ferriz, R.A. 1984. Alimentación del puyen, *Galaxias maculatus* (Jenyns), en el Río Limay, Provincia de Neuquén. Physis **42**: 29-32.
- Fisher, N.S. y J.L. Teysseie. 1986. Influence of food composition on the biokinetics and tissue distribution of zinc and americium in mussels. Marine Ecology - Progress Series **28**: 197-207
- Fisher N.S. y S.E. Hook. 2002. Toxicology tests with aquatic animals need to consider the trophic transfer of metals. Toxicology **181-182**: 531-536. Links
- Fisk A.T., Hoekstra P.F., Borga K., y D.C.G. Muir, 2003. Biomagnification. Marine Pollution Bulletin **46**: 522-524.
- Flegal, A.R., Brown, C.L., Squire, S., Ross, J.R.M., Scelfo, C.M., Hibdon, S., 2007. Spatial and temporal variations in silver contamination and toxicity in San Francisco Bay. Environ. Res. 105, 34–52.
- Focken, U. y Becker, K. 1998. Metabolic fractionation of stable carbon isotopes: implications of different proximate compositions for studies of the aquatic food webs using ¹³C data. Oecologia **115**: 337-343.
- France, R.L. y R. H. Peters. 1997. Ecosystem differences in the trophic enrichment of ¹³C in aquatic food webs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **54**: 1255-1258.
- Gaillard, C. y Z.A. de Castellanos. 1976. Hydrobiidae. En: *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina*, (R.A. Ringuelet, dir.), FECIC, Buenos Aires, XV (2): 1-40.
- George, S.G. y B.J.S. Pirie. 1979. Occurrence of cadmium in subcellular particles in the kidney of the marine mussel *Mytilus edulis*, exposed to cadmium –use of electron microprobe analysis. Biochimica et Biophysica Acta **580**: 234-244.
- Gorokhova, E. Hansson, S., Hoglander, H. y Andersen, C.M. 2005. Stable isotopes show food web changes after invasion by the predatory cladoceran *Carcopagis pengoi* in a Baltic Sea bay Oecologia **143**: 251–259.
- Grey, J.S. 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. Marine Pollution Bulletin **45**: 46–52
- Grey, J.S. 2003. Reply to Fisk. Marine Pollution Bulletin **46**: 525–526
- Grosell, M., Nielsen, C. 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

- Hamelink, J.L., Landrum, P.F., Bergman, H.L., y W.H. Benson. 1994. *In: Bioavailability: physical, chemical and biological interactions*, Proceedings of the Thirteenth Pellston Workshop, Pellston, Michigan, August 17-22, 1992. J.L.Hamelink, P.F.Landrum, H.L. Bergman, W.H.Benson Eds. SETAC publication series, Lewis Publishers, Boca Ratón, 239p
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9pp. <http://nhm2.uio.no/norlex/past/download.html>, (10/7/06).
- Hart R, Campbell, L.M. y R.E Hecky. 2003. Stable isotope analyses and demographic responses counter prospects of planktivory by *Caridina* (Decapoda: Atyidae) in Lake Victoria. *Oecologia*. **136**:270-278.
- Hecky, R.E., Hesslein, R.H. 1995. Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *Journal of the North American Benthological Society* **14**: 631-653.
- Heinrich, N. y R. Mayer. 1980. The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *Journal of Environmental Quality* **9**: 111-118.
- Herbert, C.E. y G.D. Haffner. 1991. Habitat partitioning and contaminant exposure in cyprinids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 261-266.
- Hernandez Rodriguez, M. y A. Sastre Gallego. 1999. *Tratado de Nutrición*. Diaz de Santos S.A. Editores, Madrid.
- Hobson, K.A., Welch, H.E.. 1995. Cannibalism and trophic structure in a high Arctic lake: insights from stable-isotopes analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**: 1195-1201.
- Hogberg, J., Alexander, J. 2007. Selenium. *En: Handbook on the Toxicology of metals* 3erd. Ed. Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M, Friberg, L.T. Eds. Academic Press, Amsterdam 975 pp.
- Hogstrand C. y C. Haux. 1991. Binding and detoxification of heavy metals in lower vertebrates with reference to metallothionein. *Comparative Biochemistry and Physiology* **100C**: 137-141.
- Hogstrand, C., Wood, C.M., Bury, N.R., Wilson, R.W., Rankin, J.C., y M. Grosell. 2002. Binding and movement of silver in the intestinal epithelium of a marine teleost fish, the European flounder (*Platichthys flesus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **133**: 125–135
- Hook, S.E. y N.S. Fisher. 2001a. Sublethal effects of silver in zooplankton: importance of exposure pathways and implications for toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20**: 568–574.

- Hook, S.E. y N.S. Fisher. 2001b. Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity. Marine Environmental Research **53**: 161-174
- Hopkin, S.P. 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. Elsevier Applied Science, New York 430 pp.
- Hopkins, W.A., Staub, B. P., Snodgrass, J.W., Taylor, B.E., DeBiase, A.E., Roe, J.H., Jackson, B.P., y J.D. Congdon. 2004. Responses of benthic fish exposed to contaminants in outdoor microcosms examining the ecological relevance of previous laboratory toxicity tests. Aquatic Toxicology **68**: 1–12.
- Hornberger, M.I., Luoma, S.N., Cain, D.J., Parchaso, F., Brown, C.L. Bouse, R.B., Wellise, Ch. y J.K. Thompson. 2000. Bioaccumulation and biological effects to changes in pollutant loads in south san francisco bay. Environmental Science and Technology **34**: 2401-2409
- Howard, A.G. 1998. Aquatic Environmental Chemistry. Oxford University Press publishers, Oxford, 90 pp.
- Hrudey, S.E., Chen, W. y C.G. Rousseaux. 1995. Bioavailability in environmental Risk Assessment. CRC Publishers 320 pp.
- Huang, X., Ke, C. y W.W. Wang. 2008. Bioaccumulation of silver, cadmium and mercury in the abalone *Haliotis diversicolor* from water and food sources. Aquaculture **283**: 194–202.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs **54**: 187-211
- ICMM (Internacional Council on Mining and Metals) 2007. MERAG (Metals Environmental Risk Assessment Guidance. 80 pp.
- ILEC (Internacional Lake Committee Foundation) 2003. World Lake Vision: A Call to Action. International Lake Environment Committee Foundation (ILEC) and United Nations Environmental Programme Eds. <http://www.ilec.or.jp/wwf/eng> (08/02/08)
- INDEC 2001. Censo Nacional de Población y Vivienda 200. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Secretaría de Programación Económica, Ministerio de Economía, Obras y Servicios Públicos de la Nación , Buenos Aires.
- IGM. Instituto Geológico y Minero de España. 2002. Guías y Manuales, nº 1: Isótopos ambientales en el ciclo hidrológico: principios y aplicaciones. W.G. Mook Ed. 596 p.
- IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) Technical Report 2002. “Heavy metals” a meaningless term?. Pure and Applied Chemistry. **74**: 793–807
- Ikemoto, T., Tu, N.P.C., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, B.C. y I. Takeuchi. 2008. Biomagnification of trace elements in the aquatic food web in

- the Mekong delta, South Vietnam using stable carbon and nitrogen isotope analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **54**:504-515.
- Jardine, T.D., McGeachy, S.A., Paton, C.M., Savoie, M. y R.A. Cunjak. 2003. Stable isotopes in aquatic systems: sample preparation, analysis, and interpretation. *Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2656: 39pp.
- Jardine, T.D., Kidd, C.A., Fisk, A.T. 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science and Technology* **40**: 7501-7511
- Jenkins, D.W. 1980. Biological monitoring of toxic trace metals. Vol. 2. Toxic trace metals in plants and animals of the world. Part I. U.S. Environmental Protection Agency Rep. 600/3-80-090:364-443.
- Kidd, K.A. 1998. Use of stable isotope ratios in freshwater and marine biomagnification studies. *In Environmental Toxicology* . Edited by J.Rose. Gordon and Breach Science Publishers, Amsterdam pp.357-376.
- Kling, G.W., Fry, B. y W.J. O'Brien. 1992. Stable isotopes and planktonic trophic structure in arctic lakes. *Ecology* **73**: 561-566
- Klinck, J.S., Green, W.W., Mirza, R.S., Nadella, S.R., Chowdhury, M.J., Wood, C.M. y G.G. Pyle. 2007. Branchial cadmium and copper binding and intestinal cadmium uptake in wild yellow perch (*Perca flavescens*) from clean and metal-contaminated lakes. *Aquatic Toxicology* **84**: 198-207
- Koch, P.L., y D.L. Phillips. 2002. Incorporating concentration dependence in stable isotopes mixing models: a reply to Robbins, Hilderbrand and Farley *Oecología* **133**: 14-18.
- Kolthoff, I.M., Elving, P.J., Krivan, V. (Eds). 1986. *Treatise on Analytical Chemistry*, 2nd ed, Part I, Vol. 14, Section K, Nuclear Activation and Radioisotopic Methods of Analysis, Wiley, New York.
- Kosanovic, M., Yousif Hasan, M., Subramanian, D., Al Ahbab, A.F., Kathiri, O.A., Abdulla, M.A., Aleassa, M.A. 2007. Influence of urbanization of the western coast of the United Arab Emirates on trace metal content in muscle and liver of wild Red-spot emperor (*Lethrinus lentjan*). *Food and Chemical Toxicology* **45**: 2261-2266
- Landrup, P.F., Hayton, W.L., Lee, H., McCarty, L.S., Mackay, D. y J.M. McKim. 1994. Synopsis of discussion session on the kinetics behind environmental bioavailability. In: *Bioavailability: physical, chemical and biological interactions*, Proceedings of the Thirteenth Pellston Workshop, Pellston, Michigan, August 17-22, 1992. J.L.Hamelink, P.F.Landrup eds.
- Lara, G., Parada, E., y S. Peredo. 2002. Alimentación y conducta alimentaria de la almeja de agua dulce *Diplodon chilensis* (bivalvia: hyriidae) feeding and alimentary behavior of freshwater mussel *diplodon chilensis* (bivalvia: hyriidae). *Gayana* **66**: 107-112.

- Lee, B.G., Wallace, W.G., y S.N. Luoma. 1998. Uptake and loss kinetics of Cd, Cr and Zn in the bivalves *Potamocorbula amurensis* and *Macoma balthica*: effects of size and salinity. *Marine Ecology Progress Series* **175**: 177-189.
- Lemly, A.D. 1997. A Teratogenic Deformity Index for Evaluating Impacts of Selenium on Fish Populations. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **37**: 259-266
- Lin, M.Ch., Liao, Ch.M., Liu, Ch. W., Shao, K.T., Lin, H.Y., Cheng, H.H., Chen, Y.P., y C. Chen. 2002. Arsenic Accumulation in Aquacultural *Liza macrolepis* from the Blackfoot Disease Area in Taiwan. *Proceedings of The Society for Environmental Toxicology and Chemistry Annual Meeting 2002*
- Lison, D. 2007. Cobalt. *En: Handbook on the Toxicology of metals* 3erd. Ed. Nordberg, G.F., Fowler, B.A., Nordberg, M, Friberg, L.T. Eds. Academic Press, Amsterdam 975 pp.
- Logan, T.J. 2002. Metals in Scandinavian Surface Waters: Effects of Acidification, Liming, and Potential Reacidification. *Crit. Rev. Environmental Science and Technology* **32 (2&3)**: 73-295
- Lowe, D.M. y M.N. Moore. 1979. Cytochemical distributions of Zn (ZnII) and iron (FeIII) in the common mussel, *Mytilus edulis*, and their relationship with lysosomes. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **59**: 851.
- Luoma S. y P. Rainbow. 2005. Why Is Metal Bioaccumulation So Variable? Biodynamics as a Unifying Concept. *Environmental Science and Technology* **39**: 1921-1931
- Luoma, S.N. y P.S. Rainbow. 2008. *Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management*. Cambridge University Press, New York.
- Macchi, P.J. 1991. *Ecología trófica de los peces autóctonos del Lago Moreno (Brazo Morenito)*. Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad Nacional del Comahue 106 pp.
- Macchi, P., Cussac V.E., Alonso, M.F. y M.A. Denegri 1999. Predation relationships between introduced salmonids and the native fish fauna in lakes and reservoirs in Morthern Patagonia. *Ecology of Freshwater Fishes* **8**, 227-236
- Macchi, P.J., Pascual, M. A. y P.H. Vigliano. 2007. Differential piscivory of the native *Percichthys trucha* and exotic salmonids upon the native forage fish *Galaxias maculatus* in Patagonian Andean lakes. *Limnologica* **37**: 76-87
- Marchese, M., Gagnetten, A.M., Parma, M.J., Pave, P.J. 2008. Accumulation and Elimination of Chromium by Freshwater Species Exposed to Spiked Sediments. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **55**: 603-609

- Markert, B., Pedrozo, F., Geller, W., Korhammer, S., Friese, K., Baffico, G., Diaz, M. 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 Argentina (Patagonia). *The Science of Total Environment* 206:1-15.
- Marshall, W.S. y M. Grosell. 2006. Ion transport, osmoregulation, and acid-base balance. *En The Physiology of Fishes*, Evans D.H. y J.B. Claiborne Eds., CRC Press, 601 pp.
- Mason, A.Z.; Simkiss, K., y K.P. Ryan. 1984. The ultrastructural localization of metals in specimens of *Littorina littorea* collected from clean and polluted sites. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **64**: 699-720
- Mason, R. P., Laporte, J.-M., & Andres, S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **38**: 283–297.
- McKim, J.M. 1994. Physiological and biochemical mechanisms that regulate the accumulation and toxicity of environmental chemicals in fish. *In: Bioavailability: physical, chemical and biological interactions*, Proceedings of the Thirteenth Pellston Workshop, Pellston, Michigan, August 17-22, 1992. J.L.Hamelink, P.F.Landrup, H.L. Bergman, W.H.Benson Eds.
- Mendoza, J.L. y A. Espinos. 1993. Crianza y liberación experimental de alevinos silvestres *Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta* del río Chimehuin, marcados y con impresión olfatoria. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén-JICA, Informe técnico 13, 19 pp.
- Metzler D. 2003. Effect of food-borne cadmium on the reproduction of *Ceriodaphnia dubia* (MS thesis). Newark (DE): University of Delaware 151 pp.
- Miller, R.L. y J. S.Kahn 1962. *Statistical Analysis in the Geological Sciences* York 275 pp.
- Minagawa, M. y E. Wada. 1984. Stepwise enrichment of ¹⁵N along food chains: further evidence and the relation between ¹⁵N and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **48**: 1135-1140.
- Miserendino M.L. 2001. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. *Hydrobiologia* **444**: 147-158.
- Miyashita, S., Shimoya, M., Kamidate, Y., Kuroiwa, T., Shikino, O., Fujiwara, S., Francesconi, K.A. y T. Kaise. 2009. Rapid determination of arsenic species in freshwater organisms from the arsenic-rich Hayakawa River in Japan using HPLC-ICP-MS. *Chemosphere* **75**: 1065–1073.
- Modenutti, B.E., Balseiro, E.G. y P.M. Cervellini. 1993. Effect of the selective feeding of *Galaxias maculatus* (Salmoniformes, Galaxiidae) on zooplankton of a South Andes Lakes. *Aquatic Sciences* **55**: 65-75.

- Modenutti, B.E. 1997. Distribución de los ciliados planctónicos *Ophrydium naumanni* y *Stentor araucanus* en lagos oligotróficos andinos. Revista de la sociedad Mexicana de Historia Natural **47**: 79 -83
- Modenutti, B., Balseiro, E.G. Queimaliños, C.P., Añón Suárez, D.A., Dieguez, M.C. y R. J. Albariño. 1998. Structure and dynamics of food webs in Andean lakes. Lakes & Reservoirs: Research and Management **3**: 179-186.
- Modenutti, B., Balseiro, E.G., Queimaliños, C. 2000. Ciliate community structure in two South Andean lakes: the effect of lake water on *Ophrydium naumanni* distribution Aquatic Microbial Ecology **21**: 299-307.
- Morel, F.M., 1983. Complexation: trace metals and microorganisms. Principles of Aquatic Chemistry. Wiley Interscience, New York, pp. 301–308. (446 pp.)
- Mount, D.R. 2005. Introduction. In: *Toxicity of dietborne metals to aquatic organisms*. Meyer, J.S., Adams, W.J., Brix, K.V., Luoma, S.N., Mount, D.R., Stubblefield, W.A., and Ch.M. Wood. Eds. Allen Press/ACG Publishing 303 pp.
- Muir, D., Wang, X, Bright, D., Lockhart, L. y F. Kock. 2005. Spatial and temporal trends of mercury and other metals in landlocked char from lakes in the Canadian Arctic archipelago. Science of the Total Environment **351–352**: 464– 478
- Muscatello, J., Bennett, P., Himbeault, K.T., Blknap, A.M., y D.M. Janz. 2006. Larval Deformities Associated with Selenium Accumulation in Northern Pike (*Esox lucius*) Exposed to Metal Mining Effluent. Environmentla Science and Technology **40**: 6506-6512.
- Newman, M.C. y CH. Jagoe. 1994. Synopsis of discussion session on the kinetics behind environmental bioavalability. In: Bioavailability: physical, chemical and biological interactions, Proceedings of the Thirteenth Pellston Workshop, Pellston, Michigan, August 17-22, 1992. J.L.Hamelink, P.F.Landrup eds.
- Newman, M.C. y M.A. Unger. 2003. Bioaccumulation from food and trophic transfer. *En: Fundamentals of Ecotoxicology 2nd. Ed.*, Lewis Publishers, Boca Raton, F.L., pp 95-110
- Nfon, E., Cousins, I.T., Jarvinen, O., Mukherjee, A.B.,Verta, M. y D. Broman. 2009. Trophodynamics of mercury and other trace elements in a pelagic food chain from the Baltic Sea.Science of the Total Environment **407**: 6267–6274.
- Nieboer, E., y D.H. Richardson. 1980. The replacement of the nondescript term ‘heavy metals’ by a biologically and chemically significant classification of metal ions Environmental Pollution Series B-Chemical and Physical **1**: 3-26.
- Origin Lab Co. 2007. Origin , programa estadístico, versión Pro, 2007.

- Orr, P.L., Guiguerb, K.R., Russel, C.K. 2006. Food chain transfer of selenium in lentic and lotic habitats of a western Canadian watershed. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **3**: 175–188
- O'Reilly, C.M., Hecky, R.E., Cohen, A.S. y P.D. Plisnier. 2002. Interpreting stable isotopes in food webs: recognizing the role of time-averaging at different trophic levels. *Limnology and Oceanography* **47**: 306–309
- Pascual, M., Machi, P., Urbanski, J., Marcos, F., Riva Rossi, C., Novara, y M., P. Dell Arciprete 2002. Evaluating Potential Effects of Exotic Freshwater Fish From Incomplete Species Presence–absence Data. *Biological Invasions* **4**: 101-113.
- Paquin, P.R., Zoltay, V., Winfield, R.P., Wu, K.B. Mathew, R., Santore, R.C., y D.R. Di Toro. 2002a. Extension of the biotic ligand model of acute toxicity to a physiologically-based model of the survival time of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to silver. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **133**, 305–343
- Paquin, P.R., Gorsuch, J.W., Apte, S., Batley, G.E., Bowles, K.C., Campbell, P.G.C., Delos, Ch.G., Di Toro, D.M., Dwyer, R.L., Galvez, F., Gensemer, R.W., Goss, G.G., Hogstrand, Ch., Janssen, C.R., McGeer, J.C., Naddy, R.B., Playle, R.C., Santore, R.C., Schneider, U., Stubblefield, W.A., Wood, Ch.M., Benjamin, K.B., y K.B. Wu. 2002b. The biotic ligand model: a historical overview. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* **133**: 3–35
- Pedroso, M. S.; Pinho, G. L.; Rodrigues, S. C.; Bianchini, A. 2007. Mechanism of acute silver toxicity in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*. *Aquatic Toxicology* **82**: 173-180.
- Pereira, A.A., van Hattum, P.M., de Boer, J., van Bodegom, P.M., Rezende, C.E., Slomons, W., 2010. Trace Elements and Carbon and Nitrogen Stable Isotopes in Organisms from a Tropical Coastal Lagoon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **59**: 464–477
- Peshut, P.J., Morrison, R.J. y B.A. Brooks. 2008. Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa. *Chemosphere* **71**: 484–492.
- Peterson, B.J., y B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *American Review of Ecology and Systematics* **18**: 293-320.
- Phillips, D.L. 2001. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique *Oecologia* **127**: 166-170
- Phillips, D.L., y J.W. Gregg. 2001. Uncertainty in source partitioning using stable isotopes. *Oecologia* **127**: 171–179
- Phillips, D.L., Newsome, S.D. y J.W. Gregg. 2005. Combining sources in stable isotope mixing models: alternative methods. *Oecologia* **144**: 520–527. *Oecologia* **127**: 171-179.

- Phillips, D.L., y P.L. Koch. 2002. Incorporating concentration dependence in stable isotope mixing models. *Oecologia* **130**: 114-125
- Phinney, J.T. y K.W. Bruland. 1994. Uptake of lipophilic organic Cu, Cd, and Pb complexes in the coastal diatom *Thalassiosira weissflogii*, *Environmental Science and Technology* **28**: 1781–1790.
- Phinney, J.T. y K.W. Bruland. 1997a. Effects of dithiocarbamate and 8-hydroxyquinoline additions on algal uptake of ambient copper and nickel in South San Francisco Bay water. *Estuaries* **20**: 66–76.
- Phinney, J.T. y K.W. Bruland. 1997b. Trace metal exchange in solution by the fungicides ziram and maneb (dithiocarbamates) and subsequent uptake of lipophilic organic zinc, copper and lead complexes into phytoplankton cells. *Environmental Toxicology and Chemistry* **16**: 2046–2053.
- Playle, R.C., Dixon, D.G. y K. Burnison. 1993. Copper and Cadmium Binding to Fish Gills: Modification by Dissolved Organic Carbon and Synthetic Ligands, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**: 2667-2677.
- Post, D.M., 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* **83**: 703-718
- Power, M., Guiguer K.R.R.A y D.R. Barton. 2003. Effects of temperature on isotopic enrichment in *Daphnia magna*: implications for aquatic food-web studies *Rapid Communications in Mass Spectrometry* **17**: 1619–1625
- Queimaliños, C. 2002. The role of phytoplankton size fractions in the microbial food web in two north Patagonian lakes (Argentina). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **28**: 1236-1240
- Queimaliños, C.P., Modenutti, B.E., y E.G. Balseiro. 1999. Symbiotic association of the ciliate *Ophrydium naumanni* with chlorella causing a deep chlorophyll a maximum in an oligotrophic south Andes lake. *Journal of Plankton Research* **21**: 167-178.
- Queimaliños, C., Perez G. y B. Modenutti. 2002. Summer population development and diurnal vertical distribution of dinoflagellates in an ultraoligotrophic Andean lake (Patagonia, Argentina). *Algological Studies* **107**: 117-129
- Quirós R. 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients, and chlorophyll in 103 Argentinian lakes. *Verhandlungen-Internationale Vereinigung Limnologie* **23**:647– 58
- Rainbow P.S. Phylogeny of trace metal accumulation in crustaceans. In: Langston WJ, Bebianno M, editors. *Metal metabolism in aquatic environments*. London: Chapman and Hall; 1998. p. 285–319

- Rasmussen, J.B., Rowan, D.J., Lean, D.R.S. y J.H. Carey. 1990. Food chain structure in Ontario lakes determines PCB levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and other pelagic fish. Canadian Journal of fisheries and Aquatic Sciences **47**: 2030-2038.
- Ratte, H.T., 1999. Bioaccumulation and toxicity of silver compounds: A review. Environmental Toxicology and Chemistry **18**: 89–108.
- Reinfelder, J.R. y N.S. Fisher. 1991. The assimilation of elements ingested by marine copepods. Science **251**: 794- 798
- Reinfelder, J.R., Fisher, N.S., Luoma, S.N., Nichols, J.W. y W.X. Wang. 1998. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: A critique of the kinetic model approach. The Science of the Total Environment **219**: 117-135
- Reissig, M., Queimaliños, C.P. y E.G. Balseiro. 2003. Effects of *Galaxias maculatus* on Nutrient Dynamics and Phytoplankton Biomass in a North Patagonian Oligotrophic Lake. Environmental Biology of Fish **68**: 15-24.
- Revenga, J. y P. Scheinert 1999a. Infections by helminth parasites in “puyenes”, *Galaxias maculatus* (Galaxiidae, Salmoniformes), from southern Argentina with special reference to *Tylodelphys barilochensis* (Digenea, Platyhelminthes) Memorias do Instituto Oswaldo Cruz **94**: 605-609.
- Revenga, J. y P. Scheinert 1999b. Absence of *Tylodelphys barilochensis* (Trematoda: Diplostomidae)-induced mortality in “puyenes” *Galaxias maculatus* (Teleostomi: Galaxiidae) from southern Argentina. Memorias do Instituto Oswaldo Cruz **94**: 659-660.
- Revenga, J., Torres, P. y M. Baiz. 2005. Impact of a caged-trout farm on parasites of *Galaxias maculatus* in Lake Moreno, Southern Argentina. Journal of Parasitology, **91**: 707-709.
- Revenga, J.E., Campbell, L.M., Kyser, K., Klassen, K., Arribére, M.A. y S. Ribeiro Guevara. 2011. Trophodynamics and distribution of silver in a Patagonia Mountain lake Chemosphere **83**: 265–270
- Revenga, J.E., Campbell, L.M., Arribére, M. y S. Ribeiro Guevara. 2012. Arsenic, cobalt and chromium food web biodilution in a Patagonia mountain lake. Ecotoxicology and Environmental Safety **81**: 1-10
- Ribeiro Guevara, S., Massaferró, J., Villarosa, G., Arribére M., y A. Rizzo. 2002. Heavy metal contamination in sediments of Lake Nahuel Huapi, Nahuel Huapi National Park, Northern Patagonia, Argentina. Water Air and Soil Pollution **137**: 21-44
- Ribeiro Guevara, S., Bubach, D., Vigliano, P., Lippolt, G., y M. Arribére. 2004. Heavy Metal and Other Trace Elements in Native Mussel *Diplodon chilensis*

- from Northern Patagonia Lakes, Argentina. *Biological Trace Element Research* **102**: 245–263.
- Ribeiro Guevara, S., Arribére, M., Bubach, D., Vigliano, P., Rizzo, A., Alonso, M. y R. Sanchez. 2005a. 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., Rizzo, A.P., Sánchez, R.S. y M.A. Arribére. 2005b. Heavy metal inputs in Northern Patagonia lakes from short sediment core analysis. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* **265**: 481-493.
- Ribeiro Guevara, S., Bubach, D., Macchi, P., Vigliano, P., Arribere, M. y J.C. Colombo. 2006. Rb-Cs ratio as an indicator of fish diet in lakes of the Patagonia, Argentina. *Biological Trace Element Research* **111**: 97-119
- Richard, F.C. y A.C.M. Bourg. 1991. Aqueous geochemistry of chromium: A review. *Water Resources* **25**: 807-816.
- Roa, R. y C. Espinos. 1993. Biomasa y composición de bentos en los ríos Chimehuin y Malleo y su incidencia en la dieta de la trucha arco iris y marrón. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén-JICA, Informe técnico 15, 26 pp.
- Robbins, C.T., Hilderbrand G.V. y S.D. Farley. 2002. Incorporating concentration dependence in stable isotopes mixing models: a response to Phillips and Koch.
- Robinson, P.H., Wiseman, J., Uden, P., y G. Mateos. 2006. Some experimental design and statistical criteria for analysis of studies in manuscripts submitted for consideration for publication. *Animal Feed Science and Technology* **129**: 1-11.
- Roesijadi, G. 1992. Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquatic Toxicology* **22**: 81-114.
- Rogowski, D.L., Soucek, D.J., Levengood, J.M., Johnson, S.R., Chick, J.H., Dettmers, J.M., Pegg, M.A. y J.M. Epifanio. 2009. Contaminant concentrations in Asian carps, invasive species in the Mississippi and Illinois Rivers. *Environmental Monitoring and Assessment* **157**: 211–222
- SAB (Science Advisory Board). 2006. Memorandum from Dr. M. Granger Morgan, Chair USEPA Science Advisory Board and Dr. Deborah L. Swackhamer, Chair, Metals Risk Assessment Framework Review Panel, USEPA Science Advisory Board to The Honorable Stephen L. Johnson Administrator U.S. Environmental Protection Agency. Subject: Review of USEPA's Draft Framework for Inorganic Metals Risk Assessment. Dated January 25, 2006. USEPASAB-06-002.
- Shiomi, K., Sugiyama, Y., Shimakura, K. y Y. Nagashima. 1995. Arsenobetaine as the major arsenic compound in the muscle of two species of freshwater fish. *Applied Organometallic Chemistry* **9**: 105–109.

- Slejkovec, Z., Bajc, Z. y D.Z. Doganoc. 2004. Arsenic speciation patterns in fresh-water fish. *Talanta* **62**: 931–936.
- Sokal R.R y F. J. Rohlf. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman Publishers, San Francisco, 859 pp.
- Sorensen, E. M. B., Cumbie, P. M., Bauer, T. L., Bell, J. S. y C. W. Harlan. 1984. Histopathological, hematological, condition-factor, and organ weight changes associated with selenium accumulation in fish from Belews Lake, North Carolina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **13**:153-162.
- SRHN (Secretaría de Recursos Hídricos de La Nación). http://www.hidricosargentina.gov.ar/documentos/referencias_i8/76.pdf, (31/10/12).
- Steinnes, E. 1987 Impact of long-range atmospheric transport of heavy metals to the terrestrial environment in Norway. In Hutchinson, T.C. and Meema, K.M. (Eds): *Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment*. SCOPE 31. John Wiley & Sons, Chichester, UK, 384 pp.
- Stewart, A. R., Luona, S., Schlekat, Ch., Soblin, M. y K. Hieb. 2004. Food Web Pathway Determines How Selenium Affects Aquatic Ecosystems: A San Francisco Bay Case Study. *Environmental Science And Technology* **38**: 4519-4526.
- Sydeman, W.J. y W.M. Jarman. 1998. Trace metals in seabirds, steller sea lion and forage fish and zooplankton from central California. *Marine Pollution Bulletin* **36**: 828-832.
- Tacon, A.G.J. 1987. *The Nutrition and Feeding of Farmed Fish and Shrimps - A Training Manual*. 1. The Essential Nutrients Food and Agriculture Organisation. Government Cooperative Programme Field Document 2/E. 127 pp.
- TGMI. Task Group on Metal Interaction 1978. *Factors Influencing Metabolism and Toxicity of Metals: A Consensus Report*. Permanent Commission and International Association on Occupational Health. Stockholm, July 17-22. 1977. Gunar Nordberg Ed. *Environmental Health Perspectives* **25**: 3-41
- Toma, H.E. 1984. *Química Bioinorgânica*. Secretaria General de Organização dos Estados Americanos. Programa Regional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Monografía nº 29, 108 pp.
- Trochine, C. 2000. Infestación por *Acanthostomoides apophalliformis* (Trematoda, Acanthostomidae) de la fauna íctica del sistema del lago Moreno. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad Nacional del Comahue, 88 pp.
- Tu, N.P.C., Agusa, T., Ha, N.N., Tuyen, B.C., Tanabe, S. e I. Takeuchi. 2011. Stable isotope-guided analysis of biomagnification profiles of arsenic species in a tropical mangrove ecosystem. *Marine Pollution Bulletin* **63**: 124–134.

- Turkmen, M. y C. Ciminli. 2007. Similar Determination of metals in fish and mussel species by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. *Food Chemistry* **103**: 670-675.
- Twining, B.S., Fisher, N.S., 2004. Trophic transfer of trace metals from protozoa to mesozooplankton. *Limnology and Oceanography* **49**: 28–39.
- Urbanski, C., Hualde, P. y G. Blasetti 1997. Caracterización de la fauna íctica del lago Lolog. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén-JICA, Informe técnico 21, 65 pp.
- Uysal, K., Köse, E., Bulbul, M., Donmez, M., Erdogan, Y., Koyun, M., Ömeroglu, C., Özmal, F., 2009. The comparison of heavy metal accumulation ratios of some fish species in Enne Dame Lake (Kütahya/Turkey). *Environ. Monit. Assess.* **157**, 355–362.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) 2007. Framework for Metals Risk Assessment. EPA 120/R-07/001, 172 pp.
- Uthus, E.O. 1992. Evidence for arsenic essentiality. *Environmental Geochemistry and Health* **14**: 55-58.
- Vander Zanden, M.J. y J.B. Rasmussen. 1996. A Trophic Position Model of pelagic Food Webs: Impact on Contaminant Bioaccumulation in Lake Trout. *Ecological Monographs* **66**: 451-477.
- Vander Zanden, M. J., y J. B. Rasmussen. 1999. Primary consumer $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* **80**: 1395-1404.
- Vander Zanden, M.J. y J.B. Rasmussen. 2001. Variation in ^{15}N and ^{13}C trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* **46**: 2061-2066.
- Vander Zanden, M.J., Chandra, S., Park, S.K., Vadeboncoeur, Y., Goldman, Ch.R. 2006. Efficiencies of benthic and pelagic trophic pathways in a sub alpine lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**: 2608- 2620.
- Vanderkluft, M. A. y S. Ponsard. 2003. Sources of variation in consumer-diet $\delta^{15}\text{N}$ enrichment: a meta-analysis. *Oecologia* **136**: 169-182
- Vigliano, P., Macchi, P., Denegri, A. , Alonso, M, Milano, D., Lippolt G. 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**: 1-11.
- Vigliano, P., Macchi, P., Asorey, M.A., Lippolt, G., Denegri, A. y P. Alvear. 2003. International Atomic Energy Agency (IAEA) Technical Cooperation Project ARG/7/006. 2001-2002. Investigation of mercury and other heavy metals in water bodies of Nahuel Huapi National Park, Argentine, Patagonic Andean

- Range. Base line determination, trophic web pathways investigation and contamination source identification.
- Vigliano, P.H., Beauchamp, B.A., Milano, D., Macchi, P.J., Alonso, M., Garcia Asorey, M., Denegri, M.A., Ciancio, J.E., Lippolt, G., Rechencq, M. Barriga, J.P. 2009. Quantifying Predation on Galaxiids and Other Native Organisms by Introduced Rainbow Trout in an Ultraoligotrophic Lake in Northern Patagonia, Argentina: a Bioenergetics Modeling Approach. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **138**, 1405–1419
- Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly, R. M., Peakall, D. B., 1996. *Principles of Ecotoxicology*, Taylor and Francis, London.
- Wang, W.X. 2001. Comparison of metal uptake rate and absorption efficiency in marine bivalves. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20**: 1367–1373.
- Wang, W.X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology- Progress Series* **243**: 295–309.
- Wang, W.X. y N.S. Fisher. 1997. Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*. *Marine Ecology- Progress Series* **161**: 103-115.
- Wang, W.X. y P.S. Rainbow. 2008. Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* **148**: 315–323
- Watanabe, K., Monaghan, M. T., Takemon, Y., y T. Omura. 2008. Biodilution of heavy metals in a stream macroinvertebrate food web: Evidence from stable sotope analysis. *Science of the Total Environment* **394**: 57-67.
- Weis, J.S. y P. Weis. 1993. Trophic transfer of contaminants from organisms living by chromated copper arsenate (CCA)-treated wood to their predators. *Journal of the Environmental Marine Biology and Ecology* **168**: 25-34
- Weis, P. y J.S. Weis. 1999. Accumulation of metals in consumers associated with chromated copper arsenate-treated wood panels. *Marine Environmental Research* **48**: 73-81.
- Woodward, D.F, Farag, A.M., Bergman, H.L., DeLonay, A.J., Little, E.E., Smith, C.E. y F.T. Barrows. 1995. Metals-contaminated benthic invertebrates in the Clark Fork River, Montana: Effects on age-0 brown trout and rainbow trout . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**: 1994-2004.
- Woodwell, G. M., Craig, P.P. y H.A. Johnson. 1971. DDT in the biosphere: where does it go?. *Science* **174**: 1101–1107.
- Worms, I., Simon, D.F., Hassler, C.S. y K.J. Wilkinson. 2006. Bioavailability of trace metals to aquatic microorganisms: importance of chemical, biological and physical processes on biouptake. *Biochimie* **88**: 1721-1731.

APÉNDICE

DATOS DE ANÁLISIS QUE RESULTARON NO SIGNIFICATIVOS (P > 0.05)

CAPÍTULO 3

Correlación $\delta^{13}\text{C}$ - Log([Ag])

Item	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])
Fitoplancton	-27.8	0.401
Fitoplancton	-29.5	0.373
Fitoplancton	-28.3	1.100
Fitoplancton	-25.9	0.653
Fitoplancton	-26.6	-0.180
Fitoplancton	-27.8	-0.237
Fitoplancton	-25.8	-0.237
Fitoplancton	-30.3	-0.509
Fitoplancton	-29	-0.143
Fitoplancton	-30.3	-0.759
Fitoplancton	-23.7	-0.337
Fitoplancton	-24.2	-0.469
Fitoplancton	-24	0.283
Fitoplancton	-24.4	-0.489
Fitoplancton	-24.2	-0.076
Fitoplancton	-24.3	-0.611
Fitoplancton	-27.6	0.292
Plancton mixto	-29.8	-0.125
Plancton mixto	-29.9	-0.301
Plancton mixto	-24.4	-0.420
Plancton mixto	-23.7	-0.301
Plancton mixto	-24.5	-0.357
Plancton mixto	-24.8	-0.357
Plancton mixto	-27.7	0.987
Plancton mixto	-28.2	-0.194

Item	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])
Plancton mixto	-28.8	-0.201
Plancton mixto	-31.0	-0.585
Plancton mixto	-27.6	-0.114
Plancton mixto	-30.1	-0.699
Plancton mixto	-23.9	-0.509
Plancton mixto	-24.1	-0.569
Plancton mixto	-24.6	-0.187
Plancton mixto	-23.8	0.076
Plancton mixto	-22.0	-0.167
Zooplancton	-27.2	-0.523
Zooplancton	-31.6	-0.699
Zooplancton	-30.7	-0.678
Zooplancton	-27.6	-0.161
Zooplancton	-31.0	-0.367
Zooplancton	-31.1	-0.387
Zooplancton	-27.8	-0.726
Zooplancton	-27.6	-0.585
Zooplancton	-27.6	-0.686
Zooplancton	-27.4	-0.686
Zooplancton	-28.5	-0.810
Zooplancton	-28.7	-0.456
Zooplancton	-28.8	-0.447
Zooplancton	-28.7	-0.466
Zooplancton	-27.8	-0.799
Zooplancton	-30.2	-0.461
Zooplancton	-30.5	-0.614
Zooplancton	-30.5	-0.388
Zooplancton	-30.2	-1.018
Zooplancton	-26.8	-0.658
Zooplancton	-27.5	-0.971
Zooplancton	-27.1	-0.799
Zooplancton	-27.9	-1.149
Zooplancton	-27.6	-0.833
Zooplancton	-28.2	-0.883
<i>Aegla</i> sp.	-18.9	-0.701
<i>Aegla</i> sp.	-23.0	-0.369
<i>Diplodon</i> sp.	-27.7	-0.975
<i>Diplodon</i> sp.	-25.2	-1.301
<i>Chilina</i> sp.	-20.8	-0.387
<i>Chilina</i> sp.	-18.9	-0.272

Item	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])
<i>Hyalella</i> sp.	-26.3	-1.018
<i>Hyalella</i> sp.	-28.0	-1.018
<i>Hyalella</i> sp.	-28.2	-0.917
<i>Hyalella</i> sp.	-23.8	-0.873
Odonata	-27.8	-1.569
Odonata	-25.4	-1.000
Macrofitas	-29.5	-1.131
Macrofitas	-32.3	-0.928
<i>Samastacus</i> sp.	-22.1	-0.623
<i>Samastacus</i> sp.	-22.7	-0.910
<i>Samastacus</i> sp.	-22.3	-0.893
<i>Samastacus</i> sp.	-20.9	-1.046
Trichoptera	-29.5	-1.004
Trichoptera	-27.7	-0.983
Trichoptera	-27.8	0.061
Trichoptera	-26.1	-0.939
Trichoptera	-24.9	-0.987
Trichoptera	-26.1	-0.485
Trichoptera	-26.0	-1.076
<i>G. maculatus</i>	-26.3	-1.495
<i>G. maculatus</i>	-26.3	-1.495
<i>G. maculatus</i>	-26.8	-1.456
<i>G. maculatus</i>	-25.4	-1.495
<i>G. maculatus</i>	-25.3	-1.658
<i>G. maculatus</i>	-23.4	-1.137
<i>G. maculatus</i>	-22.6	-1.237
<i>G. maculatus</i>	-23.7	-1.398
<i>G. maculatus</i>	-23.1	-1.523
<i>G. maculatus</i>	-23.7	-1.699
<i>O. mykiss</i>	-24.9	3.295
<i>O. mykiss</i>	-23.8	3.447
<i>O. mykiss</i>	-24.8	3.329
<i>O. mykiss</i>	-24.5	3.593
<i>O. mykiss</i>	-25.7	3.468
<i>O. mykiss</i>	-22.0	3.226
<i>O. mykiss</i>	-24.1	3.464
<i>O. mykiss</i>	-20.5	3.483
<i>O. mykiss</i>	-21.6	3.682
<i>O. mykiss</i>	-23.3	3.270
<i>O. mykiss</i>	-21.9	3.285
<i>O. mykiss</i>	-24.1	3.266

Item	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])
<i>O. mykiss</i>	-23.9	3.455
<i>O. mykiss</i>	-23.3	3.718
<i>S. fontinalis</i>	-24.45	-0.432
<i>S. fontinalis</i>	-25.33	-0.018
<i>S. fontinalis</i>	-26.05	-0.169
<i>S. fontinalis</i>	-23.87	-0.088
<i>S. fontinalis</i>	-29.4	3.396
<i>S. fontinalis</i>	-26.5	3.266
<i>S. fontinalis</i>	-24.8	-0.305
<i>S. fontinalis</i>	-23.3	-0.476
<i>S. fontinalis</i>	-22.3	-0.161
<i>S. fontinalis</i>	-28.4	-0.016
<i>S. fontinalis</i>	-28.8	-0.119
<i>S. fontinalis</i>	-25.0	3.129
<i>S. fontinalis</i>	-21.9	-0.018
<i>Percichthys</i> sp.	-22.4	-1.076
<i>Percichthys</i> sp.	-26.2	-0.790
<i>Percichthys</i> sp.	-27.5	-0.516
<i>Percichthys</i> sp.	-25.4	3.231
<i>Percichthys</i> sp.	-28.1	3.362
<i>Percichthys</i> sp.	-27.5	-0.738
<i>Percichthys</i> sp.	-26.4	-0.554
<i>Percichthys</i> sp.	-24.6	3.412
<i>Percichthys</i> sp.	-26.6	-0.167
<i>Percichthys</i> sp.	-23.4	3.276
<i>Percichthys</i> sp.	-22.7	-1.092
<i>Percichthys</i> sp.	-27.2	-0.886
<i>Percichthys</i> sp.	-25.0	-0.742
<i>Percichthys</i> sp.	-24.6	-0.463
<i>Percichthys</i> sp.	-25.8	-1.076
<i>Percichthys</i> sp.	-24.2	-0.276
<i>Percichthys</i> sp.	-23.3	-0.161
<i>Percichthys</i> sp.	-17.4	-0.767
<i>Percichthys</i> sp.	-21.6	-0.119
<i>Percichthys</i> sp.	-21.9	-0.066
<i>Percichthys</i> sp.	-21.1	3.217
<i>Percichthys</i> sp.	-20.0	-0.067
<i>Percichthys</i> sp.	-20.8	3.142
<i>Percichthys</i> sp.	-19.9	-1.208
<i>Percichthys</i> sp.	-20.9	3.352

Correlación $\delta^{13}\text{C}$ - $\delta^{15}\text{N}$

Organismo	$\delta^{13}\text{C}$ (Media)	$\delta^{15}\text{N}$ (Media)
Fitoplancton	-26.6	4.8
Plancton mixto	-26.4	5.6
Zooplancton	-28.7	7.7
Macrófitas	-28.0	4.3
Trichoptera	-26.8	4.6
<i>Diplodon</i> sp.	-26.0	4.8
<i>Chilina</i> sp.	-19.8	4.9
<i>Hyaella</i> sp.	-26.5	5.2
<i>Samastacus</i> sp.	-21.9	7.4
<i>Aegla</i> sp.	-20.9	7.8
<i>G. maculatus</i>	-24.6	8.8
<i>O. mykiss</i>	-23.4	11.3
<i>S. fontinalis</i>	-25.3	11.5
<i>Percichthys</i> sp.	-23.7	10.7
Biofilm	-20.8	1.2
<i>D. viedmensis</i>	-26.3	8.7

Correlación isótopos vs. Log([Ag]) en peces

Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Ag])
<i>O. mykiss</i>	12.7	0.295
<i>O. mykiss</i>	11.5	0.447
<i>O. mykiss</i>	11.9	0.329
<i>O. mykiss</i>	12.3	0.593
<i>O. mykiss</i>	12.4	0.468
<i>O. mykiss</i>	11.3	0.226
<i>O. mykiss</i>	12.3	0.465
<i>O. mykiss</i>	10.2	0.483
<i>O. mykiss</i>	10.8	0.682
<i>O. mykiss</i>	11.4	0.271
<i>O. mykiss</i>	10.5	0.285
<i>O. mykiss</i>	10.9	0.265
<i>O. mykiss</i>	10.6	0.455
<i>O. mykiss</i>	10.0	0.717

Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Ag])
<i>Percichthys sp.</i>	11.4	-0.887
<i>Percichthys sp.</i>	11.9	-0.742
<i>Percichthys sp.</i>	11.2	-0.464
<i>Percichthys sp.</i>	12.8	-1.077
<i>Percichthys sp.</i>	11.6	-0.275
<i>Percichthys sp.</i>	11.2	-0.160
<i>Percichthys sp.</i>	9.5	-0.119
<i>Percichthys sp.</i>	10.4	-0.066
<i>Percichthys sp.</i>	10.8	0.217
<i>Percichthys sp.</i>	8.8	-0.066
<i>Percichthys sp.</i>	10.1	0.142
<i>Percichthys sp.</i>	9.7	-1.207
<i>Percichthys sp.</i>	9.3	0.352

Correlaciones: [Ag] en fitoplancton y zooplancton; [Ag]

[Ag]Fitoplancton	[Ag] Zooplancton
2.518	0.300
0.579	0.195
0.174	0.281
12.600	0.208
4.520	0.410
0.664	0.188
0.310	0.206
0.343	0.357
2.357	0.686
1.961	0.431
0.461	0.265
0.324	0.071
0.245	0.131
0.579	0.342
0.724	0.409
1.918	0.159
0.836	0.147

CAPÍTULO 4

Correlación entre $\delta^{13}\text{C}$ y $\text{Log}([\text{Co}])$ en peces del lago Moreno

Moreno Oeste			Moreno Este		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	$\text{Log}([\text{Co}])$	Especie	$\delta^{13}\text{C}$	$\text{Log}([\text{Co}])$
<i>O. mykiss</i>	-20.5	-1.350	<i>O. mikiss</i>	-23.8	-1.587
<i>O. mykiss</i>	-21.6	-1.395	<i>O. mikiss</i>	-24.8	-1.439
<i>O. mykiss</i>	-21.9	-1.161	<i>O. mikiss</i>	-24.5	-1.325
<i>O. mykiss</i>	-24.1	-1.097	<i>O. mikiss</i>	-24.1	-0.797
<i>O. mykiss</i>	-23.9	-1.398	<i>S. fontinalis</i>	-28.8	-0.989
<i>O. mykiss</i>	-23.3	-0.195	<i>S. fontinalis</i>	-29.4	-1.010
<i>S. fontinalis</i>	-22.3	-0.952	<i>S. fontinalis</i>	-28.4	-1.201
<i>S. fontinalis</i>	-21.9	-1.181	<i>Percichthys sp.</i>	-28.1	-1.460
<i>S. fontinalis</i>	-23.3	-1.182	<i>Percichthys sp.</i>	-27.5	-1.356
<i>S. fontinalis</i>	-24.5	-0.838	<i>Percichthys sp.</i>	-27.2	-1.456
<i>S. fontinalis</i>	-26.0	-0.770	<i>Percichthys sp.</i>	-25.0	-1.609
<i>S. fontinalis</i>	-25.0	-0.802	<i>Percichthys sp.</i>	-24.2	-1.069
<i>Percichthys sp.</i>	-21.6	-1.339	<i>D. viedmensis</i>	-24.2	-0.998
<i>Percichthys sp.</i>	-21.9	-1.409	<i>D. viedmensis</i>	-26.2	-1.140
<i>Percichthys sp.</i>	-21.9	-1.101	<i>D. viedmensis</i>	-29.4	-1.049
<i>Percichthys sp.</i>	-21.0	-1.027	<i>D. viedmensis</i>	-25.8	-1.224
<i>Percichthys sp.</i>	-18.0	-1.050	<i>D. viedmensis</i>	-26.0	-0.950
<i>Percichthys sp.</i>	-23.4	-1.019	<i>D. viedmensis</i>	-26.6	-0.891
<i>Percichthys sp.</i>	-20.6	-1.201	<i>D. viedmensis</i>	-26.3	-0.979
<i>Percichthys sp.</i>	-21.1	-0.891	<i>G maculatus</i>	-23.1	-0.931
<i>Percichthys sp.</i>	-19.6	-0.945	<i>G maculatus</i>	-22.6	-0.673
<i>Percichthys sp.</i>	-20.2	-0.964	<i>G maculatus</i>	-23.6	-0.802
<i>Percichthys sp.</i>	-20.6	-1.120	<i>G maculatus</i>	-25.9	-0.779
<i>Percichthys sp.</i>	-22.8	-1.066	<i>G maculatus</i>	-27.7	-0.783
<i>Percichthys sp.</i>	-20.9	-0.263	<i>G maculatus</i>	-24.6	-0.964
<i>G maculatus</i>	-19.4	-1.741	<i>G maculatus</i>	-25.0	-1.477
<i>G maculatus</i>	-24.2	-0.923	<i>G maculatus</i>	-22.6	-0.923
<i>G maculatus</i>	-24.3	-0.790	<i>G maculatus</i>	-25.0	-0.955
<i>G maculatus</i>	-25.0	-1.263	<i>G maculatus</i>	-29.5	-0.945
<i>G maculatus</i>	-26.3	-1.012	<i>G maculatus</i>	-24.2	-1.259
<i>G maculatus</i>	-26.3	-1.048	<i>G maculatus</i>	-24.8	-0.498
<i>G maculatus</i>	-26.8	-0.965	<i>G maculatus</i>	-24.2	-1.113
<i>G maculatus</i>	-26.1	-0.990			
<i>G maculatus</i>	-23.3	-1.188			
<i>G maculatus</i>	-23.6	-0.932			

Moreno Oeste		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Co])
<i>G maculatus</i>	-25.4	-1.027
<i>G maculatus</i>	-25.3	-0.979
<i>G maculatus</i>	-26.1	-0.939
<i>G maculatus</i>	-24.9	-1.110
<i>G maculatus</i>	-25.2	-1.008
<i>G maculatus</i>	-23.4	-0.768
<i>G maculatus</i>	-24.3	-0.768
<i>G maculatus</i>	-23.7	-0.790
<i>G maculatus</i>	-24.1	-0.893
<i>G maculatus</i>	-25.0	-1.388
<i>G maculatus</i>	-21.7	-1.186
<i>G maculatus</i>	-23.1	-0.965
<i>G maculatus</i>	-22.4	-0.965
<i>G maculatus</i>	-23.3	-0.717
<i>G maculatus</i>	-22.3	-0.990
<i>G maculatus</i>	-23.7	-0.715
<i>G maculatus</i>	-19.5	-0.865
<i>G maculatus</i>	-26.3	-0.920

Correlación entre $\delta^{13}\text{C}$ y Log([As]) en peces del lago Moreno

Moreno Oeste			Moreno Este		
Sp	d13C	Log([As])	Sp	d13C	Log([As])
<i>O. mykiss</i>	-20.5	-0.728	<i>O. mykiss</i>	-24.9	-0.533
<i>O. mykiss</i>	-21.6	-0.391	<i>O. mykiss</i>	-23.8	-0.566
<i>O. mykiss</i>	-23.3	-0.564	<i>O. mykiss</i>	-24.8	-0.414
<i>O. mykiss</i>	-21.9	-0.591	<i>O. mykiss</i>	-24.5	-0.808
<i>O. mykiss</i>	-24.1	-0.605	<i>O. mykiss</i>	-25.7	-0.633
<i>O. mykiss</i>	-23.9	-0.687	<i>O. mykiss</i>	-22.0	0.209
<i>O. mykiss</i>	-23.3	-0.914	<i>O. mykiss</i>	-24.1	-0.376
<i>S. fontinalis</i>	-22.3	-0.034	<i>S. fontinalis</i>	-26.5	-0.541
<i>S. fontinalis</i>	-23.3	-0.246	<i>S. fontinalis</i>	-28.8	-0.349
<i>S. fontinalis</i>	-26.0	-0.924	<i>S. fontinalis</i>	-29.4	-0.024
<i>Percichthys</i> sp.	-21.6	-0.302	<i>S. fontinalis</i>	-28.4	-0.436
<i>Percichthys</i> sp.	-21.9	-0.360	<i>S. fontinalis</i>	-25.3	-1.010
<i>Percichthys</i> sp.	-21.1	-0.346	<i>S. fontinalis</i>	-23.9	-0.853
<i>Percichthys</i> sp.	-20.0	-0.311	<i>S. fontinalis</i>	-24.8	-0.699
<i>Percichthys</i> sp.	-20.8	-0.413	<i>Percichthys</i> sp.	-22.4	-0.063
<i>Percichthys</i> sp.	-19.9	-0.524	<i>Percichthys</i> sp.	-26.2	-0.378

Moreno Oeste			Moreno Este		
Sp	$\delta^{13}\text{C}$	Log([As])	Sp	$\delta^{13}\text{C}$	Log([As])
<i>Percichthys</i> sp.	-21.9	-0.564	<i>Percichthys</i> sp.	-27.5	-0.447
<i>Percichthys</i> sp.	-21.0	-0.468	<i>Percichthys</i> sp.	-25.4	-0.315
<i>Percichthys</i> sp.	-18.0	-0.589	<i>Percichthys</i> sp.	-28.1	-0.123
<i>Percichthys</i> sp.	-23.4	-0.497	<i>Percichthys</i> sp.	-27.5	-0.248
<i>Percichthys</i> sp.	-20.6	-0.536	<i>Percichthys</i> sp.	-26.4	-0.159
<i>Percichthys</i> sp.	-21.1	-0.515	<i>Percichthys</i> sp.	-24.6	-0.182
<i>Percichthys</i> sp.	-19.6	-0.449	<i>Percichthys</i> sp.	-26.6	-0.111
<i>Percichthys</i> sp.	-20.2	-0.252	<i>Percichthys</i> sp.	-23.4	-0.238
<i>Percichthys</i> sp.	-20.6	-0.490	<i>Percichthys</i> sp.	-22.7	-0.574
<i>Percichthys</i> sp.	-22.8	-0.278	<i>Percichthys</i> sp.	-27.2	-0.148
<i>Percichthys</i> sp.	-20.9	-0.432	<i>Percichthys</i> sp.	-25.0	-0.251
<i>G. maculatus</i>	-19.4	-0.416	<i>Percichthys</i> sp.	-24.6	-0.321
<i>G. maculatus</i>	-24.2	-0.217	<i>Percichthys</i> sp.	-25.8	-0.297
<i>G. maculatus</i>	-24.3	0.003	<i>Percichthys</i> sp.	-24.2	-1.000
<i>G. maculatus</i>	-25.0	-0.357	<i>Percichthys</i> sp.	-23.3	-0.442
<i>G. maculatus</i>	-26.3	-0.048	<i>Percichthys</i> sp.	-17.4	-0.846
<i>G. maculatus</i>	-26.3	-0.074	<i>D. viedmensis</i>	-24.2	-0.556
<i>G. maculatus</i>	-26.8	-0.090	<i>D. viedmensis</i>	-26.2	-0.583
<i>G. maculatus</i>	-26.1	-0.353	<i>D. viedmensis</i>	-29.4	-0.462
<i>G. maculatus</i>	-23.3	-0.347	<i>D. viedmensis</i>	-25.8	-0.797
<i>G. maculatus</i>	-23.6	-0.725	<i>D. viedmensis</i>	-26.0	-0.490
<i>G. maculatus</i>	-25.4	-0.195	<i>D. viedmensis</i>	-26.6	-0.341
<i>G. maculatus</i>	-25.3	-0.118	<i>D. viedmensis</i>	-26.3	-0.384
<i>G. maculatus</i>	-26.1	-0.090			
<i>G. maculatus</i>	-24.9	-0.167			
<i>G. maculatus</i>	-25.2	-0.447			
<i>G. maculatus</i>	-23.4	-0.129			
<i>G. maculatus</i>	-24.3	-0.079			
<i>G. maculatus</i>	-23.7	-0.068			
<i>G. maculatus</i>	-24.1	-0.409			
<i>G. maculatus</i>	-21.7	-0.563			
<i>G. maculatus</i>	-23.1	-0.269			
<i>G. maculatus</i>	-22.4	-0.101			
<i>G. maculatus</i>	-23.3	-0.068			
<i>G. maculatus</i>	-22.3	-0.216			
<i>G. maculatus</i>	-23.7	-0.207			
<i>G. maculatus</i>	-19.5	-0.053			
<i>G. maculatus</i>	-26.3	-0.947			

Prueba de Mann-whitney para [Se] en percas y puyenes del lago Moreno Este

[Se]	
<i>Percichthys sp.</i>	<i>G. maculatus</i>
0.861	1.42
1.17	1.30
1.14	2.18
1.20	1.39
1.58	1.67
1.48	1.12
1.28	0.878
1.52	1.48
1.50	1.40
1.30	1.88
1.41	1.51
1.23	1.24
1.10	1.21
1.30	
1.04	
1.03	
1.24	
1.19	

Correlación $\delta^{15}\text{N}$ vs. Log([Se]) en la biota del lago Moreno

Organismo	Moreno Oeste		Organismo	Moreno Este	
	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])		$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])
<i>O. mykiss</i>	10.2	-0.099	<i>O. mykiss</i>	12.7	-0.083
<i>O. mykiss</i>	10.8	-0.155	<i>O. mykiss</i>	11.5	-0.091
<i>O. mykiss</i>	11.4	-0.204	<i>O. mykiss</i>	11.9	-0.136
<i>O. mykiss</i>	10.5	-0.043	<i>O. mykiss</i>	12.3	-0.198
<i>O. mykiss</i>	10.9	-0.089	<i>O. mykiss</i>	12.4	-0.049
<i>O. mykiss</i>	10.6	-0.066	<i>O. mykiss</i>	11.3	-0.062
<i>O. mykiss</i>	10.0	0.037	<i>O. mykiss</i>	12.3	-0.222
<i>S. fontinalis</i>	10.9	0.054	<i>S. fontinalis</i>	12.0	-0.030
<i>S. fontinalis</i>	10.5	0.013	<i>S. fontinalis</i>	12.1	0.013
<i>S. fontinalis</i>	9.9	-0.021	<i>S. fontinalis</i>	12.8	0.002
<i>S. fontinalis</i>	10.0	-0.017	<i>S. fontinalis</i>	12.3	-0.017
<i>S. fontinalis</i>	12.4	0.135	<i>S. fontinalis</i>	11.1	0.016
<i>S. fontinalis</i>	12.5	-0.025	<i>S. fontinalis</i>	11.0	-0.037
<i>Percichthys sp.</i>	9.5	0.064	<i>S. fontinalis</i>	12.2	-0.098
<i>Percichthys sp.</i>	10.4	0.064	<i>Percichthys sp.</i>	11.7	-0.065
<i>Percichthys sp.</i>	10.8	0.067	<i>Percichthys sp.</i>	12.7	0.067
<i>Percichthys sp.</i>	8.8	0.037	<i>Percichthys sp.</i>	11.3	0.058

Moreno Oeste			Moreno Este		
Organismo	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])	Organismo	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])
<i>Percichthys</i> sp.	10.1	0.067	<i>Percichthys</i> sp.	10.0	0.080
<i>Percichthys</i> sp.	9.7	0.083	<i>Percichthys</i> sp.	9.8	0.198
<i>Percichthys</i> sp.	9.6	0.061	<i>Percichthys</i> sp.	10.1	0.107
<i>Percichthys</i> sp.	8.6	-0.013	<i>Percichthys</i> sp.	10.7	0.182
<i>Percichthys</i> sp.	9.7	0.034	<i>Percichthys</i> sp.	11.4	0.177
<i>Percichthys</i> sp.	9.3	0.037	<i>Percichthys</i> sp.	11.5	0.115
<i>Percichthys</i> sp.	8.9	0.113	<i>Percichthys</i> sp.	10.2	0.148
<i>Percichthys</i> sp.	9.2	0.067	<i>Percichthys</i> sp.	11.4	0.089
<i>Percichthys</i> sp.	9.1	0.154	<i>Percichthys</i> sp.	11.9	0.041
<i>Percichthys</i> sp.	9.6	0.101	<i>Percichthys</i> sp.	11.2	0.115
<i>Percichthys</i> sp.	9.1	0.044	<i>Percichthys</i> sp.	12.8	0.016
<i>Percichthys</i> sp.	9.3	0.121	<i>Percichthys</i> sp.	11.6	0.013
Fitoplancton	3.6	0.169	<i>Percichthys</i> sp.	11.2	0.092
Fitoplancton	3.7	0.201	<i>Percichthys</i> sp.	9.1	0.077
Fitoplancton	3.7	0.187	Fitoplancton	4.4	0.235
Fitoplancton	3.8	0.113	Fitoplancton	4.2	0.189
Fitoplancton	3.8	-0.404	Fitoplancton	4.5	-0.191
Fitoplancton	6.5	0.221	Fitoplancton	6.4	-0.002
Fitoplancton	1.1	-0.227	Fitoplancton	6.2	0.184
Fitoplancton	5.6	0.245	Plancton mixto	6.5	0.182
Fitoplancton	4.5	0.184	Plancton mixto	6.5	0.162
Fitoplancton	4.0	-0.017	Plancton mixto	7.2	-0.025
Fitoplancton	4.5	0.212	Plancton mixto	5.0	0.159
Fitoplancton	14.4	0.162	Plancton mixto	7.5	-0.234
Fitoplancton	6.4	0.226	Plancton mixto	7.3	-0.147
Fitoplancton	4.3	0.272	Zooplancton	6.9	0.333
Plancton mixto	4.7	0.241	Zooplancton	7.3	0.332
Plancton mixto	5.6	0.338	Zooplancton	7.0	0.241
Plancton mixto	4.7	0.130	Zooplancton	9.0	0.274
Plancton mixto	4.5	0.130	Zooplancton	8.6	0.335
Plancton mixto	4.7	0.016	Zooplancton	9.1	0.167
Plancton mixto	5.3	-0.422	Zooplancton	7.4	0.191
Plancton mixto	4.9	-0.234	<i>Aegla</i> sp.	10.2	0.295
Plancton mixto	5.0	-0.267	<i>Aegla</i> sp.	9.5	0.307
Plancton mixto	4.2	0.182	<i>Aegla</i> sp.	9.6	0.286
Plancton mixto	3.8	0.243	Biofilm	1.2	-1.000
Plancton mixto	4.7	0.219	<i>Diplodon</i> sp.	5.1	0.507
Plancton mixto	7.0	0.215	<i>Chilina</i> sp.	6.7	-0.080
Plancton mixto	6.8	-0.093	<i>Chilina</i> sp.	3.8	0.009
Plancton mixto	5.0	0.276	<i>Hyalella</i> sp.	8.3	-0.142
Plancton mixto	6.1	0.203	<i>Hyalella</i> sp.	7.2	-0.404
Plancton mixto	4.1	0.118	<i>Hyalella</i> sp.	8.1	0.755
Zooplancton	6.6	0.237	<i>Hyalella</i> sp.	7.6	-0.987
Zooplancton	6.6	0.344	<i>Hyalella</i> sp.	8.4	-0.253
Zooplancton	6.2	0.270	Odonata	4.6	-0.273

Organismo	Moreno Oeste		Organismo	Moreno Este	
	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])		$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])
Zooplancton	7.1	0.314	<i>G maculatus</i>	10.1	0.154
	7.9			10.0	0.115
Zooplancton		0.511	<i>G maculatus</i>		
Zooplancton	8.0	0.408	<i>G maculatus</i>	9.5	0.338
Zooplancton	6.6	0.034	<i>G maculatus</i>	10.2	0.143
Zooplancton	8.3	0.376	<i>G maculatus</i>	11.1	0.221
Zooplancton	3.3	0.402	<i>G maculatus</i>	10.5	0.048
Zooplancton	8.4	0.371	<i>G maculatus</i>	10.5	-0.056
Zooplancton	7.0	0.401	<i>G maculatus</i>	10.5	0.172
Zooplancton	8.3	0.363	<i>G maculatus</i>	10.0	0.146
Zooplancton	8.4	0.365	<i>G maculatus</i>	11.8	0.274
Zooplancton	7.7	0.270	<i>G maculatus</i>	9.6	0.179
Zooplancton	8.1	0.290	<i>G maculatus</i>	10.8	0.092
Zooplancton	8.3	0.323	<i>G maculatus</i>	9.9	0.083
Zooplancton	8.1	0.384	<i>Samastacus</i> sp.	8.8	-0.117
Zooplancton	8.1	0.385	<i>Samastacus</i> sp.	9.3	-0.063
Zooplancton	8.2	0.387	<i>Samastacus</i> sp.	8.2	-0.259
<i>Aegla</i> sp.	4.4	0.342	<i>Samastacus</i> sp.	7.9	-0.223
Biofilm	1.3	-0.699	Trichoptera	8.8	-0.359
<i>Diplodon</i> sp.	4.5	0.428	Trichoptera	7.4	-1.392
<i>Diplodon</i> sp.	5.9	0.260	Trichoptera	8.9	-0.203
<i>Diplodon</i> sp.	4.3	0.258	Trichoptera	7.5	-0.089
<i>Diplodon</i> sp.	5.6	0.237	Trichoptera	7.9	-0.132
<i>Diplodon</i> sp.	5.8	0.299	Trichoptera	7.3	-0.267
<i>Diplodon</i> sp.	6.1	0.250			
<i>Diplodon</i> sp.	6.5	0.226			
<i>Diplodon</i> sp.	4.2	0.217			
<i>Diplodon</i> sp.	6.0	0.239			
<i>Diplodon</i> sp.	4.7	0.322			
<i>Diplodon</i> sp.	4.9	0.299			
<i>Diplodon</i> sp.	5.2	0.270			
<i>Diplodon</i> sp.	5.0	0.132			
<i>Diplodon</i> sp.	6.7	0.159			
<i>Diplodon</i> sp.	3.7	0.205			
<i>Diplodon</i> sp.	5.2	0.361			
<i>Diplodon</i> sp.	6.3	0.251			
<i>Diplodon</i> sp.	7.1	0.251			
<i>Diplodon</i> sp.	6.4	0.316			
<i>Diplodon</i> sp.	6.3	0.256			
<i>Diplodon</i> sp.	5.4	0.240			
<i>Diplodon</i> sp.	4.9	0.280			
<i>Diplodon</i> sp.	5.2	0.182			
Ephemeroptera	5.7	0.031			
Ephemeroptera	4.4	-0.122			
Ephemeroptera	6.5	0.398			

Ephemeroptera	6.3	0.179
<i>Chilina</i> sp.	2.3	-0.092
<i>Chilina</i> sp.	1.8	-0.076
<i>Chilina</i> sp.	0.8	0.049

Moreno Oeste

Organismo	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])
Hirudinea	7.7	0.194
Hirudinea	6.9	0.203
Hirudinea	8.3	0.299
<i>Hyalella</i> sp.	2.6	0.077
<i>Hyalella</i> sp.	4.3	0.280
<i>Hyalella</i> sp.	2.1	-0.029
<i>Hyalella</i> sp.	2.0	-0.033
Odonata	6.2	-0.132
Odonata	4.1	-0.099
Odonata	3.1	-0.132
Odonata	4.6	-0.103
Plecoptera	3.7	0.252
Plecoptera	3.9	0.288
<i>G maculatus</i>	8.1	0.303
<i>G maculatus</i>	8.4	0.284
<i>G maculatus</i>	8.6	0.146
<i>G maculatus</i>	9.4	0.245
<i>G maculatus</i>	9.4	0.235
<i>G maculatus</i>	9.3	0.295
<i>G maculatus</i>	9.1	0.297
<i>G maculatus</i>	8.2	0.104
<i>G maculatus</i>	7.9	0.189
<i>G maculatus</i>	8.9	0.187
<i>G maculatus</i>	8.9	0.189
<i>G maculatus</i>	9.0	0.243
<i>G maculatus</i>	8.9	-0.017
<i>G maculatus</i>	7.5	0.064
<i>G maculatus</i>	7.4	0.156
<i>G maculatus</i>	8.5	0.172
<i>G maculatus</i>	8.4	0.169
<i>G maculatus</i>	8.2	0.182
<i>G maculatus</i>	8.2	0.182
<i>G maculatus</i>	8.3	0.054
<i>G maculatus</i>	6.8	0.027
<i>G maculatus</i>	7.7	0.184
<i>G maculatus</i>	7.7	0.162
<i>G maculatus</i>	7.9	0.226
<i>G maculatus</i>	8.5	0.110
<i>G maculatus</i>	8.5	0.278
<i>G maculatus</i>	6.8	0.208

<i>Samastacus</i> sp.	6.6	-0.197
<i>Samastacus</i> sp.	6.6	-0.221
<i>Samastacus</i> sp.	6.3	0.159
<i>Samastacus</i> sp.	6.2	-0.216
<i>Samastacus</i> sp.	6.2	0.140
Trichoptera	4.4	0.020

Moreno Oeste

Organismo	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Se])
Trichoptera	4.0	-0.033
Trichoptera	4.2	0.198
Trichoptera	3.9	-0.098
Trichoptera	3.7	-0.002
Trichoptera	2.6	-0.029
Trichoptera	10.9	0.083
Trichoptera	2.4	-0.025
Trichoptera	5.1	0.080
Trichoptera	3.2	-0.033

CAPÍTULO 5

Correlación $\delta^{13}\text{C}$ - Log([Ag])

Lago Futalaufquen			Nahuel Huapi		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])	Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])
<i>S. trutta</i>	-28.0	-0.070	<i>S. trutta</i>	-22.6	1.460
<i>S. trutta</i>	-23.5	1.342	<i>S. trutta</i>	-23.0	0.603
<i>S. trutta</i>	-22.2	0.758	<i>S. trutta</i>	-23.5	1.201
<i>S. trutta</i>	-25.5	0.803	<i>S. trutta</i>	-24.1	0.662
<i>S. trutta</i>	-27.1	0.176	<i>S. trutta</i>	-23.0	0.981
<i>S. trutta</i>	-24.7	0.655	<i>S. trutta</i>	-22.6	0.586
<i>S. trutta</i>	-26.8	0.934	<i>S. trutta</i>	-21.3	1.290
<i>S. trutta</i>	-21.8	1.275	<i>S. trutta</i>	-22.7	0.337
<i>S. trutta</i>	-28.2	0.941	<i>S. trutta</i>	-24.4	0.949
<i>S. trutta</i>	-28.8	0.414	<i>S. trutta</i>	-23.3	1.196
<i>S. trutta</i>	-22.9	1.167	<i>O. mykiss</i>	-22.8	0.964
<i>S. trutta</i>	-24.9	0.963	<i>O. mykiss</i>	-22.4	1.008
<i>S. trutta</i>	-22.3	0.977	<i>O. mykiss</i>	-21.7	0.495
<i>S. trutta</i>	-25.3	1.299	<i>O. mykiss</i>	-22.7	0.862

Lago Futalaufquen			Nahuel Huapi		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Especie	$\delta^{13}\text{C}$
<i>O. mykiss</i>	-28.5	0.245	<i>O. mykiss</i>	-21.0	1.035
<i>O. mykiss</i>	-25.9	-0.029	<i>O. mykiss</i>	-21.7	0.878
<i>O. mykiss</i>	-24.4	0.689	<i>O. mykiss</i>	-21.9	0.861
<i>O. mykiss</i>	-27.8	0.405	<i>O. mykiss</i>	-16.2	0.474
<i>O. mykiss</i>	-24.4	0.037	<i>O. mykiss</i>	-23.2	0.902
<i>O. mykiss</i>	-25.6	0.017	<i>S. fontinalis</i>	-23.8	0.055
<i>O. mykiss</i>	-22.6	-0.119	<i>S. fontinalis</i>	-25.5	0.047
<i>O. mykiss</i>	-27.7	0.135	<i>Percichthys sp.</i>	-21.4	0.344
<i>O. mykiss</i>	-24.7	0.598	<i>Percichthys sp.</i>	-20.5	-0.301
<i>O. mykiss</i>	-22.1	0.258	<i>Percichthys sp.</i>	-21.7	-0.053
<i>O. mykiss</i>	-25.8	0.104	<i>Percichthys sp.</i>	-18.8	0.814
<i>S. fontinalis</i>	-27.3	-0.644	<i>Percichthys sp.</i>	-21.8	-0.196
<i>Percichthys sp.</i>	-24.2	-1.812	<i>Percichthys sp.</i>	-18.9	0.814
<i>Percichthys sp.</i>	-27.9	-1.347	<i>Percichthys sp.</i>	-21.5	0.465
<i>Percichthys sp.</i>	-21.2	-0.913	<i>Percichthys sp.</i>	-22.3	-0.114
<i>Percichthys sp.</i>	-25.3	-0.362			
<i>Percichthys sp.</i>	-18.8	-0.601			
<i>Percichthys sp.</i>	-21.3	-1.053			
<i>Percichthys sp.</i>	-22.6	0.239			
Moreno Oeste					
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Ag])			
<i>S. trutta</i>	-23.5	0.994			
<i>O. mykiss</i>	-20.5	0.483			
<i>O. mykiss</i>	-21.6	0.682			
<i>O. mykiss</i>	-23.3	0.271			
<i>O. mykiss</i>	-21.9	0.285			
<i>O. mykiss</i>	-24.1	0.265			
<i>O. mykiss</i>	-23.9	0.455			
<i>O. mykiss</i>	-23.3	0.717			
<i>S. fontinalis</i>	-22.3	-0.161			
<i>S. fontinalis</i>	-21.9	-0.018			
<i>S. fontinalis</i>	-23.3	-0.476			
<i>S. fontinalis</i>	-24.5	-0.432			
<i>S. fontinalis</i>	-26.0	-0.169			
<i>S. fontinalis</i>	-25.0	0.129			
<i>Percichthys sp.</i>	-21.6	-0.119			
<i>Percichthys sp.</i>	-21.9	-0.066			
<i>Percichthys sp.</i>	-21.1	0.217			
<i>Percichthys sp.</i>	-20.0	-0.066			
<i>Percichthys sp.</i>	-20.8	0.142			
<i>Percichthys sp.</i>	-19.9	-1.207			

Correlación $\delta^{13}\text{C}$ - Log([Co])

Futalaufquen			Moreno Oeste		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Co])	Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Co])
<i>S. trutta</i>	-28.0	-1.294	<i>O. mykiss</i>	-20.5	-1.350
<i>S. trutta</i>	-23.5	-1.212	<i>O. mykiss</i>	-21.6	-1.395
<i>S. trutta</i>	-22.2	-1.099	<i>O. mykiss</i>	-21.9	-1.161
<i>S. trutta</i>	-25.5	-1.360	<i>O. mykiss</i>	-23.3	-0.195
<i>S. trutta</i>	-27.1	-0.873	<i>S. fontinalis</i>	-22.3	-0.952
<i>S. trutta</i>	-24.7	-1.200	<i>S. fontinalis</i>	-21.9	-1.181
<i>S. trutta</i>	-26.8	-0.576	<i>S. fontinalis</i>	-23.3	-1.182
<i>S. trutta</i>	-21.8	-1.006	<i>S. fontinalis</i>	-24.5	-0.838
<i>S. trutta</i>	-28.2	-0.680	<i>S. fontinalis</i>	-26.0	-0.770
<i>S. trutta</i>	-28.8	-1.267	<i>S. fontinalis</i>	-25.0	-0.802
<i>S. trutta</i>	-22.9	-0.797	<i>Percichthys</i> sp.	-21.6	-1.339
<i>S. trutta</i>	-24.9	-1.445	<i>Percichthys</i> sp.	-21.9	-1.409
<i>S. trutta</i>	-22.3	-0.802	<i>Percichthys</i> sp.	-21.9	-1.101
<i>S. trutta</i>	-25.3	-0.859	<i>Percichthys</i> sp.	-21.0	-1.027
<i>O. mykiss</i>	-28.5	-1.196	<i>Percichthys</i> sp.	-18.0	-1.050
<i>O. mykiss</i>	-25.9	-1.125	<i>Percichthys</i> sp.	-23.4	-1.019
<i>O. mykiss</i>	-24.4	-1.112	<i>Percichthys</i> sp.	-20.6	-1.201
<i>O. mykiss</i>	-24.4	-1.101	<i>Percichthys</i> sp.	-21.1	-0.891
<i>O. mykiss</i>	-25.6	-1.164	<i>Percichthys</i> sp.	-19.6	-0.945
<i>O. mykiss</i>	-22.6	-1.282	<i>Percichthys</i> sp.	-20.2	-0.964
<i>O. mykiss</i>	-27.7	-1.271	<i>Percichthys</i> sp.	-20.6	-1.120
<i>O. mykiss</i>	-24.7	-0.961	<i>Percichthys</i> sp.	-22.8	-1.066
<i>O. mykiss</i>	-22.1	-1.155	<i>Percichthys</i> sp.	-20.9	-0.263
<i>O. mykiss</i>	-25.8	-1.448			
<i>S. fontinalis</i>	-25.6	-1.406			
<i>S. fontinalis</i>	-27.3	-0.671			
<i>Percichthys</i> sp.	-24.2	-0.050			
<i>Percichthys</i> sp.	-27.9	-1.415			
<i>Percichthys</i> sp.	-25.3	-1.538			
<i>Percichthys</i> sp.	-18.8	-1.346			
<i>Percichthys</i> sp.	-21.3	-1.510			

Nahuel Huapi

Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([Co])
<i>S. trutta</i>	-23.5	-0.753
<i>S. trutta</i>	-22.7	-1.264
<i>S. trutta</i>	-24.4	-0.792
<i>O. mykiss</i>	-21.7	-0.792
<i>S. fontinalis</i>	-23.8	-0.726
<i>Percichthys</i> sp.	-20.5	-1.365

Correlación $\delta^{13}\text{C}$ - Log([As])

Futalaufquen			Nahuel Huapi		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([As])	Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([As])
<i>S. trutta</i>	-22.2	-0.3132	<i>S. trutta</i>	-22.6	-0.413
<i>S. trutta</i>	-25.5	-0.3591	<i>S. trutta</i>	-23.0	-0.560
<i>S. trutta</i>	-27.1	-0.1933	<i>S. trutta</i>	-23.5	-0.209
<i>S. trutta</i>	-24.7	-0.4280	<i>S. trutta</i>	-24.1	-0.600
<i>S. trutta</i>	-26.8	-0.2675	<i>S. trutta</i>	-23.0	-0.611
<i>S. trutta</i>	-21.8	-0.0336	<i>S. trutta</i>	-22.6	-0.611
<i>S. trutta</i>	-28.2	-0.1871	<i>S. trutta</i>	-21.3	-0.483
<i>S. trutta</i>	-22.9	-0.8431	<i>S. trutta</i>	-22.7	-0.523
<i>S. trutta</i>	-24.9	-0.9637	<i>S. trutta</i>	-24.4	-0.770
<i>S. trutta</i>	-22.3	-0.6798	<i>O. mykiss</i>	-22.8	-0.394
<i>S. trutta</i>	-25.3	-0.7979	<i>O. mykiss</i>	-22.4	-0.631
<i>O. mykiss</i>	-24.7	-0.7812	<i>O. mykiss</i>	-21.7	-0.689
<i>O. mykiss</i>	-22.1	-0.9032	<i>O. mykiss</i>	-21.0	-0.566
<i>O. mykiss</i>	-25.8	-1.3509	<i>O. mykiss</i>	-21.7	-0.664
<i>Percichthys</i> sp.	-24.2	-0.6704	<i>Percichthys</i> sp.	-21.4	-0.277
<i>Percichthys</i> sp.	-27.9	-0.7422	<i>Percichthys</i> sp.	-20.5	-0.330
<i>Percichthys</i> sp.	-21.2	-0.1353	<i>Percichthys</i> sp.	-21.7	-0.441
<i>Percichthys</i> sp.	-25.3	-0.5014	<i>Percichthys</i> sp.	-18.8	-0.181
<i>Percichthys</i> sp.	-18.8	-0.6775	<i>Percichthys</i> sp.	-21.8	-0.321
<i>Percichthys</i> sp.	-21.3	-0.5945	<i>Percichthys</i> sp.	-18.9	-0.268
<i>Percichthys</i> sp.	-22.6	-0.3208	<i>Percichthys</i> sp.	-21.5	-0.298
			<i>Percichthys</i> sp.	-22.3	-0.222

Moreno Oeste		
Especie	$\delta^{13}\text{C}$	Log([As])
<i>O. mykiss</i>	-20.53	-0.728
<i>O. mykiss</i>	-21.59	-0.391
<i>O. mykiss</i>	-23.28	-0.564
<i>O. mykiss</i>	-21.89	-0.591
<i>O. mykiss</i>	-24.13	-0.605
<i>O. mykiss</i>	-23.86	-0.687
<i>O. mykiss</i>	-23.29	-0.914
<i>S. fontinalis</i>	-22.25	-0.034
<i>S. fontinalis</i>	-23.25	-0.246
<i>S. fontinalis</i>	-26.05	-0.924
<i>Percichthys</i> sp.	-21.56	-0.302
<i>Percichthys</i> sp.	-21.92	-0.360
<i>Percichthys</i> sp.	-21.06	-0.346
<i>Percichthys</i> sp.	-19.96	-0.311
<i>Percichthys</i> sp.	-20.78	-0.413
<i>Percichthys</i> sp.	-19.89	-0.524
<i>Percichthys</i> sp.	-21.88	-0.564
<i>Percichthys</i> sp.	-20.98	-0.468
<i>Percichthys</i> sp.	-17.99	-0.589
<i>Percichthys</i> sp.	-23.43	-0.497
<i>Percichthys</i> sp.	-20.60	-0.536
<i>Percichthys</i> sp.	-21.09	-0.515
<i>Percichthys</i> sp.	-19.59	-0.449
<i>Percichthys</i> sp.	-20.25	-0.252
<i>Percichthys</i> sp.	-20.56	-0.490
<i>Percichthys</i> sp.	-22.78	-0.278
<i>Percichthys</i> sp.	-20.91	-0.432

Correlación $\delta^{15}\text{N}$ - Log([Co])

Futalaufquen			Moreno		
Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Co])	Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Co])
<i>S. trutta</i>	8.4	-1.294	<i>O. mykiss</i>	10.20	-1.350
<i>S. trutta</i>	8.5	-1.212	<i>O. mykiss</i>	10.80	-1.395
<i>S. trutta</i>	7.8	-1.099	<i>O. mykiss</i>	10.50	-1.161
<i>S. trutta</i>	7.7	-1.360	<i>O. mykiss</i>	9.97	-0.195
<i>S. trutta</i>	8.6	-0.873	<i>S. fontinalis</i>	10.87	-0.952
<i>S. trutta</i>	8.0	-1.200	<i>S. fontinalis</i>	10.50	-1.181
<i>S. trutta</i>	9.4	-0.576	<i>S. fontinalis</i>	9.89	-1.182
<i>S. trutta</i>	8.4	-1.006	<i>S. fontinalis</i>	10.00	-0.838
<i>S. trutta</i>	9.6	-0.680	<i>S. fontinalis</i>	12.40	-0.770
<i>S. trutta</i>	8.0	-1.267	<i>S. fontinalis</i>	12.51	-0.802
<i>S. trutta</i>	6.9	-0.797	<i>Percichthys</i> sp.	9.55	-1.339
<i>S. trutta</i>	8.6	-1.445	<i>Percichthys</i> sp.	10.40	-1.409
<i>S. trutta</i>	8.3	-0.802	<i>Percichthys</i> sp.	9.56	-1.101
<i>S. trutta</i>	8.8	-0.859	<i>Percichthys</i> sp.	9.58	-1.027
<i>O. mykiss</i>	9.1	-1.196	<i>Percichthys</i> sp.	8.58	-1.050
<i>O. mykiss</i>	7.3	-1.125	<i>Percichthys</i> sp.	9.70	-1.019
<i>O. mykiss</i>	6.9	-1.112	<i>Percichthys</i> sp.	9.25	-1.201
<i>O. mykiss</i>	6.8	-1.101	<i>Percichthys</i> sp.	8.89	-0.891
<i>O. mykiss</i>	7.2	-1.164	<i>Percichthys</i> sp.	9.21	-0.945
<i>O. mykiss</i>	6.6	-1.282	<i>Percichthys</i> sp.	9.07	-0.964
<i>O. mykiss</i>	8.3	-1.271	<i>Percichthys</i> sp.	9.63	-1.120
<i>O. mykiss</i>	8.0	-0.961	<i>Percichthys</i> sp.	9.09	-1.066
<i>O. mykiss</i>	6.9	-1.155	<i>Percichthys</i> sp.	9.25	-0.263
<i>O. mykiss</i>	6.6	-1.448			
<i>S. fontinalis</i>	7.6	-1.406			
<i>S. fontinalis</i>	7.9	-0.671			
<i>Percichthys</i> sp.	6.0	-0.050			
<i>Percichthys</i> sp.	6.8	-1.415			
<i>Percichthys</i> sp.	7.6	-1.538			
<i>Percichthys</i> sp.	6.8	-1.346			
<i>Percichthys</i> sp.	4.8	-1.510			

Nahuel Huapi

Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([Co])
<i>S. trutta</i>	11.9	-0.753
<i>S. trutta</i>	11.9	-1.264
<i>S. trutta</i>	11.0	-0.792
<i>O. mykiss</i>	11.2	-0.792
<i>S. fontinalis</i>	10.7	-0.726
<i>Percichthys</i> sp.	10.5	-1.365

Correlación $\delta^{15}\text{N}$ - Log([As])

Futalaufquen			Moreno Oeste		
Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([As])	Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([As])
<i>S. trutta</i>	7.8	-0.313	<i>O. mykiss</i>	10.2	-0.728
<i>S. trutta</i>	7.7	-0.359	<i>O. mykiss</i>	10.8	-0.391
<i>S. trutta</i>	8.6	-0.193	<i>O. mykiss</i>	11.4	-0.564
<i>S. trutta</i>	8.0	-0.428	<i>O. mykiss</i>	10.5	-0.591
<i>S. trutta</i>	9.4	-0.268	<i>O. mykiss</i>	10.9	-0.605
<i>S. trutta</i>	8.4	-0.034	<i>O. mykiss</i>	10.6	-0.687
<i>S. trutta</i>	9.6	-0.187	<i>O. mykiss</i>	10.0	-0.914
<i>S. trutta</i>	6.9	-0.843	<i>S. fontinalis</i>	10.9	-0.034
<i>S. trutta</i>	8.6	-0.964	<i>S. fontinalis</i>	9.9	-0.246
<i>S. trutta</i>	8.3	-0.680	<i>S. fontinalis</i>	12.4	-0.924
<i>S. trutta</i>	8.8	-0.798	<i>S. fontinalis</i>	9.5	-0.302
<i>O. mykiss</i>	8.0	-0.781	<i>Percichthys</i> sp.	10.4	-0.360
<i>O. mykiss</i>	6.9	-0.903	<i>Percichthys</i> sp.	10.8	-0.346
<i>O. mykiss</i>	6.6	-1.351	<i>Percichthys</i> sp.	8.8	-0.311
<i>Percichthys</i> sp.	6.0	-0.670	<i>Percichthys</i> sp.	10.1	-0.413
<i>Percichthys</i> sp.	6.8	-0.742	<i>Percichthys</i> sp.	9.7	-0.524
<i>Percichthys</i> sp.	7.2	-0.135	<i>Percichthys</i> sp.	9.6	-0.564
<i>Percichthys</i> sp.	7.6	-0.501	<i>Percichthys</i> sp.	9.6	-0.468
<i>Percichthys</i> sp.	6.8	-0.678	<i>Percichthys</i> sp.	8.6	-0.589
<i>Percichthys</i> sp.	4.8	-0.595	<i>Percichthys</i> sp.	9.7	-0.497
<i>Percichthys</i> sp.	7.0	-0.321	<i>Percichthys</i> sp.	9.3	-0.536
			<i>Percichthys</i> sp.	8.9	-0.515
			<i>Percichthys</i> sp.	9.2	-0.449
			<i>Percichthys</i> sp.	9.1	-0.252
			<i>Percichthys</i> sp.	9.6	-0.490
			<i>Percichthys</i> sp.	9.1	-0.278
			<i>Percichthys</i> sp.	9.3	-0.432
			<i>Percichthys</i> sp.	9.7	-0.416

Nahuel Huapi		
Especie	$\delta^{15}\text{N}$	Log([As])
<i>S. trutta</i>	11.9	-0.41
<i>S. trutta</i>	11.5	-0.56
<i>S. trutta</i>	11.9	-0.21
<i>S. trutta</i>	12.0	-0.60
<i>S. trutta</i>	11.8	-0.61
<i>S. trutta</i>	12.1	-0.61
<i>S. trutta</i>	11.6	-0.48
<i>S. trutta</i>	11.9	-0.52
<i>S. trutta</i>	11.0	-0.77
<i>O. mykiss</i>	12.0	-0.39
<i>O. mykiss</i>	11.5	-0.63
<i>O. mykiss</i>	11.2	-0.69
<i>O. mykiss</i>	11.5	-0.57
<i>O. mykiss</i>	11.1	-0.66
<i>Percichthys</i> sp.	10.9	-0.28
<i>Percichthys</i> sp.	10.5	-0.33
<i>Percichthys</i> sp.	10.9	-0.44
<i>Percichthys</i> sp.	10.7	-0.18
<i>Percichthys</i> sp.	10.8	-0.32
<i>Percichthys</i> sp.	9.8	-0.27
<i>Percichthys</i> sp.	11.3	-0.30
<i>Percichthys</i> sp.	10.3	-0.22

Correlaciones [elementos] en tejidos muscular y hepático

Arsenico			
Especie	Log ([As]) hep.	Log([As])mus.	Lago
<i>S trutta</i>	-0.3341	-0.8431	Futa.
<i>S trutta</i>	-1.0488	-0.9637	Futa.
<i>S trutta</i>	-0.4073	-0.6798	Futa.
<i>S trutta</i>	-0.5671	-0.7979	Futa.
<i>S trutta</i>	-0.3024	-0.4128	N. Huapi
<i>S trutta</i>	-0.3078	-0.5596	N. Huapi
<i>S trutta</i>	-0.3541	-0.5999	N. Huapi
<i>S trutta</i>	-0.1377	-0.6106	N. Huapi
<i>S trutta</i>	-0.6088	-0.4834	N. Huapi
<i>S trutta</i>	-0.1414	-0.5228	N. Huapi
<i>S trutta</i>	-0.5455	-0.7699	N. Huapi
<i>S. fontinalis</i>	-0.1601	-0.5408	Moreno E.

Arsenico

Especie	Log ([As] hep.	Log([As])mus.	Lago
<i>S. fontinalis</i>	-0.1933	-0.3492	Moreno E.
<i>S. fontinalis</i>	0.0074	-0.0241	Moreno E.
<i>S. fontinalis</i>	0.1977	-0.4363	Moreno E.
<i>S. fontinalis</i>	-0.3087	-1.0103	Moreno E.
<i>S. fontinalis</i>	-0.4624	-0.8527	Moreno E.
<i>S. fontinalis</i>	-0.4984	-0.8881	Futa.
<i>S. fontinalis</i>	-0.1601	-0.0336	Moreno O.
<i>S. fontinalis</i>	-0.7116	-0.2460	Moreno O.
<i>S. fontinalis</i>	-0.5947	-0.9244	Moreno O.

Selenio

Especie	Log ([Se] hep.	Log([Se])mus.	Lago
<i>S trutta</i>	1.332	0.228	Futa.
<i>S trutta</i>	2.013	0.217	Futa.
<i>S trutta</i>	1.749	0.143	Futa.
<i>S trutta</i>	2.107	0.203	Futa.
<i>S trutta</i>	1.592	0.196	Futa.
<i>S trutta</i>	1.755	0.146	Futa.
<i>S trutta</i>	2.006	0.154	Futa.
<i>S trutta</i>	2.446	0.179	Futa.
<i>S trutta</i>	1.640	0.118	Futa.
<i>S trutta</i>	1.847	0.089	Futa.
<i>S trutta</i>	1.795	-0.001	Futa.
<i>S trutta</i>	1.744	0.113	Futa.
<i>S trutta</i>	2.110	0.155	Futa.
<i>S trutta</i>	1.920	0.070	Futa.
<i>S trutta</i>	1.007	-0.122	Moreno O.
<i>S trutta</i>	1.782	-0.174	N. Huapi
<i>S trutta</i>	0.857	-0.191	N. Huapi
<i>S trutta</i>	1.845	-0.138	N. Huapi
<i>S trutta</i>	1.052	-0.181	N. Huapi
<i>S trutta</i>	1.196	-0.253	N. Huapi
<i>S trutta</i>	0.876	-0.167	N. Huapi
<i>S trutta</i>	1.575	-0.151	N. Huapi
<i>S trutta</i>	0.595	-0.145	N. Huapi
<i>S trutta</i>	1.382	-0.118	N. Huapi
<i>S trutta</i>	1.439	-0.072	N. Huapi

Sp	Cromo			Sp	Cobalto		
	Log ([Cr]) hep.	Log ([Cr]) mus.	Lago		Log ([Co]) hep.	Log ([Co]) mus.	Lago
<i>O. mykiss</i>	-0.527	-0.428	Futa.	<i>S. trutta</i>	-0.515	-1.294	Futa.
<i>O. mykiss</i>	0.041	-0.866	Futa.	<i>S. trutta</i>	-0.140	-1.212	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.076	-0.902	Futa.	<i>S. trutta</i>	-0.261	-1.099	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.306	0.172	Moreno E:	<i>S. trutta</i>	-0.420	-1.360	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.659	-0.140	Moreno E:	<i>S. trutta</i>	-0.478	-0.873	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.062	0.323	Moreno O.	<i>S. trutta</i>	-0.572	-1.200	Futa.
<i>O. mykiss</i>	0.087	0.228	Moreno O.	<i>S. trutta</i>	-0.315	-0.576	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.361	-0.086	Moreno O.	<i>S. trutta</i>	-0.387	-1.006	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.128	-0.106	Moreno O.	<i>S. trutta</i>	-0.301	-0.680	Futa.
<i>O. mykiss</i>	0.264	0.563	Moreno O.	<i>S. trutta</i>	-0.481	-1.267	Futa.
<i>O. mykiss</i>	0.049	0.228	N. Huapi	<i>S. trutta</i>	0.239	-0.797	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.443	-0.490	N. Huapi	<i>S. trutta</i>	-0.602	-1.445	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.533	-0.268	N. Huapi	<i>S. trutta</i>	0.146	-0.802	Futa.
<i>O. mykiss</i>	-0.481	-0.214	N. Huapi	<i>S. trutta</i>	0.087	-0.859	Futa.
<i>O. mykiss</i>	0.243	-0.276	N. Huapi	<i>S. trutta</i>	-0.525	-0.753	N. Huapi
<i>O. mykiss</i>	-0.095	-0.275	N. Huapi	<i>S. trutta</i>	-0.926	-1.264	N. Huapi
<i>Percichthys</i> sp.	-0.063	-0.407	Futa.	<i>S. trutta</i>	-0.628	-0.792	N. Huapi
<i>Percichthys</i> sp.	-0.806	-0.735	Futa.	<i>O. mykiss</i>	-0.384	-1.196	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.189	-0.309	Futa.	<i>O. mykiss</i>	-0.768	-1.125	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.179	-1.171	Futa.	<i>O. mykiss</i>	-0.445	-1.112	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.256	0.281	Moreno E:	<i>O. mykiss</i>	-0.323	-1.101	Futa.

Sp	Cromo			Cobalto			
	Log ([Cr]) hep.	Log ([Cr]) mus.	Lago	Sp	Log ([Co]) hep.	Log ([Co]) mus.	Lago
<i>Percichthys</i> sp.	-0.519	0.382	Moreno E:	<i>O. mykiss</i>	-0.146	-1.164	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	0.159	0.156	Moreno E:	<i>O. mykiss</i>	-0.373	-1.282	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.179	-0.355	Moreno E:	<i>O. mykiss</i>	-0.481	-1.271	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.136	0.071	Moreno E:	<i>O. mykiss</i>	-0.137	-0.961	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.240	0.124	Moreno O.	<i>O. mykiss</i>	-0.160	-1.155	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	0.172	-0.393	Moreno O.	<i>O. mykiss</i>	-0.460	-1.448	Futa.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.446	-0.233	Moreno O.	<i>O. mykiss</i>	-0.799	-1.587	Moreno E:
<i>Percichthys</i> sp.	-0.303	-0.466	Moreno O.	<i>O. mykiss</i>	-0.598	-1.439	Moreno E:
<i>Percichthys</i> sp.	0.310	0.686	Moreno O.	<i>O. mykiss</i>	-0.678	-1.325	Moreno E:
<i>Percichthys</i> sp.	0.152	0.139	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.799	-0.797	Moreno E:
<i>Percichthys</i> sp.	0.024	0.361	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.545	-1.350	Moreno O.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.618	0.150	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.554	-1.395	Moreno O.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.300	-0.322	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.450	-1.161	Moreno O.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.335	-0.347	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.167	-0.195	Moreno O.
<i>Percichthys</i> sp.	-0.015	-0.195	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.458	-0.792	N. Huapi
<i>Percichthys</i> sp.	-0.300	-0.188	N. Huapi	<i>O. mykiss</i>	-0.350	-0.683	N. Huapi

TRABAJOS DE RESPALDO

Los contenidos de esta tesis fueron total o parcialmente incluidos en las siguientes publicaciones:

- Campbell, L., Arcagni, M., Revenga, J., Ribeiro Guevara, S., Arribére, M. 2010. Bioaccumulation and transfer of mercury and silver in an ultraoligotrophic lake, Patagonia, Argentina. 53rd. International Conference on Great Lakes Research. Toronto, Canada, May 17-21 2010.
- Revenga, J. E., Campbell, L.M, Arribere, M.A., Arcagni, M., Rizzo, A. and Ribeiro S. Biodilution and biomagnification of silver in lake Moreno, Patagonia, Argentina. 36th Aquatic Toxicity Workshop. La Malbaie, Quebec, Canada, September 27-30, 2009
- Revenga, J.E., Campbell, L.M., Kyser, K., Klassen, K., Arribére, M.A., Ribeiro Guevara, S. 2011. Trophodynamics and distribution of silver in a Patagonia Mountain lake. *Chemosphere* 83, 265–270.
- Revenga, J.E., Campbell, L.M., Arribére, M.A., Ribeiro Guevara, S. 2012. Arsenic, cobalt and chromium food web biodilution in a Patagonia mountain lake. *Ecotoxicology and Environmental* **81**: 1-10