



**Universidad de Concepción**

**Dirección de Postgrado**

**Programa de Doctorado en Ciencias Ambientales con Mención en Sistemas Acuáticos  
Continetales**

**MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN RÍOS ANDINOS DE CHILE  
CENTRAL: POTENCIALES IMPLICANCIAS DEL  
CALENTAMIENTO GLOBAL**

Tesis presentada para optar al grado de:

Doctor en Ciencias Ambientales, mención en Sistemas Acuáticos Continentales

**PABLO CÉSAR PEDREROS TRONCOSO  
CONCEPCIÓN-CHILE**

**2014**

Profesor Guía: Roberto Urrutia Pérez

Departamento de Sistemas Acuáticos, Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción



**Universidad de Concepción**

**Dirección de Postgrado**

**Facultad de Ciencias Ambientales, Programa de Doctorado**

Comisión evaluadora de tesis de grado:

Dr. Roberto Urrutia Pérez (Tutor)

Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

Dr. Ricardo Figueroa Jara (Co – Tutor)

Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

Dr. Oscar Parra Barrientos

Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

Dr. Ricardo Barra Ríos

Facultad de Ciencias Ambientales

Universidad de Concepción

Dra. María Luisa Suarez Alonso

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia, España

# ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS.....	IV
ÍNDICE DE FIGURAS .....	VI
AGRADECIMIENTOS.....	X
RESUMEN.....	1
ABSTRACT .....	3
INTRODUCCIÓN.....	5
<i>Procesos y factores que influyen la temperatura en sistemas fluviales.....</i>	10
<i>Significancia ecológica de la temperatura en macroinvertebrados bentónicos.....</i>	13
HIPÓTESIS .....	16
OBJETIVOS.....	16
Objetivo General.....	16
Objetivos Específicos .....	16
ÁREA DE ESTUDIO.....	17
BIBLIOGRAFÍA .....	18
CAPÍTULO 1: COMPORTAMIENTO TÉRMICO EN RÍOS MEDITERRÁNEOS ANDINOS DE LA ZONA CENTRO-SUR DE CHILE .....	31
RESUMEN.....	32
ABSTRACT .....	32
INTRODUCCIÓN.....	33
MATERIALES Y MÉTODOS.....	35
<i>Área de estudio .....</i>	35
<i>Recolección de datos .....</i>	36
<i>Análisis estadístico .....</i>	37
RESULTADOS .....	38
DISCUSIÓN.....	43
BIBLIOGRAFÍA .....	45
CAPÍTULO 2: RÉGIMEN TÉRMICO Y COBERTURA VEGETAL EN RÍOS ANDINOS DE CHILE CENTRAL.....	51
RESUMEN.....	52

ABSTRACT .....	52
INTRODUCCIÓN.....	53
METODOLOGÍA.....	55
<i>Recolección de datos</i> .....	57
<i>Análisis estadístico</i> .....	57
RESULTADOS .....	58
DISCUSIÓN.....	64
BIBLIOGRAFÍA .....	66
CAPÍTULO 3: ROL DEL RÉGIMEN TÉRMICO EN LA COMPOSICIÓN COMUNITARIA DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN RÍOS ANDINOS DE CHILE CENTRAL: POTENCIALES IMPLICANCIAS DEL CALENTAMIENTO GLOBAL.....	72
RESUMEN.....	73
ABSTRACT .....	74
INTRODUCCIÓN.....	75
METODOLOGÍA.....	77
<i>Área de estudio</i> .....	77
<i>Características del hábitat fluvial y toma de muestras</i> .....	77
<i>Análisis estadístico</i> .....	79
RESULTADOS .....	82
DISCUSIÓN.....	87
BIBLIOGRAFÍA .....	92
CAPÍTULO 4: TOWARDS A TYPOLOGY OF MEDITERRANEAN RIVERS IN CHILE .....	101
ABSTRACT .....	102
RESUMEN.....	102
INTRODUCTION .....	103
METHODS.....	105
<i>Study area</i> .....	105
<i>Defining stream ecotypes</i> .....	106

RESULTS.....	109
DISCUSSION.....	113
BIBLIOGRAFÍA.....	116
DISCUSIÓN GENERAL.....	125
CONCLUSIONES.....	131
BIBLIOGRAFÍA.....	133



## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 2.1.</b> Caracterización física de los cinco ríos alto-andinos estudiados durante Julio 2010 a Junio 2011. LO= Lomín; CH= Chaquilvín; QP= Quepuca; PA= Pangué y QC= Queuco. Physical characterization of the five high Andean rivers studied during July 2010 and June 2011. LO= Lomín; CH= Chaquilvín; QP= Quepuca; PA= Pangué y QC= Queuco. ....	37
<b>Tabla 2.2.</b> Características térmicas del agua (°C) y horas de radiación directa (% RD) reportadas durante un ciclo anual Julio 2010 a Junio 2011, en ríos mediterráneos alto-andinos del Centro-Sur de Chile. <i>Thermal characteristics of water (°C) and hours of direct radiation (% DR) reported during an annual cycle, from July 2010 to June 2011, in Andean Mediterranean rivers in South-Central Chile.</i> .....	40
<b>Tabla 3.1.</b> Caracterización de las subcuencas de estudio. <i>Physical characterization of the study catchment.</i> .....	57
<b>Tabla 3.2.</b> Estadística descriptiva de la temperatura del aire y agua (°C) para los ríos Lomín y Malleco. <i>Descriptive statistics of the air and water temperature (°C) for Lomín and Malleco streams.</i> .....	59
<b>Tabla 4.1.</b> Parámetros físico-químicos, hidrológicos y térmicos medidos en los ríos andinos durante julio 2010 – mayo 2011. <b>AmpMx:</b> Amplitud máxima mensual, <b>Tmed:</b> temperatura media mensual, <b>TMx:</b> temperatura máxima mensual; <b>TMn:</b> temperatura mínima mensual; <b>Amp:</b> Amplitud mensual; <b>GD:</b> Grados-día; <b>Veloc:</b> velocidad de la corriente; <b>Cond:</b> conductividad eléctrica y <b>OD:</b> oxígeno disuelto. ....	81
<b>Tabla 4.2.</b> Resumen estadístico del modelo RDA utilizando la selección avanzada (forward selection). Correlación de Pearson entre los ejes canónicos y las variables ambientales seleccionadas. * $p < 0,05$ y ** $p < 0,001$ .....	82
<b>Tabla 4.3.</b> Proyecciones futuras de temperatura media del agua bajo escenario A2 y B2 para las décadas de 2070, 2080 y 2090 en los ríos andinos, basados en los datos de (CONAMA, 2006).....	86
<b>Table 5.1.</b> Environmental variables used to define stream types of the selected sample sites in the Mediterranean basins of Chile.....	108

**Table 5.2.** PCA axes selected to define stream types and the percentage of explained variance, as well as the interpretation and names of new PCA variables. The order of the Discriminant Function Analysis (DFA) is also shown..... 110

**Table 5.3.** Averages and standard deviations (in parentheses) of the main environmental variables for the three established Chilean Mediterranean stream types..... 111



## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> Diferencias de temperaturas media diaria escenario A2 (futuro – presente) para las distintas estaciones del año. Periodo 2071 – 2100. (Fuente CONAMA (2006)).	7
<b>Figura 1.2.</b> Diferencias de temperaturas media diaria escenario B2 (futuro – presente) para las distintas estaciones del año. Periodo 2071 – 2100. (Fuente CONAMA (2006)).	8
<b>Figura 1.3.</b> Factores y procesos que regulan la temperatura en un ambiente fluvial	11
<b>Figura 1.4.</b> Localización del área de estudio de la presente tesis.	17
<b>Figura 2.1.</b> Localización de los sitios de estudio en el sector andino de la cuenca del río Biobío. <i>Location of study sites in the Andean zone of the Biobio River basin.</i>	36
<b>Figura 2.2.</b> Temperatura media diaria del aire (línea clara) y agua (línea oscura) durante un ciclo anual de los ríos (a) Lomín, (b) Chaquilvín, (c) Quepuca, (d) Pangué, (e) Queuco. <i>Daily mean air (light line) and water (dark line) temperature during an annual cycle in the (a) Lomín, (b) Chaquilvín, (c) Quepuca, (d) Pangué, (e) Queuco streams.</i>	39
<b>Figura 2.3.</b> Grados-día acumulados durante el ciclo anual de estudio Julio 2010 a Junio 2011, (a) grados-día acumulados y (b) grados-día mensuales para cada uno de los ríos andinos. <i>Cumulative degree-days during the annual cycle of the study period, from July 2010 to June 2011, (a) cumulative and (b) monthly average degree-days for each of the Andean streams.</i>	41
<b>Figura 2.4.</b> Discontinuidad térmica a través del gradiente altitudinal. Diferencias entre los ríos Queuco-Lomín (línea oscura) y Queuco-Chaquilvín (línea clara) durante agosto 2010 a junio 2011. <i>Thermal discontinuity through altitudinal gradient. Differences among Queuco-Lomín (dark line), and Queuco-Chaquilvín (light line) streams from August 2010 to June 2011.</i>	42
<b>Figura 3.1.</b> Localización del área de estudio (a). Modelo de elevación digital y distribución generalizada del uso de suelo de las cuencas Lomín y Malleco (b y c). <i>Location of the study area (a). Digital Elevation Model and generalized distribution of land use for Lomín and Malleco watersheds (b and c).</i>	56



<b>Figura 3.2.</b> Relación entre la temperatura del aire y agua durante el periodo de estudio en los ríos con (a) estepa y (b) bosque. <i>Relationship between air and water temperature during the study period in streams with (a) steppe and (b) forest.</i> .....	59
<b>Figura 3.3.</b> Variabilidad térmica diaria para la: (a) media, (b) media máxima, (c) media mínima y (d) rango medio de los ríos con estepa y bosque. <i>Daily temperature variability for the: (a) mean, (b) mean maximum, (c) mean minimum and (d) mean range of the streams with steppe and forest.</i> .....	61
<b>Figura 3.4.</b> Diferencia de temperatura (bosque menos estepa) para la: (a) media, (b) media máxima, (c) media mínima y (d) rango medio diario en los sitios de estudio. <i>Temperature difference (forest minus steppe) for: (a) mean, (b) mean maximum, (c) mean minimum and (d) mean daily range in the study sites.</i> .....	61
<b>Figura 3.5.</b> Grados-día acumulados (a) y mensual (b), para los ríos con estepa y bosque. <i>Cumulative degree-days (a) and monthly average degree-days (b), for streams with steppe and forest.</i> .....	62
<b>Figura 3.6.</b> Ciclo diario de la temperatura del aire y agua para: (a) día más cálido y (b) día más frío registrado en el período de estudio. <i>Diurnal cycle of air and water temperature for: (a) warmest day and (b) coldest day in the study period.</i> .....	63
<b>Figura 4.1.</b> Triplot del modelo RDA final para familias de macroinvertebrados y variables ambientales. <b>Vel:</b> velocidad de corriente, <b>Anc:</b> ancho, <b>Con:</b> conductividad, <b>Tmed:</b> temperatura media mensual, <b>Amp:</b> amplitud mensual, <b>Ame:</b> Amelotopsidae, <b>Aus:</b> Austroperlidae, <b>Bae:</b> Baetidae, <b>Chi:</b> Chilinidae, <b>Col:</b> Coloburiscidae, <b>Dia:</b> Diamphipnoidae, <b>Ecn:</b> Ecnomidae, <b>Elm:</b> Elmidae, <b>Eus:</b> Eustheniidae, <b>Glo:</b> Glossosomatidae, <b>Gri:</b> Gripopterygidae, <b>Hel:</b> Helicophidae, <b>Hyd:</b> Hydrobiidae, <b>Hydb:</b> Hydrobiosidae, <b>Hyds:</b> Hydropsychidae, <b>Hydp:</b> Hydroptilidae, <b>Lep:</b> Leptophlebiidae, <b>Lept:</b> Leptoceridae, <b>Lim:</b> Limnephilidae, <b>Not:</b> Notonemouridae, <b>Per:</b> Perlidae, <b>Phi:</b> Philopotamidae, <b>Pol:</b> Polycentropodidae, <b>Pse:</b> Psephenidae, <b>Ser:</b> Sericostomatidae. ....	84
<b>Figura 4.2.</b> Óptimos (moda) y tolerancias (barras de error) para: (a) temperatura media mensual y (b) amplitud mensual de las 25 familias de macroinvertebrados encontradas en los ríos andinos. Las familias están organizadas en el eje y en orden de incremento óptimo para ambos descriptores térmicos.....	85

**Figura 4.3.** Proporción de familias en riesgo de desaparecer a escala de sitio y global (incluye el conjunto de sitios) bajo escenario de emisión A2 (severo) y B2 (moderado)... 86

**Figure 5.1.** Spatial distributions of the tree stream types established according to the classification system B. .... 106

**Figure 5.2.** Box plots of discriminat variables for each stream type in the Chilean Mediterranean Rivers. The mean values (central line) and outliers are shown..... 112





*A María Angélica y César Ignacio*

## AGRADECIMIENTOS

En este apartado de la tesis quiero agradecer no solo a las personas que de una u otra manera me han ayudado directamente a llevar a cabo esta tesis, sino también a aquellas con quienes he compartido muchos momentos gratos durante este tiempo.

Dar gracias primariamente a mi padre, quien fue el que me acompañó y brindó su apoyo en cada una de las frías y calurosos campañas de terreno. A mi madre, hermanas y abuelita que confiaron en mí en los momentos más difíciles brindándome su apoyo y cariño. A Daniel y Jorge por los momentos de alegría y paciencia para soportar mis enojos.

Al Dr. Roberto Urrutia, profesor guía de esta tesis, por haber depositado su confianza en mí para llevar a cabo esta investigación, así como sus valiosas sugerencias y constante interés por estudiar el efecto del calentamiento global sobre comunidades acuáticas. A los Doctores Nuria Bonada, Daniel Hering y Daniel Isaak que en algún momento tuvieron buena disposición para discutir y comentar aspectos de la investigación. Al Dr. Ricardo Figueroa por su apoyo en la identificación de las comunidades acuáticas y en general a todos los docentes que me formaron en las ciencias ambientales.

A mis compañeros de generación, amigos y equipo de trabajo del laboratorio de bioindicadores de calidad de agua quienes de alguna u otra manera me brindaron su apoyo. Pero particularmente quisiera agradecer a Meyer y Denisse que durante este último tiempo me dieron la fuerza y ánimo para cumplir mis objetivos.

Finalmente, quisiera agradecer a Conicyt a través de beca de Doctorado y al proyecto Fondecyt 1095069 que brindaron el aporte financiero para la realización de esta investigación.

## RESUMEN

A escala global, uno de los mayores desafíos de la ecología fluvial ha sido determinar cuáles son los factores relevantes en controlar la estructura de las comunidades acuáticas. Si bien se han logrado establecer algunos patrones a escala espacio-temporal aún falta determinar cuál será la respuesta del componente biológico a las elevadas temperaturas proyectadas según el calentamiento global. Dicho estresor puede interactuar e interferir de manera compleja con impactos existentes, dejando un grado de incertidumbre mayor con respecto a la riqueza y distribución de las especies dulceacuícolas. En este sentido, los ríos andinos se presentan como unidades ecológicas tipo para estimar la relación entre temperatura y comunidades acuáticas, ya que la presencia de una alta inestabilidad térmica podría generar un aumento en la variabilidad espacio-temporal de las comunidades dulceacuícolas; particularmente macroinvertebrados; dada su fuerte regulación térmica para supervivencia y desarrollo, haciendo de ellos un valioso indicador de temperatura, pero al mismo tiempo altamente vulnerable al calentamiento global.

En esta investigación se evaluó el efecto de temperatura y la potencial influencia del calentamiento global sobre la comunidad de macroinvertebrados en ríos andinos de la zona de Alto Biobío. Para ello se utilizaron cinco sitios de estudio en los cuales se colectaron durante un año registros térmicos y comunidades de macroinvertebrados. La selección de sitios en localidades andinas radica en la premisa que tales sistemas se encuentran escasamente perturbados por actividades antrópicas permitiendo evaluar una condición cercana a la natural en cuanto a comunidades y temperatura.

A macroescala, la heterogeneidad térmica encontrada en la zona alto-andina de la cuenca del río Biobío deja de manifiesto que las características geomorfológicas de cada sitio son relevantes en regular la temperatura del agua, asociada principalmente a la altitud y sombra, esta última generada principalmente por las altas montañas y en algunos casos la vegetación arbórea.

A mesoescala, la presencia y/o ausencia de vegetación ribereña mostró diferencias significativas en el régimen térmico, particularmente en la temperatura máxima, media y rango diario. En relación al ciclo diario, se observó que la presencia de vegetación ribereña generó un leve retraso en la temperatura mínima y adelanto en la máxima. Además, se demostró que la sombra generada por el dosel, particularmente especies del género *Nothofagus spp.*, es capaz de reducir la temperatura en máxima en aproximadamente 4 °C en ríos andinos.

Finalmente, los factores térmicos (temperatura media y amplitud mensual) explicaron parcialmente la variabilidad temporal de macroinvertebrados en ríos andinos. Distintos requerimientos térmicos fueron observados para las familias de macroinvertebrados en ríos andinos, determinándose que Gripopterygidae (Plecoptera), Hydrobiidae (Gastropoda) y Helicophidae (Trichoptera) son familias que alcanzan sus óptimos a temperaturas medias mensuales inferiores a 7 °C, contrario a Limnephilidae, Leptoceridae, Ecnomidae, Hydropsychidae (Trichoptera), Notonemouridae (Plecoptera), Amelotopsidae, Baetidae (Ephemeroptera) y Elmidae (Coleoptera) quienes lo alcanzan temperaturas superiores a 9,5 °C. En relación al calentamiento global, nuestras estimaciones indicaron que a escala de sitio existe un mayor riesgo de desaparición a partir de la década del 2080 para las familias Gripopterygidae, Austroperlidae, Diamphipnoidae, Hydrobiidae y Helicophidae. Por lo tanto, se proyecta que el calentamiento global podría generar cambios significativos en la composición comunitaria de macroinvertebrados, trayendo consigo una disminución importante de la biodiversidad, sobre todo en Plecoptera grupo altamente endémico del país.

Futuras investigaciones deben enfocarse a establecer rangos de tolerancia térmica a nivel de especie y a escala de laboratorio con el objetivo de establecer umbrales térmicos específicos, los que proveerán herramientas útiles para la gestión, manejo y protección de los sistemas fluviales.

## ABSTRACT

At a global scale one of the most important issues in fluvial ecology has been the study of the relevant factors that determine the structure and functioning of aquatic communities. Among all the environmental variables that influence such communities, in the last decades the increase in global temperature has gained higher importance in many studies. However, despite of distinguishing some patterns at a certain spatio-temporal scale, there are still some uncertainties in the role of temperature on the aquatic environment. Temperature can affect aquatic ecosystems in many different ways, the final outcomes on the ecology of aquatic organisms very complex and uncertain. Thus, Andean rivers are excellent natural laboratories for studying the relationship between temperature and aquatic biota. Due to their high thermal instability, rivers can generate an increase in the spatio-temporal variability of aquatic communities, especially on benthic macroinvertebrates which in turn, due to its high thermal regulation for development and surviving, make them a valuable indicator for temperature, but at the same time highly vulnerable to global warming.

This research studied the effect of global warming expressed as an increase in temperature, on the macroinvertebrate community of Andean rivers in the Alto Biobío territory (8<sup>th</sup> region of Chile). Five sites were considered, water temperature data and samples of the macroinvertebrates communities were collected in each site during one year. Andean rivers were selected rather than lower sites because there were expected less anthropogenic influences which help us to evaluate a direct relationship between biota and climate.

At a macroscale the thermal heterogeneity found in the Andean part of the Biobio river watershed indicated the importance of site-to-site geomorphological settings to determine water temperature; like altitude and shadow -the latter generated by high mountains and forest.

At a mesoscale the presence or absence of riparian vegetation showed significant differences in the river thermal regime, particularly on maximum, average and daily range

of temperature. Regarding the diurnal cycle, the presence of riparian vegetation generated a slight delay. Besides, it was recognized that the shadow generated by the canopy of arboreal species like *Nothofagus spp.* decreased maximum temperature approximately in 4 °C on this Andean river.

Finally, thermal factors like average temperature and monthly amplitude explained a higher proportion of the temporal variability of macroinvertebrates in Andean rivers. Different thermal requirements were observed for macroinvertebrates families, hence Gripopterygidae (Plecoptera), Hydrobiidae (Gastropoda) and Helicophidae (Trichoptera), reached its optimal average monthly temperature below 7°C, in opposition to Linnephilidae, Leptoceridae, Ecnomidae, Hydropsychidae (Trichoptera), Notonemouridae (Plecoptera), Amelotopsidae, Baetidae (Ephemeroptera) and Elmidae (Coleoptera), which reached its optimal in temperatures above 9.5°C.

In relation to global warming –expressed in this study through the climatic scenarios compared, our estimations indicate that at site-scale, would have a higher disappearing risk since the decade of 2080 for the families Gripopterygidae, Austroperlidae, Diamphipnoidae, Hydrobiidae and Helicophidae. This could mean that global warming would provoke significant changes in the community composition of macroinvertebrates while bringing an important decrease in biodiversity, mostly on Plecoptera, a highly endemic group of Chile.

Future research should focus in establishing ranges of thermal tolerances at species and a laboratory level in order to defining specific thermal thresholds that would provide very useful tools for the management and protection of fluvial ecosystems.



## INTRODUCCIÓN

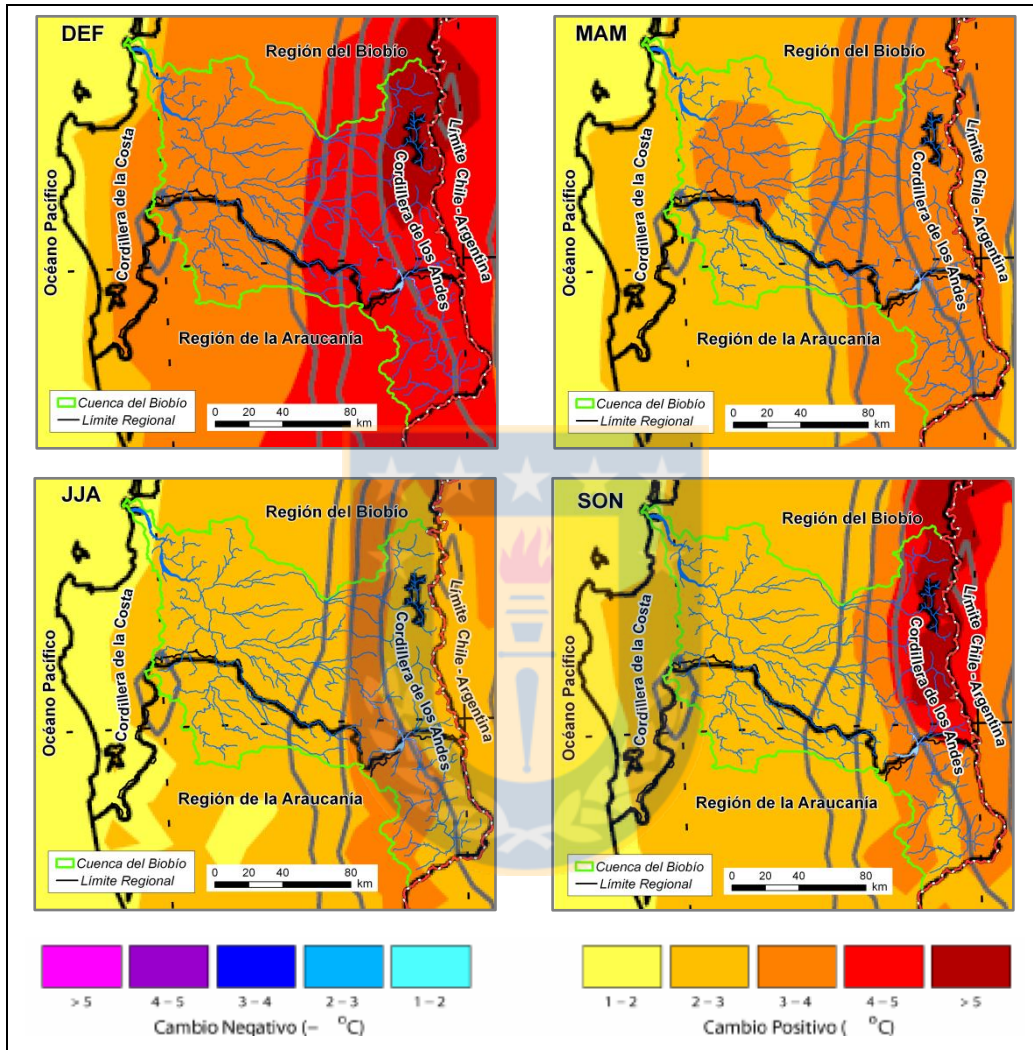


A pesar que sólo contienen el 0,01% de agua del mundo y cubren el 0,8% de la superficie terrestre, los ecosistemas dulceacuícolas son los más amenazados con respecto a su estructura y funcionamiento (Lake *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2000; Dudgeon *et al.*, 2006; Allan y Castillo, 2007). De acuerdo a Malmqvist y Rundle (2002), esta situación se debe principalmente a los asentamientos humanos que a través de múltiples vías han alterado las características físico-químicas del agua, así como también la diversidad de hábitats, morfología e hidrología del cauce. Varios estudios han confirmado que los impactos humanos tales como introducción de especies, fragmentación de hábitat y contaminación han puesto en peligro la riqueza y distribución de especies dulceacuícolas (Allan y Flecker, 1993; Fahrig, 2003; Smith, 2003; Dudgeon *et al.*, 2006). Sin embargo, esta situación podría ser más crítica a consecuencia del calentamiento global (e.g. cambios en los patrones térmicos e hídricos), el cual es considerado un estresor adicional que puede interactuar e interferir de manera compleja con los impactos existentes (Travis, 2003; Durance y Ormerod, 2007; Huber *et al.*, 2008), dejando un grado de incertidumbre mayor con respecto

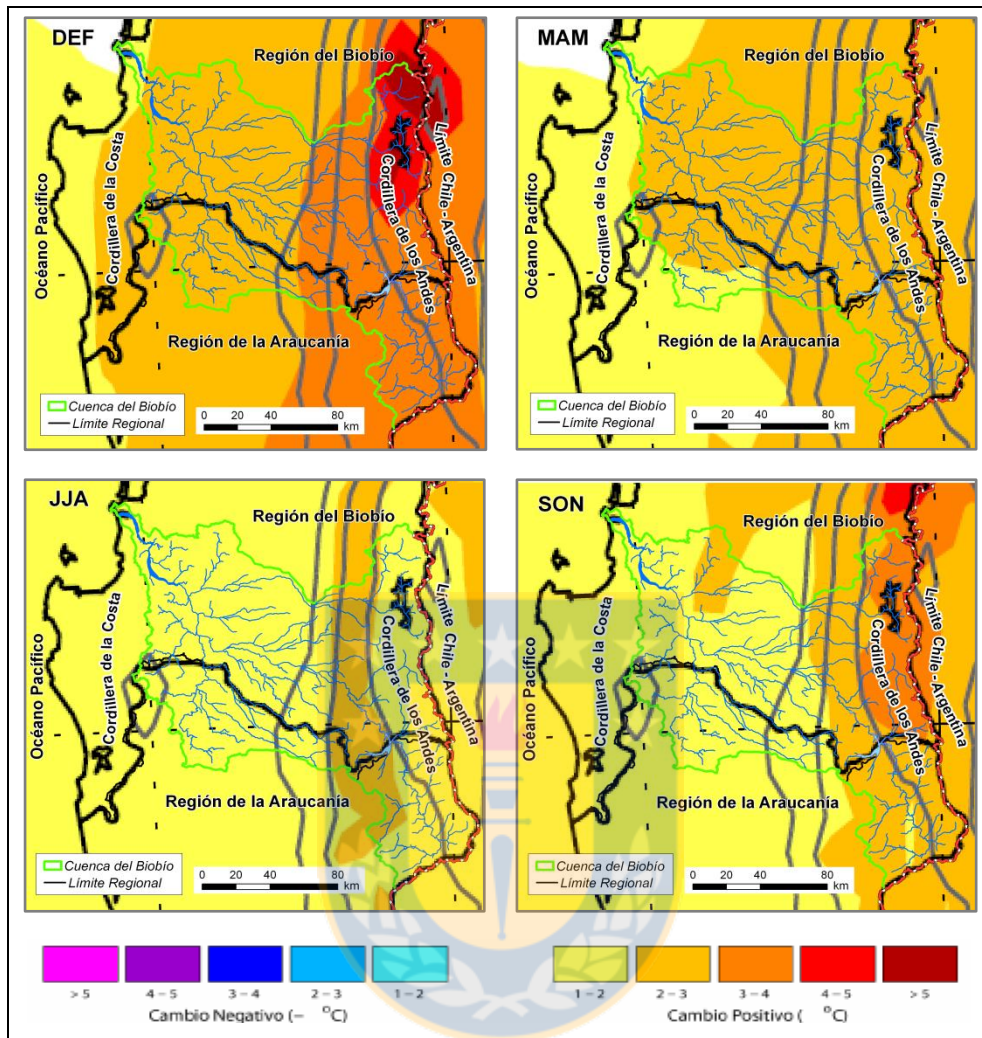
a la riqueza y distribución de las especies dulceacuícolas (Tilman y Lehman, 2001; Thuiller, 2004).

En general, los modelos climáticos para Sudamérica proyectan cambios en temperatura (aumento) y precipitación (disminución) (IPCC, 2007), los que a su vez concuerdan con la existencia de impactos tanto biológicos como físicos ya reportados en el continente (Rosenzweig *et al.*, 2008). En el caso particular de Chile, se esperan cambios importantes en temperatura y precipitación (Kleysteuber *et al.*, 2011), debido a la conformación latitudinal-altitudinal que presenta el país. Esta condición influye considerablemente en el desarrollo geográfico, climático y ecológico del país dando origen no sólo a una variedad de climas (desértico, tropical, mediterráneo, templado, continental y polar) (Hajek, 1991), sino también a ecosistemas fluviales térmicamente diferentes. Si bien no está considerado entre los países de mayor aporte a los gases de efecto invernadero (IEA, 2010), existe evidencia que el patrón térmico ha cambiado durante las últimas décadas. En dicho contexto, Carrasco *et al.* (2005) utilizando una serie de tiempo de 27 años en Chile central demuestran que el retroceso y adelgazamiento de glaciares durante el último tiempo estaría asociado al incremento en elevación de la isoterma del 0 °C. Similarmente, Falvey y Garreaud (2009) utilizando datos instrumentales a lo largo de un gradiente latitudinal (17 – 47 °S) demostraron que la temperatura del aire en el periodo entre 1979 – 2006 ha aumentado 0,28 °C (desviación estándar=  $\pm 0,34$  °C por década) en el sector andino y 0,18 °C (desviación estándar=  $\pm 0,14$  °C por década) en el valle central; mientras que hacia el sector costero se evidenciaron disminuciones que fluctuaron entre 0,12 °C ( $\pm 0,3$  °C/década) y 0,18 °C ( $\pm 0,11$  °C/década). Esta tendencia al aumento en el patrón de temperatura concuerda con las predicciones reportadas en el estudio de variabilidad climática para el siglo XXI desarrollado por CONAMA (2006), donde se prevé que la temperatura para el período 2071 – 2100 podría experimentar variaciones entre 2 – 4 °C bajo el escenario A2 (más severo) (Figura 1.1) y 1 – 2 °C bajo el escenario B2 (moderado) (Figura 1.2), siendo más acentuado hacia las zonas andinas durante la época estival y disminuyendo de norte a sur, e incluso en algunos sectores andinos se proyectan aumentos mayores a 5 °C. No obstante, para el régimen pluviométrico se espera una disminución de

20 – 25% entre Antofagasta y Puerto Montt; y bajo el escenario más severo se proyectan disminuciones del 50% en la zona centro-sur e incluso más de un cuarto del valor actual durante el verano.



**Figura 1.1.** Diferencias de temperaturas media diaria escenario A2 (futuro – presente) para las distintas estaciones del año. Periodo 2071 – 2100. (Fuente CONAMA (2006)).



**Figura 1.2.** Diferencias de temperaturas media diaria escenario B2 (futuro – presente) para las distintas estaciones del año. Periodo 2071 – 2100. (Fuente CONAMA (2006)).

Esta variabilidad temporal en los patrones climáticos –particularmente temperatura– puede ocasionar alteraciones importantes sobre el régimen térmico (Isaak y Hubert, 2001) de los sistemas fluviales, especialmente aquellos ubicados en la zona andina del centro-sur de Chile. Varios autores ya han descrito la importancia de la temperatura para la ecología fluvial y todos concuerdan que es una variable primaria para su funcionamiento debido a que influencia directamente procesos físicos, químicos (*e.g.* solubilidad de los gases) (Berner y Berner, 1996; Webb, 1996; Erickson y Stefan, 2000) y biológicos (*e.g.*

distribución y metabolismo de las especies) (Rieman *et al.*, 2007; Pörtner y Farrell, 2008; Durance y Ormerod, 2009). Particularmente, la variabilidad estacional de los ríos de bajo orden depende principalmente del factor climático, sobre todo aquellos parámetros que presentan una variabilidad interanual (*e.g.* estacionalidad del sol, temperatura del aire, viento y humedad relativa) (Malcolm *et al.*, 2004).

Desafortunadamente, el conocimiento que se tiene en relación al régimen térmico de los sistemas fluviales chilenos está sesgado a determinados tramos de ríos; por ejemplo, la mayoría de los estudios han sido desarrollados en tramos medios y bajos (Link *et al.*, 2009; Link *et al.*, 2012; Monsalve *et al.*, 2012), cuya estructura y funcionamiento ya ha sido modificada por las diversas actividades socioeconómicas que se desarrollan en la cuenca (Figuroa *et al.*, 2003; Karrasch *et al.*, 2006; Pauchard *et al.*, 2006; Figuroa *et al.*, 2007; Habit *et al.*, 2007; Aguayo *et al.*, 2009; Garcia *et al.*, 2011). Mientras que con la biota dulceacuícola ocurre una situación similar, ya que si bien es bastante conocida taxonómicamente aún falta el conocimiento ligado a aspectos ecológicos y distribucionales de las especies. En dicho contexto, los ríos andinos de la zona centro-sur parecen ser unidades ecológicas tipo para estimar la condición natural del régimen térmico. Tal zona presenta una marcada variabilidad ambiental asociada principalmente al clima mediterráneo que la caracteriza; con veranos cálidos y secos e inviernos fríos y húmedos (Gasith y Resh, 1999); por lo que es esperable que dichos sistemas sean altamente vulnerables a las fluctuaciones de temperatura (Whiteman, 2000; Jacobsen y Brodersen, 2008; Jacobsen y Marín, 2008), diferenciándolos fácilmente de los ríos de la depresión central y zona costera.

El resultado de esta alta variabilidad en el régimen de temperatura podría generar también un aumento en la variabilidad espacio-temporal de las comunidades dulceacuícolas (McElravy *et al.*, 1989); particularmente macroinvertebrados; dada su fisiología ectotérmica (Pörtner y Farrell, 2008), fuerte regulación térmica para supervivencia y desarrollo (Eriksen, 1964; Vannote y Sweeney, 1980; Bale *et al.*, 2002; McKie *et al.*, 2004; Kishi *et al.*, 2005), y limitado potencial evolutivo a tolerancias térmicas (Hogg y Williams, 1996; Dallas y Ketley, 2011).

Por lo tanto, cabe preguntarse si los sistemas fluviales andinos del centro-sur de Chile (VIII Región) pueden constituir áreas modelo para evaluar naturalmente la relación entre las fluctuaciones térmicas y la comunidad macrobentónica, asimismo pueden ser consideradas como áreas futuras de refugio para la biota amenazada a consecuencia de nuevos regímenes ambientales (*e.g.* aumento de la temperatura).

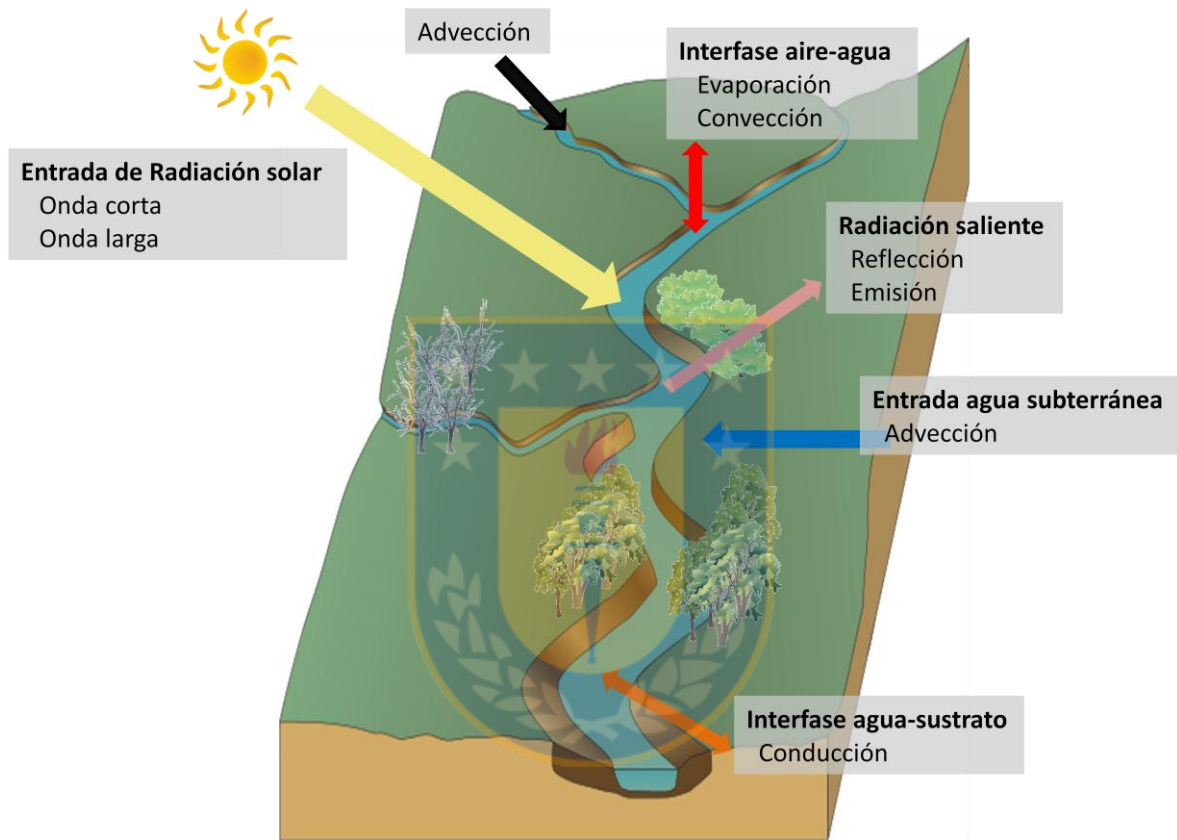
### ***Procesos y factores que influyen la temperatura en sistemas fluviales***

La condición ecológica de los sistemas fluviales está estrechamente asociada a la compleja interacción entre las características hidrológicas, geológicas, morfológicas, físico-químicas y biológicas (Allan y Castillo, 2007). Respecto a las características abióticas, la temperatura ha sido considerada como clave en la estructura y funcionamiento fluvial (Poff *et al.*, 1997; Caissie, 2006; Webb *et al.*, 2008).

Estudios previos han determinado que la temperatura que en un paisaje fluvial representa una combinación de entradas de energía desde diversas fuentes, incluidos factores externos y estructuras internas, las que íntegramente se relacionan y determinan la temperatura de un cauce (Poole y Berman, 2001; Johnson, 2004; Moore *et al.*, 2005). Esta multiplicidad de factores que influyen la temperatura hace que esta variable no sea una simple medida de cantidad de calor en el agua sino una concentración de calor en el río, la cual puede variar diaria, estacional y a lo largo de un gradiente latitudinal-altitudinal (Poole y Berman, 2001).

Según Hondzo y Stefan (1994), Silliman *et al.* (1995) y Brown *et al.* (2005), cinco son los procesos térmicos básicos que relacionan la dinámica térmica en ríos: (a) radiación; (b) evaporación; (c) convección; (d) conducción y (e) conversión de energía desde otras formas a calor; la suma conjunta de estos procesos representa y determina la cantidad de energía disponible para modificar la temperatura en la columna de agua (Webb, 1996) (ver Figura 1.3). La radiación es fundamental en la transferencia de calor y se rige por dos fuentes principales: el sol y la emitida a través de la superficie del agua, atmósfera, vegetación ribereña y las características topográficas; esta distinción es necesaria debido a que las

superficies (agua, roca, vegetación y suelo) emiten, absorben y reflejan diferencialmente la radiación (Larson y Larson, 1996), por lo tanto la determinación de calor en un cuerpo de agua natural está dado por las características sitio-específico, sobre todo los parámetros con variabilidad interanual (e.g. estacionalidad del sol, temperatura del aire, viento y humedad relativa) (Malcolm *et al.*, 2004).



**Figura 1.3.** Factores y procesos que regulan la temperatura en un ambiente fluvial

Secundaria, pero significativa como forma de intercambio de calor, la evaporación es función de la velocidad de viento y humedad relativa del aire; este proceso requiere de energía térmica para la conversión isotérmica del agua desde líquido a vapor y viceversa (Theurer *et al.*, 1984). Similarmente, la convección a menudo ha sido considerada una forma importante de calor en la interface aire-agua, como en la capacidad de circulación de aire, ya sea debido a diferencia en la velocidad del viento y/o temperatura. Por su parte, la conducción ocurre cuando existe un gradiente de temperatura entre dos materiales en

contacto molecular, este proceso se manifiesta en la superficie aire-agua y a lo largo del lecho del río (Poole y Berman, 2001). Finalmente, un proceso menos importante en el flujo de calor es la conversión de energía a calor, por ejemplo, cuando el agua fluye hacia abajo, la fricción del fluido genera calor a partir de la energía potencial que no se destina a otros usos (Theurer *et al.*, 1984). Por lo tanto, dada la complejidad de los procesos térmicos es posible clasificar las variables que afectan la temperatura en conductores (radiación solar, temperatura del aire) y procesos de aislación y/o amortiguación (morfología del canal, sombra, entrada de agua subterránea) (Poole y Berman, 2001).

En el caso de ríos pequeños –como los andinos chilenos– el régimen térmico depende primariamente de las condiciones meteorológicas locales, específicamente radiación solar y temperatura del aire (Isaak y Hubert, 2001); y secundariamente de factores como topografía y morfología del cauce (*e.g.* vegetación de ribera, aguas subterráneas, relación ancho-profundidad) (Poff y Ward, 1990; Royer y Minshall, 1997; Johnson, 2004; Moore *et al.*, 2005; Caissie, 2006). Alexander y Caissie (2003), demostraron que el intercambio de calor entre la atmósfera y superficie del agua explica gran parte de las fluctuaciones térmicas diarias en ríos pequeños y someros; no obstante dicho intercambio energético puede variar significativamente en relación a las características geomorfológicas del río (*e.g.* rápidos, rápidos-someros, pozas; Webb *et al.*, 2008). En tanto, Hari *et al.* (2006); Webb y Nobilis (2007) y Kaushal *et al.* (2010), utilizando amplias series de tiempo han demostrado que en ríos pequeños la temperatura del agua aumenta a medida que aumenta la temperatura del aire. Esta afirmación fue recientemente reportada por Van Vliet *et al.* (2011), quienes a partir de 157 estaciones fluviales de temperatura demuestran que aumentos en la temperatura del aire entre +2 y +6 °C provocarían un aumento entre +1.3 y +3.8 °C en la temperatura anual de los sistemas fluviales.

Desafortunadamente, la información que se tiene en cuanto al régimen térmico de los sistemas fluviales chilenos es limitada y corresponden a los estudios de Link *et al.* (2009), Monsalve *et al.* (2012) y Link *et al.* (2012). Dichos estudios demuestran que en tramos medios-bajos la radiación solar en conjunto con las variables hidrológicas del cauce



determina la distribución del régimen térmico. Lo anterior deja en evidencia que los factores climáticos son variables indispensables en el transporte y transferencia de calor entre el aire y el agua. Sin embargo, la limitada información que se tiene en relación a la dinámica y factores controladores de la temperatura en ríos andinos puede ser el inicio de nuevas investigaciones que permitan establecer las estructuras y procesos que influyen la temperatura en sistemas prístinos, de manera de proveer de un marco conceptual que permita comprender como las actividades humanas podrían modificar el patrón térmico, en particular el aumento de temperatura a consecuencia del calentamiento global, ya que se pronostica podría interactuar e inducir nuevos regímenes térmicos que exceden los límites de tolerancia de los organismos acuáticos (*e.g.* macroinvertebrados) afectando su conducta y fisiología, sobre todo el ensamble de especies nativas.

### ***Significancia ecológica de la temperatura en macroinvertebrados bentónicos***

La temperatura regula directamente procesos biológicos de ectotermos acuáticos (*e.g.* insectos), tales como tasa metabólica (Eriksen, 1964), de crecimiento (Vannote y Sweeney, 1980; Sweeney, 1984; Lillehammer *et al.*, 1989; Robinson y Minshall, 1998) y alimentación (Kishi *et al.*, 2005); fecundidad (Brittain, 1991) y emergencia (Watanabe *et al.*, 1999; McKie *et al.*, 2004); además tiene un rol importante en la distribución geográfica y riqueza de especies a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales (Vannote *et al.*, 1980; Ward y Stanford, 1982; Ward, 1985; Quinn y Hickey, 1990; Brussock y Brown, 1991; Hawkins *et al.*, 1997).

De acuerdo a Sweeney y Vannote (1978) los ríos que presentan fluctuaciones diarias de temperatura pueden albergar una mayor diversidad de organismos acuáticos, debido a que diversas especies pueden experimentar condiciones óptimas durante el día. Por lo que la sobrevivencia de una subpoblación de insectos acuáticos será óptima a regímenes de temperatura donde el crecimiento y fecundidad sean máximos, no obstante, ambos factores dependen de cómo la tasa de respiración específica se relacione con la temperatura (Vannote y Sweeney, 1980). Bajo esta premisa es posible caracterizar la sensibilidad de los

insectos en organismos euritermos y estenotermos, donde probablemente las especies con un mayor rango de tolerancia a la temperatura presenten mejores ventajas competitivas (Nevalainen y Luoto, 2010). Actualmente, Haidekker y Hering (2008), encontraron que diferencias sobre 3° C en la temperatura del agua cambian la composición comunitaria de insectos acuáticos en ríos de cabecera; lo que también se relaciona con lo reportado por Sweeney (1993) donde diferencias entre 2 y 5° C no sólo alteran la composición comunitaria sino también patrones claves en el ciclo de vida de insectos acuáticos. En tanto, Dallas y Rivers-Moore (2011) determinaron que Plecoptera y Amphipoda son grupos de macroinvertebrados altamente sensibles al estrés térmico.

Sin embargo, las condiciones climáticas futuras a consecuencia del calentamiento global podrían afectar directamente los patrones de temperatura (Harte *et al.*, 2004; Hering *et al.*, 2009). Esta modificación en el régimen térmico podría alterar profundamente la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos (Durance y Ormerod, 2007; Hering *et al.*, 2009), debido a que es probable que algunas especies reduzcan su rango de distribución geográfica hacia límites latitudinales y altitudinales más altos y fríos, mientras que otras podrían expandirse hacia límites latitudinales y altitudinales más cálidos (McCarty, 2001; Walther *et al.*, 2002; Parmesan y Yohe, 2003; Wilson *et al.*, 2005; Hickling *et al.*, 2006; Parmesan, 2006). Recientemente, Durance y Ormerod (2009) y Chessman (2009) evidenciaron que los efectos del calentamiento global sobre las especies dulceacuícolas serán amplios y generalizados, particularmente en los sistemas fluviales. Ello hace suponer que el riesgo de desaparición y/o extinción de las especies sea mayor que en otros sistemas (Revenga *et al.*, 2005), sobre todo en aquellas zonas donde las especies son endémicas y se encuentran restringidas a hábitats particulares.

En el caso de Chile, particularmente en los sistemas fluviales andinos, sería relevante desde el punto de vista de la conservación establecer relaciones entre los patrones térmicos y la composición comunitaria de macroinvertebrados, ya que la zona centro – sur es reconocida como *hotspot* para invertebrados bentónicos (Valdovinos, 2008). Por ejemplo, Palma y Figueroa (2008) reportaron que el 60% de las especies del grupo Plecoptera son endémicas

y están estrechamente relacionados con la temperatura, similar a lo reportado por Valdovinos *et al.* (2010) pero en sistemas patagónicos. Además, proyecciones climáticas futuras prevén que dichas zonas experimentarán cambios importantes en los patrones de temperatura, en algunos casos superiores a 5 °C.



## **HIPÓTESIS**

De acuerdo a la proyección de los modelos climáticos se prevé un aumento en la temperatura del aire entre 2-5°C para Chile Central, afectando de mayor manera a la zona andina. Este incremento afectará directamente el régimen térmico de los ecosistemas fluviales, por lo cual se plantea que:

- i) Se produzca una modificación en el ensamble comunitario macroinvertebrados bentónicos, particularmente de aquellas familias sensibles o poco tolerantes al estrés térmico; y
- ii) El riesgo de desaparición de familias de macroinvertebrados sea mayor a escala local que a nivel regional.

## **OBJETIVOS**

### **Objetivo General**

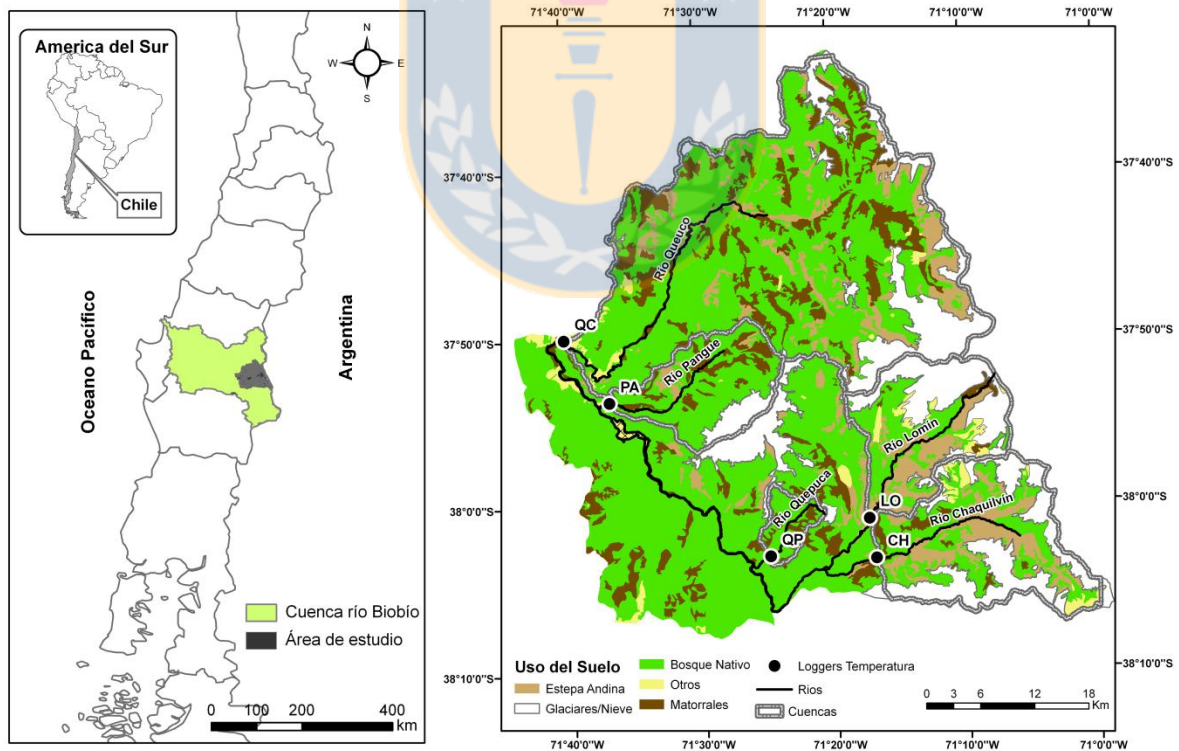
Evaluar el efecto de la temperatura y la potencial influencia del calentamiento global sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en ríos andinos de la zona centro-sur de Chile.

### **Objetivos Específicos**

1. Realizar una caracterización anual del régimen térmico de ríos andinos de la zona centro-sur de Chile.
2. Identificar y cuantificar la macrofauna bentónica de los ríos andinos previamente analizados.
3. Definir los óptimos y el rango de tolerancia de temperatura de la macrofauna bentónica en los ríos estudiados.
4. Estimar el riesgo provocado por el aumento de la temperatura proyectado para Chile Central sobre la macrofauna bentónica.

## ÁREA DE ESTUDIO

El área donde se desarrollo esta investigación se localizó en el sector andino de la cuenca del río Biobío y consideró los ríos: Lomín, Chaquilvín, Quepuca, Pangué, Queco (Figura 1.4). Todos los sistemas fluviales estudiados presentan características climáticas típica de ríos mediterráneos (Gasith y Resh, 1999). Su régimen hidrológico presenta dos crecidas importante durante el año, una en invierno asociado a precipitaciones y otra en primavera a consecuencia del deshielo de la nieve. El sedimento de la zona de estudio está constituido principalmente por un conglomerado de roca ígnea con intrusiones sedimentarias, asociados fundamentalmente a las características fluvio-glacio-volcánica de la zona (Mardones *et al.*, 1992). El sustrato del lecho del río consiste en una mezcla de cantos rodados, piedras, grava y arena, mientras que la vegetación está constituida por una mezcla entre bosque nativo perenne (e.g. *Drymis winteri*), caducifolio (*Nothofagus spp.*), matorral y estepa andina (Hajek, 1991; Dallman, 1998).



**Figura 1.4.** Localización del área de estudio de la presente tesis.

## BIBLIOGRAFÍA

AGUAYO, M., A. PAUCHARD, G. AZOCAR & O. PARRA. 2009. Land use change in the south central Chile at the end of the 20(th) century. Understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82 (3): 361-374.

ALEXANDER, M.D. & D. CAISSIE. 2003. Variability and Comparison of Hyporheic Water Temperatures and Seepage Fluxes in a Small Atlantic Salmon Stream1. *Ground Water*, 41 (1): 72-82.

ALLAN, J.D. & M.M. CASTILLO. 2007. *Stream Ecology Structure and function of running waters*. Springer. Dordrecht, Netherlands.

ALLAN, J.D. & A.S. FLECKER. 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. *BioScience*, 43 (1): 32-43.

BALE, J.S., G.J. MASTERS, I.D. HODKINSON, C. AWMACK, T.M. BEZEMER, V.K. BROWN, J. BUTTERFIELD, A. BUSE, J.C. COULSON, J. FARRAR, J.E. GOOD, R. HARRINGTON, S. HARTLEY, T.H. JONES, R.L. LINDROTH, M.C. PRESS, I. SYMRNIODIS, A.D. WATT & J.B. WHITTAKER. 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8 (1-16):

BERNER, E.K. & R.A. BERNER. 1996. *Global environment: Water, air and geochemical cycles*. Prentice Hall, Old Tappan. New Jersey.

BRITTAIN, J. 1991. Effect of temperature on egg development in the Australian stonefly genus, *Austrocercella* Illies (Plecoptera : Notonemouridae). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 107-114.

BROWN, L.E., D.M. HANNAH & A.M. MILNER. 2005. Spatial and temporal water column and streambed temperature dynamics within an alpine catchment: implications for benthic communities. *Hydrological Processes*, 19 (8): 1585-1610.

BRUSSOCK, P.P. & A.V. BROWN. 1991. Riffle-pool geomorphology disrupts longitudinal patterns of stream benthos. *Hydrobiologia*, 220 (2): 109-117.

CAISSIE, D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1389-1406.

CARRASCO, J.F., G. CASASSA & J. QUINTANA. 2005. Changes of the 0°C isotherm and the equilibrium line altitude in central Chile during the last quarter of the 20th century *Hydrological Sciences Journal*, 50 (6): 933-948.

CONAMA. 2006. *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*. Departamento de Geofísica, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

CHESSMAN, B.C. 2009. Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. *Global Change Biology*, 15 (11): 2791-2802.

DALLAS, H. & N. RIVERS-MOORE. 2011. Critical Thermal Maxima of aquatic macroinvertebrates: towards identifying bioindicators of thermal alteration. *Hydrobiologia*: 1-16.

DALLAS, H.F. & Z.A. KETLEY. 2011. Upper thermal limits of aquatic macroinvertebrates: Comparing critical thermal maxima with 96-LT50 values. *Journal of Thermal Biology*, 36 (6): 322-327.

DALLMAN, P.R. 1998. *Plant life in the world's mediterranean climates*. University of California Press. Los Angeles.

DUDGEON, D., A.H. ARTHINGTON, M.O. GESSNER, Z.-I. KAWABATA, D.J. KNOWLER, C. LÉVÊQUE, R.J. NAIMAN, A.-H. PRIEUR-RICHARD, D. SOTO, M.L.J. STIASSNY & C.A. SULLIVAN. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 (2): 163-182.

DURANCE, I. & S.J. ORMEROD. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13 (5): 942-957.

DURANCE, I. & S.J. ORMEROD. 2009. Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54 (2): 388-405.

ERICKSON, T.R. & H.G. STEFAN. 2000. Linear air-water temperature correlations for streams during open water periods. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5 (3): 317-321.

ERIKSEN, C.H. 1964. Evidence of a spring rise in metabolic rate in the burrowing mayfly ephemera simulans Walker. *Hydrobiologia*, 23 (3-4): 506-510.

FAHRIG, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 487-515.

FALVEY, M. & R.D. GARREAUD. 2009. Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006). *Journal of Geophysical Research*, 114 (D4): D04102.

FIGUEROA, R., A. PALMA, V. RUIZ & X. NIELL. 2007. Comparative analysis of biotic indexes used to evaluate water quality in a Mediterranean river of Chile: Chillan River, VIII Region. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80 (2): 225-242.



FIGUEROA, R., C. VALDOVINOS, E. ARAYA & O. PARRA. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76: 275-285.

GARCIA, A., K. JORDE, E. HABIT, D. CAAMANO & O. PARRA. 2011. Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27 (3): 312-327.

GASITH, A. & V.H. RESH. 1999. Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 51-81.

HABIT, E., M.C. BELK & O. PARRA. 2007. Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 17 (1): 37-49.

HAIDEKKER, A. & D. HERING. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42 (3): 463-481.

HAJEK, E. 1991. Medio Ambiente en Chile. En: *La situación ambiental en América Latina*. E. HAJEK (eds.): 237-294. Buenos Aires.

HARI, R.E., D.M. LIVINGSTONE, R. SIBER, P. BURKHARDT-HOLM & H. GUTTINGER. 2006. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biology*, 12 (1): 10-26.

HARTE, J., A. OSTLING, J. GREEN & A. KINZIG. 2004. Climate change and extinction risk. *Nature*, 430: 145-148.

HAWKINS, C.P., J.N. HOGUE, L.M. DECKER & J.W. FEMINELLA. 1997. Channel Morphology, Water Temperature, and Assemblage Structure of Stream Insects. *Journal of the North American Benthological Society*, 16 (4): 728-749.

HERING, D., A. SCHMIDT-KLOIBER, J. MURPHY, S. LÜCKE, C. ZAMORA-MUÑOZ, M.J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ, T. HUBER & W. GRAF. 2009. Potential impact of climate change on aquatic insects: A sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences*, 71 (1): 3-14.

HICKLING, R., D.B. ROY, J.K. HILL, R. FOX & C.D. THOMAS. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12 (3): 450-455.

HOGG, I.D. & D.D. WILLIAMS. 1996. Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: an ecosystem-level manipulation. *Ecology*, 77 (2): 395-407.

HONDZO, M. & H.G. STEFAN. 1994. Riverbed heat conduction prediction. *Water Resour. Res.*, 30 (5): 1503-1513.

HUBER, V., R. ADRIAN & D. GERTEN. 2008. Phytoplankton response to climate warming modified by trophic state. *Limnology and Oceanography*, 53 (1): 1-13.

IEA. 2010. *Key World Energy Statistics 2010*. Paris.

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

ISAAK, D.J. & W.A. HUBERT. 2001. A hypothesis about factors that affect maximum summer stream temperatures across montane landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (2): 351-366.

JACOBSEN, D. & K.P. BRODERSEN. 2008. Are altitudinal limits of equatorial stream insects reflected in their respiratory performance? *Freshwater Biology*, 53: 2295–2308.

JACOBSEN, D. & R. MARÍN. 2008. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*, 42 (4): 643-656.

JOHNSON, S.L. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 (6): 913-923.

KARRASCH, B., O. PARRA, H. CID, M. MEHRENS, P. PACHECO, R. URRUTIA, C. VALDOVINOS & C. ZAROR. 2006. Effects of pulp and paper mill effluents on the microplankton and microbial self-purification capabilities of the Biobio River, Chile. *Science of the Total Environment*, 359 (1-3): 194-208.

KAUSHAL, S.S., G.E. LIKENS, N.A. JAWORSKI, M.L. PACE, A.M. SIDES, D. SEEKELL, K.T. BELT, D.H. SECOR & R.L. WINGATE. 2010. Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8 (9): 461-466.

KISHI, D., M. MURAKAMI, S. NAKANO & K. MAEKAWA. 2005. Water temperature determines strength of top-down control in a stream food web. *Freshwater Biology*, 50 (8): 1315-1322.

KLEysteUBER, A., S. VICUÑA, F. MEZA & N. BAMBACH. 2011. Vulnerabilidad del país y su adaptación al cambio climático. En: *Segunda Comunicación Nacional de Chile*

ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. 129-181. Ministerio del Medio Ambiente. Santiago, Chile.

LAKE, P.S., M.A. PALMER, P. BIRO, J. COLE, A.P. COVICH, C. DAHM, J. GIBERT, W. GOEDKOOP, K. MARTENS & J. VERHOEVEN. 2000. Global change and the biodiversity of freshwater ecosystems: Impacts on linkages between above-sediment and sediment biota. *BioScience*, 50 (12): 1099-1107.

LARSON, L.L. & S.L. LARSON. 1996. Riparian Shade and Stream Temperature: A Perspective. *Rangelands*, 18 (4): 149-152.

LILLEHAMMER, A., J.E. BRITTAIN, S.J. SALTVEIT & P.S. NIELSEN. 1989. Egg development, nymphal growth and life-cycle strategies in Plecoptera. *Holarctic Ecology*, 12 (2): 173-186.

LINK, O., A. HUERTA, A. STEHR, A. MONSALVE, C. MEIER & M. AGUAYO. 2012. The solar-to-stream power ratio: A dimensionless number explaining diel fluctuations of temperature in mesoscale rivers. *River Research and Applications*, 29 (6): 792-803.

LINK, O., A. MONSALVE, A. STEHR, A. GARCÍA & R. URRUTIA. 2009. Régimen Térmico del Río Itata. En: *La Cuenca Hidrográfica del Río Itata, Aportes Científicos Para Su Gestión Sustentable*. O. PARRA, J. C. CASTILLA, H. ROMERO, R. QUIÑONES & A. CAMAÑO (eds.): 44-57. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile.

MALCOLM, I.A., D.M. HANNAH, M.J. DONAGHY, C. SOULSBY & A.F. YOUNGSON. 2004. The influence of riparian woodland on the spatial and temporal variability of stream water temperatures in an upland salmon stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (3): 449-459.

MALMQVIST, B. & S. RUNDLE. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 19 (2): 134-153.

MARDONES, M., E. JAQUE & D. ZAIO. 1992. *Geomorfología de la hoya hidrográfica del río Bio-bío*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.

MCCARTY, J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology*, 15 (2): 320-331.

MCELRAVY, E.P., G.A. LAMBERTI & V.H. RESH. 1989. Year-to-year variation in the aquatic macroinvertebrate fauna of a Northern California stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1): 51-63.

MCKIE, B.G., P.S. CRANSTON & R.G. PEARSON. 2004. Gondwanan mesotherms and cosmopolitan eurytherms: effects of temperature on the development and survival of Australian Chironomidae (Diptera) from tropical and temperate populations. *Marine and Freshwater Research*, 55 (8): 759-768.

MONSALVE, A., O. LINK & A. STEHR. 2012. Régimen Térmico de Ríos: Desarrollo, Verificación y Aplicación de un Modelo Numérico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3 (4): 41-56.

MOORE, R.D., D.L. SPITTLEHOUSE & A. STORY. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (4): 813-834.

MOORE, R.D., P. SUTHERLAND, T. GOMI & A. DHAKAL. 2005. Thermal regime of a headwater stream within a clear-cut, coastal British Columbia, Canada. *Hydrological Processes*, 19 (13): 2591-2608.

NEVALAINEN, L. & T.P. LUOTO. 2010. Temperature sensitivity of gamogenesis in littoral cladocerans and its ecological implications. *Journal of Limnology; Vol 69, No 1 (2010)*:

PALMA, A. & R. FIGUEROA. 2008. Latitudinal diversity of plecoptera (Insecta) on local and global scales. *Illiesia*, 4 (8): 81-90.

PARMESAN, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37 (1): 637-669.

PARMESAN, C. & G. YOHE. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421 (6918): 37-42.

PAUCHARD, A., M. AGUAYO, E. PENA & R. URRUTIA. 2006. Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepcion, Chile). *Biological Conservation*, 127 (3): 272-281.

POFF, N.L., J.D. ALLAN, M.B. BAIN, J.R. KARR, K.L. PRESTEGAARD, B.D. RICHTER, R.E. SPARKS & J.C. STROMBERG. 1997. The natural flow regime. *BioScience*, 47 (11): 769-784.

POFF, N.L. & J.V. WARD. 1990. Physical habitat templates of lotic systems - recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14 (5): 629-645.

POOLE, G.C. & C.H. BERMAN. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management*, 27 (6): 787-802.

PÖRTNER, H.O. & A.P. FARRELL. 2008. Physiology and Climate Change. *Science*, 322 (5902): 690-692.

QUINN, J.M. & C.W. HICKEY. 1990. Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New-Zealand rivers in relation to environmental-factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24 (3): 387-409.

REVENGA, C., I. CAMPBELL, R. ABELL, P. DE VILLIERS & M. BRYER. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360 (1454): 397-413.

RIEMAN, B.E., D. ISAAK, S. ADAMS, D. HORAN, D. NAGEL, C. LUCE & D. MYERS. 2007. Anticipated Climate Warming Effects on Bull Trout Habitats and Populations Across the Interior Columbia River Basin. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136 (6): 1552-1565.

ROBINSON, C.T. & G.W. MINSHALL. 1998. Macroinvertebrate communities, secondary production, and life history patterns in two adjacent streams in Idaho, USA. *Archiv für Hydrobiologie*, 142 (3): 257-281.

ROSENZWEIG, C., D. KAROLY, M. VICARELLI, P. NEOFOTIS, Q. WU, G. CASASSA, A. MENZEL, T.L. ROOT, N. ESTRELLA, B. SEGUIN, P. TRYJANOWSKI, C. LIU, S. RAWLINS & A. IMESON. 2008. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. *Nature*, 453 (7193): 353-357.

ROYER, T.V. & G.W. MINSHALL. 1997. Temperature patterns in small streams following wildfire. *Archiv für Hydrobiologie*, 140 (2): 237-242.

SALA, O.E., F.S. CHAPIN, J.J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD, L.F. HUENNEKE, R.B. JACKSON, A. KINZIG, R. LEEMANS, D.M. LODGE, H.A. MOONEY, M.N. OESTERHELD, N.L. POFF, M.T. SYKES, B.H. WALKER, M. WALKER & D.H. WALL. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287 (5459): 1770-1774.

SILLIMAN, S., J. RAMIREZ & R. MCCABE. 1995. Quantifying downflow through creek sediments using temperature time series: one-dimensional solution incorporating measured surface temperature. *Journal of Hydrology*, 167 (1-4): 99-119.

SMITH, V. 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139.

SWEENEY, B.W. 1984. Factors influencing life-history patterns of aquatic insects. En: *The Ecology of aquatic insects*. V. RESH & D. M. ROSENBERG (eds.): 56–100. Praeger Publishers. New York.

SWEENEY, B.W. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North America. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*: 291-340.

SWEENEY, B.W. & R.L. VANNOTE. 1978. Size variation and the distribution of hemimetabolous aquatic insects two thermal equilibrium hypotheses. *Science*, 200: 444-446.

THEURER, F.D., K.A. VOOS & W.J. MILLER. 1984. Instream water temperature model. *Instream Flow Information Paper 16*, U.S. Fish and Wildlife Service: FWS/OBS-85/15.

THUILLER, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10 (12): 2020-2027.

TILMAN, D. & C. LEHMAN. 2001. Human-caused environmental change: Impacts on plant diversity and evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98 (10): 5433-5440.

TRAVIS, J.M.J. 2003. Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270 (1514): 467-473.

VALDOVINOS, C. 2008. Invertebrados Dulceacuícolas. En: *Biodiversidad de Chile: patrimonio y desafíos*. O. LIBROS (eds.): 202-222. CONAMA. Santiago, Chile.



VALDOVINOS, C., A. KIESSLING, M. MARDONES, C. MOYA, A. OYANEDEL, J. SALVO, V. OLMOS & O. PARRA. 2010. Distribution of macroinvertebrates (Plecoptera and Aeglidae) in fluvial ecosystems of the Chilean Patagonia: Do they show biological signals of the postglacial geomorphological evolution? *Revista Chilena de Historia Natural*, 83 (2): 267-287.

VAN VLIET, M.T.H., F. LUDWIG, J.J.G. ZWOLSMAN, G.P. WEEDON & P. KABAT. 2011. Global river temperatures and sensitivity to atmospheric warming and changes in river flow. *Water Resources Research*, 47 (2): W02544.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

VANNOTE, R.L. & B.W. SWEENEY. 1980. Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities. *The American Naturalist*, 115 (5): 667-695.

WALTHER, G.-R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T.J.C. BEEBEE, J.-M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERGI & F. BAIRLEIN. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.

WARD, J.V. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia*, 125 (1): 31-46.

WARD, J.V. & J.A. STANFORD. 1982. Thermal Responses in the Evolutionary Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*, 27 (1): 97-117.

WATANABE, N.C., I. MORI & I. YOSHITAKA. 1999. Effect of water temperature on the mass emergence of the mayfly *Ephoron shigae* in a Japanese river (Ephemeroptera: Polymitarcyidae). *Freshwater Biology*, 41: 537-541.

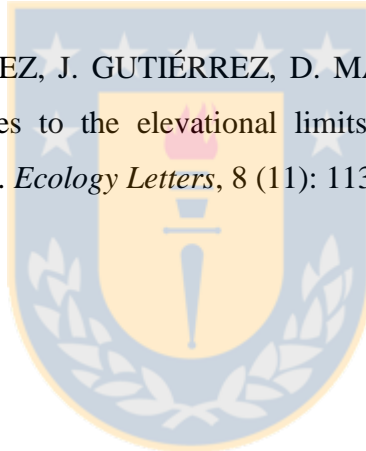
WEBB, B.W. 1996. Trends in stream and river temperature. *Hydrological Processes*, 10 (2): 205-226.

WEBB, B.W., D.M. HANNAH, R.D. MOORE, L.E. BROWN & F. NOBILIS. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22 (7): 902-918.

WEBB, B.W. & F. NOBILIS. 2007. Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. *Hydrological Sciences Journal*, 52 (1): 74-85.

WHITEMAN, D. 2000. *Mountain Meteorology*. Oxford University Press. New York.

WILSON, R.J., D. GUTIÉRREZ, J. GUTIÉRREZ, D. MARTÍNEZ, R. AGUDO & V.J. MONSERRAT. 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8 (11): 1138-1146.



# CAPÍTULO 1: COMPORTAMIENTO TÉRMICO EN RÍOS MEDITERRÁNEOS ANDINOS DE LA ZONA CENTRO-SUR DE CHILE



**PABLO PEDREROS, MEYER GUEVARA, RICARDO FIGUEROA,**

**ALBERTO ARANEDA, ALEJANDRA STEHR, OSCAR LINK & ROBERTO URRUTIA**

Limnetica 32 (1): 87-96

Pederos, P., M. Guevara, R. Figueroa, A. Araneda, A. Stehr, O. Link & R. Urrutia. 2013. Comportamiento térmico en ríos mediterráneos alto-andinos de la zona centro-sur de Chile. *Limnetica*, **32** (1): 87-96.

## RESUMEN

A pesar de la importancia que tiene la temperatura en los sistemas fluviales, el conocimiento de su variabilidad espacio-temporal en ríos de Chile es limitado. Tales estudios son necesarios para aclarar la importancia relativa de los factores locales en controlar la temperatura de los ríos. La presente investigación tuvo por objetivo caracterizar el régimen térmico de cinco ríos alto-andinos de la Región del Biobío a través de un gradiente altitudinal. Los resultados muestran que existe una variabilidad espacio-temporal en la temperatura del agua con un incremento relativamente rápido de la temperatura a mediados de diciembre, manteniéndose en enero y febrero, para disminuir rápidamente a principio de marzo y abril. La heterogeneidad térmica encontrada en la zona alto-andina de la cuenca del río Biobío deja de manifiesto que las características geomorfológicas de cada sitio son relevantes en regular la temperatura del agua, asociada principalmente a la altitud y sombra, esta última generada principalmente por las altas montañas y en algunos casos la vegetación arbórea. Sin embargo, como consecuencia del calentamiento global, se prevén cambios principalmente en las temperaturas medias máximas y mínimas, las que ocasionarían un severo estrés sobre organismos estenotermos. Por lo tanto, un conocimiento detallado de la temperatura en ríos andinos podría proveer de información necesaria para direccionar la mitigación de los impactos asociados al calentamiento global.

*Palabras Claves:* Factores locales, patrón altitudinal, régimen térmico, ríos andinos

## ABSTRACT

Despite of the importance of temperature in the fluvial ecosystems, the knowledge of the spatial and temporal variability in Andean rivers is limited being necessary to clarify the relative importance of site-specific factors in controlling the temperature of rivers. The aim of this research was to characterize the thermal regime of five Andean streams through an altitudinal gradient. The results show that there is a spatio-temporal variability in water temperature with a relatively rapid rise in temperature in mid-December, being stable in

January and February, and a rapid decrease at the beginning of March and April. The thermal heterogeneity recorded in the high Andean zone of the Biobio River Basin makes it clear that geomorphology characteristics of each site are important in regulating water temperature, associated mainly with the altitude and shade; this latter mainly generated by high mountains and in some cases the timberline. It is thought that thermal variability, mainly the maximum and minimum mean temperatures; causing severe stress on stenotherm organisms. Therefore, a deeper knowledge of the rivers temperature is essential for the management and future protection of the freshwater ecosystems, besides also could provide with the necessary information to mitigate the impacts associated to the global warming.

*Keywords:* Altitudinal pattern, Andean streams, local factors, thermal regime



## INTRODUCCIÓN

La temperatura es una de las variables del hábitat físico más importante en los ecosistemas fluviales, debido a que afecta la respuesta ecológica funcional y estructural de los organismos acuáticos (Vannote y Sweeney, 1980; Hawkins *et al.*, 1997; Jacobsen *et al.*, 1997), así como, las reacciones físico-químicas que ocurren en dichos sistemas (Berner y Berner, 1996; Webb, 1996; Erickson y Stefan, 2000). No obstante, el conocimiento ligado a la variabilidad térmica natural de los ríos es limitado, dado el nivel de alteración que presentan estos sistemas (Malmqvist y Rundle, 2002). Además de esto, se proyecta que la temperatura superficial del planeta seguirá aumentando como resultado del calentamiento global (3-5 °C durante los próximos años; IPCC, 2007), lo cual condicionaría no sólo los regímenes térmicos estacionales, sino también la respuesta ecológica de los sistemas fluviales, principalmente la distribución de las especies dulceacuícolas (Heino, 2002; Caissie, 2006; Brown *et al.*, 2007).

En condiciones naturales, el factor climático es el principal modelador de la temperatura en ríos, sobre todo aquellos parámetros que presentan una variabilidad interanual (e.g.

estacionalidad del sol, temperatura del aire, viento y humedad relativa; Malcolm *et al.*, 2004). Sin embargo, también existen factores locales (e.g. vegetación de ribera, aguas subterráneas) que contribuyen a la heterogeneidad térmica, los cuales han sido identificados por Alexander y Caissie (2003), Johnson (2004), Royer y Minshall (1997) y Poff y Ward (1990). Estos factores raramente influyen de forma independiente la temperatura, por lo que su importancia es un desafío, debido a que pueden variar en forma diaria, estacional, así como espacialmente. Estudios desarrollados durante las últimas décadas han permitido constatar que la radiación solar de onda corta y temperatura del aire son los reguladores primarios de la temperatura en sistemas fluviales (Sinokrot y Stefan, 1994; Webb y Zhang, 1997; Evans *et al.*, 1998). Alexander & Caissie (2003) demuestran que el intercambio de calor entre la atmósfera y la superficie del agua explica gran parte de las fluctuaciones térmicas diarias en ríos someros. Sin embargo, la naturaleza del intercambio energético puede variar significativamente de acuerdo a las características geomorfológicas del río (e.g. rápidos, rápidos-someros, pozas; Webb *et al.*, 2008).

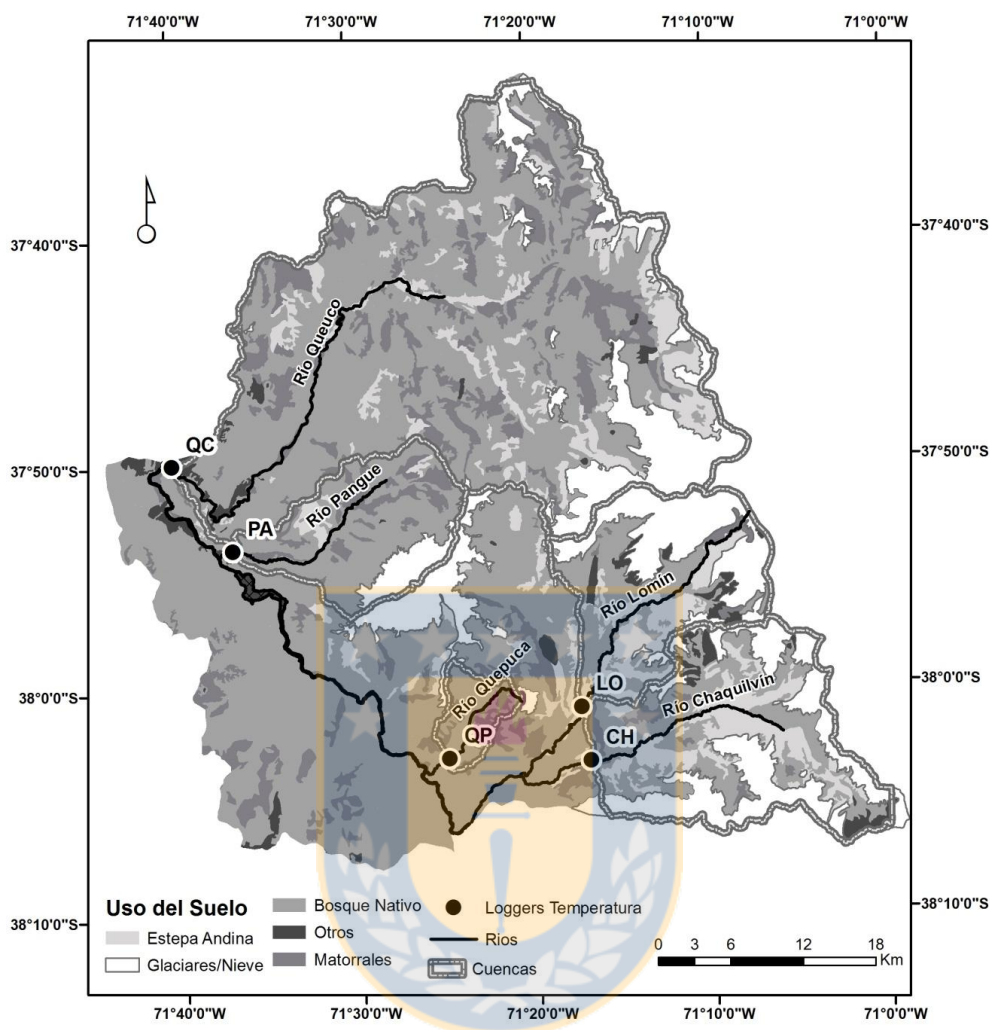
En Chile, la diversidad geológica y continental conforma una realidad territorial latitudinal-altitudinal, de tal magnitud, que permite diferenciar térmicamente una variedad de ecosistemas acuáticos. Sin embargo, los estudios de régimen térmico son muy limitados conociéndose sólo los de Link *et al.* (2012), Monsalve *et al.* (2012) y Link *et al.* (2009). Esto genera una escasez de información sobre la dinámica y heterogeneidad térmica de los ríos en condiciones naturales. En este contexto, los ríos alto-andinos se presentan como unidades ecológicas favorables para estudiar los patrones térmicos, ya que a menudo se encuentran escasamente alterados y presentan un gradiente térmico que depende marcadamente de las condiciones ambientales locales y la fuente que los alimenta (e.g. glaciar, subterránea y/o termal). Ambos factores son importantes en moderar las temperaturas (Poole y Berman, 2001; Caissie, 2006), particularmente las altas temperaturas estivales que aumentarían como consecuencia del calentamiento global (Falvey y Garreaud, 2009), siendo limitante para la distribución y supervivencia futura de ciertas especies acuáticas (e.g. Plecoptera; Palma y Figueroa, 2008) de zonas andinas. De acuerdo con lo planteado anteriormente, el objetivo del presente trabajo es caracterizar el régimen térmico

de cinco ríos alto-andinos de la Región del Biobío a través de un gradiente altitudinal, para identificar los factores locales que afectan la temperatura de los ríos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### *Área de estudio*

La zona de estudio se localizó entre los 37,74 – 38,08 °S; 71,39-71,14 °W y consideró cinco ríos alto-andinos de la cuenca del Río Biobío: Lomín, Chaquilvín, Quepuca, Pangué y Queuco (Fig. 2.1). Todos los sitios presentan características climáticas típica de ríos mediterráneos (Gasith y Resh, 1999). El régimen hidrológico de todos los sitios es descrito como pluvio-nival, con pico de máximo caudal en invierno y primavera. El sedimento de la zona de estudio está constituido principalmente por un conglomerado de roca ígnea con intrusiones sedimentarias, asociados fundamentalmente a las características fluvio-glacio-volcánica de la zona (Mardones *et al.*, 1992). El sustrato acuático consiste en una mezcla de cantos rodados, piedras, grava y arena, mientras que la vegetación está constituida por una mezcla entre bosque nativo perenne (e.g. *Drymis winteri*), caducifolio (*Nothofagus spp.*), matorral y estepa andina (Hajek, 1991; Dallman, 1998). La Figura 2.1, muestra el uso de suelo de cada una de las microcuencas estudiadas. Los tramos de río fueron clasificados de acuerdo a sus diferencias en altitud, ríos de mayor altura (> 800 msnm) con mezcla de matorral y estepa alto andina; de altitud media (500-800 msnm) con bosque achaparrado y renoval nativo y de baja altitud (<500 msnm) con mezcla de bosque y renoval nativo. El renoval nativo corresponde al bosque nativo secundario originado de semillas y/o reproducción vegetativa después de una perturbación antrópica o natural. Cada sitio de estudio fue caracterizado incluyendo datos geográficos, además de características físicas del río (Tabla 2.1).



**Figura 2.1.** Localización de los sitios de estudio en el sector andino de la cuenca del río Biobío. *Location of study sites in the Andean zone of the Biobio River basin.*

### ***Recolección de datos***

El registro térmico del agua y aire fue medido continuamente utilizando registradores de datos marca HOBO modelo UA-001-08 (-20° a 70°C), con una precisión de  $\pm 0.5$  °C. Estos fueron programados mediante el software HOBOWare para registrar y almacenar la temperatura a intervalos de 15 min, además se calibraron durante 24 horas previo instalación en cada sitio de estudio, siguiendo la metodología basada en Haidekker y Hering (2008). Los registradores se introdujeron en tubos de PVC (diámetro= 35 mm;



longitud= 15 cm) a fin de evitar que recibieran radiación directa que alterara la temperatura del sensor. El área de drenaje, distancia desde el origen y orden del río de cada sitio de muestreo fue obtenida desde cartografía IGM (Instituto Geográfico Militar; 1:50.000), mientras que, la ubicación geográfica y altitud (msnm) fue determinada utilizando un GPS Garmin Xtrex. El ancho y profundidad media se estimaron *in situ* en cada lugar de muestreo. La velocidad de la corriente se midió con un velocímetro digital Flow Probe modelo FP111.

**Tabla 2.1.** Caracterización física de los cinco ríos alto-andinos estudiados durante Julio 2010 a Junio 2011. LO= Lomín; CH= Chaquilvín; QP= Quepuca; PA= Pangue y QC= Queuco. Physical characterization of the five high Andean rivers studied during July 2010 and June 2011. LO= Lomín; CH= Chaquilvín; QP= Quepuca; PA= Pangue y QC= Queuco.

Sitio	LO	CH	QP	PA	QC
Localización	38° 00' 57.24" S 71° 17' 24.02" W	38° 03' 21.5" S 71° 16' 52.29" W	38° 03' 8.05" S 71° 24' 57.22" W	37° 53' 45.04" S 71° 36' 51.79" W	37° 49' 56.9" S 71° 40' 12.54" W
Altitud (ms.n.m.)	936	882	750	475	370
Área de la cuenca (km <sup>2</sup> )	214.52	298.92	35.32	156.03	983.61
Aspecto	E	NE	NE	NO	E
Ancho máximo del río (m)	8 - 12	18 - 25	5 - 7	7 - 13	45 - 65
Profundidad (m)	0.20 - 0.40	0.21 - 0.50	0.15 - 0.37	0.22 - 0.45	0.20 - 0.51
Orden	2	3	2	3	3
Distancia desde el origen (km)	25.919	19.737	10.827	17.827	71.858

### *Análisis estadístico*

La evaluación de heterogeneidad térmica se basó en los registros de los cinco ríos desde julio 2010 a junio 2011, excepto el río Queuco que comenzó en agosto 2010. Para cada sitio de estudio se determinaron cuatro variables térmicas (i) temperatura media diaria, (ii) temperatura máxima diaria, (iii) temperatura mínima diaria, (iv) rango térmico diario, la cual fue calculada como la diferencia entre la temperatura máxima y mínima diaria ( $\lambda$  media diaria). Además, se estimó la tasa media de calentamiento y enfriamiento en primavera y otoño ( $^{\circ}\text{C}\cdot\text{día}^{-1}$ ) (Uehlinger *et al.*, 2003) ambas obtenidas de la regresión lineal de la temperatura media diaria en el período de tiempo 21 septiembre - 21 diciembre

y 21 marzo - 21 junio, respectivamente. Paralelamente se determinó, la cantidad de horas que cada sitio recibe radiación solar directa a partir de la relación entre el ángulo cenital y el efecto de sombra generado por las altas montañas, siguiendo la metodología propuesta por Tung *et al.* (2006).

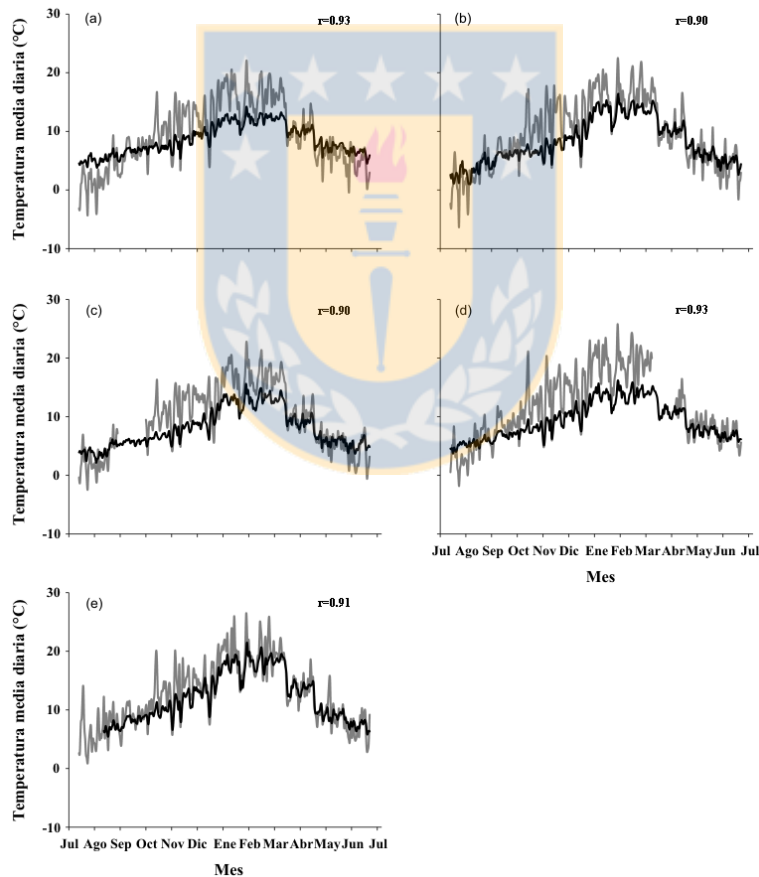
Se utilizó el análisis de varianza de un factor (ANOVA) con test de Tuckey *post hoc* para establecer diferencias en las variables térmicas (temperatura media diaria y rango térmico) y la estacionalidad entre los sitios y épocas de estudio. Las correlaciones y modelos de regresión se consideraron significativos cuando  $p < 0.05$ . Como una medida de asociación entre la temperatura del aire y agua, se estimó la correlación de Pearson ( $r$ ) para cada sitio de estudio. Finalmente, se determinaron los grados-día, para el período julio 2010-junio 2011 (Arscott *et al.*, 2001). Este parámetro fue calculado a escala mensual y anual a partir de la sumatoria de las temperaturas medias diarias sobre  $0^{\circ}\text{C}$ , estableciendo la influencia de la energía térmica disponible para los organismos acuáticos.

## RESULTADOS

La temperatura media diaria del aire presentó un patrón sinusoidal con una media diaria máxima ocurrida el 23 de enero que fluctuó entre  $21.52^{\circ}\text{C}$  (río Quepuca) y  $26.47^{\circ}\text{C}$  (río Queuco) y una mínima el 22 de julio que fluctuó entre  $-6.32^{\circ}\text{C}$  (río Chaquilvín) y  $0.88^{\circ}\text{C}$  (río Queuco) (Fig. 2.2). La variabilidad media anual de la temperatura del aire entre los sitios con mayor y menor altitud fluctuó entre  $9.36$  y  $12.49^{\circ}\text{C}$ , respectivamente. La comparación a micro escala de tiempo (julio 2010 a junio 2011) reveló que a altitudes bajas las temperaturas son más cálidas, contrario a altitudes media-alta donde los patrones térmicos del aire son más fríos y similares entre sí.

La temperatura del agua muestra un patrón sinusoidal similar al registrado en la temperatura del aire (véase Fig. 2.2 y Tabla 2.2). En general, los registros térmicos de los cinco ríos alto-andinos estuvieron caracterizados por un incremento relativamente rápido de la temperatura a mediados de diciembre, manteniéndose en enero y febrero, para disminuir

rápidamente a principio de marzo y abril. Llama la atención que el río Pangué (475 msnm) presentó un patrón térmico similar a los ríos de mayor altitud, Lomín (936 msnm) y Chaquilvín (882 ms.n.m), y distinto al del río Queuco (370 msnm) de menor altitud. Esto podría deberse a que el río Pangué tiene afluentes importantes de origen glaciar, mientras que el Queuco nace producto de la escorrentía superficial y aportes subterráneos. Las temperaturas fueron máximas en enero para todos los sitios de estudios, mientras que, las mínimas fueron en julio (Chaquilvín, Pangué y Queuco) y agosto (Lomín y Quepuca). En tanto, el rango térmico tuvo su mayor amplitud en el río Chaquilvín con valores entre 0.73-9.63 °C, mientras que el río Queuco, presentó la menor amplitud con valores entre 0.20-6.78 °C.



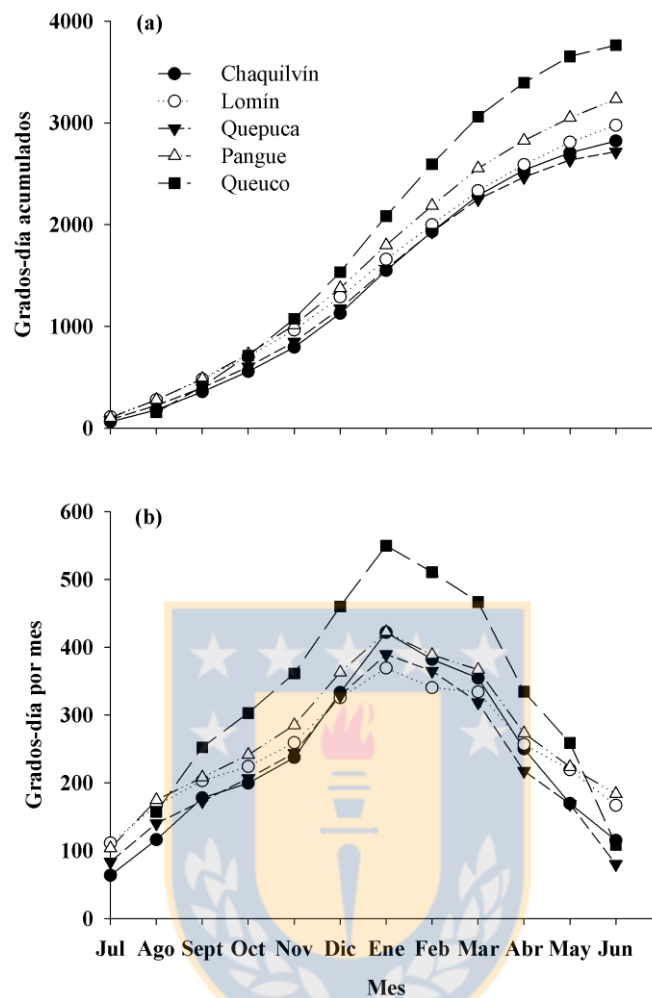
**Figura 2.2.** Temperatura media diaria del aire (línea clara) y agua (línea oscura) durante un ciclo anual de los ríos (a) Lomín, (b) Chaquilvín, (c) Quepuca, (d) Pangué, (e) Queuco.

Daily mean air (light line) and water (dark line) temperature during an annual cycle in the (a) Lomín, (b) Chaquivilín, (c) Quepuca, (d) Pangué, (e) Queuco streams.

**Tabla 2.2.** Características térmicas del agua (°C) y horas de radiación directa (% RD) reportadas durante un ciclo anual Julio 2010 a Junio 2011, en ríos mediterráneos altoandinos del Centro-Sur de Chile. *Thermal characteristics of water (°C) and hours of direct radiation (% DR) reported during an annual cycle, from July 2010 to June 2011, in Andean Mediterranean rivers in South-Central Chile.*

Río	Altitud	T <sub>media</sub> anual	T <sub>media</sub> mensual	T <sub>media</sub> diaria	$\lambda$ media diaria	T <sub>máx</sub>	Mes	T <sub>mín</sub>	Mes	Grados- día	% RD
Lomín	936	8.07	5.01–12.16	3.78–14.04	0.51–7.08	16.90	Enero	2.41	Agosto	2976	40.02
Chaquivilín	882	7.53	2.82–13.65	0.97–16.32	0.73–9.63	19.28	Enero	0.12	Julio	2822	46.63
Quepuca	750	7.96	3.96–12.95	2.14–15.56	0.51–8.49	19.28	Enero	1.00	Agoto	2716	42.85
Pangué	475	8.85	4.93–13.88	3.52–15.91	0.40–8.60	20.04	Enero	2.73	Julio	3234	45.78
Queuco	370	11.87	5.43–21.49	6.84–18.20	0.20–6.78	24.54	Enero	1.87	Julio	3763	40.30

En todos los sitios de estudio se evidenció que la temperatura alcanzó los valores más altos durante la época estival cuando los caudales son mínimos, lo cual queda reflejado en las mediciones de profundidad y ancho de la llanura de inundación, presentando una mayor variabilidad en el río Queuco y menor en el río Quepuca (ver Tabla 2.1). En este sentido, la variabilidad en la temperatura media diaria del agua puede ser estimada a partir de la temperatura media diaria del aire ( $n= 311-360$ ;  $P < 0.001$ ) y las horas con radiación directa en cada sitio de estudio. Al respecto, se observó que la temperatura media anual aumentó de 7.53 a 11.87 °C a medida que disminuye la altitud (de 936 a 370 ms.n.m). Estas diferencias en variabilidad espacio-temporal de la temperatura media diaria también se reflejó en los patrones de grados-día mensual y anual (Fig. 2.3a y 2.3b). La variación de los grados-día anual registró valores entre 2716 y 3763, alcanzando valores más altos a medida que disminuye la altitud. La mayor variabilidad en los patrones de grados-día es función de las temperaturas de verano (Fig. 2.3b). Sin embargo, las temperaturas de invierno son importantes para los grados-día en cada sitio, siendo reconocidas por el aumento relativamente lineal entre julio y septiembre.

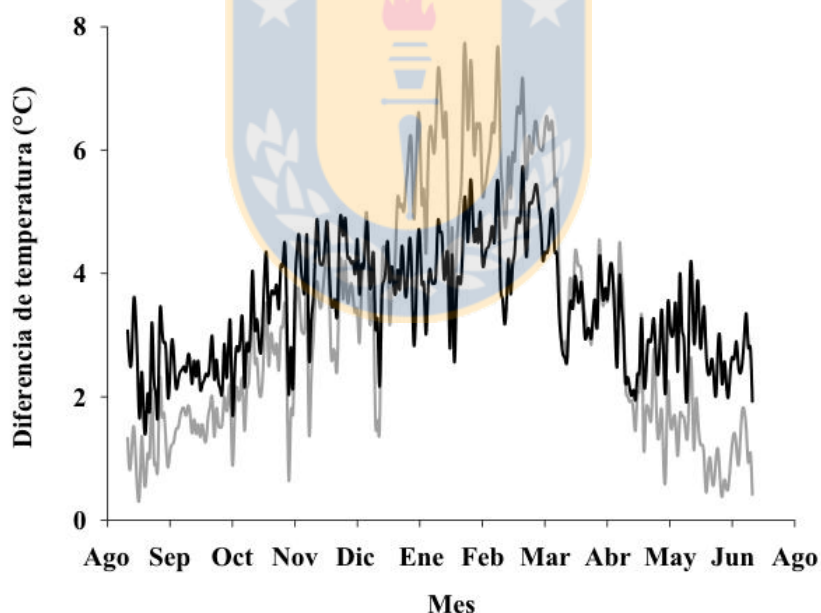


**Figura 2.3.** Grados-día acumulados durante el ciclo anual de estudio Julio 2010 a Junio 2011, (a) grados-día acumulados y (b) grados-día mensuales para cada uno de los ríos andinos. *Cumulative degree-days during the annual cycle of the study period, from July 2010 to June 2011, (a) cumulative and (b) monthly average degree-days for each of the Andean streams.*

Los efectos de la estacionalidad sobre la temperatura media diaria y rango medio diaria fueron significativos en todos los sitios de estudio ( $P < 0.001$ ). Estas interacciones se condicen con el aumento de la temperatura del aire y una disminución en la profundidad y ancho de la llanura de inundación en época estival. Mientras que la tasa de calentamiento

de los ríos fluctuó en primavera desde 0.0624 (río Queuco) a 0.0395 °C día<sup>-1</sup> (río Chaquilvín), y la tasa de enfriamiento de otoño registró valores entre -0.0525 (río Lomín) y -0.0902 °C día<sup>-1</sup> (río Queuco). En ambos casos las tasas de cambio incrementaron significativamente (modelo de regresión lineal,  $P < 0.001$ ) con la distancia al origen.

Finalmente, la heterogeneidad térmica de los ríos a mayor altitud respecto al río ubicado a menor altitud se muestra en la Figura 2.4. La diferencia altitudinal en la temperatura media diaria fluctúa entre 0.50 – 7.65 °C, con una media de 3.15 °C (Queuco-Lomín), y 1.46 – 5.74 °C, con una media de 3.42 °C (Queuco-Chaquilvín). En época estival (21 diciembre – 21 marzo) se presenta la mayor heterogeneidad térmica con variaciones entre 2.54 – 7.65 °C con una media de 5.63 °C (Queuco-Lomín) y 2.59 – 5.74 °C con una media de 4.39 °C (Queuco-Chaquilvín). En ambos casos la relación fue positiva, debido a que los ríos de altitudes mayores siempre presentaron temperaturas más frías que los tramos más bajos.



**Figura 2.4.** Discontinuidad térmica a través del gradiente altitudinal. Diferencias entre los ríos Queuco-Lomín (línea oscura) y Queuco-Chaquilvín (línea clara) durante agosto 2010 a junio 2011. *Thermal discontinuity through altitudinal gradient. Differences among Queuco-Lomín (dark line), and Queuco-Chaquilvín (light line) streams from August 2010 to June 2011.*

## DISCUSIÓN

La variabilidad espacio-temporal de la temperatura es compleja y expresa la influencia local y regional (Uehlinger *et al.*, 2003). En este contexto, la resolución de los registradores de datos (15 min) reveló claras diferencias espacio-temporales en la temperatura del agua de los cinco ríos estudiados. La variabilidad inter-sitio en la temperatura media diaria del agua fue más evidente durante la época estival. Esto se relaciona con los resultados obtenidos por Webb y Zhang (1997), Evans *et al.* (1998) en ríos del Hemisferio Norte y en Chile Link *et al.* (2012) para los ríos Vergara e Itata, quienes lo atribuyen a la radiación neta dominada por la entrada de energía solar durante los meses de verano. Esto fue observado en el río Quepuca quien presentó bajas temperaturas lo cual estaría asociado al desarrollo de una amplia densidad arbórea, abrupta topografía del canal y una baja relación ancho-profundidad. Dichos factores se asocian a la reducción en la cantidad de radiación solar directa y al área disponible para el intercambio de energía desde la atmósfera al río (Hawkins *et al.*, 1997; Webb y Zhang, 1997; Arscott *et al.*, 2001; Poole y Berman, 2001; Malcolm *et al.*, 2004). A pesar de que presenta aproximadamente un 43% de horas con radiación solar directa, la secuencia de sombra generada por el dosel arbóreo y las altas montañas serían los condicionantes en absorber o reflejar la radiación de onda corta.

Contrariamente, los patrones térmicos encontrados en los ríos Lomín y Chaquilvín responden más a la dinámica meteorológica temporal local, debido a que los sitios se encuentran localizados en una zona de valle con escasa secuencia de sombra (matorral y estepa alto-andina), pero con un área disponible mayor para el intercambio de energía (ver en Tabla 2.1 ancho y profundidad del río), lo cual lleva a que estos sistemas tengan una capacidad térmica relativamente baja. Esta condición, concuerda con lo reportado por Isaak y Hubert (2001), donde el régimen térmico de estos sistemas está más ligado a la radiación solar y a la temperatura del aire. Si bien ambos sistemas se encuentran a una altitud similar, la amplitud térmica entre los sitios es diferente, situación similar se registró con las temperaturas mínimas y máximas. Estas diferencias inter-sitio se atribuyen a que la relación ancho-profundidad, orientación del río y las horas de radiación directa son distintas,

Chaquilvín presenta una orientación noreste con un área mayor para intercambio recibiendo en promedio anual 46.6% de radiación directa, que no sólo facilita la cantidad e intensidad de luz que recibe el río durante el día, sino también la capacidad de absorción de energía (Johnson y Jones, 2000).

Nuestros resultados concuerdan con la relación altitud-temperatura para los hábitats altoandinos de zonas templadas (Nagy y Grabherr, 2009). Estas diferencias en los patrones térmicos pueden atribuirse primariamente a la altitud y secundariamente a la combinación de distintos factores que se interrelacionan entre sí para influenciar el régimen térmico de estos sistemas fluviales. Así, en el río Queuco, la topografía del canal, relación ancho-profundidad, vegetación de ribera, tipo de sustrato (mayor porcentaje de roca sedimentaria), un mayor aporte de temperatura desde ríos tributarios y volumen de agua, condicionarían dichos patrones. Mientras que la similitud de los patrones térmicos entre el río Panguy y los ríos de mayor altitud, se asocia a que en su cabecera recibe un aporte importante de alimentación glacial, que estaría determinando la heterogeneidad térmica, debido a la inclusión de temperaturas bajas en algunos casos cercanas a 0 °C. Sin embargo, se requieren más estudios para estimar la influencia glacial sobre los ríos mediterráneos altoandinos.

Las fluctuaciones térmicas de invierno no presentaron una variación diaria significativa, pero a mediados de marzo y abril, se produce un rápido decaimiento de los patrones térmicos en todos los sitios estudiados, esta disminución se asocia a la intensidad de las primeras lluvias otoñales, que determinaron la naturaleza de la respuesta hidrológica. La respuesta de la temperatura a las condiciones climáticas ha sido reportada como condicionante en la dinámica térmica (Brown *et al.*, 2006). La heterogeneidad en la temperatura del agua entre los sitios de estudio también se ve reflejada en las tasas de cambio y los grados día acumulados durante un ciclo anual, ambos patrones se asocian a la capacidad de *buffer* de cada río individualmente.



En este trabajo hemos relacionado las diferencias térmicas entre ríos a factores locales como altitud, insolación y presencia de vegetación. A partir de estos datos será necesario *a posteriori* estimar un balance térmico de cada uno de los ríos considerando datos de caudal e intercambio con el hiporreos, este último puede ser importante como regulador de la temperatura del agua (Evans *et al.*, 1998), así como refugio térmico para los organismos (Acuña y Tockner, 2009; Wood *et al.*, 2010). Además, los patrones térmicos encontrados podrían ser fuertemente alterados como consecuencia del calentamiento global (Caissie, 2006). En el caso particular de Chile, los registros de temperatura en la zona andina muestran un incremento en la temperatura media diaria del aire de aproximadamente +0.25 °C/década entre 1979-2006 (CONAMA, 2006; Falvey y Garreaud, 2009). Por lo que, un conocimiento detallado de la dinámica de la temperatura de los ríos es esencial para la gestión, protección y conservación futura de los sistemas acuáticos, así como para direccionar la mitigación de los impactos asociados al calentamiento global.

## BIBLIOGRAFÍA

ACUÑA, V. & K. TOCKNER. 2009. Surface–subsurface water exchange rates along alluvial river reaches control the thermal patterns in an Alpine river network. *Freshwater Biology*, 54 (2): 306-320.

ALEXANDER, M.D. & D. CAISSIE. 2003. Variability and Comparison of Hyporheic Water Temperatures and Seepage Fluxes in a Small Atlantic Salmon Stream<sup>1</sup>. *Ground Water*, 41 (1): 72-82.

ARSCOTT, D.B., K. TOCKNER & J.V. WARD. 2001. Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (12): 2359-2373.

BERNER, E.K. & R.A. BERNER. 1996. *Global environment: Water, air and geochemical cycles*. Prentice Hall, Old Tappan. New Jersey.

BROWN, L.E., D.M. HANNAH & A.M. MILNER. 2006. Hydroclimatological influences on water column and streambed thermal dynamics in an alpine river system. *Journal of Hydrology*, 325 (1-4): 1-20.

BROWN, L.E., D.M. HANNAH & A.M. MILNER. 2007. Vulnerability of alpine stream biodiversity to shrinking glaciers and snowpacks. *Global Change Biology*, 13 (5): 958-966.

CAISSIE, D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1389-1406.

CONAMA. 2006. *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*. Departamento de Geofísica, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

DALLMAN, P.R. 1998. *Plant life in the world's mediterranean climates*. University of California Press. Los Angeles.

ERICKSON, T.R. & H.G. STEFAN. 2000. Linear air-water temperature correlations for streams during open water periods. *Journal of Hydrologic Engineering*, 5 (3): 317-321.

EVANS, E.C., G.R. MCGREGOR & G.E. PETTS. 1998. River energy budgets with special reference to river bed processes. *Hydrological Processes*, 12 (4): 575-595.

FALVEY, M. & R.D. GARREAUD. 2009. Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006). *Journal of Geophysical Research*, 114 (D4): D04102.

GASITH, A. & V.H. RESH. 1999. Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 51-81.

HAIDEKKER, A. & D. HERING. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42 (3): 463-481.

HAJEK, E.R. 1991. El medio ambiente en Chile. En: *La situación ambiental en América Latina*. E. R. HAJEK (eds.): 237-294. CIEDLA. Buenos Aires.

HAWKINS, C.P., J.N. HOGUE, L.M. DECKER & J.W. FEMINELLA. 1997. Channel Morphology, Water Temperature, and Assemblage Structure of Stream Insects. *Journal of the North American Benthological Society*, 16 (4): 728-749.

HEINO, J. 2002. Concordance of species richness patterns among multiple freshwater taxa: a regional perspective. *Biodiversity and Conservation*, 11 (1): 137-147.

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

ISAAK, D.J. & W.A. HUBERT. 2001. A hypothesis about factors that affect maximum summer stream temperatures across montane landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (2): 351-366.

JACOBSEN, D., R. SCHULTZ & A. ENCALADA. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38: 247-261.

JOHNSON, S.L. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 (6): 913-923.

JOHNSON, S.L. & J.I. JONES. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (2): 30-39.

LINK, O., A. HUERTA, A. STEHR, A. MONSALVE, C. MEIER & M. AGUAYO. 2012. The solar-to-stream power ratio: A dimensionless number explaining diel fluctuations of temperature in mesoscale rivers. *River Research and Applications*, 29 (6): 792-803.

LINK, O., A. MONSALVE, A. STEHR, A. GARCÍA & R. URRUTIA. 2009. Régimen Térmico del Río Itata. En: *La Cuenca Hidrográfica del Río Itata, Aportes Científicos Para Su Gestión Sustentable*. O. PARRA, J. C. CASTILLA, H. ROMERO, R. QUIÑONES & A. CAMAÑO (eds.): 44-57. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile.

MALCOLM, I.A., D.M. HANNAH, M.J. DONAGHY, C. SOULSBY & A.F. YOUNGSON. 2004. The influence of riparian woodland on the spatial and temporal variability of stream water temperatures in an upland salmon stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (3): 449-459.

MALMQVIST, B. & S. RUNDLE. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 19 (2): 134-153.

MARDONES, M., E. JAQUE & D. ZAIIO. 1992. *Geomorfología de la hoya hidrográfica del río Bio-bío*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.

MONSALVE, A., O. LINK & A. STEHR. 2012. Régimen Térmico de Ríos: Desarrollo, Verificación y Aplicación de un Modelo Numérico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3 (4): 41-56.

NAGY, L. & G. GRABHERR. 2009. *The Biology of Alpine Habitats*. Oxford University Press. New York.

PALMA, A. & R. FIGUEROA. 2008. Latitudinal diversity of plecoptera (Insecta) on local and global scales. *Illiesia*, 4 (8): 81-90.

POFF, N.L. & J.V. WARD. 1990. Physical habitat templates of lotic systems - recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14 (5): 629-645.

POOLE, G.C. & C.H. BERMAN. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management*, 27 (6): 787-802.

ROYER, T.V. & G.W. MINSHALL. 1997. Temperature patterns in small streams following wildfire. *Archiv für Hydrobiologie*, 140 (2): 237-242.

SINOKROT, B.A. & H.G. STEFAN. 1994. Stream water-temperature sensitivity to weather and bed parameters. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce*, 120 (6): 722-736.

TUNG, C.P., T.Y. LEE & Y.C. YANG. 2006. Modelling climate-change impacts on stream temperature of Formosan landlocked salmon habitat. *Hydrological Processes*, 20 (7): 1629-1649.

UEHLINGER, U., F. MALARD & J.V. WARD. 2003. Thermal patterns in the surface waters of a glacial river corridor (Val Roseg, Switzerland). *Freshwater Biology*, 48: 284-300.

VANNOTE, R.L. & B.W. SWEENEY. 1980. Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities. *The American Naturalist*, 115 (5): 667-695.

WEBB, B.W. 1996. Trends in stream and river temperature. *Hydrological Processes*, 10 (2): 205-226.

WEBB, B.W., D.M. HANNAH, R.D. MOORE, L.E. BROWN & F. NOBILIS. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22 (7): 902-918.

WEBB, B.W. & Y. ZHANG. 1997. Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget. *Hydrological Processes*, 11 (1): 79-101.

WOOD, P.J., A.J. BOULTON, S. LITTLE & R. STUBBINGTON. 2010. Is the hyporheic zone a refugium for aquatic macroinvertebrates during severe low flow conditions? *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 176 (4): 377-390.



## **CAPÍTULO 2: RÉGIMEN TÉRMICO Y COBERTURA VEGETAL EN RÍOS ANDINOS DE CHILE CENTRAL**



**PABLO PEDREROS, MEYER GUEVARA-MORA, ROBERTO URRUTIA &  
ALEJANDRA STEHR**

Limnética (En Revisión)

## RESUMEN

La dinámica térmica en ríos de bajo orden y escasa intervención antrópica es controlada por factores locales tales como la cobertura boscosa de ribera y condiciones meteorológicas. El presente estudio tuvo por objetivo comparar el régimen térmico natural de dos ecosistemas fluviales andinos de Chile central con diferente composición en la vegetación ribereña. Se seleccionaron dos cuencas andinas de similar altitud pero con dominancia de estepa y bosque nativo, respectivamente. Se realizaron comparaciones en el patrón térmico de ambos sitios (agua-aire) para registros temperatura de alta resolución (15 minutos) durante 7 meses (enero – julio 2011). Las únicas variables que mostraron diferencias significativas fueron la temperatura media, máxima y rango diario ( $p < 0.05$ ), con valores más bajos en el sitio con cobertura boscosa nativa. En relación al ciclo diario, se observó un leve retraso en la temperatura mínima y adelanto en la máxima para el sitio con bosque nativo. Por lo tanto, la realización de monitoreos continuos mediante sensores de temperatura permitió determinar contrastes en el régimen térmico y sugiere que la sombra generada por el dosel reduce la radiación solar y la temperatura máxima ( $\pm 4$  °C) en ríos andinos. Asimismo, la conservación de la cobertura boscosa andina podría ser importante para moderar y mitigar la ocurrencia de temperaturas más altas a consecuencia de los escenarios de calentamiento global proyectados para la zona.

*Palabras claves:* Bosque, estepa, ríos andinos, variabilidad térmica

## ABSTRACT

The thermal dynamics in low order streams with little human intervention is controlled by factors such as riparian forest cover and local weather conditions. We compared the natural thermal regime of two Andean streams in the central Chile with different riparian vegetation composition. We selected two watersheds with similar altitude but different riparian forest composition (native forest and Andean steppe). The comparison in the thermal pattern of both sites was made with high-resolution temperature records (15



minutes, water-air data) during 7 months (January-July 2011). The only variables that showed significant differences was the mean, maximum and daily range temperature ( $p < 0.05$ ), with lowest values on the site with native forest cover. Regarding the daily cycle, there was a slight delay in the minimum temperature and an advance of the maximum for the site with native forest. Therefore, performing continuous monitoring by temperature sensors allowed to determine thermal regime contrast and suggests that the shadow generated by the canopy reduces solar radiation and the maximum temperature ( $\pm 4^\circ \text{C}$ ) in Andean streams. Also, conservation of Andean forest cover could be important to moderate and mitigate the occurrence of higher temperatures as a result of global warming scenarios projected for the area.

*Keywords:* Andean streams, forest, thermal variability, steppe



## INTRODUCCIÓN

El régimen térmico en un paisaje fluvial responde a una combinación de entradas de energía desde diversas fuentes, incluidos factores externos y estructuras internas que íntegramente se relacionan y determinan a corto ó largo plazo las tendencias térmicas (Poole y Berman, 2001; Caissie, 2006; Webb *et al.*, 2008). En condiciones naturales, el clima ha sido reconocido como el principal modelador de la temperatura, siendo la radiación solar de onda corta el factor dominante (Sinokrot y Stefan, 1993; Webb y Zhang, 1997; Johnson, 2003), no obstante también existen factores topográficos locales que modelan la variabilidad térmica. Al respecto, estudios desarrollados en ríos de cabecera del Hemisferio Norte destacan la importancia de la vegetación ribereña sobre la dinámica térmica (Johnson y Jones, 2000; Macdonald *et al.*, 2003; Danehy *et al.*, 2005; Moore *et al.*, 2005; Malcolm *et al.*, 2008). Su presencia afecta el proceso de radiación incidente así como factores meteorológicos (*e.g.* viento, humedad y temperatura del aire) que contribuyen al intercambio de calor neto (Moore *et al.*, 2005; Hannah *et al.*, 2008). De acuerdo a Poole y Berman (2001), un denso dosel arbóreo reduce un 90% de la radiación solar incidente. Malcolm *et al.* (2004), Rutherford *et al.* (2004) y Webb y Crisp (2006) demuestran que la

tasa de calentamiento y las fluctuaciones térmicas diarias responden a la secuencia de sombra generada por el dosel. Sin embargo, a pesar de la importancia de la vegetación ribereña en controlar el régimen térmico, en muchos ríos se ha modificado la vegetación aledaña al cauce a consecuencia de la actividad forestal (Webb *et al.*, 2008). Esta alteración ha provocado un aumento tanto en la entrada de calor como en los patrones térmicos, lo cual puede ser perjudicial para el funcionamiento fluvial (Vannote y Sweeney, 1980; Berner y Berner, 1996; Acuña *et al.*, 2008; Quinn y Wrightstow, 2008), sobre todo la biota acuática que allí habita.

En Chile, a pesar del marcado gradiente térmico latitudinal-altitudinal existente, los estudios de régimen térmico son limitados y sesgados principalmente a tramos medios y bajos de ríos fuertemente influenciados por la actividad humana (Link *et al.*, 2009; Link *et al.*, 2012; Monsalve *et al.*, 2012). Recientemente Pedreros *et al.* (2013) describen que la heterogeneidad térmica de ríos andinos está regulada por las características geomorfológicas de cada río, destacando la importancia de la sombra generada tanto por las altas montañas como la vegetación ribereña en regular patrones térmicos. Sin embargo, durante las últimas décadas ha existido una fragmentación importante en el paisaje ecológico. Aguayo *et al.* (2009) indican que el reemplazo de bosque nativo por plantaciones forestales hacia los cordones montañosos andinos se debe en gran medida al desarrollo forestal, la mantención de los rubros agropecuarios y el crecimiento urbano e industrial. Por lo tanto, la relación entre temperatura y vegetación ribereña nativa podría ser de gran relevancia para el funcionamiento fluvial andino, ya que estudios previos demuestran que el reemplazo de bosque nativo por plantaciones exóticas tiene influencia directa sobre las características físico-químicas del agua (Debels *et al.*, 2005), como la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos (Mancilla *et al.*, 2009).

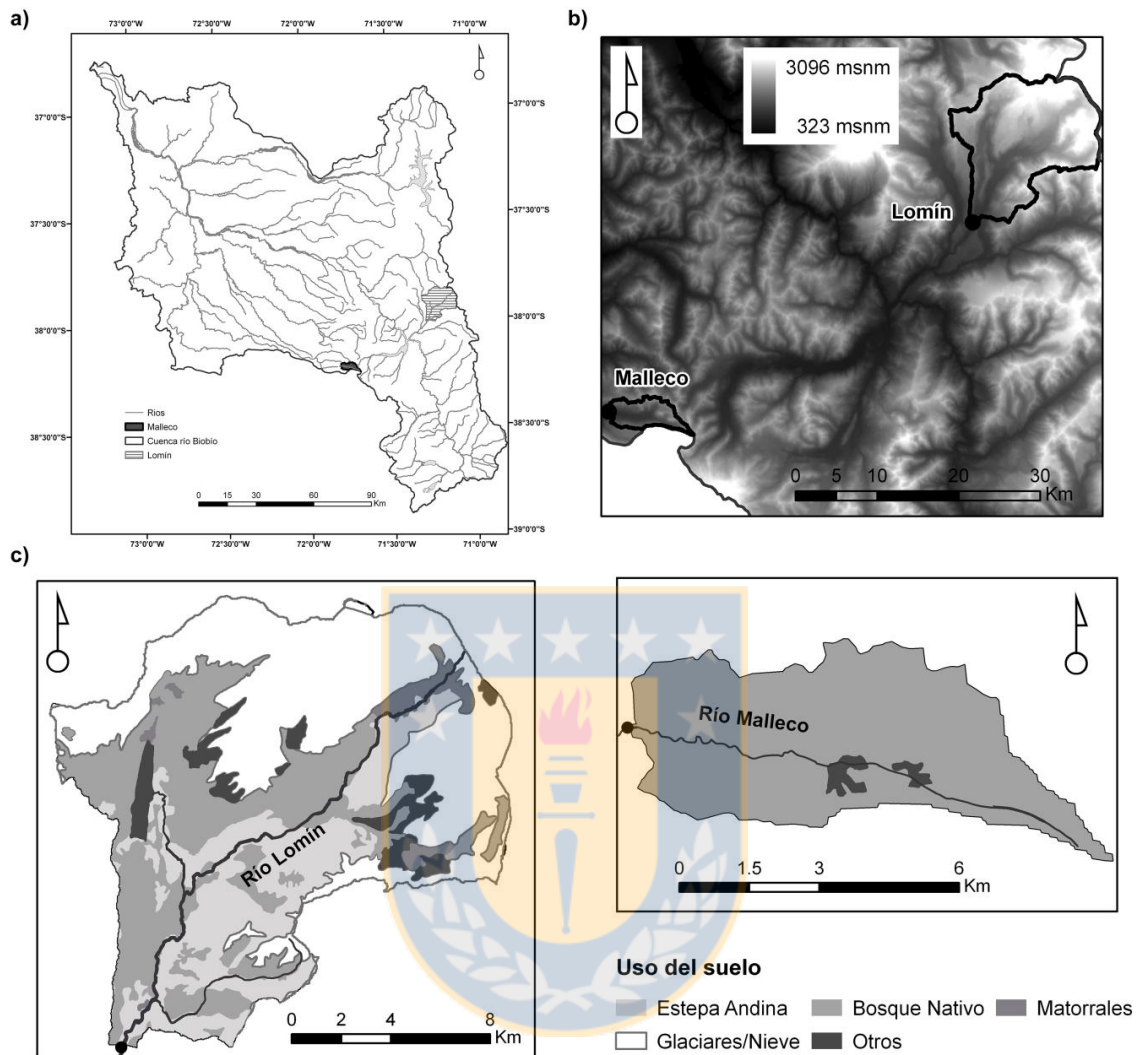
El objetivo de este trabajo fue comparar el régimen térmico natural de dos ecosistemas fluviales andinos de la cuenca del río Biobío con vegetación ribereña contrastante. Para Chile sería la primera investigación en caracterizar una variabilidad térmica detallada (resolución 15 minutos) en ríos con cobertura ribereña distinta durante un periodo de siete

meses (enero-julio 2011). Asimismo, también se evalúa la relación de los parámetros térmicos encontrados con medidas de temperatura del aire con el objetivo de contrastar el efecto de esta variable climática en cada sitio de estudio.

## METODOLOGÍA

El área de estudio corresponde al sector andino de la cuenca del río Biobío (Fig. 3.1a y b) y considera los ríos: Lomín ( $38^{\circ}00'57.24''$  S;  $71^{\circ}17'24.02''$  W) y Malleco ( $38^{\circ}12'50.17''$  S;  $71^{\circ}48'21.68''$  W). Ambos sistemas fluviales presentan características mediterráneas (Gasith y Resh, 1999) y se encuentran inmersos en la zona fluvio-glacio-volcánica (Mardones *et al.*, 1992). Lomín está constituido mayoritariamente por un conglomerado de rocas ígneas con intrusiones sedimentarias, contrario a Malleco donde dominan las rocas sedimentarias e ígneas con intrusiones sedimentarias. El régimen hidrológico puede ser descrito como pluvio-nival con crecidas importantes durante invierno y primavera. Mientras que, el sustrato acuático está compuesto mayoritariamente por un conjunto de cantos rodados, piedras y gravas.

La cobertura ribereña de ambos sistemas presentan uso de suelo contrastante (Fig. 3.1c); el río Lomín drena principalmente sectores dominados por estepa alto andina subhúmeda, no obstante en su tramo final existe un continuo de renoval ribereño nativo compuesto mayoritariamente por *Nothofagus* spp. Contrariamente, el río Malleco drena áreas dominadas por una densa vegetación ribereña nativa constituida principalmente por especies del género *Nothofagus* y en menor proporción por mirtáceas (*e.g. Myrceugenia ovata*) y poáceas (*e.g. Chusquea quila*). Además cada sitio de estudio fue caracterizado incluyendo datos geográficos y características físicas del río (ver Tabla 3.1). El área de drenaje y orden del río de cada sitio de muestreo fue obtenido de las bases de datos cartográficas del IGM (Instituto Geográfico Militar; 1:50.000), adicionalmente también se obtuvo la altitud mínima, máxima y media; y pendiente media de cada subcuenca. Mientras que la ubicación geográfica y altitud (msnm) se determinaron utilizando un GPS Garmin Xtrex.



**Figura 3.1.** Localización del área de estudio (a). Modelo de elevación digital y distribución generalizada del uso de suelo de las cuencas Lomín y Malleco (b y c). *Location of the study area (a). Digital Elevation Model and generalized distribution of land use for Lomín and Malleco watersheds (b and c).*

**Tabla 3.1.** Caracterización de las subcuencas de estudio. *Physical characterization of the study catchment.*

	Lomín	Malleco
Localización	38° 00' 57.24'' S 71° 17' 24.02'' W	38° 12' 50.17'' S 71° 48' 21.68'' W
Altitud (msnm)	936	900
Área de drenaje (km <sup>2</sup> )	214.52	27.04
Altitud media de la subcuenca (ms.n.m)	1751	1297
Altitud mínima de la subcuenca (ms.n.m)	933	897
Altitud máxima de la subcuenca (ms.n.m)	2988	1777
Pendiente media de la subcuenca	0.32	0.24
Orden	2	2
Ancho máximo (m)	12	11.9
Profundidad media (m)	0.6	0.8
Orientación del cauce	E	E
Geología dominante	Roca ígnea con intrusiones sedimentaria	Roca sedimentaria e ígnea con intrusiones sedimentaria

### ***Recolección de datos***

Los datos de campo fueron colectados entre el 19 enero y 31 julio 2011. El registro de temperatura del aire y agua para ambos sitios fue medido continuamente cada 15 minutos. Para ello se utilizaron sensores de temperatura marca HOBO modelo UA-001-08 (-20 a 70 °C), con una precisión de  $\pm 0.5$  °C. Estos fueron programados y calibrados 24 horas antes previa instalación en cada sitio de estudio, de acuerdo a la metodología de Haidekker y Hering (2008). Los termistores se introdujeron en tubos de PVC (diámetro = 35 mm; longitud = 15 cm) a fin de evitar que recibieran radiación directa que alterara la temperatura del sensor (Pedreros *et al.*, 2013). El ancho máximo y la profundidad media se estimaron *in situ* utilizando una cinta métrica y vara graduada en cada lugar de muestreo.

### ***Análisis estadístico***

A partir de los registros de temperatura del aire y agua se calcularon los siguientes parámetros térmicos: (i) temperatura media diaria, (ii) temperatura mínima diaria, (iii) temperatura máxima diaria y (iv) rango térmico diario. Este último fue calculado como la diferencia entre la temperatura máxima y mínima diaria. Para establecer la asociación entre

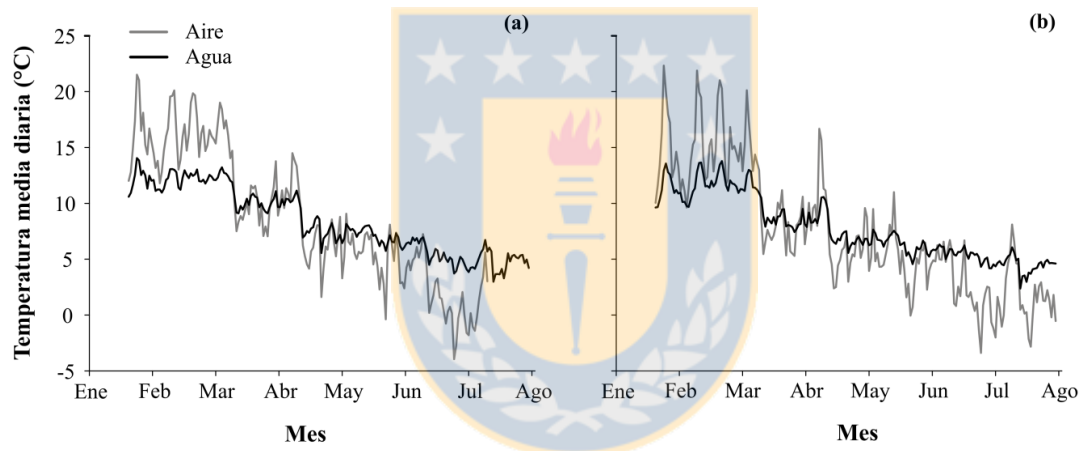
la temperatura del aire y agua se calculó el coeficiente de correlación de Pearson ( $p < 0.001$ ), utilizando los datos con intervalos de 15 minutos. La prueba no paramétrica U-Mann Whitney ( $p < 0.05$ ) fue utilizada para comparar las temperaturas medias mensuales entre los sitios con bosque y estepa. Todos los análisis fueron realizados utilizando el paquete estadístico R Commander (Fox, 2005). Con el objetivo de proporcionar una visión más detallada de las diferencias de temperatura entre los sitios con bosque y estepa se realizó una comparación a escala temporal diurna; empleando el set de datos de alta resolución (15 minutos) en dos períodos de 24 horas; uno para el día más cálido y otro para el más frío, basados en la temperatura máxima y mínima del aire registrada el 23 enero y 25 junio, respectivamente. Finalmente, para establecer la influencia de la energía térmica disponible para organismos acuáticos se calcularon los grados-día acumulados y mensuales desde febrero a julio. De acuerdo a Arscott *et al.* (2001), este parámetro corresponde a la sumatoria de las temperaturas medias diarias sobre  $0^{\circ}\text{C}$  y ha mostrado significancia en el desarrollo metabólico de diversos grupos taxonómicos (Olden y Naiman, 2010).

## RESULTADOS

La temperatura media diaria del aire presenta una tendencia decreciente con patrones térmicos distintos entre los sitios con bosque y estepa (Fig. 3.2 y Tabla 3.2). Los máximos y mínimos diarios registraron valores de  $7.42^{\circ}\text{C}$  y  $-3.39^{\circ}\text{C}$  para el río Malleco (bosque); mientras que para Lomín (estepa) fueron de  $8.74^{\circ}\text{C}$  y  $-3.95^{\circ}\text{C}$ . En tanto, la variabilidad media diaria fluctuó entre  $7.24^{\circ}\text{C}$  y  $8.73^{\circ}\text{C}$ , respectivamente. Sólo fue posible evidenciar diferencias significativas en los valores medios y máximos diarios ( $p < 0.05$ ). Además, comparando ambos sitios se observó que la temperatura del aire es más cálida que la temperatura del agua en los meses estivales, mientras que durante otoño e invierno esta tiende a ser más fría.

**Tabla 3.2.** Estadística descriptiva de la temperatura del aire y agua (°C) para los ríos Lomín y Malleco. *Descriptive statistics of the air and water temperature (°C) for Lomín and Malleco streams.*

	Aire		Agua	
	Lomín	Malleco	Lomín	Malleco
Media	8.73	7.42	8.37	7.74
DE	5.96	5.70	3.15	2.88
Rango	25.46	25.72	16.90	15.47
Máxima	21.52	22.33	15.90	14.14
Mínima	-3.95	-3.39	1.00	1.33



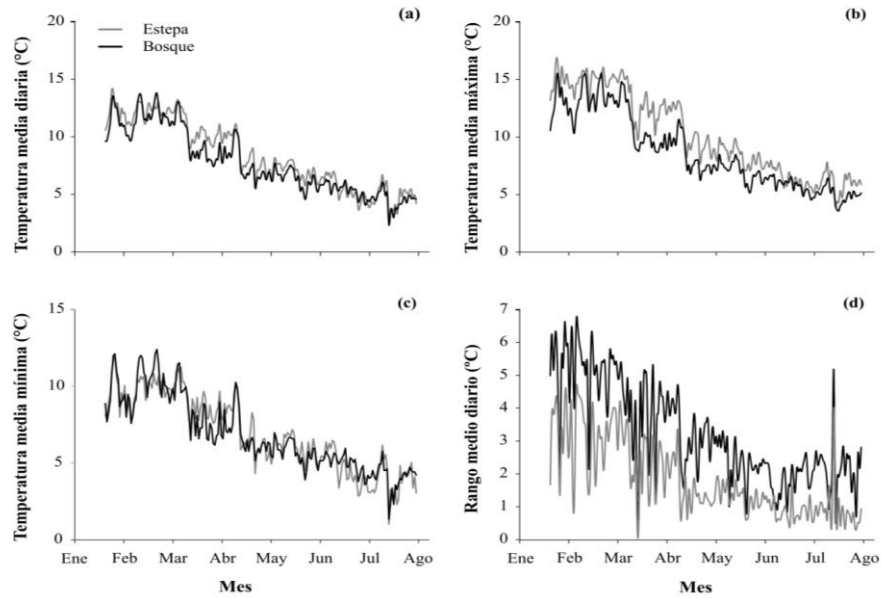
**Figura 3.2.** Relación entre la temperatura del aire y agua durante el periodo de estudio en los ríos con (a) estepa y (b) bosque. *Relationship between air and water temperature during the study period in streams with (a) steppe and (b) forest.*

La temperatura del agua presentó una tendencia similar a la registrada por la temperatura del aire (Fig. 3.2). En promedio, la temperatura media diaria fue más fría, menos variable y con máximas más bajas en el río con presencia ribereña boscosa, comparado al río que drena áreas dominadas por estepa (Tabla 3.2). Durante los meses de estudio no se registraron valores inferiores a 1°C, sin embargo se pudo observar una mayor ocurrencia de temperaturas menores a 3°C en el sitio con estepa (43.5 horas, equivalentes al 0.97 % del

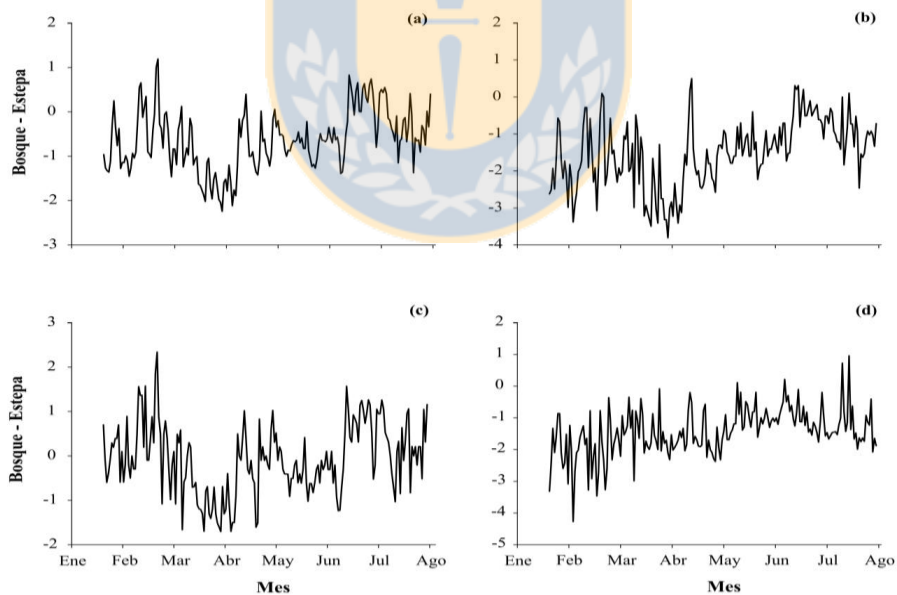
total de datos), comparado a las 36 horas (0.78 %) del sitio con bosque. La temperatura máxima registrada por el río con vegetación boscosa fue significativamente más baja ( $\leq 15.5$  °C) que la registrada por el río con presencia de estepa ( $\geq 16$  °C).

La variabilidad y diferencia diaria de los patrones térmicos de ambos sitios se muestran en las figuras 3.3 y 3.4, respectivamente. Durante el periodo estival se observó que la temperatura media diaria fue en promedio 0.81 °C más baja en el río con bosque, y la mayor diferencia se registró en marzo con un valor de -2.2 °C. No obstante, hacia finales del otoño y comienzo del invierno se observaron temperaturas más cálidas en el río con bosque pero las diferencias fueron menores a 1°C (Fig. 3.3a y 3.4a). La máxima diaria también fue más baja en el sitio con bosque promediando una disminución de 1.51 °C y la mayor diferencia se observó entre marzo y abril con valores entre -0.49 y -3.81 °C. Sin embargo, a fines de otoño sólo se registraron tres días con temperaturas más cálidas pero no superaron los 0.31°C (Fig. 3.3b y 3.4b). En gran parte del verano, la temperatura mínima diaria fue más alta en el río con bosque y las mayores diferencias se registraron durante febrero alcanzando valores de hasta 2.34 °C. No obstante hacia finales junio se observó una tendencia similar pero no superó los 1.57 °C. Contrariamente, el río con presencia de estepa presentó mayores temperaturas mínimas desde mediados de abril hasta principio de junio, pero las diferencias fueron generalmente menores a 0.7 °C (Fig. 3.3c y 3.4c). Finalmente, la variabilidad y las diferencias registradas entre los valores máximos y mínimos diarios de ambos sitios se muestran en las figuras 3.3d y 3.4d, respectivamente. La tendencia a valores máximos más bajos y mínimas más altas suprimen el rango medio diario del río con bosque en comparación al río con estepa. La variabilidad diaria del río con bosque sigue la tendencia del río con estepa pero con una temporalidad diaria más moderada. El rango medio diario no superó 1°C en el río con bosque, no obstante en el río con estepa alcanzó valores mayores a 4 °C. Además, es posible observar que el rango diario entre sitios muestra una clara estacionalidad con contrastes mayores en verano y pequeñas diferencias a mediados del otoño. Diferencias significativas entre sitios ( $n=212$ ;  $p < 0.05$ ) sólo se registraron en la media, máxima y rango diario, mientras que la temperatura media mensual mostró diferencias significativas en marzo, abril y mayo ( $p < 0.001$ ).



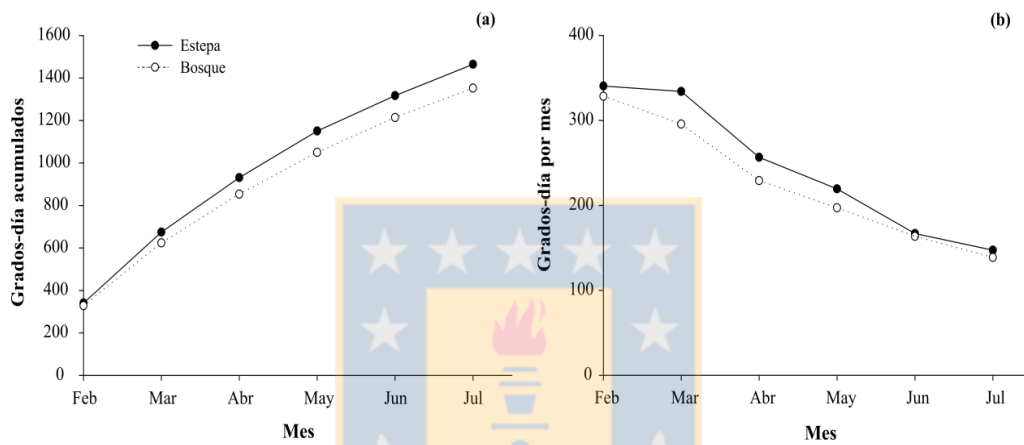


**Figura 3.3.** Variabilidad térmica diaria para la: (a) media, (b) media máxima, (c) media mínima y (d) rango medio de los ríos con estepa y bosque. *Daily temperature variability for the: (a) mean, (b) mean maximum, (c) mean minimum and (d) mean range of the streams with steppe and forest.*



**Figura 3.4.** Diferencia de temperatura (bosque menos estepa) para la: (a) media, (b) media máxima, (c) media mínima y (d) rango medio diario en los sitios de estudio. *Temperature difference (forest minus steppe) for: (a) mean, (b) mean maximum, (c) mean minimum and (d) mean daily range in the study sites.*

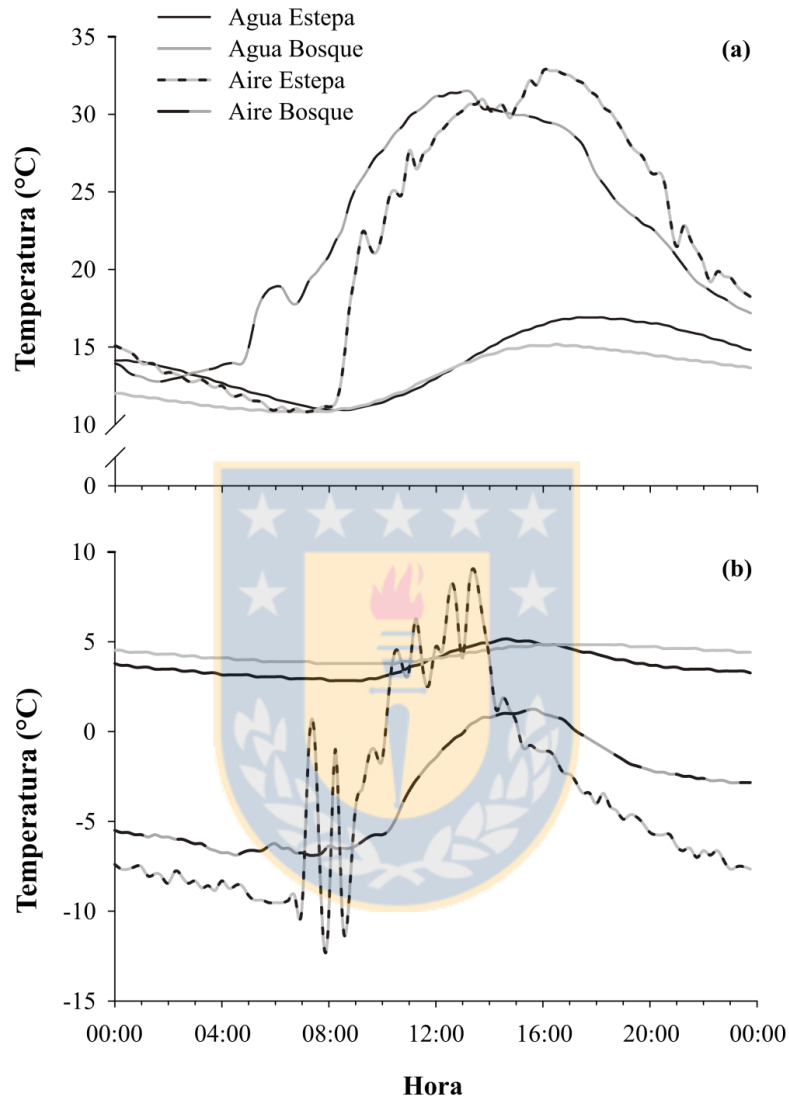
La diferencia registrada en la variabilidad espacio-temporal de la temperatura media diaria también se manifiesta en los patrones de grados-día mensual y acumulado. La variabilidad de los grados-día acumulados alcanzó valores de 1464 y 1352, para los ríos con estepa y bosque, respectivamente (Fig. 3.5a). Mientras que, los grados-día mensual son función de las temperaturas estivales, no obstante, en junio se pudo observar que los valores tienden a igualarse debido a que la temperatura media diaria es mayor en el río con bosque (Fig. 3.5b).



**Figura 3.5.** Grados-día acumulados (a) y mensual (b), para los ríos con estepa y bosque. *Cumulative degree-days (a) and monthly average degree-days (b), for streams with steppe and forest.*

La relación entre la temperatura del agua y aire en ambos casos presentó una correlación significativa ( $n= 212$ ;  $p < 0.001$ ), y el coeficiente de correlación fue levemente más bajo en el sitio con estepa. A escala temporal diurna, el ciclo de temperatura del aire mostró ser más variable en el río con estepa que el río con presencia de bosque ribereño (Fig. 3.6). Además, existe un leve retraso en la mínima y adelanto en la máxima por parte del río con bosque. Sin embargo, en relación al ciclo de temperatura del agua no se encontraron diferencias marcadas entre sitios. Para el día más cálido (23 de enero), la temperatura máxima se adelantó aproximadamente una hora en el río con bosque (16:30 horas) y permaneció constante por aproximadamente 2 horas (Fig. 3.6a). Contrariamente, para el día más frío

(25 de junio), la mínima tuvo un retraso de una hora quince minutos en el río con bosque y permaneció constante por 3 horas (Fig. 3.6b).



**Figura 3.6.** Ciclo diario de la temperatura del aire y agua para: (a) día más cálido y (b) día más frío registrado en el período de estudio. *Diurnal cycle of air and water temperature for: (a) warmest day and (b) coldest day in the study period.*

## DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio revelaron diferencias significativas en el régimen térmico de ríos andinos con cobertura ribereña contrastante (bosque y estepa), a pesar que la condición climática –temperatura del aire– es similar entre sitios. Asimismo, la utilización de datos con alta resolución (15 minutos) permitió reconocer detalladamente el ciclo diario de la temperatura del agua durante los extremos de temperatura del aire (mínima y máxima). Estos resultados se respaldan en investigaciones previas desarrolladas principalmente en Europa y Norteamérica (Johnson, 2004; Malcolm *et al.*, 2004; Webb y Crisp, 2006; Malcolm *et al.*, 2008; Brown *et al.*, 2010).

Cuando se trabaja con una temporalidad de duración limitada, los factores a escala de tramo de río parecen ser importantes modeladores de la temperatura (Malcolm *et al.*, 2004; Pedreros *et al.*, 2013). Así, la presencia y/o ausencia de vegetación ribereña mostró ser crítica para régimen térmico de los ríos andinos Lomín (estepa) y Malleco (bosque), respectivamente. La variabilidad térmica del tramo con presencia de bosque fue ~ 0.6 °C más fría que el tramo con presencia de estepa, siendo levemente más alta que las reportadas para ríos de montaña en Escocia y Norte de Gales (Crisp, 1997; Webb y Crisp, 2006). Estas desigualdades entre localidades pueden ser atribuidas a características geomorfológicas, así como a la combinación de condiciones climáticas durante la realización de los estudios (Brown y Hannah, 2008). De acuerdo a Brown (1969), las características ribereñas como densidad y tipo vegetación varía entre sitios, lo cual puede contribuir a las diferencias térmicas (Moore *et al.*, 2005).

Los resultados confirman que la presencia de vegetación ribereña redujo ~ 4 °C la temperatura máxima diaria, lo cual se asemeja a los resultados obtenidos por Hannah *et al.* (2008). Sin embargo, otros estudios describen que esta reducción puede ser aún mayor (Caissie, 2006; Webb y Crisp, 2006; Brown *et al.*, 2010), pero depende directamente de la conformación del dosel y su orientación al cauce (Hannah *et al.*, 2008). Esta diferencia de temperatura entre ríos con vegetación ribereña contrastante se asocia a la sombra generada

por el dosel, la cual disminuye la entrada directa de radiación solar neta (Johnson y Jones, 2000; Malcolm *et al.*, 2004; Moore *et al.*, 2005; Hannah *et al.*, 2008; Brown *et al.*, 2010), fuente principal de energía calórica en ríos de bajo orden (Isaak y Hubert, 2001).

Si bien los ríos con presencia ribereña boscosa son más fríos que aquellos con presencia de estepa durante los meses de verano –por efecto de la sombra– algunos estudios han reportado que en invierno la temperatura es más alta en tramos con presencia de bosque, debido a que el dosel actúa como aislante, manteniendo la temperatura del aire y reduciendo la pérdida de radiación de onda larga (Webb y Zhang, 2004; Webb y Crisp, 2006; Hannah *et al.*, 2008; Brown *et al.*, 2010). Esta afirmación concuerda parcialmente con nuestros resultados, ya que a fines del otoño y comienzo del invierno se observaron temperaturas significativamente más altas en el río con presencia de bosque, sin embargo se requieren de nuevas aproximaciones para capturar la variabilidad anual que permita realizar una caracterización a nivel estacional.

La leve diferencia en la relación de temperatura aire – agua encontrada aquí fue similar a la reportada por Brown *et al.* (2010) para pequeños ríos en Inglaterra. Ellos atribuyen que en ríos con presencia de páramo la dinámica térmica está altamente ligada a la variabilidad diaria e interanual de la condición meteorológica. Por lo que la radiación solar incidente sumado a los flujos de calor sensible y latente conforman los mayores componentes del balance térmico en dichos sistemas (Hannah *et al.*, 2008). Adicionalmente, la baja capacidad térmica que presenta el río Lomín (Pedreros *et al.*, 2013) beneficia la ocurrencia de fluctuaciones térmicas más altas. Finalmente, el análisis del ciclo diario de temperatura mostró que existen diferencias entre sitios y se atribuyen en época de verano a la reducción de la radiación solar por parte del dosel, mientras que en otoño e invierno la reducción de la radiación de onda larga bajo el dosel favorece la ocurrencia de temperaturas más altas. Por lo tanto, la disminución de radiación solar neta en los meses de verano así como la capacidad de generar condiciones microclimáticas durante el invierno, le confieren a la vegetación ribereña una función relevante en el control de la dinámica térmica (Moore *et al.*, 2005; Hannah *et al.*, 2008).

En este trabajo, se corroboró la importancia que tiene la vegetación ribereña en controlar la temperatura en ríos andinos del centro-sur de Chile y a diferencia de otros estudios los ríos analizados aquí presentan su condición original, por lo tanto los patrones térmicos encontrados responden a la variabilidad natural individual de cada sitio. Aunque son cuencas diferentes la similitud en geología, edafología y la naturaleza de las diferencias indican que el uso del suelo impacta significativamente el régimen térmico. Sin embargo, la condición prístina de algunos ríos andinos podría cambiar drásticamente, debido a que la actividad forestal podría modificar y reemplazar los cordones montañosos andinos y costeros nativos por plantaciones exóticas (Aguayo *et al.*, 2009). Este reemplazo en la cobertura boscosa nativa podría acelerar aún más el aumento de temperatura como consecuencia del calentamiento global, provocando una amenaza para las comunidades acuáticas residentes. Por lo tanto, ampliar nuestro conocimiento en relación a la variabilidad espacio-temporal natural de la temperatura, así como la influencia de la vegetación ribereña sobre la temperatura y el efecto del calentamiento global sobre sistemas fluviales andinos es necesario para desarrollar, calibrar y validar modelos de temperatura basados en procesos térmicos.



## BIBLIOGRAFÍA

ACUÑA, V., A. WOLF, U. UEHLINGER & K. TOCKNER. 2008. Temperature dependence of stream benthic respiration in an Alpine river network under global warming. *Freshwater Biology*, 53 (10): 2076-2088.

AGUAYO, M., A. PAUCHARD, G. AZOCAR & O. PARRA. 2009. Land use change in the south central Chile at the end of the 20(th) century. Understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82 (3): 361-374.

ARSCOTT, D.B., K. TOCKNER & J.V. WARD. 2001. Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (12): 2359-2373.

BERNER, E.K. & R.A. BERNER. 1996. *Global environment: Water, air and geochemical cycles*. Prentice Hall, Old Tappan. New Jersey.

BROWN, G.W. 1969. Predicting Temperatures of Small Streams. *Water Resources Research*, 5 (1): 68-75.

BROWN, L.E., L. COOPER, J. HOLDEN & S.J. RAMCHUNDER. 2010. A comparison of stream water temperature regimes from open and afforested moorland, Yorkshire Dales, northern England. *Hydrological Processes*, 24 (22): 3206-3218.

BROWN, L.E. & D.M. HANNAH. 2008. Spatial heterogeneity of water temperature across an alpine river basin. *Hydrological Processes*, 22 (7): 954-967.

CAISSIE, D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1389-1406.

CRISP, D.T. 1997. Water temperature of Plynlimon streams. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1 (3): 535-540.

DANEHY, R.J., C.G. COLSON, K.B. PARRETT & S.D. DUKE. 2005. Patterns and sources of thermal heterogeneity in small mountain streams within a forested setting. *Forest Ecology and Management*, 208 (1-3): 287-302.

DEBELS, P., R. FIGUEROA, R. URRUTIA, R. BARRA & X. NIELL. 2005. Evaluation of water quality in the Chillan River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified Water Quality Index. *Environmental Monitoring And Assessment*, 110 (1-3): 301-322.

FOX, J. 2005. The R Commander: A Basic Statistics Graphical User Interface to R. *Journal of Statistical Software*, 14 (9): 1-42.

GASITH, A. & V.H. RESH. 1999. Streams in Mediterranean Climate Regions: Abiotic Influences and Biotic Responses to Predictable Seasonal Events. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 51-81.

HAIDEKKER, A. & D. HERING. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42 (3): 463-481.

HANNAH, D.M., I.A. MALCOLM, C. SOULSBY & A.F. YOUNGSON. 2008. A comparison of forest and moorland stream microclimate, heat exchanges and thermal dynamics. *Hydrological Processes*, 22 (7): 919-940.

ISAAK, D.J. & W.A. HUBERT. 2001. A hypothesis about factors that affect maximum summer stream temperatures across montane landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (2): 351-366.

JOHNSON, S.L. 2003. Stream temperature: scaling of observations and issues for modelling. *Hydrological Processes*, 17 (2): 497-499.

JOHNSON, S.L. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 (6): 913-923.

JOHNSON, S.L. & J.I. JONES. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (2): 30-39.

LINK, O., A. HUERTA, A. STEHR, A. MONSALVE, C. MEIER & M. AGUAYO. 2012. The solar-to-stream power ratio: A dimensionless number explaining diel fluctuations of temperature in mesoscale rivers. *River Research and Applications*, 29 (6): 792-803.



LINK, O., A. MONSALVE, A. STEHR, A. GARCÍA & R. URRUTIA. 2009. Régimen Térmico del Río Itata. En: *La Cuenca Hidrográfica del Río Itata, Aportes Científicos Para Su Gestión Sustentable*. O. PARRA, J. C. CASTILLA, H. ROMERO, R. QUIÑONES & A. CAMAÑO (eds.): 44-57. Editorial Universidad de Concepción. Concepción, Chile.

MACDONALD, J.S., E.A. MACISAAC & H.E. HERUNTER. 2003. The effect of variable-retention riparian buffer zones on water temperatures in small headwater streams in sub-boreal forest ecosystems of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research*, 33 (8): 1371-1382.

MALCOLM, I.A., D.M. HANNAH, M.J. DONAGHY, C. SOULSBY & A.F. YOUNGSON. 2004. The influence of riparian woodland on the spatial and temporal variability of stream water temperatures in an upland salmon stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (3): 449-459.

MALCOLM, I.A., C. SOULSBY, D.M. HANNAH, P.J. BACON, A.F. YOUNGSON & D. TETZLAFF. 2008. The influence of riparian woodland on stream temperatures: implications for the performance of juvenile salmonids. *Hydrological Processes*, 22 (7): 968-979.

MANCILLA, G., C. VALDOVINOS, M. AZOCAR, P. JORQUERA & R. FIGUEROA. 2009. Replacement effect of riparian native vegetation on benthic macroinvertebrates community in temperate climate streams, Central Chile. *Hidrobiologica*, 19 (3): 193-203.

MARDONES, M., E. JAQUE & D. ZAIO. 1992. *Geomorfología de la hoya hidrográfica del río Bio-bío*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.

MONSALVE, A., O. LINK & A. STEHR. 2012. Régimen Térmico de Ríos: Desarrollo, Verificación y Aplicación de un Modelo Numérico. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3 (4): 41-56.

MOORE, R.D., D.L. SPITTLEHOUSE & A. STORY. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 41 (4): 813-834.

MOORE, R.D., P. SUTHERLAND, T. GOMI & A. DHAKAL. 2005. Thermal regime of a headwater stream within a clear-cut, coastal British Columbia, Canada. *Hydrological Processes*, 19 (13): 2591-2608.

OLDEN, J.D. & R.J. NAIMAN. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55 (1): 86-107.

PEDREROS, P., M. GUEVARA, R. FIGUEROA, A. ARANEDA, A. STEHR, O. LINK & R. URRUTIA. 2013. Comportamiento térmico en ríos mediterráneos alto-andinos de la zona centro-sur de Chile. *Limnetica*, 32 (1): 87-96.

POOLE, G.C. & C.H. BERMAN. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management*, 27 (6): 787-802.

QUINN, J. & A. WRIGHTSTOW. 2008. Stream size influences stream temperature impacts and recovery rates after clearfell logging. *Forest Ecology and Management*, 256 (12): 2101-2109.

RUTHERFORD, J.C., N.A. MARSH, P.M. DAVIES & S.E. BUNN. 2004. Effects of patchy shade on stream water temperature: how quickly do small streams heat and cool? *Marine and Freshwater Research*, 55 (8): 737-748.

SINOKROT, B.A. & H.G. STEFAN. 1993. Stream temperature dynamics: Measurements and modeling. *Water Resour. Res.*, 29 (7): 2299-2312.

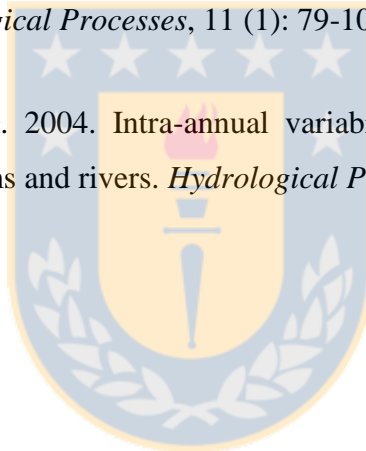
VANNOTE, R.L. & B.W. SWEENEY. 1980. Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities. *The American Naturalist*, 115 (5): 667-695.

WEBB, B.W. & D.T. CRISP. 2006. Afforestation and stream temperature in a temperate maritime environment. *Hydrological Processes*, 20 (1): 51-66.

WEBB, B.W., D.M. HANNAH, R.D. MOORE, L.E. BROWN & F. NOBILIS. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22 (7): 902-918.

WEBB, B.W. & Y. ZHANG. 1997. Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget. *Hydrological Processes*, 11 (1): 79-101.

WEBB, B.W. & Y. ZHANG. 2004. Intra-annual variability in the non-advective heat energy budget of Devon streams and rivers. *Hydrological Processes*, 18 (11): 2117-2146.



**CAPÍTULO 3: ROL DEL RÉGIMEN TÉRMICO EN LA  
COMPOSICIÓN COMUNITARIA DE MACROINVERTEBRADOS  
BENTÓNICOS EN RÍOS ANDINOS DE CHILE CENTRAL:  
POTENCIALES IMPLICANCIAS DEL CALENTAMIENTO GLOBAL**



**PABLO PEDREROS, MEYER GUEVARA-MORA & ROBERTO URRUTIA**

(En preparación)

## RESUMEN

La temporalidad del régimen térmico ha sido reconocida como relevante para mantener la estructura comunitaria de macroinvertebrados, sin embargo en Chile investigaciones que describan su régimen y efecto sobre comunidades acuáticas de sistemas andinos son limitados. Mediante tres set de análisis estadísticos se estimó la importancia de la temperatura y las potenciales implicancias del calentamiento global sobre la composición comunitaria de macroinvertebrados bentónicos en ríos andinos de la zona de alto Biobío. Se utilizó análisis de redundancia (RDA) para establecer la respuesta de macroinvertebrados a tres grupos de variables ambientales (físico-químicas, hidrológicas y térmicas), y modelos de regresión promedio ponderados (WARMs) fueron realizados para estimar los óptimos y tolerancias de la comunidad acuática. Las tolerancias máximas fueron utilizadas para establecer potenciales implicancias del calentamiento global. Nuestros resultados demuestran que los factores térmicos (temperatura media y amplitud mensual) explican parcialmente la variabilidad temporal de macroinvertebrados encontrados en ríos andinos. Distintos requerimientos térmicos fueron observados para las familias de macroinvertebrados en ríos andinos, así se determinó que Gripterygidae (Plecoptera), Hydrobiidae (Gastropoda) y Helicophidae (Trichoptera) son familias que presentaron sus *peack* óptimos a temperaturas medias mensuales inferiores a 7 °C, contrario a Amelotopsidae, Baetidae (Ephemeroptera), Ecnomidae, Limnephilidae, Hydropsychidae, Leptoceridae (Trichoptera), Elmidae (Coleoptera) y Notonemouridae (Plecoptera) quienes lo alcanzaron temperaturas superiores a 9,5 °C. En relación al calentamiento global, nuestras estimaciones indican un mayor riesgo de desaparición a partir de la década de 2080 para las familias Gripterygidae, Austroperlidae, Diamphipnoidae, Hydrobiidae y Helicophidae. Por lo tanto, se proyecta que el calentamiento global podría ocasionar cambios importantes en la composición comunitaria a partir del año 2070, sobre todo a escala de sitio. La utilización de óptimos y tolerancias puede ser considerada una herramienta útil para predecir respuestas de comunidades acuáticas a cambios en variables ambientales significativas.

## ABSTRACT

Thermal regime temporality has been recognized as a relevant factor to keep the community structure of macroinvertebrates, even though; there are limited researches in Chile about the description of its regime and effect about aquatic communities of Andean systems. The temperature significance and the potential implications of global warming about the community composition of benthic macroinvertebrates in Andean rivers of the Biobío area was estimated through three sets of statistic analyses. A Redundancy Analysis (RDA) was used to establish the response of macroinvertebrates to three groups of environment variables (physic-chemical, hydrology and thermal), and Weight Average Regression Models (WARMs) were used in order to measure the optimal and tolerance of the aquatic communities. Maximum tolerance values were used to establish potential implications of the global warming. Our results showed that thermal factors (average temperature and monthly amplitude) partially explain the temporal variability of macroinvertebrates found in Andean rivers. Several thermal requirements were observed for the macroinvertebrates in Andean rivers, therefore, there was determined that Gripopterygidae (Plecoptera), Hydrobiidae (Gastropoda) y Helicophidae (Trichoptera) are the families which showed their optimal *peack* to monthly average temperature under 7 °C, on the opposite, Amelotopsidae, Baetidae (Ephemeroptera), Ecnomidae, Limnephilidae, Hydropsychidae, Leptoceridae (Trichoptera), Elmidae (Coleoptera) y Notonemouridae (Plecoptera) showed higher temperatures values to 9,5 °C. In terms of global warming, our measures indicate a greater risk of extinction from the decade of 2080 for the Gripopterygidae, Austroperlidae, Diamphipnoidae, Hydrobiidae y Helicophidae families. Thereby, it is stated that global warming may cause some significant changes in the community composition starting from 2070 in terms of a site scale. The usage of optimal and tolerance values may be considered as a useful tool to predict responses of aquatic communities to changes in significant environment variables.

## INTRODUCCIÓN

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos responde a múltiples gradientes ambientales, de los cuales gran parte se relacionan con los factores a escala local (Sandin y Johnson, 2000; Death y Joy, 2004). En dicho contexto, la temperatura ha sido reconocida como clave en el ciclo de vida de insectos acuáticos (Poff *et al.*, 1997; Caissie, 2006; Webb *et al.*, 2008), ya que influencia directamente su tasa metabólica, de crecimiento y alimentación (Eriksen, 1964; Vannote y Sweeney, 1980; Sweeney, 1984; Kishi *et al.*, 2005); emergencia (Watanabe *et al.*, 1999; McKie *et al.*, 2004) y fecundidad (Brittain, 1991). Asimismo tiene un rol importante en su distribución y riqueza específica (Vannote *et al.*, 1980; Ward y Stanford, 1982; Ward, 1985; Quinn y Hickey, 1990; Brussock y Brown, 1991; Hawkins *et al.*, 1997). Sin embargo, estudios instrumentales desarrollados durante las últimas décadas destacan que el régimen térmico en ríos ha cambiado a consecuencia de los efectos generalizados del calentamiento global (Webb y Nobilis, 2007; Kaushal *et al.*, 2010; Isaak *et al.*, 2012). Esta alteración en el patrón de temperatura podría generar cambios importantes en la composición taxonómica y comunitaria de invertebrados acuáticos (Heino *et al.*, 2009; Hering *et al.*, 2009). Por tal razón, comprender la tolerancia de un organismo al régimen térmico natural parece ser relevante, ya que permite no sólo determinar el posible cambio en la temperatura fluvial sino también generar criterios térmicos para la protección de los ecosistemas acuáticos (Dallas y Ketley, 2011).

En dicho contexto, Chile se presenta como un país ideal para desarrollar estudios que relacionen temperatura y comunidades acuáticas, debido a que su conformación latitudinal-altitudinal da origen no sólo a una variedad de climas (desértico, tropical, mediterráneo, templado, continental y polar) (Hajek, 1991), sino también a ecosistemas fluviales térmicamente diferentes; algunos de ellos ambientalmente relevantes; ya que se encuentran en áreas consideradas como *hotspots* para la biodiversidad (Myers *et al.*, 2000; Abell *et al.*, 2008; Bonada *et al.*, 2008; Figueroa *et al.*, 2013). En dicho contexto, los sistemas fluviales andinos de la zona centro-sur proveen el lugar para evaluar el efecto de factores físicos naturales sobre ensambles biológicos, debido a que se encuentran escasamente alterados.

La mayoría de estos sistemas se caracterizan por presentar temperaturas medias bajas y fluctuaciones térmicas diarias altamente variables, en algunos casos a distancias relativamente cortas (Whiteman, 2000; Jacobsen y Marín, 2008; Pedreros *et al.*, 2013), lo que podría favorecer una mayor diversidad de organismos, debido a que más especies podrían experimentar condiciones óptimas durante el día (Sweeney, 1978; Vannote *et al.*, 1980). Sin embargo, la estructura comunitaria de macroinvertebrados podría responder positiva o negativamente a las fluctuaciones de temperatura dependiendo del grado de tolerancia térmica de cada especie (Haidekker y Hering, 2008).

Por lo tanto, considerando que la zona centro-sur de Chile es reconocida como *hotspot* para invertebrados acuáticos (Bonada *et al.*, 2008; Valdovinos, 2008), es esperable que la inestabilidad térmica presente en ríos y arroyos andinos no sólo condicionen la composición comunitaria de macroinvertebrados bentónicos sino también ponga en riesgo la biodiversidad dulceacuícola a consecuencia del calentamiento global previsto para la zona (CONAMA, 2006). En este sentido, el presente estudio considera: (a) establecer la relación entre la temperatura fluvial y la composición comunitaria de macroinvertebrados bentónicos; (b) determinar la importancia relativa de la variable temperatura en relación a otras variables ambientales medidas; (c) definir el óptimo y la tolerancia de la comunidad de macroinvertebrados al factor térmico y (d) establecer las potenciales implicancias del calentamiento global sobre macroinvertebrados.



## METODOLOGÍA

### *Área de estudio*

Las observaciones de campo fueron desarrolladas en la zona andina de la cuenca del río Biobío, particularmente en los ríos Lomín (38° 00' 57,24" S; 71° 17' 24,02" W), Quepuca (38° 03' 8,05" S; 71° 24' 57,22" W) y Pangue (37°53'45,04" S; 71°36'51,79" W). De acuerdo a la clasificación florística realizada por Gajardo (1994) la zona de estudio se localiza en la sub-región del Bosque Caducifolio Andino. Las especies arbóreas riparias dominantes corresponden al género *Nothophagus spp.* y en menor presencia *Drymis winteri* (Hajek, 1991; Dallman, 1998). Las condiciones climáticas son rigurosas con altos índices pluviométricos durante el invierno ( $\geq 1000$  mm; Dirección General de Aguas (DGA)) y amplias fluctuaciones térmicas ( $\leq 4$  °C en invierno y  $\geq 10$  °C en verano; DGA). En tanto, el tipo de sedimento de la zona está compuesto mayoritariamente por un conglomerado de roca ígnea con intrusiones sedimentarias (Mardones *et al.*, 1992). Los ríos de la zona de estudio se caracterizan por presentar diferentes áreas de drenaje (214,52; 35,32 y 156,03 km<sup>2</sup>, respectivamente) y dos períodos de crecidas; uno asociado a las lluvias de invierno y otro a los deshielos de primavera.

### *Características del hábitat fluvial y toma de muestras*

El estudio consideró un muestreo temporal mensual desarrollado desde julio 2010 a mayo 2011. El hábitat físico comprende un tramo de río de aproximadamente 50 metros, considerando zonas de rápidos. En esta zona fue posible encontrar sustrato acuático compuesto por una mezcla de cantos rodados, piedras, grava, arena y paquetes de hojas provenientes de la vegetación ribereña (*e.g.* tallos pequeños, hojas y corteza). Para cada tramo de estudio se midieron variables: físico químicas, hidrológicas y térmicas. Las físico químicas incluyen medidas *in situ* de temperatura (°C), pH, conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y oxígeno disuelto (mg/L), para las cuales se utilizó un oxigenómetro HI9146N, pHmetro HI98172N y conductímetro HI9835. Las variables hidrológicas incluyeron ancho del cauce y velocidad de la corriente; y fueron medidas a través de una cinta graduada (cm) y velocímetro digital Flow Probe modelo FP111. Finalmente, las variables térmicas fueron

medidas a través de sensores térmicos instalados en el agua. Estos sensores marca HOBO modelo UA-001-08 (-20° a 70 °C) de precisión  $\pm 0,5$  °C, fueron calibrados durante 24 horas previa instalación, posteriormente fueron programados para registrar y almacenar la temperatura a intervalos de 15 minutos. Al momento de la instalación tanto en el agua como en el aire los sensores fueron introducidos en tubos de PVC (diámetro= 35 mm; longitud= 15 cm) a fin de evitar que recibieran radiación directa que alterara la temperatura. A partir de los registros de los sensores, se calcularon diversos parámetros térmicos para los análisis: temperatura media (Tmed), mínima (TMn), máxima (TMx), amplitud mensual (Amp), amplitud máxima mensual (AmpMx) y grados-día mensuales (GD). En tanto, las proyecciones futuras de temperatura del aire (promedio mensual) para cada década (2070, 2080, 2090) fueron obtenidas desde el Departamento de Geofísica de la Universidad de Chile (<http://www.dgf.uchile.cl/PRECIS/>). Sin embargo, la temperatura del agua se obtuvo mediante el cálculo de un modelo de regresión lineal simple desarrollado por Morrill *et al.* (2005), donde: Temperatura del agua =  $2.56 + 0.71 \cdot$  Temperatura del aire; definida a partir de amplias series tiempo observadas en 43 ríos de 13 países diferentes (Tabla 4.3).

Las muestras de macroinvertebrados fueron colectadas utilizando una red Surber de 250  $\mu\text{m}$  de poro y  $0,09 \text{ m}^2$  de superficie. Para ello se tomaron seis réplicas en el tramo de estudio aplicando el método de multihábitat propuesto por Hering *et al.* (2004). Este método considera que las unidades de muestreo sean elegidas en relación a la proporción relativa de los tipos de microhábitat, es decir cada vez que los rápidos y remansos sean distinguibles, las unidades de muestreo se distribuyen en función de su proporción en el espacio. Finalmente, los macroinvertebrados fueron agrupados e identificados al nivel taxonómico más bajo posible, siguiendo las claves taxonómicas de Domínguez y Fernández (2009); Domínguez *et al.* (2006) y Stark *et al.* (2009). Para la realización de los análisis se consideró la abundancia total y relativa de los grupos Coleoptera, Ephemeroptera, Gastropoda, Plecoptera y Trichoptera.

### ***Análisis estadístico***

Para la realización de los análisis multivariados la abundancia total de macroinvertebrados fue transformada a  $\log(x+1)$  (Anderson *et al.*, 2006). Cuatro matrices de datos fueron utilizadas: (a) río Lomín (n = 8 meses), (b) río Quepuca (n =10 meses), (c) río Pangue (n = 10 meses) y (d) un set total, incluyendo todos los sitios (n =28 meses). Las variables ambientales fueron estandarizadas a media = 0 y desviación estándar = 1.

En este estudio se consideraron tres set de análisis estadísticos:

(1) Para establecer la posible influencia de las variables físico químicas, hidrológicas y de temperatura sobre el ensamble de macroinvertebrados se utilizó el análisis de redundancia canónica (RDA). Este análisis de gradiente directo asume que las especies responden linealmente a gradientes ambientales (Jongman *et al.*, 1995). Para la realización del modelo multirespuesta sólo se trabajó con el set total de datos y se llevó a cabo a través de dos vías diferentes, basándose en Haidekker y Hering (2008):

(a) Correlacionando los tres grupos de variables ambientales (n=11, ver Tabla 4.1) con el cambio en la composición comunitaria. Se utilizó una selección avanzada (*forward selection*) para detectar cuales son las principales variables ambientales que explican la variabilidad de los datos biológicos. La selección avanzada de Bonferroni fue utilizada para reducir la redundancia entre variables mientras que la significancia de cada variable testada mediante el test de permutación de Monte Carlo (999 permutaciones,  $p < 0,05$ ). El primer paso fue establecer el efecto individual de cada variable, y luego se estableció su efecto condicional, para lo cual cada variable se puso a prueba en relación a variables seleccionadas en el primer paso. En este paso, el nivel de significancia se ajusta a la cantidad de comparaciones múltiples, para compensar el número de test estadísticos (Legendre y Legendre, 1998). Las variables ambientales fueron elegidas sólo cuando su adición no causó un factor de inflación en la varianza  $> 20$ . Finalmente, correlaciones de Pearson entre los dos primeros ejes canónicos y las variables ambientales fueron realizadas para interpretar la significancia de dichos ejes.

(b) Evaluando la importancia relativa de las variables térmicas en relación a las variables generales e hidrológicas. Para ello se realizó una serie de RDAs parciales (Borcard *et al.*, 1992), en el que las variables seleccionadas en el paso anterior fueron tratadas como variables explicativas y como covariables, permitiendo obtener el efecto individual de cada grupo de variables. Todos los análisis fueron realizados con el software R y su paquete estadístico *vegan* (Oksanen *et al.*, 2010). Se consideraron valores significativos  $p < 0,05$ .

(2) Modelos de regresión promedio ponderado (WARMs) fueron utilizados para calcular los valores óptimos y de tolerancia (ter Braak y Looman, 1986) de las familias de macroinvertebrados en relación a los descriptores de temperatura seleccionados anteriormente por el modelo RDA. De acuerdo a Birks *et al.* (1990), estos modelos asumen que cada taxa tiene una respuesta Gausiana a una variable ambiental. El óptimo de cada taxón fue estimado como el valor medio de la variable ambiental, ponderado por la abundancia relativa de ese taxón durante los meses de estudio; mientras que la tolerancia fue calculada como la desviación estándar ponderada de la abundancia relativa del taxón en los meses de estudio.

(3) Finalmente, para establecer las potenciales implicancias del calentamiento global sobre la comunidad acuática se procedió a calcular la máxima tolerancia de macroinvertebrados a la temperatura media del agua, la que fue obtenida como la suma entre los valores óptimos y de tolerancia calculados previamente. Por lo tanto, si ese valor es menor a la temperatura del agua proyectada en el río, la familia puede ser considerada en riesgo, ya que no existe un hábitat térmico adecuado. El porcentaje de riesgo para las décadas futuras (2070, 2080 y 2090) fue obtenido siguiendo a Li *et al.* (2013), donde tal porcentaje fue calculado como la proporción entre el número de familias en riesgo y el número total de familias registradas por tramo de río.

**Tabla 4.1.** Parámetros físico-químicos, hidrológicos y térmicos medidos en los ríos andinos durante julio 2010 – mayo 2011. **AmpMx:** Amplitud máxima mensual, **Tmed:** temperatura media mensual, **TMx:** temperatura máxima mensual; **TMn:** temperatura mínima mensual; **Amp:** Amplitud mensual; **GD:** Grados-día; **Veloc:** velocidad de la corriente; **Cond:** conductividad eléctrica y **OD:** oxígeno disuelto.

	<b>AmpMx</b>	<b>Tmed</b>	<b>TMx</b>	<b>TMn</b>	<b>Amp</b>	<b>GD</b>	<b>Ancho</b>	<b>Veloc</b>	<b>Cond</b>	<b>OD</b>	<b>pH</b>
Lomín Julio	2.68	5.01	7.58	2.84	4.74	111.30	10.00	0.36	82.00	10.46	7.28
Lomín Agosto	3.82	5.37	8.68	2.41	6.27	156.50	10.00	0.34	87.00	10.76	7.36
Lomín Octubre	6.56	7.23	12.11	4.31	7.80	224.13	9.00	0.42	91.00	9.32	7.16
Lomín Enero	6.70	11.91	16.90	7.38	9.52	369.18	8.00	0.37	88.00	8.80	7.36
Lomín Febrero	6.53	12.16	16.05	8.08	7.97	340.37	8.00	0.22	89.00	8.70	7.33
Lomín Marzo	5.42	10.77	15.76	7.18	8.58	333.98	10.00	0.28	84.00	10.20	7.32
Lomín Abril	4.69	8.55	13.01	4.31	8.70	256.57	10.00	0.30	86.00	10.40	7.23
Lomín Mayo	3.31	7.08	9.97	4.52	5.45	219.40	11.00	0.50	82.00	10.20	7.26
Quepuca Julio	2.42	3.96	5.55	1.76	3.79	83.70	6.00	0.45	55.00	10.80	7.18
Quepuca Septiembre	3.88	5.73	8.18	3.58	4.60	173.05	7.00	0.65	59.00	10.44	7.27
Quepuca Octubre	5.73	6.49	10.94	4.00	6.94	206.53	7.00	0.70	49.00	9.00	7.26
Quepuca Noviembre	7.56	8.15	13.17	4.10	9.07	243.90	7.00	0.65	53.00	9.02	7.28
Quepuca Diciembre	8.49	10.27	17.86	4.31	13.55	328.64	6.00	0.50	48.00	9.00	7.12
Quepuca Enero	8.30	12.69	19.28	7.78	11.50	389.48	5.00	0.45	50.00	8.90	7.04
Quepuca Febrero	7.96	12.95	18.43	7.78	10.65	364.96	4.00	0.20	50.00	8.00	7.15
Quepuca Marzo	7.33	10.53	17.76	6.06	11.70	318.42	4.00	0.25	44.00	10.70	7.07
Quepuca Abril	4.38	7.47	12.40	4.00	8.40	217.50	6.00	0.30	41.00	10.80	7.24
Quepuca Mayo	2.68	5.51	7.68	2.84	4.84	168.90	6.00	0.65	38.00	11.60	7.22
Pangue Julio	4.55	4.93	7.28	2.73	4.55	103.73	12.00	0.43	50.00	10.23	7.07
Pangue Agosto	6.99	5.64	10.36	3.37	6.99	174.69	12.00	0.65	56.50	11.27	7.15
Pangue Septiembre	4.74	6.94	10.36	4.42	5.94	208.00	13.00	0.57	56.00	10.88	7.12
Pangue Octubre	6.86	7.79	12.69	4.21	8.48	241.49	13.00	0.64	50.00	11.51	7.27
Pangue Noviembre	6.77	9.60	14.52	5.04	9.48	285.04	13.00	0.62	54.00	10.28	7.16
Pangue Enero	7.84	13.62	20.04	8.68	11.36	422.28	9.00	0.23	45.00	7.93	7.11
Pangue Febrero	7.16	13.88	19.19	8.98	10.21	388.56	8.00	0.21	44.00	8.66	7.09
Pangue Marzo	6.03	11.83	18.05	7.28	10.77	366.82	9.00	0.33	42.00	9.00	7.14
Pangue Abril	5.27	9.11	14.33	5.55	8.78	273.21	10.00	0.37	46.00	9.94	7.23
Pangue Mayo	2.94	7.21	9.77	4.73	5.04	223.49	12.00	0.45	37.00	12.61	7.26

## RESULTADOS

En total, de los tres sitios de estudio se registraron 36987 individuos pertenecientes a 5 órdenes y 25 familias de macroinvertebrados. La varianza explicada por el modelo RDA para los tres grupos de variables ambientales correspondió a un 47,7 % de la variabilidad del ensamble comunitario de macroinvertebrados. Si bien el porcentaje de variabilidad de macroinvertebrados explicado por el RDA no fue alto, el modelo (Test de Monte Carlo, 999 permutaciones;  $F= 4,01$ ;  $p < 0,001$ ) y los dos primeros ejes canónicos ( $p < 0,001$ ) fueron altamente significativos. Cinco variables ambientales fueron incluidas en el modelo después de aplicar la selección avanzada, todas con un factor de inflación de la varianza  $< 5$ . Velocidad de corriente fue la primera variable seleccionada (17,7 % de la varianza total), seguido por conductividad (12,2 %), ancho (6,9 %), amplitud mensual (6,2 %) y temperatura media mensual (4,8 %), respectivamente. Basados en estas cinco variables, el primer eje del RDA explicó un 24,1 % de la variabilidad del ensamble de macroinvertebrados, y se correlacionó positivamente con velocidad; mientras que el segundo eje explicó un 11,1 % del ensamble, correlacionándose positivamente con temperatura media y amplitud mensual (ver Tabla 4.2).

**Tabla 4.2.** Resumen estadístico del modelo RDA utilizando la selección avanzada (forward selection). Correlación de Pearson entre los ejes canónicos y las variables ambientales seleccionadas. \*  $p < 0,05$  y \*\*  $p < 0,001$ .

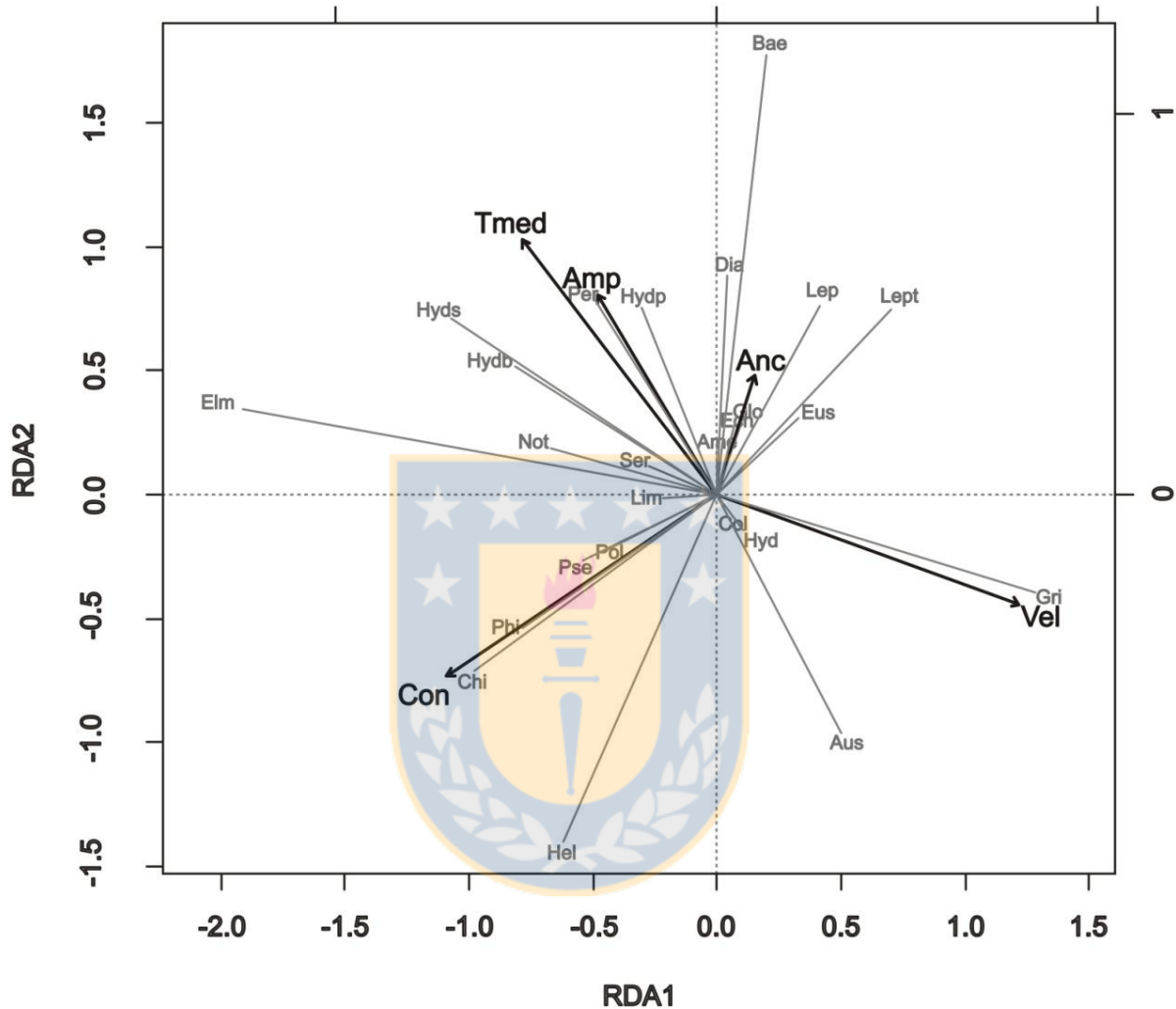
Estadística	Eje 1	Eje 2
Valores Propios	1,2385	0,5689
Varianza acumulada (%) de las especies	0,2414	0,3523
Varianza acumulada (%) de la relación especies-variables ambientales	0,5059	0,7382
Correlación con los dos primeros ejes canónicos		
Velocidad	0,77**	-0,22
Conductividad	-0,61**	-0,47*
Ancho	0,09	-0,24
Amplitud mensual	-0,30	0,44*
Temperatura media mensual	-0,51**	0,56**

Los RDA parciales del modelo final demostraron que el efecto individual de las variables térmicas (amplitud y temperatura media mensual) representó un 11,0 %, mientras que el efecto individual de las variables hidrológicas (velocidad de corriente y ancho) y físico-químicas (conductividad) representaron 13,0 % y 12,0 %, respectivamente. Sin embargo, cuando las variables de temperatura fueron removidas del modelo (actúan como covariables), el resto de las variables explicaron un 28,3 % de la composición comunitaria de macroinvertebrados, siendo velocidad y conductividad las más relevantes. Ello demuestra que el factor térmico por sí sólo representa un 19,4 %.

La Figura 4.1, muestra que las familias de macroinvertebrados bentónicos encontradas en los ríos andinos se correlacionan con diferentes variables ambientales. Así, la abundancia de las familias Austroperlidae y Gripopterygidae se correlaciona principalmente con altas velocidades de corrientes, temperaturas medias bajas y escasa amplitud térmica. Contrariamente Elmidae, Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Hydroptilidae y Perlidae se correlacionan con temperaturas medias más altas y bajas velocidades de corrientes. En tanto, las mayores abundancias de Baetidae, Leptophlebiidae y Leptoceridae se relacionaron más cuando el ancho del río fue más estrecho. Finalmente, la abundancia de las familias Chilinidae, Philopotamidae, Helicophidae y Psephenidae se relacionó más con conductividad del agua.

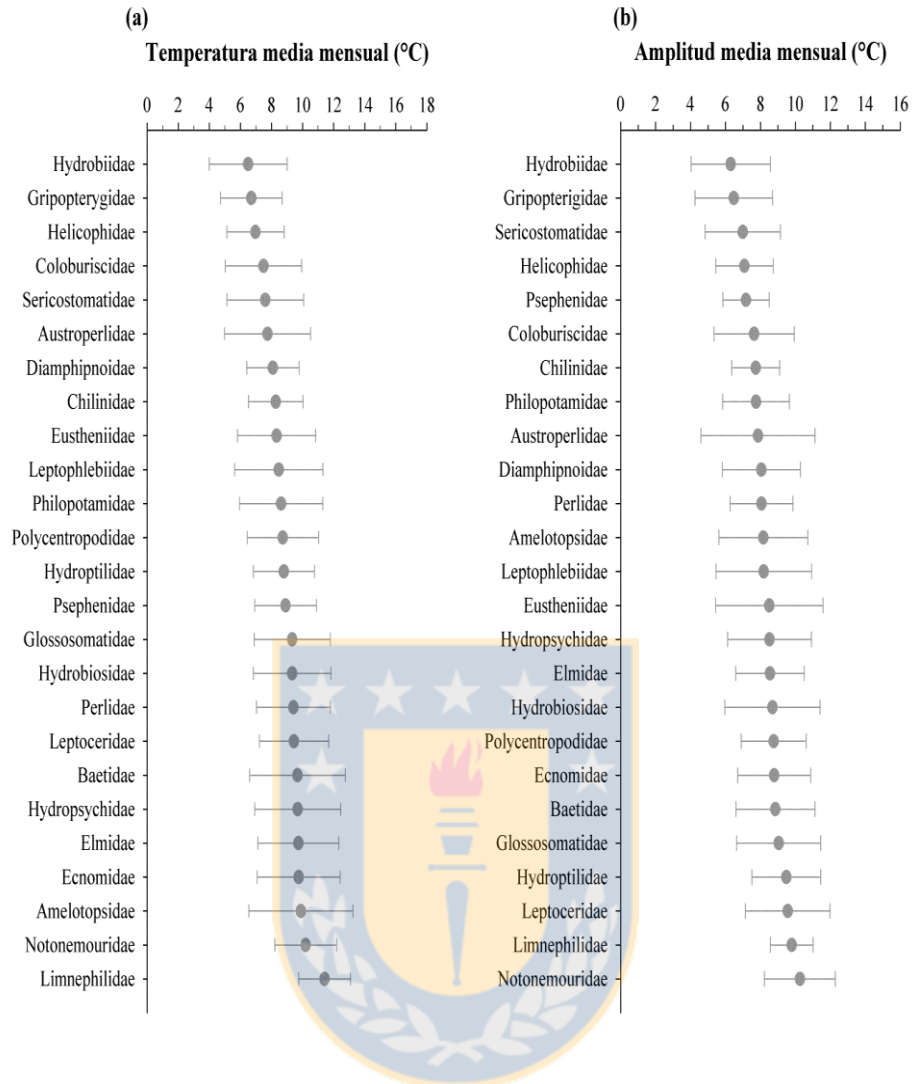
Los valores óptimos para los descriptores térmicos de las 25 familias de macroinvertebrados encontrados en nuestra área de estudio fluctuaron entre 11,2 – 6,5 y 10,3 – 6,3, para temperatura y amplitud mensual, respectivamente (Figura 4.2). Las familias Limnephilidae, Notonemouridae, Amelotopsidae, Ecnomidae, Elmidae, Hydropsychidae, Leptoceridae y Baetidae presentaron valores óptimos para temperatura media mensual > 9,5 °C, mientras que Hydrobiidae, Gripopterygidae y Helicophidae estuvieron restringidas a temperaturas medias < 7 °C (Figura 4.2 a). De ellas Gripopterygidae y Helicophidae presentaron estrechos valores de tolerancia para esta variable, lo que indica que estas familias se encuentran restringidas a bajas temperaturas. En relación a la amplitud mensual Gripopterygidae e Hydrobiidae presentaron óptimos a fluctuaciones de temperatura < 6,5

°C, mientras que Notonemouridae, Limnephilidae, Leptoceridae e Hidroptilidae alcanzaron sus óptimos a fluctuaciones > 9,5 °C (Figura 4.2 b).



**Figura 4.1.** Triplot del modelo RDA final para familias de macroinvertebrados y variables ambientales. **Vel:** velocidad de corriente, **Anc:** ancho, **Con:** conductividad, **Tmed:** temperatura media mensual, **Amp:** amplitud mensual, **Ame:** Amelotopsidae, **Aus:** Austroperlidae, **Bae:** Baetidae, **Chi:** Chilinidae, **Col:** Coloburiscidae, **Dia:** Diamphipnoidae, **Ecn:** Ecnomidae, **Elm:** Elmidae, **Eus:** Eustheniidae, **Glo:** Glossosomatidae, **Gri:** Gripopterygidae, **Hel:** Helicophidae, **Hyd:** Hydrobiidae, **Hydb:** Hydrobiosidae, **Hyds:** Hydropsychidae, **Hydp:** Hydroptilidae, **Lep:** Leptophlebiidae, **Lept:** Leptoceridae, **Lim:** Limnephilidae, **Not:** Notonemouridae, **Per:** Perlidae, **Phi:** Philopotamidae, **Pol:** Polycentropodidae, **Pse:** Psephenidae, **Ser:** Sericostomatidae.





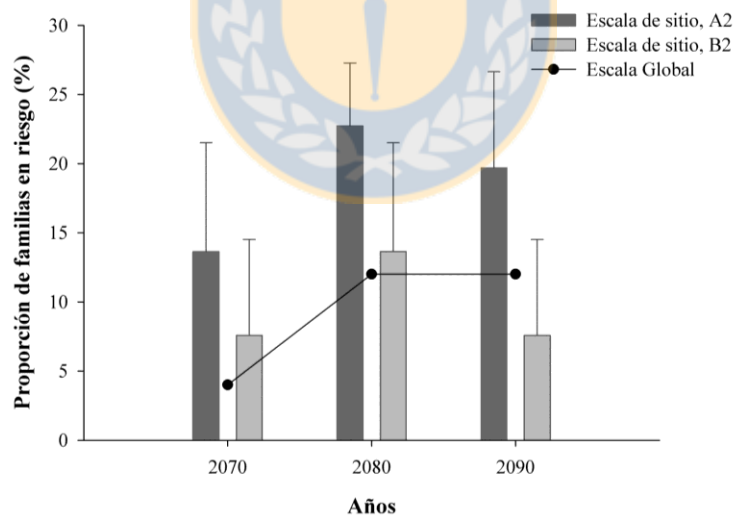
**Figura 4.2.** Óptimos (moda) y tolerancias (barras de error) para: (a) temperatura media mensual y (b) amplitud mensual de las 25 familias de macroinvertebrados encontradas en los ríos andinos. Las familias están organizadas en el eje y en orden de incremento óptimo para ambos descriptores térmicos.

Finalmente, el porcentaje de familias en riesgo de desaparición fue calculado a escala de sitio y global (Tabla 4.3 y Figura 4.3). Se prevé una pérdida significativa de biodiversidad a partir de la década de 2070. A escala de sitio se proyectan cambios importantes bajo ambos escenarios, mientras que a escala global sólo se evidenciarán bajo el escenario A2. De los tres ríos andinos analizados, Quepuca experimentaría la mayor pérdida de biodiversidad

bajo ambos escenarios (A2 y B2), aproximadamente 6 y 5 familias lo que representa un 27,3% y 22,7 %, respectivamente. En general, a escala global se prevé que las potenciales familias en riesgo serán Gripopterygidae, Hydrobiidae y Helicophidae, mientras que a escala de sitio el grupo Plecoptera (Gripopterygidae, Austroperlidae y Diamphipnoidae), Gastropoda (Hydrobiidae) y Trichoptera (Helicophidae) serán los más amenazados.

**Tabla 4.3.** Proyecciones futuras de temperatura media del agua bajo escenario A2 y B2 para las décadas de 2070, 2080 y 2090 en los ríos andinos, basados en los datos de (CONAMA, 2006).

Río	Escenario A2			Escenario B2		
	2070s	2080s	2090s	2070s	2080s	2090s
Lomín	7.75	8.64	8.62	7.36	7.68	7.50
Quepuca	9.01	9.73	9.80	8.67	8.91	8.75
Pangue	9.43	9.87	9.76	8.67	8.91	8.75



**Figura 4.3.** Proporción de familias en riesgo de desaparecer a escala de sitio y global (incluye el conjunto de sitios) bajo escenario de emisión A2 (severo) y B2 (moderado).

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en esta investigación demuestran que los descriptores térmicos utilizados pueden explicar parcialmente la composición comunitaria temporal de macroinvertebrados. Dichos resultados son concordantes a los obtenidos por Haidekker y Hering (2008), quienes comprobaron que en ríos pequeños de Alemania la temperatura explica casi un tercio de la variabilidad de macroinvertebrados. Previamente, diversos estudios han confirmado que en ríos de bajo orden la temperatura es un factor relevante en composición comunitaria de macroinvertebrados (Hawkins *et al.*, 1997; Brittain *et al.*, 2003; Gustafson, 2008), debido a que las familias y particularmente las especies presentan variadas preferencias térmicas. De acuerdo Sweeney (1993) diferencias de temperatura entre 2 y 5 °C provocan cambios importantes en la composición de macroinvertebrados en ríos de bajo orden. En este estudio, a pesar de no trabajar a nivel taxonómico de especies se pudo observar que existen familias altamente sensibles al patrón de temperatura andino, mientras que otras presentan un comportamiento más euritérmico. Los descriptores térmicos que mejor estructuraron la composición de macroinvertebrados fueron temperatura media y amplitud mensual. Las otras variables térmicas analizadas estuvieron fuertemente correlacionadas con los descriptores incluidos en el modelo final ( $r > 0,70$ ;  $p = 0,001$ ), además presentaron un poder explicativo mucho menor. La amplitud máxima mensual (AmpMx) fue insignificante para la composición comunitaria de macroinvertebrados. Sin embargo, diversos estudios han indicado que diferentes descriptores térmicos pueden ser relevantes no sólo para la estructura comunitaria sino también para la distribución de macroinvertebrados. En este sentido, Watanabe *et al.* (1999) y Knispel *et al.* (2006), encontraron que los grados – día acumulados tienen relación directa sobre la tasa de crecimiento. Jacobsen *et al.* (1997), Haidekker y Hering (2008) y Gustafson (2008) mencionan que la temperatura máxima es indispensable para la distribución y crecimiento. No obstante, a diferencia del estudio de Haidekker y Hering (2008), nosotros si encontramos que la amplitud fue relevante para la composición temporal de macroinvertebrados. Esto puede deberse a que tales autores encontraron una baja fluctuación de la amplitud en sus ríos (2,6 – 7,9 °C), en comparación a lo reportado aquí,

donde Quepuca y Pangué, presentaron fluctuaciones de amplitud mayores (3,79 – 13,55 °C y 4,55 y 11,56 °C, respectivamente), similares a las reportadas por Gustafson (2008) en ríos de Idaho (2,5 – 13 °C).

No obstante, uno de los principales problemas que presenta la literatura en relación a los factores que afectan el ensamble de macroinvertebrados son los diferentes set de variables ambientales utilizados y la configuración geográfica de los sitios, ambos con implicancia directa en los resultados de los estudios (Gustafson, 2008). Los resultados del RDA presentados aquí demostraron que los dos primeros ejes explican un 35,2 % de varianza y están altamente correlacionados con la temperatura media mensual, además los dos primeros ejes del PCA explicaron un 69,8 % de la variación del ensamble de macroinvertebrados, por lo que se sugiere que una proporción de la variabilidad de macroinvertebrados puede ser explicado por descriptores térmicos, similar a lo reportado por Gustafson (2008) y Haidekker y Hering (2008).

Del modelo de RDA se pudo observar que las abundancias de familias presentan correlaciones positivas y negativas a la temperatura, lo cual también fue corroborado por los modelos de regresión promedio ponderados. En dicho contexto, se demostró que las familias Gripoterygidae y Austroperlidae alcanzaron su *peak* óptimo y de abundancia a bajas temperaturas, contrario a lo ocurrido con Notonemouridae y Perlidae las que presentaron óptimos y abundancias mayores a temperaturas más cálidas. Esta respuesta dispar al comportamiento térmico por parte del grupo Plecoptera también ha sido descrita en otros estudios y se atribuye a que si bien son organismos estenotermos altamente sensibles al estrés térmico, también pueden ser considerados euritermos, por ejemplo *Leuctra geniculata* (Perlidae) en ríos europeos (Haidekker y Hering, 2008) y *Aphanicercapensis* (Notonemouridae) en Sudáfrica (Dallas y Ketley, 2011). Las familias del grupo Trichoptera que presentaron una correlación positiva con la temperatura (Hydropsychidae, Hidroptilidae e Hidrobiosidae), alcanzaron sus óptimos a temperaturas más cálidas (> 8,8 °C) y sus mayores abundancias se registraron a una temperatura media del agua superior a 12 °C. Springer (2010) y Roux *et al.* (1992), encontraron que tales familias son capaces de

habitar y tolerar altas temperaturas, dado que su metabolismo funciona óptimamente a temperaturas entre 5 – 20 °C. Contrariamente, Helicophidae tuvo su óptimo y mayor abundancia a baja temperatura (5 – 7,2 °C). La baja abundancia encontrada se relaciona con resultados obtenidos por Brand y Miserendino (2011) en ríos patagónicos, sin embargo no se presentan antecedentes de su tolerancia a la temperatura, pero de acuerdo a lo reportado por este estudio la familia parece presentar estrechos rangos de tolerancia a la temperatura. En tanto, Hydrobiidae y Elmidae si bien son familias que toleran amplios rangos de temperatura (Quinn *et al.*, 1994; Elliott, 2008), nuestros resultados demuestran que Hydrobiidae se encontró restringido a baja temperatura y con estrecha tolerancia a dicha variable, mientras que Elmidae presentó el patrón contrario.

En relación al cambio climático nuestro estudio es el primero a nivel país que utiliza las tolerancias máximas para estimar potenciales implicancias sobre comunidades acuáticas. Los resultados obtenidos por CONAMA (2006) sugieren que la temperatura superficial del aire podría aumentar significativamente en el futuro, particularmente en la zona andina (> 5 °C). Este aumento continuo en el patrón de temperatura también podría registrarse en los sistemas fluviales andinos llevando al desplazamiento hacia el sur de algunas familias de macroinvertebrados desde los ríos Lomín, Quepuca y Pangué a partir del año 2070 en adelante. De acuerdo a ello se prevé que la presencia de familias a lo largo de todos los meses de estudio podría reflejar en parte una alta tolerancia a la variación de temperatura, mientras que las familias con limitada plasticidad ecológica podrían presentar una tolerancia restringida a dicha variable. Por lo que a escala global Amelotopsidae y Hydropterygidae, que presentaron rangos amplios de tolerancia y alcanzaron sus óptimos a elevadas temperaturas probablemente persistan al aumento de temperatura, mientras que Gripopterygidae, Hydrobiidae y Helicophidae, que registraron estrechos rangos de tolerancia y óptimos a bajas temperaturas verán limitados sus rangos distribucionales a consecuencia calentamiento global. No obstante a escala de sitio se prevé que las familias del grupo Plecoptera sean las más vulnerables. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Palma y Figueroa (2008), quienes destacan que el 60% de este grupo es endémico de Chile con una distribución sesgada por la temperatura, y con otros que confirman la

vulnerabilidad que presenta este grupo al calentamiento global (Fochetti y Figueroa, 2008; Tierno de Figueroa *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2013).

Diferentes estudios indican que aunque respuestas evolutivas locales al calentamiento global han ocurrido de manera frecuente, no existe evidencia de cambio en relación a las tolerancias climáticas absolutas de las especies (Parmesan, 2006). Esta incerteza en el riesgo de desaparición puede ser aún mayor cuando se desconocen aspectos ecológicos y distribucionales de las familias encontradas en nuestro estudio. No obstante, en evaluación y gestión ambiental las incertezas son inevitables, pero su caracterización es fundamental si pretendemos comprender el funcionamiento intrínseco de los sistemas fluviales y su relación con factores climáticos (Chen y Chen, 2012). El principal riesgo evaluado en nuestro estudio fue el efecto térmico directo sobre la composición comunitaria de macroinvertebrados. Como los regímenes de temperatura están cambiando sustancialmente, se esperan cambios importantes en la presencia y distribución futura de las especies. En este sentido y considerando nuestros resultados nosotros podemos postular que habrá una disminución de la biodiversidad en la zona andina evaluada, debido a la pérdida de familias de aguas frías o desplazamiento y restricción de las mismas a zonas frías, aumentando su riesgo de extinción, como por ejemplo Plecoptera. Esta predicción es consistente con una serie de estudios a largo plazo realizados particularmente en Australia (Nichols *et al.*, 2010), Estados Unidos (Poff *et al.*, 2010) y Europa (Durance y Ormerod, 2009). Sin embargo, la tendencia de familias de aguas intermedias y cálidas será más estable o aumentará en abundancia y riqueza entre los años 2070 – 2100, lo que propone efectos ventajosos del calentamiento global sobre las familias de aguas cálidas.

Por lo tanto, nuestro análisis sobre la importancia de la temperatura y su potencial implicancia sobre macroinvertebrados en la zona de Alto Biobío, deja manifiesto el efecto parcial de temperatura sobre la composición comunitaria de macroinvertebrados y se identificaron familias térmicamente sensibles, las que en décadas futuras podrían experimentar una alta tasa de riesgo de extinción, sobre todo a escala de sitio. Varios aspectos requieren de estudios más detallados como por ejemplo estimar las tolerancias

térmicas a escala de laboratorio con el propósito de obtener los límites térmicos a nivel de especie o comparar un mayor número de sitios con patrones térmicos distintos de manera de estimar la variación en la tolerancia dentro de cada familia y especie. Si bien Chile caracteriza una zona central mediterránea, es evidente la variación latitudinal de las especies, por lo que ajustes al modelo podrían servir para definir áreas de pérdida y/o desplazamiento de organismos. Esta generación de datos sobre tolerancia térmica de organismos acuáticos toma relevancia dado que el 28,6 % de las especies de Ephemeroptera, 10,4 % de Plecoptera y 70,6 % de Trichoptera son endémicas de la zona de estudio (Figuroa *et al.*, 2013), lo que conlleva a que deban ser consideradas en las medidas de mitigación al cambio climático.



## BIBLIOGRAFÍA

ABELL, R., M.L. THIEME, C. REVENGA, M. BRYER, M. KOTTELAT, N. BOGUTSKAYA, B. COAD, N. MANDRAK, S.C. BALDERAS, W. BUSSING, M.L.J. STIASSNY, P. SKELTON, G.R. ALLEN, P. UNMACK, A. NASEKA, R. NG, N. SINDORF, J. ROBERTSON, E. ARMIJO, J.V. HIGGINS, T.J. HEIBEL, E. WIKRAMANAYAKE, D. OLSON, H.L. LÓPEZ, R.E. REIS, J.G. LUNDBERG, M.H. SABAJ PÉREZ & P. PETRY. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58 (5): 403-414.

ANDERSON, M.J., K.E. ELLINGSEN & B.H. MCARDLE. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9 (6): 683-693.

BIRKS, H.J.B., J.M. LINE, S. JUGGINS, A.C. STEVENSON & C.J.F.T. BRAAK. 1990. Diatoms and pH Reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 327 (1240): 263-278.

BONADA, N., M. RIERADEVALL, H. DALLAS, J. DAVIS, J. DAY, R. FIGUEROA, V.H. RESH & N. PRAT. 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater biology*, 53 (4): 772-788.

BORCARD, D., P. LEGENDRE & P. DRAPEAU. 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology*, 73 (3): 1045-1055.

BRAND, C. & M. MISERENDINO. 2011. Life history strategies and production of caddisflies in a perennial headwater stream in Patagonia. *Hydrobiologia*, 673 (1): 137-151.

BRITTAIN, J. 1991. Effect of temperature on egg development in the Australian stonefly genus, *Austrocercella* Illies (Plecoptera : Notonemouridae). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 107-114.



BRITTAIN, J.E., E. CASTELLA, S. KNISPEL, V. LENCIONI, B. LODS-CROZET, B. MAIOLINI, A.M. MILNER, S.J. SLATVEIT & D.L. SNOOK. 2003. Ephemeropteran and Plecopteran communities in glacial rivers. En: *Research Update on Ephemeroptera and Plecoptera*. E. GAINO (eds.): University of Perugia, Perugia, Italy.

BRUSSOCK, P.P. & A.V. BROWN. 1991. Riffle-pool geomorphology disrupts longitudinal patterns of stream benthos. *Hydrobiologia*, 220 (2): 109-117.

CAISSIE, D. 2006. The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1389-1406.

CONAMA. 2006. *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*. Departamento de Geofísica, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

CHEN, S.Q. & B. CHEN. 2012. Defining indirect uncertainty in system-based risk management. *Ecological Informatics*, 10 (0): 10-16.

DALLAS, H.F. & Z.A. KETLEY. 2011. Upper thermal limits of aquatic macroinvertebrates: Comparing critical thermal maxima with 96-LT50 values. *Journal of Thermal Biology*, 36 (6): 322-327.

DALLMAN, P.R. 1998. *Plant life in the world's mediterranean climates*. University of California Press. Los Angeles.

DEATH, R.G. & M.K. JOY. 2004. Invertebrate community structure in streams of the Manawatu–Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology*, 49 (8): 982-997.

DOMÍNGUEZ, E. & H. FERNANDEZ. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y biología*. Tucumán, Argentina.

DOMÍNGUEZ, E., C. MOLINERI, M. PESCADOR, M.D. HUBBARD & C. NIETO. 2006. *Ephemeroptera of South America*. Pensoft. Sofía, Bulgaria.

DURANCE, I. & S.J. ORMEROD. 2009. Trends in water quality and discharge confound long-term warming effects on river macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 54 (2): 388-405.

ELLIOTT, J.M. 2008. The Ecology of Riffle Beetles (Coleoptera: Elmidae). *Freshwater Reviews*, 1 (2): 189-203.

ERIKSEN, C.H. 1964. Evidence of a spring rise in metabolic rate in the burrowing mayfly ephemera simulans Walker. *Hydrobiologia*, 23 (3-4): 506-510.

FIGUEROA, R., N. BONADA, M. GUEVARA, P. PEDREROS, F. CORREA-ARANEDA, M. DÍAZ & V. RUIZ. 2013. Freshwater biodiversity and conservation in mediterranean climate streams of Chile. *Hydrobiologia*, 719 (1): 269-289.

FOCHETTI, R. & J. FIGUEROA. 2008. Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. En: *Freshwater Animal Diversity Assessment*. E. V. BALIAN, C. LÉVÊQUE, H. SEGERS & K. MARTENS (eds.): 365-377. Springer Netherlands.

GAJARDO, R. 1994. *La vegetación natural de Chile: clasificación y distribución geográfica*. Santiago, Chile.

GUSTAFSON, M.P. 2008. Effects of thermal regime on mayfly assemblages in mountain streams. *Hydrobiologia*, 605 (1): 235-246.

HAIDEKKER, A. & D. HERING. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42 (3): 463-481.

HAJEK, E. 1991. Medio Ambiente en Chile. En: *La situación ambiental en América Latina*. E. HAJEK (eds.): 237-294. Buenos Aires.

HAWKINS, C.P., J.N. HOGUE, L.M. DECKER & J.W. FEMINELLA. 1997. Channel Morphology, Water Temperature, and Assemblage Structure of Stream Insects. *Journal of the North American Benthological Society*, 16 (4): 728-749.

HEINO, J., R. VIRKKALA & H. TOIVONEN. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84 (1): 39-54.

HERING, D., O. MOOG, L. SANDIN & P.F.M. VERDONSCHOT. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516 (1): 1-20.

HERING, D., A. SCHMIDT-KLOIBER, J. MURPHY, S. LÜCKE, C. ZAMORA-MUÑOZ, M.J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ, T. HUBER & W. GRAF. 2009. Potential impact of climate change on aquatic insects: A sensitivity analysis for European caddisflies (Trichoptera) based on distribution patterns and ecological preferences. *Aquatic Sciences*, 71 (1): 3-14.

ISAAK, D.J., S. WOLLRAB, D. HORAN & G. CHANDLER. 2012. Climate change effects on stream and river temperatures across the northwest U.S. from 1980–2009 and implications for salmonid fishes. *Climatic Change*, 113 (2): 499-524.

JACOBSEN, D. & R. MARÍN. 2008. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology*, 42 (4): 643-656.

JACOBSEN, D., R. SCHULTZ & A. ENCALADA. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38: 247-261.

JONGMAN, R.H.G., C.J.F.T. BRAAK & O.F.R. VAN TONGEREN. 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press. UK.

KAUSHAL, S.S., G.E. LIKENS, N.A. JAWORSKI, M.L. PACE, A.M. SIDES, D. SEEKELL, K.T. BELT, D.H. SECOR & R.L. WINGATE. 2010. Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8 (9): 461-466.

KISHI, D., M. MURAKAMI, S. NAKANO & K. MAEKAWA. 2005. Water temperature determines strength of top-down control in a stream food web. *Freshwater Biology*, 50 (8): 1315-1322.

KNISPEL, S., M. SARTORI & J.E. BRITTAIN. 2006. Egg development in the mayflies of a Swiss glacial floodplain. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (2): 430-443.

LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science. Amsterdam.

LI, F., N. CHUNG, M.-J. BAE, Y.-S. KWON, T.-S. KWON & Y.-S. PARK. 2013. Temperature change and macroinvertebrate biodiversity: assessments of organism vulnerability and potential distributions. *Climatic Change*, 119 (2): 421-434.

MARDONES, M., E. JAQUE & D. ZAIO. 1992. *Geomorfología de la hoya hidrográfica del río Bio-bío*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.

MCKIE, B.G., P.S. CRANSTON & R.G. PEARSON. 2004. Gondwanan mesotherms and cosmopolitan eurytherms: effects of temperature on the development and survival of Australian Chironomidae (Diptera) from tropical and temperate populations. *Marine and Freshwater Research*, 55 (8): 759-768.

MORRILL, J.C., R.C. BALES, M. ASCE & M.H. CONKLIN. 2005. Estimating stream temperature from air temperature: Implications for future water quality. *Journal of Environmental Engineering*, 131 (1): 139-146.

MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. DA FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403 (6772): 853-858.

NICHOLS, S.J., W.A. ROBINSON & R.H. NORRIS. 2010. Using the reference condition maintains the integrity of a bioassessment program in a changing climate. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (4): 1459-1471.

OKSANEN, J., F.G. BLANCHET, R. KINDT, P. LEGENDRE, R.B. O'HARA, G.L. SIMPSON, S. P., M.H.H. STEVENS & H. WAGNER. 2010. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-3. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PALMA, A. & R. FIGUEROA. 2008. Latitudinal diversity of plecoptera (Insecta) on local and global scales. *Illiesia*, 4 (8): 81-90.

PARMESAN, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37 (1): 637-669.

PEDREROS, P., M. GUEVARA, R. FIGUEROA, A. ARANEDA, A. STEHR, O. LINK & R. URRUTIA. 2013. Comportamiento térmico en ríos mediterráneos alto-andinos de la zona centro-sur de Chile. *Limnetica*, 32 (1): 87-96.

POFF, N.L., J.D. ALLAN, M.B. BAIN, J.R. KARR, K.L. PRESTEGAARD, B.D. RICHTER, R.E. SPARKS & J.C. STROMBERG. 1997. The natural flow regime. *BioScience*, 47 (11): 769-784.

POFF, N.L., M.I. PYNE, B.P. BLEDSOE, C.C. CUHACIYAN & D.M. CARLISLE. 2010. Developing linkages between species traits and multiscaled environmental variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (4): 1441-1458.

QUINN, J., G.L. STEELE, C.W. HICKEY & M.L. VICKERS. 1994. Upper thermal tolerances of twelve New Zealand stream invertebrate species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 28: 391-397.

QUINN, J.M. & C.W. HICKEY. 1990. Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New-Zealand rivers in relation to environmental-factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 24 (3): 387-409.

ROUX, C., H. TACHET, M. BOURNAUD & B. CELLOT. 1992. Stream continuum and metabolic rate in the larvae of five species of Hydropsyche (Trichoptera). *Ecography*, 15 (1): 70-76.

SANDIN, L. & R.K. JOHNSON. 2000. Ecoregions and Benthic Macroinvertebrate Assemblages of Swedish Streams. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 462-474.

SPRINGER, M. 2010. Capítulo 7: Trichoptera. *Revista de Biología Tropical*, 58: 151-198.

STARK, B.P., C. FROEHLICH & M. ZUÑIGA. 2009. *South American Stoneflies (Plecoptera)*. Pensoft. Sofia-Moscow.

SWEENEY, B.W. 1978. Bioenergetic and developmental response of a mayfly to thermal variation. *Limnology and Oceanography* 23 (3): 461-477.

SWEENEY, B.W. 1984. Factors influencing life-history patterns of aquatic insects. En: *The Ecology of aquatic insects*. V. RESH & D. M. ROSENBERG (eds.): 56–100. Praeger Publishers. New York.

SWEENEY, B.W. 1993. Effects of streamside vegetation on macroinvertebrate communities of White Clay Creek in eastern North America. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*: 291-340.

TER BRAAK, C.F.J. & C.W.N. LOOMAN. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, 65 (1): 3-11.

TIERNO DE FIGUEROA, J.M., M.J. LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A. LORENZ, W. GRAF, A. SCHMIDT-KLOIBER & D. HERING. 2010. Vulnerable taxa of European Plecoptera (Insecta) in the context of climate change. *Biodiversity and Conservation*, 19 (5): 1269-1277.

VALDOVINOS, C. 2008. Invertebrados Dulceacuícolas. En: *Biodiversidad de Chile: patrimonio y desafíos*. O. LIBROS (eds.): 202-222. CONAMA. Santiago, Chile.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

VANNOTE, R.L. & B.W. SWEENEY. 1980. Geographic Analysis of Thermal Equilibria: A Conceptual Model for Evaluating the Effect of Natural and Modified Thermal Regimes on Aquatic Insect Communities. *The American Naturalist*, 115 (5): 667-695.

WARD, J.V. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia*, 125 (1): 31-46.

WARD, J.V. & J.A. STANFORD. 1982. Thermal Responses in the Evolutionary Ecology of Aquatic Insects. *Annual Review of Entomology*, 27 (1): 97-117.

WATANABE, N.C., I. MORI & I. YOSHITAKA. 1999. Effect of water temperature on the mass emergence of the mayfly *Ephoron shigae* in a Japanese river (Ephemeroptera: Polymitarcyidae). *Freshwater Biology*, 41: 537-541.

WEBB, B.W., D.M. HANNAH, R.D. MOORE, L.E. BROWN & F. NOBILIS. 2008. Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22 (7): 902-918.

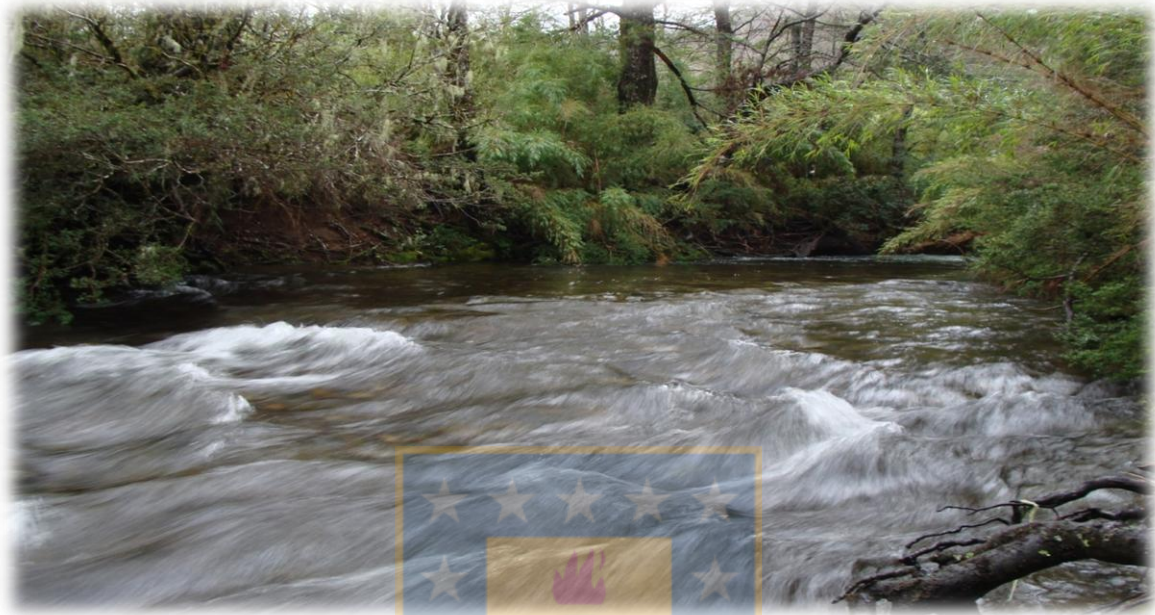
WEBB, B.W. & F. NOBILIS. 2007. Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. *Hydrological Sciences Journal*, 52 (1): 74-85.

WHITEMAN, D. 2000. *Mountain Meteorology*. Oxford University Press. New York.





## **CAPÍTULO 4: TOWARDS A TYPOLOGY OF MEDITERRANEAN RIVERS IN CHILE**



**PABLO PEDREROS, MEYER GUEVARA-MORA, RICARDO FIGUEROA & MARÍA  
DEL MAR SÁNCHEZ-MONTOYA**

(En preparación)

## ABSTRACT

The Mediterranean area of Chile presents the most disturbed freshwater ecosystems of the country, making ecological assessments using methodologies and protocols highly necessary. The development of river classifications using top-down or bottom-up approaches has been a key step in ecological assessment. The present study aims to combine morphological, geological, and hydrological variables in order to define and establish ecotypes for Chilean Mediterranean basins. The river types in the study area are established by analyzing variables proposed by the System B of the European Water Framework Directive (WFD). Three stream types—igneous-sedimentary headwaters at high altitude, mix geology at medium altitude, and sedimentary headwaters at high altitude – were identified by analyzing 12 environmental variables at 28 sampling sites. All the streams show 4<sup>th</sup> stream order with media discharge of 15 m<sup>3</sup>/s. The geological and morphological variables determine three main stream types. The stream type 1 and 2 showed similar values of stream media width, superior in the stream type 3. Although the classification system shows spatial coherence, is necessary the use of biological variables to determine the relationship between aquatic fauna and the stream types of our investigation. The methodology indicate that is a useful tool for the management of heterogeneous river basins of Mediterranean Chile

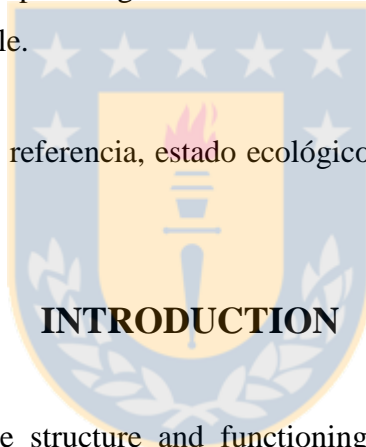
Key words: Chilean Mediterranean Region, classification system, ecological status, reference condition.

## RESUMEN

La zona Mediterránea de Chile presenta los ecosistemas dulceacuícolas más perturbados del país, por lo que metodologías y protocolos de evaluación ecológica son altamente necesarias. El desarrollo de clasificación de ríos utilizando aproximaciones top-down o bottom-up ha sido un paso clave en evaluación ecológica. El presente estudio tiene como objetivo combinar variables morfológicas, geológicas e hidrológicas con el propósito de

definir y establecer ecotipos en las cuencas mediterráneas chilenas. Los tipos de río en el área de estudio son establecidos analizando las variables propuestas por el Sistema B de la Directiva Marco del Agua Europea (DMA). Tres tipos de ríos fueron identificados – ríos de cabecera ígneo-sedimentarios a altitud alta, mezcla geológica a altitud media y ríos de cabecera sedimentarios a altitud alta - analizando 12 variables ambientales en los 28 sitios de estudio. Todos los tipos de ríos mostraron órdenes menores a cuatro con caudales moderados. Las variables geológicas y morfológicas determinaron tres tipos de ríos. Los tipos de río 1 y 2 presentaron similitud en el ancho del cauce, mientras que en el tipo 3 fue superior al resto. Aunque nuestra clasificación muestra una coherencia espacial lógica, es necesaria la utilización de variables biológicas para precisar la coherencia ecológica entre la fauna acuática y los tipos de ríos establecidos en nuestra investigación. La metodología mostró ser una herramienta útil para la gestión de cuencas con características homogéneas en la zona mediterránea de Chile.

**Palabras claves:** condición de referencia, estado ecológico, Región Mediterránea Chilena, sistema de clasificación.



## INTRODUCTION

On a scale of watersheds, the structure and functioning of freshwater ecosystems are influenced by climate variability and geological and morphological characteristics (Gergel *et al.*, 2002; Molnar *et al.*, 2002). However, on a local scale (i.e., river reach), the biological communities of these systems differ (Munné y Prat, 2004) according to the hydrodynamic and biological variations along the river (Vannote *et al.*, 1980; Zalewski, 2000). Given the complexity of studying relationships on multiple scales (Frissell *et al.*, 1986; Allan y Johnson, 1997) and the influence of anthropogenic activities, it can be difficult to develop assessment methodologies based on the use of undisturbed or reference sites. The typology and classification of freshwater ecosystems is the first step in the development of biological assessment frameworks (Gibson *et al.*, 1996; Gerritsen *et al.*, 2000).

Two approaches can be used for classifying rivers: top-down (Omernik, 1995; Sommerhäuser, 1998; Wimmer y Chovanec, 2000; Schmedtje *et al.*, 2001; Briem, 2003), which is based on environmental variables, and bottom-up (Verdonschot, 1995; Hawkins y Norris, 2000; Moog *et al.*, 2001), which is based on macroinvertebrate assemblages. To facilitate the definition of river types, both approaches require data from less disturbed locations (Munné y Prat, 1999; Gerritsen *et al.*, 2000; Munné y Prat, 2000). This classification system should identify groups reference sites where comparable biological communities might be found, thereby partitioning the natural variation of measurements of ecological quality (Resh *et al.*, 1995; Dodkins *et al.*, 2005).

In Chile, the contamination of freshwater ecosystems is an urgent problem that must be solved since economic development in the Mediterranean region has caused changes in the structure and functioning of the rivers. Iza & Rovere (2006) show a progressive deterioration of water quality due to multiple effluents in the more populated basins (i.e., Maipo, Rapel, Biobio). Moreover, the recent development of laws based only on physicochemical variables to protect freshwater systems in Chile demonstrates the limited experience of this country in the selection of reference sites and biological criteria (Figueroa *et al.*, 2007) for determining ecological quality.

Many regionalization approaches have been developed in other Mediterranean areas of the world such as Australia and particularly Europe, where the European Water Framework Directive (WFD) system has been implemented (Commission, 2000). In Spain, several authors (Bonada *et al.*, 2002; Munné y Prat, 2004; Sanchez-Montoya *et al.*, 2007) studying Mediterranean rivers have obtained ecotypes by using System B, as proposed by the WFD, and the top-down approach. According to these authors, system B gave a better reflection of the ecological processes because it considers key environmental factors such as hydrological and climate variables. However, Chile has not implemented typologies as an environmental assessment method. The aim of this work is to apply System B classification to develop a typology of Chilean Mediterranean rivers based on geological, morphological, and hydrological characteristics of sites with minor human alterations.

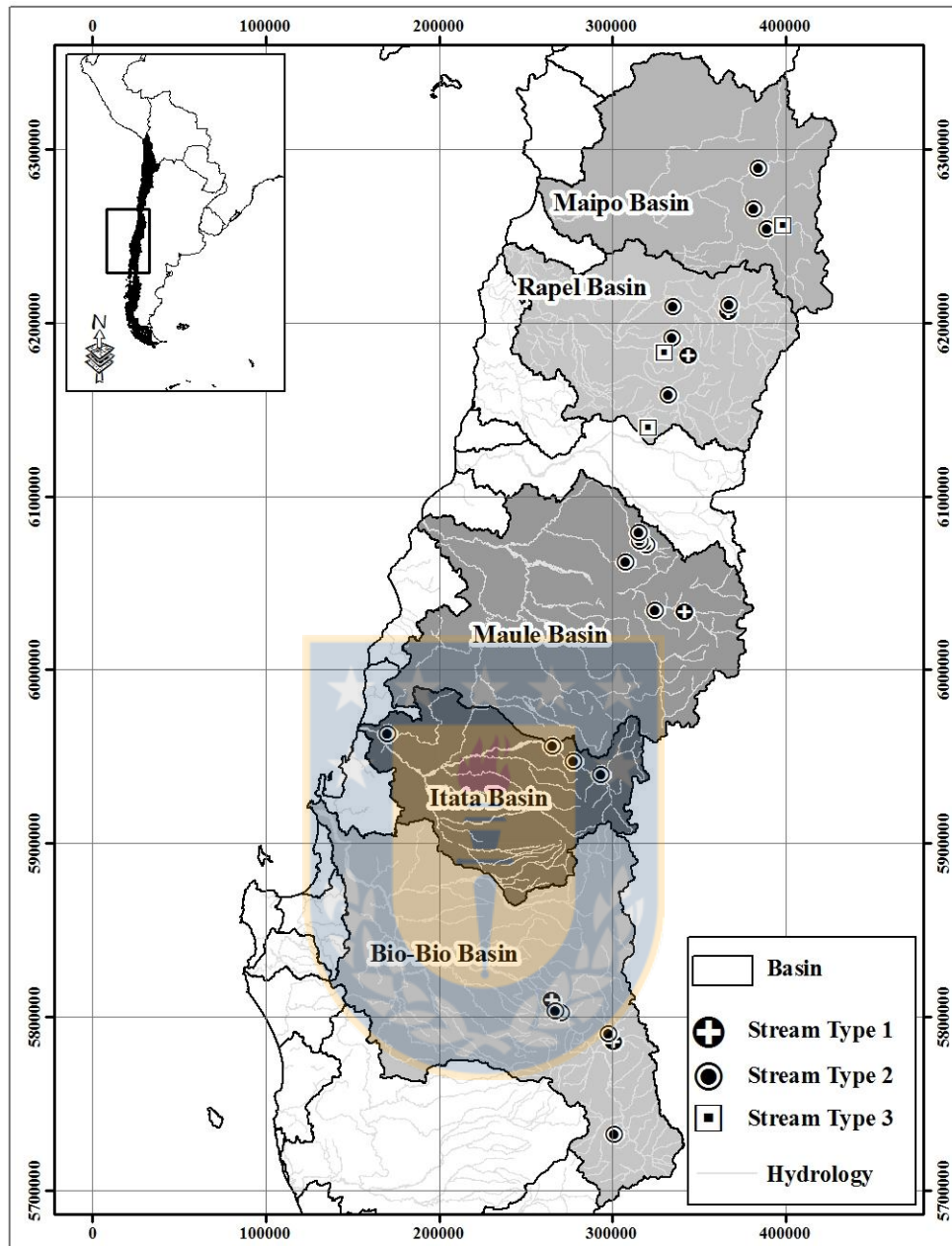
## METHODS

### *Study area*

According to di Castri & Hajek (1976), the Chilean Mediterranean Region is located between 30° and 40°S and covers a total of 70.000 km<sup>2</sup> (Rackham y Grove, 2001). The weather pattern is highly seasonal (Paskoff, 1973; Daget *et al.*, 1988), with cool-wet winters and hot-dry summers (Köppen, 1923). Rainfall usually varies between 25 and 2100 mm/year, with the rainiest period between April and September (Emberger, 1971). The temperature ranges from 7 to 13°C in winter and from 14 to 23°C in summer (Paskoff, 1973). However, this pattern can vary according to the influence of the geographic system and the oceanic climate (di Castri y Hajek, 1976).

The geology of the area is composed of igneous batholithic and metamorphic rocks in the Andes, sediments in the central valley, and metamorphic and granite deposits in the coastal zone (Throver y Bradbury, 1973). The vegetation consists of a semidesert formation, sclerophyllous and evergreen trees and shrubs and woodlands of the deciduous *Nothofagus* sp. and the evergreen *Drimys winteri* (Hajek, 1991; Dallman, 1998). The main environmental stressors include hydroelectric activities and domestic, industrial, and agricultural effluent discharges.

This study was carried out in five catchments located along the latitudinal, thermal, and pluviometric gradients of the Chilean Mediterranean Region. A total of 28 sampling sites are used to define stream ecotypes (Fig. 5.1). The selected sites are considered to be the least disturbed reaches of the streams chosen for study according to the criteria of Sánchez-Montoya *et al.* (2009) for Mediterranean streams (i.e. without disturbance of the hydrological and geomorphological components, scarce both diffuse and point source of pollution). These sites are located mainly in the higher reaches of the catchments where water sewage effluents or diffuse pollution will not influence the classification of ecotypes (Munné y Prat, 1999; Gerritsen *et al.*, 2000; Munné y Prat, 2000).



**Figure 5.1.** Spatial distributions of the tree stream types established according to the classification system B.

### *Defining stream ecotypes*

Stream ecotypes were defined using System B of the WFD given the similarities between Chilean and European Mediterranean zones (Bonada *et al.*, 2008) and the possibility of

including local variables. Following the original methodology proposed by Munné & Prat (2004), we considered 12 environmental variables grouped in to three classes: hydrological, morphological, and geological (Table 5.1). The geographic position of each sampling site was defined by using a GPS GARMIN Xtrex VISTA HCx to estimate latitude (UTM) and altitude (ma.s.l.). Variables such as stream width (m) and flow ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) were calculated with field data. The flow discharge of each stream was calculated on each sampling occasion, using the mean depth, total width and mean current velocity measurements (Munné y Prat, 2004) during the spring of 2005. The shape of the channel was estimated by using the QBR index (Munné y Prat, 1999; Munné y Prat, 2004; Palma *et al.*, 2009), whereas the substrate composition was calculated by using the IHF index (1= values > 10%; 0= values < 10%), which evaluates seven aspects of the fluvial habitat (Pardo *et al.*, 2002), however we select the substrate composition ( the percentage of cobbles, pebbles, gravel, sand, silt, and clay) because it is an efficient index for the Mediterranean rivers (Sánchez-Montoya *et al.*, 2007; Palma *et al.*, 2009). The drainage area ( $\text{km}^2$ ) was determined with a digital terrain model and Arc/Info software (Version 9.3, ESRI, Redlands, California, U.S.A., 2005). Geological data were obtained of SERNAGEOMIN (2003), calculated by intersecting geological surfaces with the coverage area; thus, a percentage of the drained area was obtained for each geological class: igneous, igneous-sedimentary, igneous-metamorphic, and sedimentary. The river order was calculated with Strahler's method (1957).

According to the methodology proposed by Munné & Prat (2004), a Spearman correlation analysis was first used to identify variables within the same group that were strongly correlated ( $r_s > 0.80$ ;  $P < 0.05^*$  and  $P < 0.01^{**}$ ); only variables with a correlation coefficient  $< 0.80$  were selected for further analysis. Once the correlated variables were eliminated, a principal component analysis (PCA) was used (Ter Braak, 1986) within each class in order to obtain a meaningful descriptor unit with the same origin (hydrological, morphological, geological). In the particular case of hydrology, no PCA was performed since just one

**Table 5.1.** Environmental variables used to define stream types of the selected sample sites in the Mediterranean basins of Chile.

<b>Group of variables</b>	<b>Factors</b>	<b>Description</b>
Geological	Surface igneous geology	% of coverage in the drainage area
	Surface igneous-sedimentary geology	% of coverage in the drainage area
	Surface igneous-metamorphic geology	% of coverage in the drainage area
	Surface sedimentary geology	% of coverage in the drainage area
Morphological	Altitude	Meters above sea level
	Stream width	Meters
	Surface drainage area	Total drainage area (km <sup>2</sup> )
	Channel form	QBR index method
	Latitude	Mercator Transversal Universal (UTM)
	Stream order	Strahler method
	Substrate type	IHF index method
Hydrological	Discharge	Water volume during sampling (m <sup>3</sup> /s)

variable was considered in the present study. Two variables (axis 1 and 2) were obtained from this analysis for each group of environmental variables that focuses most of the variability in the first two dimensions (Legendre y Legendre, 1998).

The next step was to classify the sites using selected environmental variables and a k-means analysis (Jain y Dubes, 1988), which generates optimal numbers of stream types from the greatest differences between sites. Since the number of stream types is unknown, we tested



several potential groups (n=2, 3, 4, 5, 6) by selecting the one that best represents the in situ observations. Finally, once the stream types were classified, we used a stepwise discriminating analysis to identify the most significant variables derived from the PCA. The Wilks' Lambda criterion was selected; this considers values near or equal to zero (different ecotypes), whereas values close to one (similar ecotypes). However, a selected variable was not considered to be a discriminator, so we used the F statistic with values of  $F > 3.84$  that is linked to the Wilks' Lambda variation. The PCA analysis was conducted in Statistica, and SPSS version 17.0 was used to define the stream types.

## RESULTS

Spearman's correlation showed that the 12 variables used to define the Chilean Mediterranean ecotypes were not strongly correlated ( $r_s < 0.80$ ) between them. Thus, there was no elimination of variables and all were selected for further analysis. The PCA analysis performed for each group of variables determined the gradients along which the sites vary within each group of environmental variables. It must be noted that the PCA was not performed in the case of hydrological variables because of the presence of only one variable (discharge). Therefore, we selected two new PCA variables: one summarizes the geological characteristics and the other the morphological features. Those axes explained a high percentage of the variation of the data used in the present investigation (Table 5.2). After applying several tests with k-means analysis (i.e. 2, 3, 4, 5, 6 groups), we concluded that the three-group classification showed the highest spatial coherence. Although the rest of the variables showed smaller values of Wilks' Lambda, they were not considered discriminatory because they did not show values over the F that was considered critical in this study.

**Table 5.2.** PCA axes selected to define stream types and the percentage of explained variance, as well as the interpretation and names of new PCA variables. The order of the Discriminant Function Analysis (DFA) is also shown.

Group of variables	PCA axis selected	% Variation	Interpretation of PCA axis	PCA variables	DFA
Geological	PCA axis 1	57.3	Igneous and igneous sedimentary	Geol-axis 1	2
	PCA axis 2	32.3	Sedimentary	Geol-axis 2	1
Morphological	PCA axis 1	100	Width versus altitude, latitude, area, channel form, order, substrate	Morp-axis 1	3

The characterization of the sample sites was used to classify the rivers of the Chilean Mediterranean Basin into three types (Fig. 5.2). Stream type 1 is distinguished from the others by the predominance of igneous-sedimentary geology; stream type 2 is characterized by a smaller surface drainage area; and stream type 3 is differentiated by the complete sedimentary geology in the drainage area.

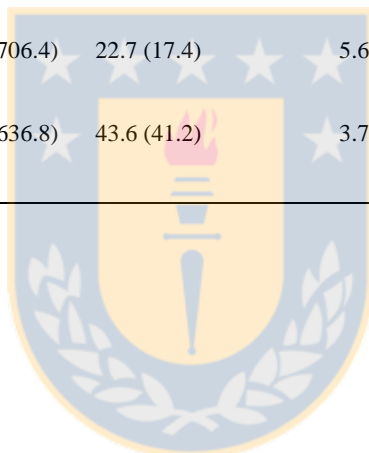
Table 5.3 shows the mean values of the main environmental variables for the three established Chilean Mediterranean stream ecotypes. Stream type 1 is found at high altitudes (> 800 m.a.s.l.), with high percentages of igneous-sedimentary rock (> 82%), and variable drainage areas (< 1400 km<sup>2</sup>) and latitude. Stream type 2 consists of medium altitude rivers (200-800 m.a.s.l.) with moderate percentages of igneous-sedimentary rocks, small drainage areas (< 200 km<sup>2</sup>), and a medium latitude. Finally, stream type 3 has variable altitudes (< 1600 m.a.s.l.) and drainage areas (<1500 km<sup>2</sup>), high percentages of sedimentary rocks (>94%). All ecotypes showed stream orders less than four and moderate discharge (0.5 - 15 m<sup>3</sup>/s). The stream width was moderate for ecotypes 1 and 2 (< 40), but highly variable for stream type 3. Most sampling sites (71%) were categorized as ecotype 2. Table 5.3 shows the averages and standard deviations of the environmental variables describing each stream type.

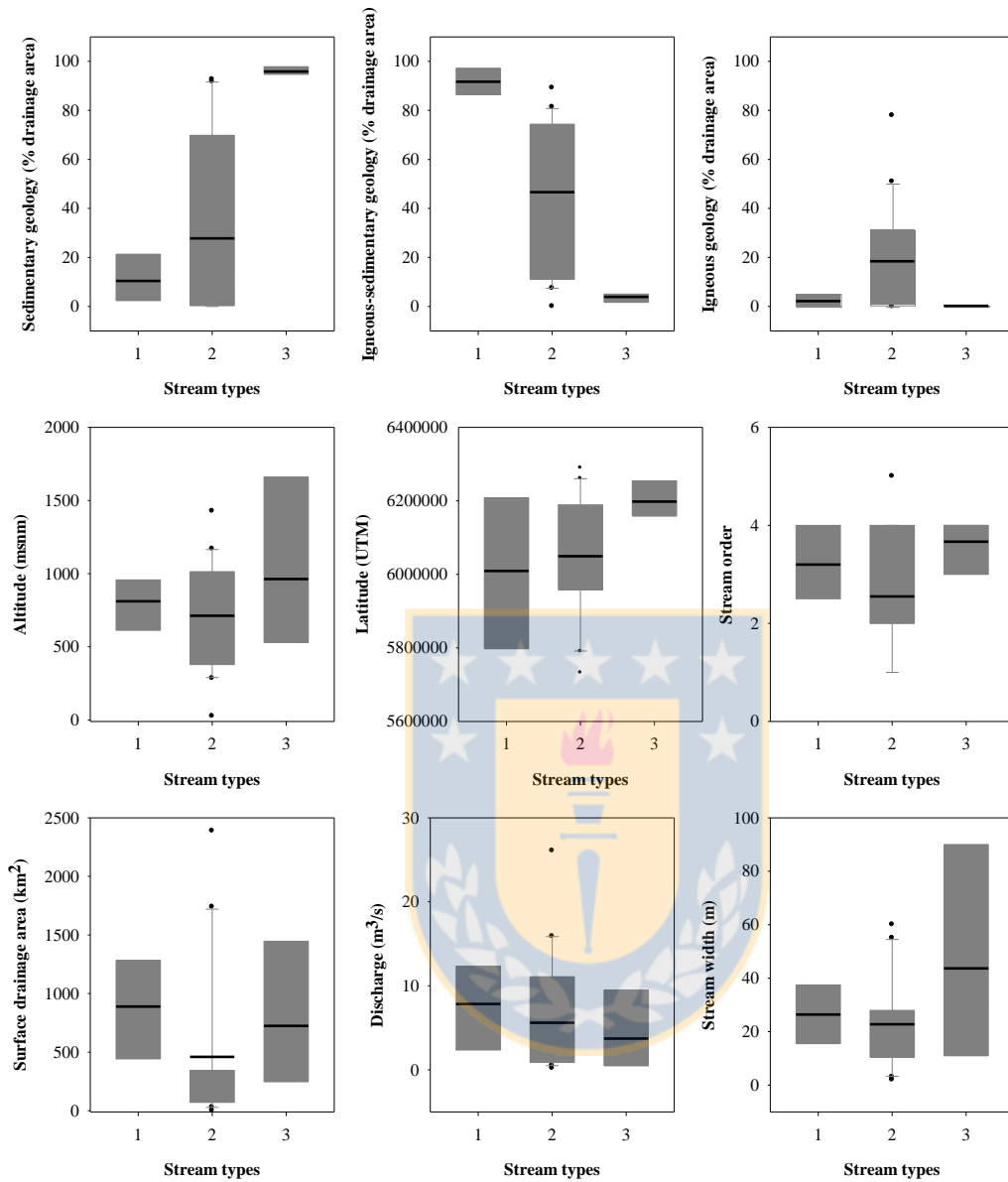
**Table 5.3.** Averages and standard deviations (in parentheses) of the main environmental variables for the three established Chilean Mediterranean stream types.

Chilean Mediterranean stream types	Number of sampling sites	% Sedimentary geology	% Igneous-sedimentary geology	% Igneous geology	Altitude (m)
1	5	10.4 (14.2)	91.7 (6.2)	2.2 (3.5)	811 (262)
2	20	27.8 (37.5)	46.6 (30.0)	18.4 (21.3)	712 (370)
3	3	95.8 (1.7)	3.9 (1.9)	0.3 (0.3)	963 (610)

Chilean Mediterranean stream types	Stream order	Drainage area (km <sup>2</sup> )	Width (m)	Discharge (m <sup>3</sup> /s)	Definition of types
1	3.2 (0.8)	880.0 (445.8)	26.4 (12.5)	7.8 (5.2)	Igneous-sedimentary headwaters at high altitude
2	2.6 (1.2)	459.2 (706.4)	22.7 (17.4)	5.6 (7.3)	Mixed geology headwaters at medium altitude
3	3.7 (0.6)	723.6 (636.8)	43.6 (41.2)	3.7 (5.0)	Sedimentary headwaters at high altitude





**Figure 5.2.** Box plots of discriminat variables for each stream type in the Chilean Mediterranean Rivers. The mean values (central line) and outliers are shown.

## DISCUSSION

The ecological assessment of streams and rivers requires comparing pre-established sites with similar environmental characteristic and biological structures (Wright *et al.*, 1984; Hawkins y Norris, 2000; Simpson y Norris, 2000). Many regional classifications as the primary means of specifying expected biotic conditions have been used during the last two decades (Karr, 1991; Barbour *et al.*, 1995; Hughes, 1995; Gibson *et al.*, 1996) in bioassessment programs in the United States (Hawkins y Norris, 2000) and more recently in Europe due to the renewed interest in the regionalization of aquatic ecosystems with the publication of the WFD in 2000 (i.e., Ehlert *et al.*, 2002; Dodkins *et al.*, 2005; Ferréol *et al.*, 2005). These classifications are the first analytical step in the development of any framework for biological assessment (Gerritsen *et al.*, 2000), particularly for assessing the ecological status of freshwater ecosystems in the context of the WFD, based on the knowledge that the natural characteristics of streams vary with their geomorphology, climatology, and physical attributes (Hawkins y Norris, 2000; Oswood *et al.*, 2000). This natural variability has direct implications for the biological component, and its ranges should differ depending on the ecotype since type communities are different (Bonada *et al.*, 2002).

In the present study, we identified three ecotypes from a combination of hydrological, geological, and morphological variables (top-down approach). In this work, like in other Mediterranean zones (Bonada *et al.*, 2002; Sanchez-Montoya *et al.*, 2007), the geological variables were relevant to the definition of ecotypes. In Chile, this variable has been conditioned by previous glaciations and volcanic processes that led to the formation of Andean mixed regime streams and steep slopes (Niemeyer y Cereceda, 1984; Villagrán y Hinojosa, 1997). The geological variables (sedimentary, igneous, igneous-sedimentary rocks) are significant in the north-south discrimination of ecotypes since they help distinguish between sedimentary streams in the north and igneous rock mixed with sedimentary intrusions in the south. These characteristics not only determine the type of substrate but also identify the physicochemical variability in the study area. Although no

morphological variables were selected as discriminatory for the establishment of ecotypes, aspects such as latitude and altitude should be considered in this study.

Although this study included relevant variables for the definition of ecotypes, it is necessary to consider some hydrological and climate aspects that could explain the seasonality of perennial streams and rivers or the presence of temporary watercourses. Moreover, climate models predict increased frequency of droughts and floods in Chile (CONAMA, 2006; Stehr, 2008), which proves that streams in temperate zones tend to exhibit the characteristics of Mediterranean streams situation as observed by Arnell (1999) in Europe.

Currently, Chile is developing regulations, methodologies, and protocols for the management of freshwater ecosystems. However, methodologies based on broad ecoregions or large classification units are not useful for local management because biological measures might not be comparable (Feminella, 2000; Van Sickle y Hughes, 2000; Moog *et al.*, 2004; Abell *et al.*, 2008) and decision-making should be done on a local scale. This must be taken into account in the definition of stream ecotypes, since it considers local factors that imply a better classification of rivers and, therefore, the aquatic communities existing within them (Gerritsen *et al.*, 2000; Hawkins y Norris, 2000; Sandin y Johnson, 2000). Given Chile's unique geography – dry in the north, Mediterranean in the center, and wet-temperate in the south—the regionalization of classifications of water bodies on these three separate regional scales are more appropriate than on a national scale. The present study is the first attempt to classify Chilean rivers by considering the local scale of the Mediterranean region.

It must be emphasized that this Chilean Mediterranean classification may be validated with the analysis of the accordance these three environmental ecotypes and macroinvertebrate assemblages in reference conditions (Sanchez-Montoya *et al.*, 2007) in order to ensure that these pre-established environmentally homogeneous ecotypes contain similar biological communities. For that purpose, the development of methodologies allowing the recognition

and selection of reference sites and macroinvertebrate communities is needed for Chilean streams because the knowledge of macroinvertebrate fauna in Chile is still limited (Figueroa *et al.*, 2007) in general and particularly in the Mediterranean Region. Although some research has been done in this area (Figueroa *et al.*, 2006; Figueroa *et al.*, 2007; Bonada *et al.*, 2008), further studies may explain the low regional richness and the high degree of endemism in this Mediterranean climate region compared with the rest of the Mediterranean regions in the world (Bonada *et al.*, 2008).

In conclusion, the typology of aquatic bodies allowed us to determine and identify environmentally homogeneous streams with similar hydromorphological conditions and with presumably very similar biological communities. In addition, these sites can potentially be established as references in the Chilean Mediterranean Region. Our results are particularly important because the study area presents high levels of human disturbance in many aquatic systems that make this validation difficult except for headwater streams. These new protocols and environmental assessment methodologies based on a preset ecotype model could aid the management and establishment of ecological status streams. This study requires further validation by using biological communities (i.e., macroinvertebrates) from reference sites, which implies a challenge for Chile and especially in this Mediterranean Region.

## BIBLIOGRAFÍA

ABELL, R., M.L. THIEME, C. REVENGA, M. BRYER, M. KOTTELAT, N. BOGUTSKAYA, B. COAD, N. MANDRAK, S.C. BALDERAS, W. BUSSING, M.L.J. STIASSNY, P. SKELTON, G.R. ALLEN, P. UNMACK, A. NASEKA, R. NG, N. SINDORF, J. ROBERTSON, E. ARMIJO, J.V. HIGGINS, T.J. HEIBEL, E. WIKRAMANAYAKE, D. OLSON, H.L. LÓPEZ, R.E. REIS, J.G. LUNDBERG, M.H. SABAJ PÉREZ & P. PETRY. 2008. Freshwater Ecoregions of the World: A New Map of Biogeographic Units for Freshwater Biodiversity Conservation. *BioScience*, 58 (5): 403-414.

ALLAN, J.D. & L.B. JOHNSON. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology*, 37 (1): 107-111.

ARNELL, N.W. 1999. The effect of climate change on hydrological regimes in Europe: a continental perspective. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 9 (1): 5-23.

BARBOUR, M.T., J.B. STRIBLING & J.R. KARR. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. En: *Biological assessment and criteria. Tools for water resource planning and decision making*. W. S. DAVIS & T. P. SIMON (eds.): 63-77. Lewis Publisher. Florida.

BONADA, N., N. PRAT, A. MUNNÉ, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, J. CASAS, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, A. MELLADO, G. MOYÀ, I. PARDO, S. ROBLES, G. RAMON, M.L. SUÁREZ, M. TORO, M.R. VIDAL-ABARCA, S. VIVAS & C. ZAMORA-MUÑOZ. 2002. Ensayo de una tipología de las cuencas mediterráneas del proyecto GUADALMED siguiendo las directrices de la directiva marco del agua. *Limnetica*, 21 (3-4): 77-98.



BONADA, N., M. RIERADEVALL, H. DALLAS, J. DAVIS, J. DAY, R. FIGUEROA, V.H. RESH & N. PRAT. 2008. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater biology*, 53 (4): 772-788.

BRIEM, E. 2003. *Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland - Morphologische Merkmale der Fließgewässer und ihrer Auen*. Hennef.

COMMISSION, E. 2000. Directive 2000/60/EC of the European parliament of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities L327*: 1-72.

CONAMA. 2006. *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*. Departamento de Geofísica, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

DAGET, P.H., L. AHDALI & P. DAVID. 1988. Mediterranean bioclimate and its variation in the paleartic region. En: *Mediterranean-type ecosystems: A data source book*. R. L. SPECHT (eds.): 248. Kluwer Academic. Dordrecht.

DALLMAN, P.R. 1998. *Plant life in the world's mediterranean climates*. University of California Press. Los Angeles.

DI CASTRI, F. & E. HAJEK. 1976. *Bioclimatología de Chile*. Editorial Universidad Católica de Chile. Santiago.

DODKINS, I., B. RIPPEY, T.J. HARRINGTON, C. BRADLEY, B. NI CHATHAIN, M. KELLY-QUINN, M. MCGARRIGLE, S. HODGE & D. TRIGG. 2005. Developing an optimal river typology for biological elements within the Water Framework Directive. *Water Research*, 39 (15): 3479-3486.

EHLERT, T., D. HERING, U. KOENZEN, T. POTTGIESSER, H. SCHUHMACHER & G. FRIEDRICH. 2002. Typology and Type Specific Reference Conditions for Medium-Sized and Large Rivers in North Rhine-Westphalia: Methodical and Biological Aspects. *International Review of Hydrobiology*, 87 (2-3): 151-163.

EMBERGER, L. 1971. *Travaux de Botanique et d'Ecologie*. Masson. Paris.

FEMINELLA, J.W. 2000. Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 442-461.

FERRÉOL, M., A. DOHET, H.-M. CAUCHIE & L. HOFFMANN. 2005. A Top-down Approach for the Development of a Stream Typology Based on Abiotic Variables. *Hydrobiologia*, 551 (1): 193-208.

FIGUEROA, R., A. PALMA, V. RUIZ & X. NIELL. 2007. Comparative analysis of biotic indexes used to evaluate water quality in a Mediterranean river of Chile: Chillan River, VIII Region. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80 (2): 225-242.

FIGUEROA, R., V. RUIZ, X. NIELL, E. ARAYA & A. PALMA. 2006. Invertebrate colonization patterns in a Mediterranean Chilean stream. *Hydrobiologia*, 571: 409-417.

FRISSELL, C.A., W.J. LISS, C.E. WARREN & M.D. HURLEY. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, 10 (2): 199-214.

GERGEL, S.E., M.G. TURNER, J.R. MILLER, J.M. MELACK & E.H. STANLEY. 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Sciences*, 64 (2): 118-128.

GERRITSEN, J., M.T. BARBOUR & K. KING. 2000. Apples, oranges, and ecoregions: on determining pattern in aquatic assemblages. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 487-496.

GIBSON, J.R., M.T. BARBOUR, J.B. STRIBLING, J. GERRITSEN & J.R. KARR. 1996. *Biological criteria-technical guidance for streams and rivers*. US Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington.

HAJEK, E. 1991. Medio Ambiente en Chile. En: *La situación ambiental en América Latina*. E. HAJEK (eds.): 237-294. Buenos Aires.

HAWKINS, C.P. & R.H. NORRIS. 2000. Performance of Different Landscape Classifications for Aquatic Bioassessments: Introduction to the Series. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 367-369.

HUGHES, R.M. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. En: *Biological assessment and criteria Tools for water resource planning and decision making*. W. S. DAVIS & T. P. SIMON (eds.): 63-77. Lewis Publisher. Florida.

IZA, A.O. & M.B. ROVERE. 2006. *Gobernanza del agua en América del Sur: dimensión ambiental*.

JAIN, A.K. & R.C. DUBES. 1988. *Algorithms for Clustering Data*. Prentice-Hall. New Jersey, USA.

KARR, J.R. 1991. Biological integrity. A Long-Neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1 (1): 66-84.

KÖPPEN, W. 1923. *De klimate der Erde*. Berlin, Alemania.

LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science. Amsterdam.

MOLNAR, P., P. BURLANDO & W. RUF. 2002. Integrated catchment assessment of riverine landscape dynamics. *Aquatic Sciences*, 64 (2): 129-140.

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN. 2004. Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU 'Water Framework Directive'? *Hydrobiologia*, 516 (1): 21-33.

MOOG, O., A. SCHMIDT-KLOIBER, T. OFENBÖCK & J. GERRITSEN. 2001. *Aquatische Ökoregionen und Fließgewässer - Bioregionen Österreichs - eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos - Zönosen*. Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft, Wien.

MUNNÉ, A. & N. PRAT. 1999. *Regionalización de la cuenca del Ebro para el establecimiento de los objetivos del estado ecológico de sus ríos*. Zaragoza.

MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2000. *Delimitación de regiones ecológicas para el establecimiento de tipos de referencia y umbrales de calidad biológica*. Oporto.

MUNNÉ, A. & N. PRAT. 2004. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU water framework directive. *Environmental Management*, 34 (5): 711-729.

NIEMEYER, H. & P. CERECEDA. 1984. *Geografía de Chile*. Instituto Geográfico Militar. Santiago, Chile.

OMERNIK, J.M. 1995. Eco-regiones: un marco espacial para la gestión ambiental. En: *Evaluación Biológica y Criterios: Herramientas para la Planificación de Recursos*

*Hídricos y la toma de decisiones*. W. S. DAVIS & T. P. SIMON (eds.): 49-62. CRC. Florida.

OSWOOD, M.W., J.B. REYNOLDS, J.G. IRONS & A.M. MILNER. 2000. Distributions of freshwater fishes in ecoregions and hydroregions of Alaska. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 405-418.

PALMA, A., R. FIGUEROA & V.H. RUIZ. 2009. Assessment of a riparian and fluvial habit through QBR and IHF Index. *Gayana*, 53 (1): 57-63.

PARDO, I., M. ÁLVAREZ, J. CASAS, J.L. MORENO, S. VIVAS, N. BONADA, J. ALBA-TERCEDOR, P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, G. MOYÀ, N. PRAT, S. ROBLES, M.L. SUÁREZ, M. TORO & M.R. VIDAL-ABARCA. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-133.

PASKOFF, R.P. 1973. Geomorphological processes and characteristics land-forms in the Mediterranean Regions of the World. En: *Mediterranean Type Ecosystems: Origin and structure*. F. DI CASTRI & H. A. MOONEY (eds.): 405. Springer-Verlag. New York.

RACKHAM, O. & A. GROVE. 2001. *The nature of Mediterranean Europe: an ecological history*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.

RESH, V.H., R.H. NORRIS & M.T. BARBOUR. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology*, 20 (1): 108-121.

SANCHEZ-MONTOYA, M.D., T. PUNTI, M.L. SUAREZ, M.D. VIDAL-ABARCA, M. RIERADEVALL, J.M. POQUET, C. ZAMORA-MUNOZ, S. ROBLES, M. ALVAREZ, J. ALBA-TERCEDOR, M. TORO, A.M. PUJANTE, A. MUNNE & N. PRAT. 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater biology*, 52 (11): 2240-2255.

SÁNCHEZ-MONTOYA, M.D.M., T. PUNTÍ, M.L. SUÁREZ, M.D.R. VIDAL-ABARCA, M. RIERADEVALL, J.M. POQUET, C. ZAMORA-MUÑOZ, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ, J. ALBA-TERCEDOR, M. TORO, A.M. PUJANTE, A. MUNNÉ & N. PRAT. 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, 52 (11): 2240-2255.

SÁNCHEZ-MONTOYA, M.M., M.R. VIDAL-ABARCA, T. PUNTL, J.M. POQUET, N. PRAT, M. RIERADEVALL, J. ALBA-TERCEDOR, C. ZAMORA-MUÑOZ, M. TORO, S. ROBLES, M. ÁLVAREZ & M.L. SUÁREZ. 2009. Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia*, 619: 39–54.

SANDIN, L. & R.K. JOHNSON. 2000. Ecoregions and Benthic Macroinvertebrate Assemblages of Swedish Streams. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 462-474.

SCHMEDTJE, U., M. SOMMERHÄUSER, U. BRAUKMANN, E. BRIEM, R. HAASE & D. HERING, TUTZING, . 2001. “Top down - bottom up” - Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. Magdeburg.

SERNAGEOMIN. 2003. Mapa Geológico de Chile: Versión Digital. Base Geológica escala 1:1.000.000.

SIMPSON, J.C. & R.H. NORRIS. 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. En: *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. J. F. WRIGHT, D. W. SUTCLIFFE & M. T. FURSE (eds.): 125–142. Freshwater Biological Association. Ambleside.

SOMMERHÄUSER, M. (1998) Limnologisch - typologische Untersuchungen zu sommertrockenen und permanenten Tieflandblächen am Beispiel der Niederrheinischen Sandplatten.

STEHR, A.P. (2008) Análisis del comportamiento hidrológico y disponibilidad de agua, bajo escenarios de cambio climático, para dos sub-cuencas del río biobío incorporando el impacto del aporte nival en la zona cordillerana. Universidad de Concepción, Concepción

STRAHLER, A. 1957. Quantitative analysis of watershed morphology. *American Geophysical Union*, 38: 913-920.

TER BRAAK, C.J.F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67 (5): 1167-1179.

THROWER, N.J. & D.E. BRADBURY. 1973. The physiography of the mediterranean lands with special emphasis on California and Chile. En: *Mediterranean Type Ecosystems: Origin and structure*. F. DICASTRI & H. A. MOONEY (eds.): 405. Springer Verlag. New York.

VAN SICKLE, J. & R.M. HUGHES. 2000. Classification strengths of ecoregions, catchments, and geographic clusters for aquatic vertebrates in Oregon. *Journal Of The North American Benthological Society*, 19 (3): 370-384.

VANNOTE, R.L., G.W. MINSHALL, K.W. CUMMINS, J.R. SEDELL & C.E. CUSHING. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

VERDONSCHOT, P. 1995. Typology of macrofaunal assemblages: a tool for the management of running waters in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 297 (2): 99-122.

VILLAGRÁN, C. & L. HINOJOSA. 1997. Historia de los bosques templados del sur de Sudamérica II: Análisis fitogeográfico. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70: 241-267.

WIMMER, R. & A. CHOVANEC. 2000. *Fließgewässertypen in Österreich als Grundlage eines Überwachungsnetzes im Sinne des Anhang II der EU Wasser - Rahmenrichtlinie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.*

WRIGHT, J., D. MOSS, P. ARMITAGE & M. FURSE. 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, 14: 221-256.

ZALEWSKI, M. 2000. Ecohydrology - the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. *Ecological Engineering*, 16 (1): 1-8.





## DISCUSIÓN GENERAL



La temperatura ha sido reconocida como una variable física importante para el funcionamiento fluvial, pero pocos estudios describen el régimen térmico en ríos andinos. En este contexto, los resultados obtenidos en esta investigación dan cuenta de la importancia que tiene dicha variable en la composición comunitaria de macroinvertebrados y su influencia futura bajo escenarios de calentamiento global en ríos andinos de la zona de alto Biobío. Los descriptores térmicos de alta resolución (por ejemplo, temperatura media, temperatura máxima y temperatura mínima diaria) permitieron revelar claras diferencias espacio-temporales en el régimen térmico de los ríos andinos. De acuerdo a estudios previos la radiación solar y temperatura del aire son considerados como los principales reguladores de la temperatura del agua en ambientes andinos, sin embargo, su asimilación y almacenamiento depende de las características locales de cada río (Webb y Zhang, 1997; Evans *et al.*, 1998; Isaak y Hubert, 2001; Poole y Berman, 2001; Link *et al.*, 2012), ya que la magnitud de cada descriptor varía entre sitios haciendo difícil distinguir su efecto individual (Sinokrot y Stefan, 1993; Johnson, 2004; Burkholder *et al.*, 2008). En este sentido, las diferencias térmicas encontradas en esta investigación se atribuyeron a factores

locales tales como condiciones meteorológicas (temperatura del aire), topografía del canal (altas cumbres, orientación y tributarios aportantes), vegetación de ribera y relación ancho–profundidad, los cuales controlaron el proceso de insolación e influenciaron el intercambio energético entre los compartimentos (aire-agua, agua-sedimento) de los ríos Lomín, Chaquilvín, Quepuca, Pangué y Queuco. De acuerdo a Malcolm *et al.* (2004), estos factores son modeladores importantes cuando se trabaja a escala de tramo de río y con una temporalidad limitada.

De estos factores, las formaciones vegetales (árboles, matorrales y estepa alto andina) de la zona de Alto Biobío deben ser consideradas relevantes, sobre todo la vegetación arbórea aledaña al cauce. Aquí se logró establecer que la presencia de sombra generada por el dosel es capaz de reducir  $\pm 4$  °C la temperatura máxima durante época estival, por lo que su protección y conservación debe ser considerada ya que la condición prístina de algunos ríos andinos podría cambiar drásticamente, debido a que la actividad forestal ha modificado y reemplazado los cordones montañosos andinos y costeros nativos por plantaciones exóticas (Aguayo *et al.*, 2009). Este reemplazo en la cobertura boscosa nativa podría acelerar la ocurrencia de temperaturas más elevadas a consecuencia de los escenarios de calentamiento global proyectados para la zona ( $> 5$  °C, CONAMA, 2006), generando alteraciones importantes en las comunidades acuáticas residentes. Por lo tanto, modelos térmicos descriptivos, como los presentados aquí, sumado a modelos hidráulicos, podrían ser la base de un conocimiento detallado de la dinámica de la temperatura en ríos andinos, siendo útiles para direccionar la mitigación de los impactos asociados al calentamiento global.

Luego de caracterizar y describir a micro escala el régimen térmico y los factores que lo controlan en sistemas andinos (Capítulo 1 y 2) se discuten las dos hipótesis planteadas en esta investigación.

**1. Se produzca una modificación en el ensamble comunitario macroinvertebrados bentónicos, particularmente de aquellas familias sensibles o poco tolerantes al estrés térmico.**

Se observó que la composición comunitaria de macroinvertebrados (Gastropoda, Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera) puede ser explicada parcialmente por el patrón de temperatura. En este sentido y considerando que Chile no cuenta con amplias series de tiempo (variables ambientales y biológicas en conjunto), los métodos de regresión promedio ponderados (máximas tolerancias) utilizados durante el periodo de estudio permitieron postular cambios significativos en la composición comunitaria de macroinvertebrados a consecuencia del calentamiento global. En general, se observó que las familias más sensibles serán Gripopterygidae (Plecoptera), Helicopidae (Trichoptera) e Hydrobiidae (Gastropoda), mientras que a escala de sitio, el grupo Plecoptera (Austroperlidae, Diamphipnoidae y Gripopterygidae) será el más vulnerable dada la correlación negativa entre abundancia y temperatura. Esta predicción es consistente con los resultados obtenidos por Bonada *et al.* (2007), Durance y Ormerod (2007), Chessman (2009), Poff *et al.* (2010) y Stamp *et al.* (2010) utilizando amplias series de tiempo. En tanto, se encontró que las familias Elmidae (Coleoptera), Limnephilidae, Hydropsychidae, Ecnomidae (Trichoptera), Baetidae y Amelotopsidae (Ephemeroptera) fueron las que presentaron una mayor tolerancia, mientras que a escala de sitio destacan Elmidae e Hydropsychidae.

Estudios previos destacan que a escala biogeográfica el impacto ecológico más evidente en respuesta al calentamiento global será el cambio de distribución de las especies hacia latitudes y altitudes mayores de acuerdo a sus preferencias térmicas (Walther *et al.*, 2002; Parmesan y Yohe, 2003). Sin embargo, la mayoría de las especies ha respondido a cambios

en el clima siguiendo hábitats óptimos en lugar de permanecer estacionarias y adaptarse (Bradshaw y Holzapfel, 2006; Parmesan, 2006). Por lo que bajo un escenario de calentamiento global se espera que las familias que registraron tolerancias máximas menores a la temperatura del agua proyectada bajo los escenarios A2 y B2 – Gripopterygidae, Hydrobiidae y Helicophidae– tenderán a desplazarse hacia altitudes o latitudes mayores. Por ejemplo, un estudio a nivel de especie predijo un cambio promedio entre 122 y 83 metros en altitud a lo largo del continuo fluvial para el año 2080 bajo ambos escenarios A2 y B2 de cambio (Domisch *et al.*, 2011), mientras otro proyectó una disminución en la cantidad de hábitat climáticamente adecuados para las especies en aproximadamente un 59 % (Domisch *et al.*, 2013).

Sin embargo, a pesar que se encontró una correspondencia entre las familias y los regímenes futuros de temperatura, es necesario trabajar a nivel taxonómico de especie con el objetivo de obtener aspectos ecológicos particulares, tales como rasgos biológicos, que permitan indicar periodos de emergencia o si en el estado de huevo algunas especies son capaces de realizar diapausas para evitar altas temperaturas estivales. Sumado a ello se sugiere la realización de experimentos a escala de laboratorio utilizando métodos dinámicos, que permitan ir cambiando a una tasa constante la temperatura hasta predefinir un punto sub-letal final. Uno de los más utilizados es el método térmico crítico (Ernst *et al.*, 1984), que permite obtener una significancia ecológica importante en ecosistemas fluviales sobre en especies que están sometidas a un estrés hidrológico y térmico. Este análisis sería una herramienta útil para los sistemas fluviales chilenos ya que el estrés térmico – hidrológico podría aumentar con los efectos del calentamiento global y la constante extracción y regulación de los ríos, sobre todo en la zona central del país.

Por lo tanto la **Hipótesis 1** planteada es *aceptada*.

## **2. El riesgo de desaparición de familias de macroinvertebrados sea mayor a escala local que a nivel regional.**

Estudios previos mencionan que el efecto del calentamiento global probablemente sea ecosistema y especie específico dada la fuerte respuesta individual de cada sistema y especie (Heino *et al.*, 2009). Esto se debe a que los patrones de temperatura que actúan como modeladores ambientales de los sistemas fluviales varían sustancialmente entre un río y otro, reflejando la variación geográfica en los patrones climáticos (Poff *et al.*, 2012), e ilustran la intensidad de cómo los ecosistemas fluviales se ajustan a condiciones climáticas, lo que también puede ser observado en la composición comunitaria de macroinvertebrados en la zona andina de Alto Biobío, mostrando que el riesgo de desaparición de familias a partir de la década de 2070 será más importante a escala de sitio que a nivel regional (considera los tres sitios de estudio). En este sentido, a escala de tramo de río los factores locales (*e.g.* temperatura y vegetación de ribera, mencionados en esta investigación) adquieren relevancia y pueden ser predictores directos de la estructura comunitaria de macroinvertebrados (Death y Joy, 2004; Mykrä *et al.*, 2007). Por tal razón, cambios futuros modelados a partir de temperatura sugieren que las mayores extinciones o desplazamientos de especies se observarán a nivel local más que a escala regional.

Respecto de este estudio, se proyecta que el río Quepuca experimente las mayores tasas de riesgo para macroinvertebrados, debido a la posible pérdida de hábitats de baja temperatura. Contrariamente, las menores pérdidas de familias se darán en el río Lomín ya que existe una disponibilidad de hábitats con rangos bajos de temperatura, siendo un área poco vulnerable a los efectos del calentamiento global. Sin embargo, era esperable que en este sitio se presentara la mayor pérdida de especies, ya que las áreas de mayor elevación contienen organismos más sensibles al calor. Esta incongruencia en los resultados puede deberse a dos motivos: el primero es el nivel taxonómico al cual se trabajó (familia) y segundo estas áreas también proporcionan hábitat fríos que pueden perturbar la migración hacia altitudes mayores de las especies de aguas cálidas. Esto podría indicar que la

disponibilidad de hábitats con bajos rangos de temperatura son importantes para anticipar efectos futuros del calentamiento global en la zona andina.

Por lo tanto la **Hipótesis 2** planteada es *aceptada*.

Finalmente, los resultados planteados en la esta investigación dejan de manifiesto que el aumento de la temperatura fluvial a consecuencia del calentamiento global provoque cambios significativos en la composición comunitaria de macroinvertebrados de la zona de Alto de Biobío, particularmente del grupo Plecoptera. La vulnerabilidad de este grupo podría ocasionar una amenaza importante para biodiversidad acuática chilena, ya que aproximadamente el 60 % es endémico del país (Palma y Figueroa, 2008). Este potencial riesgo de extinción, no sólo podría generar una pérdida de diversidad sino también puede influenciar directamente las métricas de los índices biológicos y por consiguiente las metodologías de clasificación ambiental propuestas en el Capítulo 4 de esta tesis. En relación a ello y considerando que los ríos Lomín, Quepuca y Pangué presentan características geomorfológicas y probablemente biológicas similares a los ríos de referencia que se encuentran hacia el norte de la zona mediterránea, es esperable que no sólo se evidencie un desplazamiento en altura de las familias sino también a lo largo del gradiente latitudinal de la dicha región climática. Por lo que el conocimiento ligado a la vulnerabilidad de las metodologías de clasificación de cuerpos de agua (tipología de ríos) al calentamiento global aún es limitado, debido a que las preferencias térmicas de muchas especies son aún desconocidas e impiden desarrollar métricas sensibles y tolerantes al aumento de la temperatura. A pesar de ello Hamilton *et al.* (2010) plantean que una pérdida de riqueza y abundancia de Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (EPT) podría impactar directamente las metodologías de clasificación ambiental que utilizan sitios de referencia. Por lo tanto, la generación de datos sobre tolerancias térmicas de organismos acuáticos requiere ser desarrollada con urgencia para la gestión, manejo y protección generalizada de los sistemas acuáticos, sobre todo en Chile central que es considerado como *hot spot* para invertebrados dulceacuícolas.

## CONCLUSIONES

1. La variabilidad térmica encontrada en los ríos andinos de la zona de Alto Biobío es dependiente de las características geomorfológicas de cada sitio, de ellas la altitud, relación ancho-profundidad y sombra generada por las altas montañas y en algunos casos por la vegetación ribereña fueron relevantes en regular la temperatura fluvial.
2. A micro escala, la presencia de vegetación ribereña fue un importante regulador de la dinámica térmica en sistemas andinos, sobre todo las temperaturas máximas diarias (reducción de  $\pm 4$  °C) generadas durante época estival, por lo que su conservación es fundamental para mitigar la ocurrencia de altas temperaturas a consecuencia de los escenarios de calentamiento global proyectado para la zona andina.
3. La composición comunitaria temporal de macroinvertebrados bentónicos puede ser explicada parcialmente por la temperatura media y amplitud mensual, sin embargo la utilización conjunta de variables fisico-químicas, hidrológicas y térmicas explican mejor la composición comunitaria andina.
4. Distintos requerimientos térmicos fueron observados para las familias de macroinvertebrados en ríos andinos, así se determinó que Gripopterygidae, Hydrobiidae y Helicophidae son familias que presentan *peack* óptimos a temperaturas medias mensuales inferiores a 7 °C, contrario a Limnephilidae, Notonemouridae, Amelotopsidae, Ecnomidae, Elmidae, Hydropsychidae, Leptoceridae y Baetidae quienes lo presentan a temperaturas más cálidas (> 9,5 °C).
5. A partir de la década de 2070 se proyectan cambios significativos en la composición comunitaria de macroinvertebrados a consecuencia del calentamiento global proyectado para la zona. Se predice una mínima pérdida de familias en la decada de 2070 (4 %), mientras que a partir de la década de 2080 en adelante se predice una pérdida superior al 10%.

6. Futuras investigaciones deben enfocarse a establecer rangos de tolerancia térmica a nivel de especie y a escala de laboratorio con el objetivo de establecer umbrales térmicos específicos, los que proveerán herramientas útiles para la gestión, manejo y protección de los sistemas fluviales.





## BIBLIOGRAFÍA

AGUAYO, M., A. PAUCHAR, G. AZOCAR & O. PARRA. 2009. Land use change in the south central Chile at the end of the 20(th) century. Understanding the spatio-temporal dynamics of the landscape. *Revista Chilena de Historia Natural*, 82 (3): 361-374.

BONADA, N., S. DOLÉDEC & B. STATZNER. 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13 (8): 1658-1671.

BRADSHAW, W.E. & C.M. HOLZAPFEL. 2006. Evolutionary response to rapid climate change. *Science*, 312: 1477-1478.

BURKHOLDER, B.K., G.E. GRANT, R. HAGGERTY, T. KHANGAONKAR & P.J. WAMPLER. 2008. Influence of hyporheic flow and geomorphology on temperature of a large, gravel-bed river, Clackamas River, Oregon, USA. *Hydrological Processes*, 22 (7): 941-953.

CONAMA. 2006. *Estudio de la variabilidad climática en Chile para el siglo XXI*. Departamento de Geofísica, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. Santiago, Chile.

CHESSMAN, B.C. 2009. Climatic changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. *Global Change Biology*, 15 (11): 2791-2802.

DEATH, R.G. & M.K. JOY. 2004. Invertebrate community structure in streams of the Manawatu–Wanganui region, New Zealand: the roles of catchment versus reach scale influences. *Freshwater Biology*, 49 (8): 982-997.

DOMISCH, S., M.B. ARAÚJO, N. BONADA, S.U. PAULS, S.C. JÄHNIG & P. HAASE. 2013. Modelling distribution in European stream macroinvertebrates under future climates. *Global Change Biology*, 19 (3): 752-762.

DOMISCH, S., S.C. JÄHNIG & P. HAASE. 2011. Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*: no-no.

DURANCE, I. & S.J. ORMEROD. 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13 (5): 942-957.

ERNST, M., T. BEITINGER & K. STEWART. 1984. Critical maxima of nymphs of three plecoptera species from an Ozark foothill stream. *Freshwater Invertebrate Biology*, 3 80–85.

EVANS, E.C., G.R. MCGREGOR & G.E. PETTS. 1998. River energy budgets with special reference to river bed processes. *Hydrological Processes*, 12 (4): 575-595.

HAMILTON, A.T., J.D. STAMP & B.G. BIERWAGEN. 2010. Vulnerability of biological metrics and multimetric indices to effects of climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (4): 1379-1396.

HEINO, J., R. VIRKKALA & H. TOIVONEN. 2009. Climate change and freshwater biodiversity: detected patterns, future trends and adaptations in northern regions. *Biological Reviews*, 84 (1): 39-54.

ISAAK, D.J. & W.A. HUBERT. 2001. A hypothesis about factors that affect maximum summer stream temperatures across montane landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 37 (2): 351-366.

JOHNSON, S.L. 2004. Factors influencing stream temperatures in small streams: substrate effects and a shading experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 (6): 913-923.

LINK, O., A. HUERTA, A. STEHR, A. MONSALVE, C. MEIER & M. AGUAYO. 2012. The solar-to-stream power ratio: A dimensionless number explaining diel fluctuations of temperature in mesoscale rivers. *River Research and Applications*, 29 (6): 792-803.

MALCOLM, I.A., D.M. HANNAH, M.J. DONAGHY, C. SOULSBY & A.F. YOUNGSON. 2004. The influence of riparian woodland on the spatial and temporal variability of stream water temperatures in an upland salmon stream. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8 (3): 449-459.

MYKRÄ, H., J. HEINO & T. MUOTKA. 2007. Scale-related patterns in the spatial and environmental components of stream macroinvertebrate assemblage variation. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (2): 149-159.

PALMA, A. & R. FIGUEROA. 2008. Latitudinal diversity of plecoptera (Insecta) on local and global scales. *Illiesia*, 4 (8): 81-90.

PARMESAN, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37 (1): 637-669.

PARMESAN, C. & G. YOHE. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421 (6918): 37-42.

POFF, N.L., J. OLDEN & D. STRAYER. 2012. Climate Change and Freshwater Fauna Extinction Risk. En: *Saving a Million Species*. L. HANNAH (eds.): 309-336. Island Press/Center for Resource Economics.

POFF, N.L., M.I. PYNE, B.P. BLEDSOE, C.C. CUHACIYAN & D.M. CARLISLE. 2010. Developing linkages between species traits and multiscaled environmental variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (4): 1441-1458.

POOLE, G.C. & C.H. BERMAN. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. *Environmental Management*, 27 (6): 787-802.

SINOKROT, B.A. & H.G. STEFAN. 1993. Stream temperature dynamics: Measurements and modeling. *Water Resour. Res.*, 29 (7): 2299-2312.

STAMP, J.D., A.T. HAMILTON, L. ZHENG & B.G. BIERWAGEN. 2010. Use of thermal preference metrics to examine state biomonitoring data for climate change effects. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (4): 1410-1423.

WALTHER, G.-R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T.J.C. BEEBEE, J.-M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERGI & F. BAIRLEIN. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.

WEBB, B.W. & Y. ZHANG. 1997. Spatial and seasonal variability in the components of the river heat budget. *Hydrological Processes*, 11 (1): 79-101.