

UCH-FC
MAG-B
A 117
C.1



**IMPLICANCIAS DE LA UTILIZACIÓN DE DISTINTOS NIVELES
TAXONÓMICOS EN LA BIOINDICACIÓN CON
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS**

Tesis Entregada A La Universidad De Chile En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos Para
Optar Al Grado de Magíster En Ciencias Biológicas

Facultad de Ciencias

Por

Karina Andrea Aguilera Casanueva

Enero, 2014

Directora de Tesis MSc.: Irma Vila Pinto

**FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE**

**INFORME DE APROBACIÓN
TESIS DE MAGÍSTER**

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magíster presentada por la candidata:

Karina Andrea Aguilera Casanueva

Ha sido aprobada por la Comisión de Evaluación de la Tesis como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas, en el examen de Defensa Privada de Tesis rendido el día 3 de junio del 2013.



Director de Tesis:

MSc. Irma Vila Pinto

Irma Vila Pinto

Comisión de Evaluación de la Tesis:

Dra. Vivian Montecinos Banderet

Vivian Montecinos Banderet

Dra. Ximena Molina Paredes

Ximena Molina Paredes

DEDICATORIA

A los dos hombres que hicieron de esta Tesis una realidad desde su inicio.

Al que conocí primero, Francisco, y al segundo que vino a iluminarnos los días,

nuestro hijo Rodrigo.

RESUMEN BIBLIOGRÁFICO



Nací en la ciudad de Antofagasta, el 15 de Septiembre de 1984. Viví mi infancia y adolescencia en Puerto Montt, donde desarrollé mi gusto por la Biología y el Medio Ambiente. Realicé mis estudios superiores en la Universidad de Chile el año 2003, egresé el 2007 y obtuve el grado profesional de Biólogo Ambiental el 2009. He trabajado en el CENMA, en la empresa consultora INFRAECO y en GESAM. Mis máximos logros laborales los conseguí en la empresa ICNOVA ING, y luego consolidé parte de mi experiencia en la empresa SKM Chile. Actualmente trabajo en mi empresa, ASIGMA, desde donde quiero seguir creciendo laboralmente para ser un aporte al desarrollo del país, el conocimiento de los Sistemas Acuáticos y la Gestión Medioambiental.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer la confianza y preocupación de mi Directora de Tesis, Irma Vila Pinto. Muchas gracias por ser una guía del presente documento, por sus consejos y por confiar en ésta desde antes de su inicio. Agradezco además la revisión y excelentes comentarios de mi comisión evaluadora, la Dra. Vivian Montecinos y la Dra. Ximena Molina.

Quiero agradecer a las instituciones que hicieron posible esta Tesis, al Laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, que dio todas las facilidades para el desarrollo de ésta; a la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica de Chile (CONICYT), que me apoyo con financiamiento mediante la Beca de Postgrado para Magíster; a la Dirección de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas (DOH del MOP) que permitió la utilización de datos y recursos del proyecto de "Monitoreo de El Bato" para fines científicos de la presente Tesis; a las empresas consultoras Gestión Ambiental (GESAM) e INFRAECO, que ejecutaron el citado monitoreo y facilitaron la logística para la toma y análisis de muestras de la presente Tesis; a la Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación (UMCE), que mediante la ayuda de la Dra. María Catalina Sabando, facilitó infraestructura y recursos para la identificación de macroinvertebrados bentónicos, y a las empresas consultoras ICNOVA ING y SKM Chile, que facilitaron recursos y logística para la fase de análisis de datos de la presente Tesis.

Agradezco enormemente el apoyo en terreno de Cristian Andrade, Claudio Riquelme, Daniel Salas, Daniel Zunino, Francisco Contreras, y Gabriel, que me estará mirando desde otra dimensión. Agradezco el apoyo administrativo y logístico de Claudio Reyes, Natalia Muñoz, Antonio Saldías, Cristina León, Vilma Barrera e Ilona Núñez. Agradezco además la paciencia y horas de análisis estadísticos de Claudio Quezada, Matías Peredo Parada y Marco Alsina. Agradezco los aportes sobre visiones ecológicas de Carolina Díaz y Raquel Peñaloza; y la revisión final del documento de David Veliz.

ÍNDICE DE MATERIAS

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Hipótesis.....	9
1.2	Objetivos	10
2	MATERIALES Y MÉTODOS.....	11
2.1	Área de estudio	11
2.1.1	Estaciones de muestreo.....	13
2.2	Caracterización del uso del suelo	16
2.3	Trabajo de campo y análisis de laboratorio	17
2.3.1	Variables físicas del cauce.....	18
2.3.2	Muestréos físicos y químicos del agua	18
2.3.3	Muestreo e identificación de la fauna bentónica.....	19
2.4	Análisis de la información	20
2.4.1	Variables ambientales.....	20
2.4.2	Macroinvertebrados bentónicos.....	20
2.4.3	Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica	21
2.4.4	Perfiles ecológicos	22
3	RESULTADOS.....	23
3.1	Variables ambientales.....	23
3.1.1	Usos del suelo.....	23
3.1.2	Variables físicas del cauce.....	25
3.1.3	Variables físicas y químicas del agua.....	28
3.2	Macroinvertebrados bentónicos.....	34
3.2.1	Descripciones generales.....	34
3.2.2	Análisis general de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera	36
3.2.3	Variación de abundancias de géneros y especies, y correlaciones lineales.....	39
3.3	Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica	53
3.4	Perfiles ecológicos	64
4	DISCUSIÓN	71
5	CONCLUSIÓN	84
6	BIBLIOGRAFÍA	85

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Localización geográfica de las estaciones de muestreo	13
Tabla 2: Descripción de los usos del suelo.....	17
Tabla 3: Tipos de usos de suelo de las estaciones de estudio	23
Tabla 4: Promedio y desviación estándar de las variables físicas del cauce.....	25
Tabla 5: Promedio y desviación estándar de las variables físicas y químicas del agua	29
Tabla 6: Listado taxonómico de la fauna bentónica	35
Tabla 7: Valores de significancia (p) de las correlaciones lineales de Pearson (r)	56
Tabla 8: Valores de tolerancia (DIS) para los taxa estudiados.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Subcuenca del río Illapel, Chile	11
Figura 2: Fotografías de las estaciones de muestreo.....	14
Figura 3: Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo	16
Figura 4: Cambios espaciales en el uso del suelo	24
Figura 5: Cambios espaciales y análisis de componentes principales para la física del cauce..	27
Figura 6: Cambios espaciales en las características físicas y químicas del agua	32
Figura 7: Análisis de componentes principales de las características físicas y químicas del agua	33
Figura 8: Variación general de la fauna bentónica a nivel de familia	37
Figura 9: Variación de los ordenes Ephemeroptera y Trichoptera a nivel de familia.....	38
Figura 10: Variación de los ordenes Ephemeroptera y Trichoptera a nivel de género	38
Figura 11: Variación en la abundancia de los géneros de Baetidae	41
Figura 12: Variación en la abundancia de las especies de <i>Andesiops sp.</i>	42
Figura 13: Variación en la abundancia de las especies de Hydropsychidae (<i>Smicridea</i>).....	44
Figura 14: Variación en la abundancia de los géneros de Leptophlebiidae.....	46
Figura 15: Variación en la abundancia de los géneros de Hydroptilidae	48
Figura 16: Variación en la abundancia de los géneros de Hydrobiosidae	50
Figura 17: Variación en la abundancia de los géneros de Limnephilidae	51
Figura 18: Variación en la abundancia de los géneros de Sericostomatidae.....	53
Figura 19: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) ausencia (azul) de Baetidae y sus géneros y especies.....	57
Figura 20: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) ausencia (azul) de Hydropsychidae y sus especies.....	58
Figura 21: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Hydroptilidae y sus géneros	59
Figura 22: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Leptophlebiidae y sus géneros	60
Figura 23: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Hydrobiosidae y sus géneros	61
Figura 24: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Limnephilidae y sus géneros	62
Figura 25: Gráfica 3D-PCA para presencia/ausencia de Sericostomatidae y sus géneros.....	63
Figura 26: Perfiles ecológicos familia Baetidae*.....	65

Figura 27: Perfiles ecológicos familia Hydropsychidae*	66
Figura 28: Perfiles ecológicos familia Hydroptilidae*	67
Figura 29: Perfiles ecológicos familia Leptophlebiidae*	68
Figura 30: Perfiles ecológicos familia Hydrobiosidae*	69
Figura 31: Perfiles ecológicos familia Limnephilidae*	70
Figura 32: Perfiles ecológicos familia Sericostomatidae*	70

RESUMEN

Los macroinvertebrados bentónicos han sido ampliamente utilizados como indicadores biológicos (o bioindicadores) de las condiciones de los ríos, asociados preferentemente a cambios en la física y química del agua. En Chile, estos organismos han sido utilizados como bioindicadores a nivel taxonómico de familia, sin contar necesariamente con análisis previos que validen que las relaciones con el ambiente y el nivel de tolerancia de las familias podrían indicar o no los mismos patrones ecológicos, observables a otro nivel taxonómico, como de género o especie. El presente estudio analiza las variaciones espacio-temporales de la abundancia de los taxa más conspicuos (Clase Insecta) en un tramo de la subcuenca del río Illapel de Región de Coquimbo, evaluando las relaciones que se establecen entre estos organismos y las variables físicas y químicas del agua a distinto nivel taxonómico. Con esta información se analizan los niveles de tolerancia de los taxa de acuerdo a las condiciones existentes del sistema de estudio.

Los resultados indicaron que existen diferencias significativas al evaluar cada nivel taxonómico (ANOVA; $\alpha < 0,05$); los que presentan distinto patrón de abundancia de manera espacial y temporal. Dicha variación se correlacionó de distinta manera al comparar los taxa en un mismo nivel taxonómico, así como también con el nivel inmediatamente superior (r ; $\alpha < 0,05$). Junto con ello, se observó que los géneros, especies y familias de menor abundancia se asocian a una condición espacio-temporal muy acotada, presentando patrones ecológicos y de tolerancia completamente distintos a los géneros o especies dentro del mismo nivel taxonómico, y respecto al nivel taxonómico inmediatamente superior (patrones de ordenamiento de PCA en 3D, y Perfiles Ecológicos). El estudio muestra que la información contenida en los niveles taxonómicos inferiores (género o especie) puede ser distinto a la familia, por lo que la utilización de algoritmos para la bioindicación que se basen en la presencia/ausencia y/o que considere los taxa poco abundantes como un factor de ponderación relevante, podría llevar a conclusión errónea sobre el estado general del sistema de estudio.

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates have been widely used as biological indicators (or bioindicators) of conditions in rivers, mainly associated to changes in physical and/or chemical conditions in water. In Chile these organisms have been used as bioindicators at the family taxonomic level, without necessarily having previous ecological analyses to validate that the relations between the environment and the tolerance level of families is the same with respect to a different taxonomic level, such as genus or species.

This study analyzes the spatial and temporal changes in abundance of conspicuous taxa (Insecta Class) from a sub-watershed reach of the Illapel River in the Coquimbo Region of Northern Chile. Relations between organisms and physical and chemical variables of water were studied at different taxonomic levels, analyzing tolerance levels developed under the environmental conditions.

The results show that significant differences occur at each taxonomic level (ANOVA, $\alpha < 0.05$), with each level showing a different spatial and temporal abundance pattern. Such variation correlates differently when taxa are compared either at the same taxonomic level, or with the immediately superior taxonomic level (r , $\alpha < 0.05$). In addition, genus, species, and families of lower abundance were associated to stringent conditions at the spatial and temporal scale, showing ecologic and tolerance patterns completely different with respect to genus and species within the same taxonomic level, and with respect to the immediately superior taxonomic level (ordering patterns of PCA in 3D, and ecological profiles).

The study shows that information contained in inferior taxonomic levels (such as genus and species) can be different with respect to the family taxonomic level, and hence the use of bioindication algorithms based on presence/absence, including less abundant taxa as relevant weighting factors, could lead to erroneous conclusions about the general state of the environmental system under study.

1 INTRODUCCIÓN

Desde su inicio, uno de los objetivos de la ecología ha sido identificar factores ambientales que determinan cambios en los patrones de distribución y abundancia de los organismos (Andrewartha y Birch 1954, 1984). En ecosistemas lóticos, que se definen como aquellos sistemas acuáticos que presentan agua corriente, como ríos y arroyos, históricamente se han estudiado las variaciones de los organismos acuáticos en relación a cambios discretos o graduales en el ambiente (Hynes, 1970, 1975; Hawkes, 1975).

La relación entre las variables ambientales y los patrones de presencia y/o abundancia de organismos a nivel poblacional o comunitario en ríos, ha dado inicio a una serie de estudios y metodologías que buscan evaluar el "estado de los sistemas" mediante criterios biológicos. El concepto del "estado" o "salud" de los sistemas se ha definido como la diferencia que se establece entre un ecosistema sin intervención (donde la integridad¹ es máxima) y la situación actual, la cual presenta algún grado de perturbación antrópica (Karr, 1999).

Bajo este contexto, Rosenberg y Resh (1993), definieron a los "indicadores biológicos" o "bioindicadores", como "una especie (o conjunto de especies) que tienen un particular requerimiento en relación a variables físicas o químicas, por lo que los cambios en la presencia/ausencia de especies y su abundancia, así como en la variación en su morfología, fisiología o de comportamiento, indicaría que las variables físicas o químicas consideradas están por fuera de los límites normales o esperables".

La evaluación de la "salud de los sistemas" mediante bioindicadores se fundamenta en la capacidad natural de la biota para responder a perturbaciones² naturales o permanentes, siendo posible utilizar ciertas características o propiedades estructurales y/o funcionales de las

¹ Se define integridad como la condición en la cual la estructura y funcionamiento de los ecosistemas se mantiene en el tiempo (Karr, 1999)

² Se define como perturbación a los procesos que modifican patrones espaciales y temporales de composición de especies (presencia o ausencia, y abundancia absoluta) y estructura (distribución espacial y temporal de los organismos) según Bormann y Likens (1979) y Pickett y White (1985).

comunidades para evaluar en forma comparativa el "estado de salud" de los ríos (Segnini, 2003). Por lo tanto, una buena descripción de la comunidad o población biológica puede dar indicios sobre el estado general del sistema estudiado, puesto que las propiedades de la biota dependen de procesos ambientales, mayormente físicos y químicos (cómo por ejemplo, velocidad del agua, caudal, variaciones en el oxígeno disuelto, pH y materia orgánica) que en su conjunto pueden determinar patrones de distribución y/o abundancia de las comunidades biológicas en ríos (Vannote y col, 1980; Yoder, 1995; Resh y col, 1996).

Los "beneficios" del uso de herramientas integradoras desde un punto de vista físico, químico y biológico para la evaluación del estado actual en sistemas lóticos han sido explicitados en una variedad de libros y manuales a nivel internacional (Chapman, 1996; Boon y Howell 1997; Barbour y col, 1999; USEPA, 2003). Además, existen numerosos programas de monitoreos biológicos o también llamados "biomonitoreos", que se basan en los niveles de respuesta de las comunidades y/o poblaciones biológicas que habitan sistemas lóticos. Por ejemplo, la Directiva Marco del Agua (DMA), que es la base legal a la que adscriben los países europeos, exige que sus miembros realicen biomonitoreos de manera periódica, con el fin de fijar metas de restauración a nivel de cuencas hidrográficas perturbadas. Asimismo, en Estados Unidos, la Agencia para la Protección Ambiental (USEPA) realiza biomonitoreos sobre comunidades validadas como bioindicadoras (macroinvertebrados bentónicos, peces y macrófitas); con el fin de gestionar decisiones en torno a la protección y sustentabilidad de sistemas lóticos.

El uso de los bioindicadores en evaluaciones puntuales o en biomonitoreos, requiere de la transformación de la información contenida en las comunidades o poblaciones biológicas (presencia o abundancia de los diferentes taxa, por ejemplo), en alguna expresión sintética de los mismos, como son por ejemplo, el número total de taxa y sus niveles de tolerancia, o la diversidad biológica de las comunidades. A estas expresiones se les llama comúnmente "métricas" o "índices bióticos" y pueden ser cualitativas o cuantitativas. Los índices bióticos

cuantitativos combinan la riqueza de taxa y la tolerancia/intolerancia a la contaminación de los taxa bioindicadores, mientras que cuando se considera además la abundancia de éstos (absoluta o relativa) es posible construir índices cuantitativos. Así, la relación entre el número de organismos tolerantes a la contaminación y los intolerantes a ella es un recurso habitual en las métricas utilizadas en bioindicación (Prat y col, 2009).

A principios del siglo XX en Alemania, la importancia de proteger y mejorar la calidad de los sistemas acuáticos para fines de salud pública y mantención del sistema económico, repercutió en la necesidad de generar conocimiento científico sobre comunidades bioindicadores. Esto incluyó en sus inicios a las macrófitas, los macroinvertebrados bentónicos y peces (Kolkwitz y Marsson 1902; 1909). El grupo que primero se utilizó fueron los macroinvertebrados bentónicos (o también llamados "fauna bentónica"), que se utilizaron como bioindicadores de contaminación orgánica mediante la utilización del llamado "Modelo Sapróbico", el cual se fundamentó en una gran base de datos científica, que sirvió en una primera etapa, para fijar distintos niveles de tolerancias de los taxa bioindicadores de la fauna bentónica.

Luego de los primeros estudios en Alemania, la fauna bentónica ha sido el grupo más utilizado como bioindicador en sistemas lóticos, cuyas metodologías para evaluar los estados de este tipo de sistemas, han sido ampliamente validadas en programas de biomonitoreos (Hellawell, 1986; Rosenberg y Resh 1993; Roldán, 2003; Prat y col, 2009).

La fauna bentónica se encuentra conformada por organismos de tamaño mayor a 250 μm , incluyendo una variedad de grupos taxonómicos, tales como insectos, anélidos, moluscos y crustáceos, que habitan preferentemente en ríos (Merrit y Cummins 1996; Wetzler, 2001). Las ventajas de utilizar la fauna bentónica como bioindicador sobre otras comunidades (Bonada y col, 2006; Resh, 1994) recaen principalmente en las siguientes características:

- 1) Poseen una amplia distribución geográfica y habitan diferentes tipo de ambientes,

- 2) Presentan una elevada riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales,
- 3) Son en su mayoría relativamente sedentarios, lo que permite el análisis espacial de las perturbaciones,
- 4) Algunas especies tienen ciclos de vida largo, lo que sirve para detectar efectos de la contaminación a largo plazo,
- 5) Es posible aplicar técnicas de muestreo y en laboratorio de forma sencilla y de bajo costo,
- 6) En general, a nivel de familia presentan una taxonomía distinguible, y
- 7) Poseen sensibilidad bien conocida en muchos taxa a diferentes tipos de contaminación.

En consideración de las ventajas de utilizar la fauna bentónica como bioindicador en ríos, se han diseñado una serie de métricas, entre las que destacan el *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), el Índice Biótico por Familia (IBF), *Stream Invertebrate Grade Number – Average Level* (SIGNAL), Índice Biótico Extendido por familia (IBE) y el porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) (Chutter, 1972; Armitage y col, 1983; Ghetti, 1986; Hinselhoff, 1988; Carrera y Fierro 2001; Chessman, 2003). Además, se han utilizado parámetros comunitarios en la bioindicación con fauna bentónica, siendo los más frecuentes la diversidad biológica, la equidad y la riqueza de taxa (Reice, 1985; Huston, 1994; Rosenzweig, 1994; Gotelli y Colwell 2001; Gotelli y Ellison 2002; Roldán, 2003).

En la actualidad se utilizan principalmente dos modelos sobre los cuales se basan los programas de biomonitoreos (Hawkins y Norris, 2000), uno es el modelo multimétrico, que se aplica por ejemplo, en Estados Unidos (Barbour y Yoder, 1999; Karr y Chu 1999), y el otro modelo es el predictivo o multivariado, conocido también como el AUSRIVAS, aplicado en Australia (Simpson y Norris, 2000), BEAST en Canadá (Reynoldson y col, 1997), y el RIVPACS en Inglaterra (Wright, 1995). La principal diferencia entre estos dos modelos es que el predictivo busca evaluar el estado de los sistemas mediante la diferencia que se establece entre sitios

control "sin intervención" (o con el menor grado de perturbación posible) en relación a sitios impactados; mientras que en el multimétrico se asume un gradiente ambiental *a priori*, cuya evaluación se basa en la aplicación de variados índices bióticos, que en su conjunto (multivariado) pueden explicar dicho gradiente.

Los modelos o métricas que se utilizan en la bioindicación con fauna bentónica pueden generarse utilizando poblaciones, grupos de taxa o a nivel comunitario (Prat y col, 2009). En el marco de los estudios para programas de biomonitoreo, el nivel taxonómico que se utiliza frecuentemente es el de familia, debido a que en muchas regiones existe escaso o nulo conocimiento ecológico y taxonómico a niveles menores, como de especie y/o género. La decisión de utilizar familias recae en su ventaja en términos de tiempo, costo-beneficio en los biomonitoreos, simplicidad en la identificación taxonómica, y porque requiere de menor asistencia de especialistas, puesto que las claves taxonómicas no siempre se encuentran actualizadas y disponibles para identificación de la fauna bentónica a niveles de género o especie (Schmidt-Kloiber y Nijboer 2004; Marshall y col, 2006).

Sin embargo, la utilización de los bioindicadores a nivel de familia podría llegar a ser "errada", en caso que los patrones específicos de géneros y/o especies sean diferentes a los observados a nivel de familia. Esto generaría el "riesgo" de perder información ecológica contenida en niveles taxonómicos menores (Resh y Unzicker 1975; Cranston, 1990; Johnson y col, 1993; De la Lanza y col, 2000; Bonada y col, 2006). En consecuencia, el nivel taxonómico que debe ser utilizado en la bioindicación se vuelve materia de discusión, debido a que los patrones ecológicos de las especies, géneros y familias, pueden presentar incluso resultados totalmente opuestos (Furse y col, 1984; Marchant, 1990; Rutt y col, 1993; Zamora-Muñoz y Alba-Tercedor 1996; Hewlett, 2000).

En biomonitoreos que abarcan grandes extensiones geográficas se ha demostrado que el nivel de familia puede ser adecuado para evaluar la salud de los ríos, puesto que las

diferencias ambientales son tan marcadas entre los sitios evaluados, que la fauna bentónica responde discriminando entre sistemas (Marchant y col, 1995; Bailey y col, 2001; Weite y col, 2004). Por el contrario, en presencia de sistemas en los cuales no es posible detectar grandes efectos de polución o intervenciones puntuales, se ha demostrado que los ensambles a un nivel de género y/o especie detectan mejor las variaciones ambientales, que a nivel de familia son casi imperceptibles (Ferraro y Cole 1995; Vanderklift y col, 1996; Hawkins y Norris, 2000; Weite y col, 2004).

Complementando lo anterior, diversos estudios sugieren que el nivel taxonómico a considerar depende principalmente de la riqueza de especies o géneros contenida en los grupos taxonómicos inferiores, siendo muy diferentes los resultados si ciertas familias contienen gran número de especies y/o géneros, puesto que cada especie o género dentro de una familia de gran diversidad podría tener diferente patrón de respuesta (o de tolerancia) en relación a la familia en la que está contenida (Bailey y col, 2001; Weite y col, 2004; Corbi y Trivinho-Strixino, 2006).

La asignación de los niveles de tolerancia de las familias de fauna bentónica neotropicales se ha realizado principalmente en base a la experiencia previa de los expertos, más que a un estudio detallado de los niveles de tolerancia de las especies y/o géneros nativos. Por ejemplo, se ha descrito que existen géneros ampliamente distribuidos del grupo de los insectos, como son *Anacroneria*, *Hydroptila*, *Baetodes*, *Thraulodes*, y *Leptohyphes*, cuyas especies presentan distintos tipos de adaptaciones al medio donde se encuentran (alta especiación), por lo que considerar un valor medio para la familia, no reflejaría necesariamente el estado de los sistemas en dichos casos (Illies, 1969; Jacobsen y col, 1997; Tomanova y Tedesco 2007).

En Chile, unos pocos estudios realizados en tramos fluviales de la zona Central muestran que en el gradiente altitudinal, la mayor diversidad se encontraría en las zonas

medias (precordilleranas) (Sabando, 2004; Estrada y col, 2006). El grupo que contiene mayor número de taxa es la clase Insecta, que alcanza el 87% de total de taxa en las cuencas de Choapa, Maipo y Maule (total de taxa = 114) (Sabando, 2010). Si bien, las especies de esta zona pertenecen a géneros neotropicales con amplia distribución geográfica (Flint, 1983; Camusseight, 2001; Jerez y Moniri 2006; Domínguez y Fernández 2009), estas muestran distribuciones irregulares, siendo afectadas por variables físicas y/o químicas tales como conductividad, temperatura, ancho de cauce, entre otros (Sabando, 2004; Sabando, 2012).

En relación a la bioindicación utilizando fauna bentónica hasta nivel de familia, estudios han mostrado que esta comunidad puede ser utilizada como indicadora de cambios ambientales, los cuales se han centrado en cuencas de la zona centro-sur de Chile (Figueroa, 1999; Jara, 2002, Weisser, 2003; Leiva, 2003; Figueroa, 2004; Figueroa y col, 2005; Donoso, 2006; Córdova, 2007; Figueroa y col, 2007; Aguilera, 2008). Sin embargo, se ha señalado que este tipo de herramienta metodológica aún no se encuentra debidamente calibrada para biomonitoreos en el territorio nacional, puesto que falta mucho trabajo para adaptar las métricas, principalmente porque existe escaso o nulo conocimiento sobre la ecología, la taxonomía y los grados de tolerancia de la macrofauna bentónica nativa (Fernández y Domínguez, 2009; Figueroa y col, 2007).

Lo anterior cobra real importancia cuando se considera que en los sistemas lóticos de Chile, se comenzó a incluir biomonitoreos en los Programas de Vigilancia de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental (NSCA), las que tienen como objetivo "establecer los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza" (Ley 19.300 de Bases del Medio Ambiente). Los sistemas dulceacuícolas que actualmente cuentan con una Norma Secundaria de Calidad Ambiental, y que tienen asociadas

biomonitoreos en sus Programas de Vigilancia, son el Lago Llanquihue³ en la Región de Los Lagos, y la cuenca del río Serrano⁴ en la región de Magallanes y la Antártica Chilena.

En base a lo antes mencionado, es claro que antes de incluir en estos programas consideraciones biológicas para biomonitoreo de la calidad de las aguas en sistemas lóticos, es necesario conocer el nivel de respuesta de las comunidades nativas, sus niveles de tolerancia, su variación natural espacio-temporal, así como también analizar la aplicabilidad de las métricas utilizadas en otros países. Sólo describiendo previamente las relaciones que se establecen entre la biota y los factores ambientales, la utilización de los bioindicadores en Chile podría llegar a ser una herramienta efectiva como herramienta de gestión.

Sumado a la falta de conocimiento en los sistemas chilenos, es importante considerar la naturaleza única de éstos, debido a que presentan una serie de particularidades a causa del gran nivel de aislación biogeográfica y la fuerte segmentación de ambientes entre cordillera, precordillera y valle. La presencia de dos cordilleras confiere un carácter tripartito (Cordillera de Los Andes, Depresión Intermedia y Cordillera de La Costa); que junto con la presencia de fuertes pendientes (se alcanzan pendientes superiores al 2,5% entre el curso superior y el mar), genera considerables diferencias en los ambientes lóticos (Duarte y col, 1971; Niemeyer y Cereceda, 1984). Lo anterior produce cambios significativos en las variables físicas y químicas del gradiente altitudinal, y una variabilidad climática importante en el gradiente latitudinal, lo que forma zonaciones producto de la variación en la temperatura y precipitación, particularmente en las regiones Áridas a Semiáridas de Chile Central (Di Castri y Hajek 1976; Romero, 1985).

En la zona Semiárida de Chile Central se encuentra ubicada la subcuenca del río Illapel, la que posee una hoya hidrográfica de 2.100 km², originada por la confluencia del río Tres Quebradas y el estero Cenicero, a una altura de 3.670 msnm (IGM, 1984). Específicamente, esta subcuenca se localiza en zona II de la región Semiárida, (Niemeyer y Cereceda 1984),

³ Resolución N° 1.207 del 18 de abril del 2012. Dirección General de Aguas.

⁴ Resolución N° 3.307 del 28 de octubre del 2011. Dirección General de Aguas.

cuya principal característica es presentar un régimen mixto, escurrimiento superficial permanente y variaciones anuales y cíclicas, ligadas a las precipitaciones en estado líquido y sólido. La subcuenca del río Illapel ha sido históricamente intervenida, principalmente por actividades de minería (extracción de cobre y oro) y agricultura, a base de viñedos y frutales. Como consecuencia, las actividades antrópicas han deteriorado la "salud" del sistema, tanto a nivel del territorio asociado a los cauces, como la calidad del agua propiamente tal (DGA, 2004).

Considerando lo anteriormente planteado, el presente estudio busca determinar los patrones ambientales físicos y químicos en un tramo de la subcuenca del río Illapel, con el fin de relacionarlos con la comunidad de la fauna bentónica a distintos niveles taxonómicos, de familia, género y especie; considerando variaciones espaciales (gradiente altitudinal) y temporales (campañas de primavera, verano, otoño e invierno). Con esto, se pretende determinar si la información ecológica contenida a niveles taxonómicos menores que familia, es decir de género y especie, difiere o no de los patrones y relaciones observables a nivel superior (familia), y si en consecuencia, los niveles de tolerancia son diferentes a cada nivel taxonómico.

1.1 Hipótesis

La estructura y funcionalidad de los macroinvertebrados bentónicos (fauna bentónica) en cauces de la subcuenca del río Illapel presentará cambios producto de: 1) el gradiente altitudinal (a través de las estaciones de muestreo) y variaciones estacionales (a través de campañas estacionales de muestreo), asociados a condiciones naturales en el ambiente físico y químico; y 2) modificación antrópica relacionada con estas variables ambientales.

Si las variables en el ambiente son lo suficientemente diferentes entre estaciones y/o campañas de muestreo, entonces se espera que los organismos de la fauna bentónica respondan a dichas variaciones, siendo las respuestas a nivel de género y/o especie significativamente distinta a los patrones observables a nivel de familia. Consecuentemente, los niveles de tolerancia para cada nivel taxonómico serán diferentes al comparar una familia

versus una especie y/o género, debido a que ciertos géneros y/o especies se encontrarían asociados a un conjunto de variables específicas, dentro en un rango más acotado que el nivel de familia.

1.2 Objetivos

El objetivo general del estudio fue describir las relaciones entre la comunidad de la fauna bentónica y el ambiente (físico y químico) a distintos niveles taxonómicos (especie, género y familia), considerando variaciones espaciales (gradiente altitudinal) y temporales (campañas de primavera, verano, otoño e invierno), de modo de determinar los patrones diferenciales para cada nivel taxonómico en un tramo de una subcuenca del río Illapel. Con ello se espera proponer distintos grados de tolerancia para los niveles taxonómicos, adaptados a las condiciones del sistema de estudio.

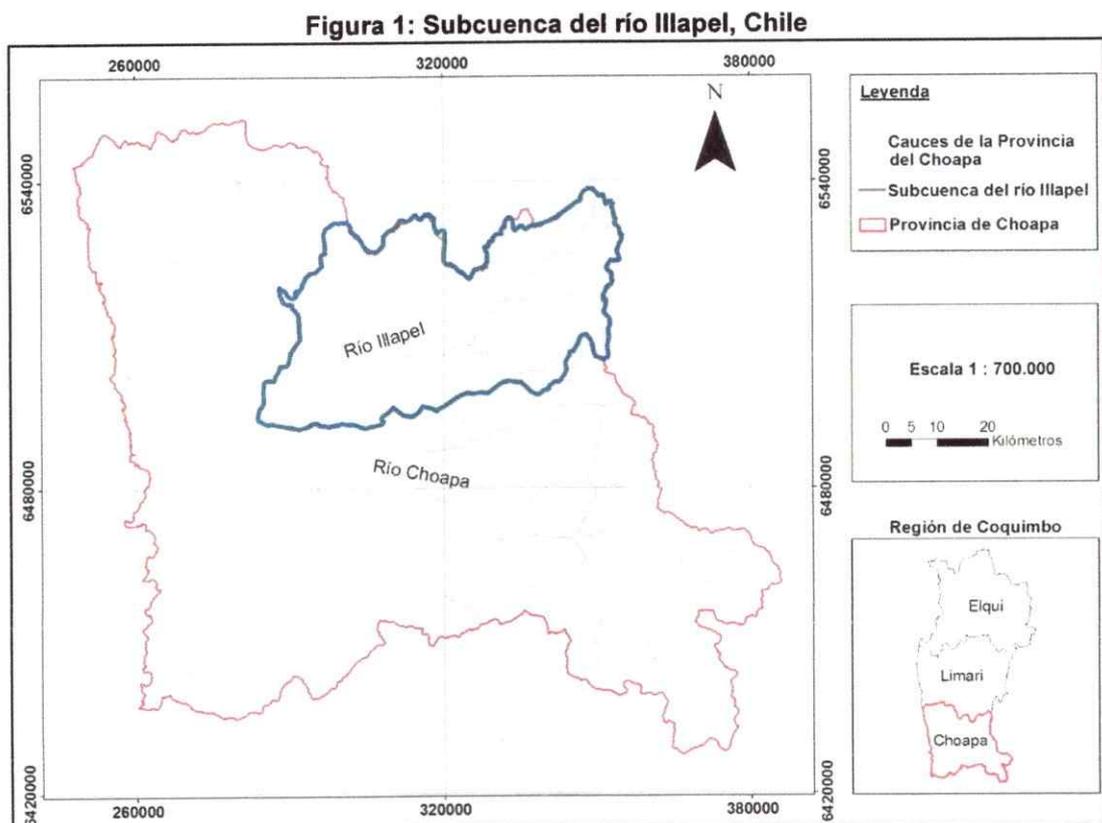
Los objetivos específicos del estudio fueron:

- 1) Describir variables ambientales del sistema (física del cauce, y física y química del agua), tanto naturales como producto de intervención antrópica y su variación estacional y espacial.
- 2) Identificar los macroinvertebrados bentónicos en el sistema de estudio.
- 3) Describir las relaciones entre la variación de la comunidad de macroinvertebrados y gradientes o variaciones ambientales.
- 4) Proponer niveles de tolerancia de los distintos niveles taxonómicos estudiados.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El área de estudio se ubica en un tramo de la subcuenca hidrográfica del río Illapel, la cual forma parte de la cuenca del río Choapa (sup. = 8.124 km²), en la Provincia del Choapa, Región de Coquimbo (Figura 1). El río Illapel es el principal afluente del Choapa, y presenta un régimen mixto, con influencia preferentemente nival, y secundariamente pluvial en la parte baja del río. El río Illapel posee una cuenca de 2.100 km², y se origina por la confluencia del río Tres Quebradas y el estero Cenicero, a una altura de 3.670 m.s.n.m. La desembocadura del Illapel en el Choapa se produce en un sector denominado Pitancura, luego de un recorrido de 55 kilómetros (IGM, 1984).



La zona de Illapel se encuentra en la región Semiárida de la Zona Central de Chile, la que se caracteriza por presentar escasa nubosidad, baja humedad, elevada luminosidad e importantes periodos de sequía (Niemeyer y Cereceda 1984). Las precipitaciones se manifiestan comúnmente entre abril y septiembre, con un promedio anual que no supera los 130 mm, registrándose valores máximos que pueden sobrepasar los 300 mm mensuales. Las temperaturas del aire más frías en la zona se registran entre mayo y agosto, con mínimos absolutos que oscilan entre 1,5°C en mayo y 2,5°C en agosto. Las temperaturas máximas alcanzan sus mayores intensidades entre diciembre y marzo, con valores que van desde los 28,2°C en marzo a 30,7°C en enero, siendo este último el mes más caluroso del año (DGA, 2004).

Respecto al régimen hidrológico de la cuenca, se observa que en años húmedos los mayores caudales se presentan entre noviembre y diciembre, producto de los deshielos cordilleranos. Además se registran pequeños aumentos de caudal entre junio y octubre, producto de las precipitaciones. En años secos los caudales se muestran sin variación de importancia (Borgel, 1965).

Las principales actividades antrópicas que se desarrollan en la cuenca son la minería y la agricultura. La minería se concentra en el estero Auco (ver ubicación relativa en Figura 3), donde es posible encontrar actividad minera paralizada de cobre y oro, cuyas instalaciones, sumadas al afloramiento de aguas subterráneas con alto contenido de sólidos disueltos, generan, entre otros, elevadas concentraciones de metales en el agua, tales como el cobre, el molibdeno y el hierro.

La agricultura se desarrolla a lo largo de la subcuenca, principalmente hacia aguas abajo del sector de El Bato, lugar en el que el río Illapel recibe las aguas del estero Carén (ver ubicación relativa en Figura 3). Los principales cultivos son de viñedos y árboles frutales, cuya actividad disminuye el caudal del río Illapel mediante la sustracción con canales de regadío. La

calidad del agua se ve afectada principalmente por el uso de plaguicidas y pesticidas que aumentan la carga orgánica en el agua, y por la erosión hídrica producto de la deforestación de la cubierta vegetal nativa, que tiene como consecuencia un aumento en los sólidos disueltos y en suspensión en el agua. Adicionalmente, pero en menor medida, cabe mencionar la actividad ganadera, principalmente caprina, cuya acción ha generado una remoción de la cubierta vegetal de las laderas y piedemontes, lo que aumenta el área expuesta a los efectos erosivos, generando una mayor concentración de sólidos suspendidos y otros compuestos en el agua, como son los aluminosilicatos (DGA, 2004).

2.1.1 Estaciones de muestreo

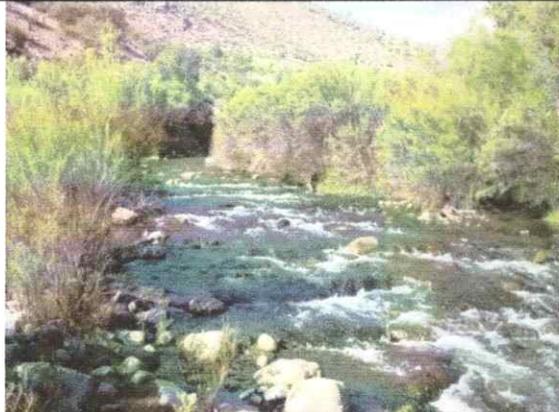
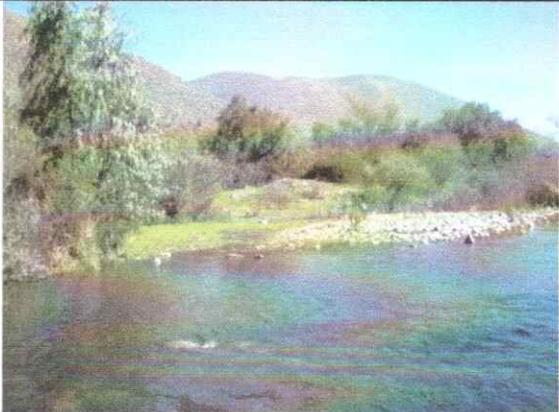
Para el presente estudio se definieron nueve estaciones de muestreo a baja escala espacial, cuya localización geográfica se muestra en la Tabla 1. El registro fotográfico de las estaciones se muestra en la Figura 2, y su distribución espacial en la Figura 3.

Tabla 1: Localización geográfica de las estaciones de muestreo

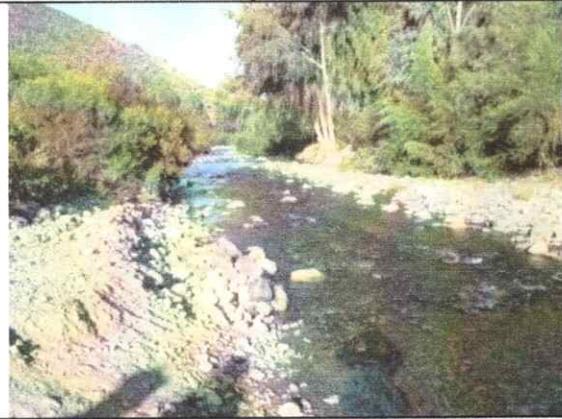
ID	Nombre	Altitud (msnm)	Coordenadas UTM (WGS84, Huso 19)	
			Este	Norte
E1	Río Illapel antes del Estero Carén	892	324.752	6.507.927
E2	Estero Carén	1.006	326.194	6.506.593
E3	Río Illapel en construcción de Embalse	873	322.911	6.507.277
E4	Río Illapel en la Capilla	764	318.735	6.505.193
E5	Río Illapel en Huintil	628	312.170	6.506.103
E6	Río Illapel en Cocinera	560	309.986	6.504.925
E7	Río Illapel en Cárcamo	517	307.028	6.503.657
E8	Río Illapel en Colonia	399	299.831	6.502.135
E9	Río Illapel en Illapel	320	296.120	6.498.621



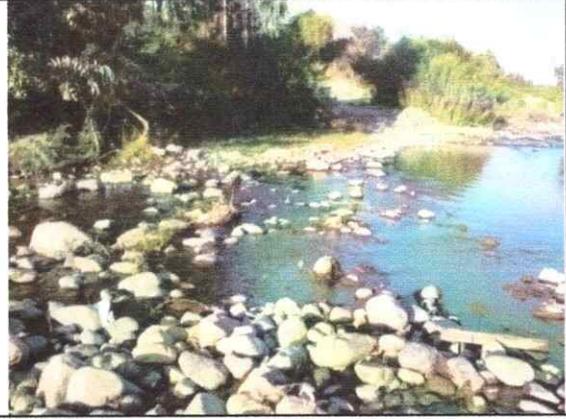
Figura 2: Fotografías de las estaciones de muestreo

<p>E1. Río Illapel antes del Estero Carén</p> 	<p>E2. Estero Carén</p> 
<p>E3. Río Illapel en construcción de Embalse</p> 	<p>E4. Río Illapel en la Capilla</p> 
<p>E5. Río Illapel en Huintil</p> 	<p>E6. Río Illapel en Cocinera</p> 

E7. Río Illapel en Cárcamo



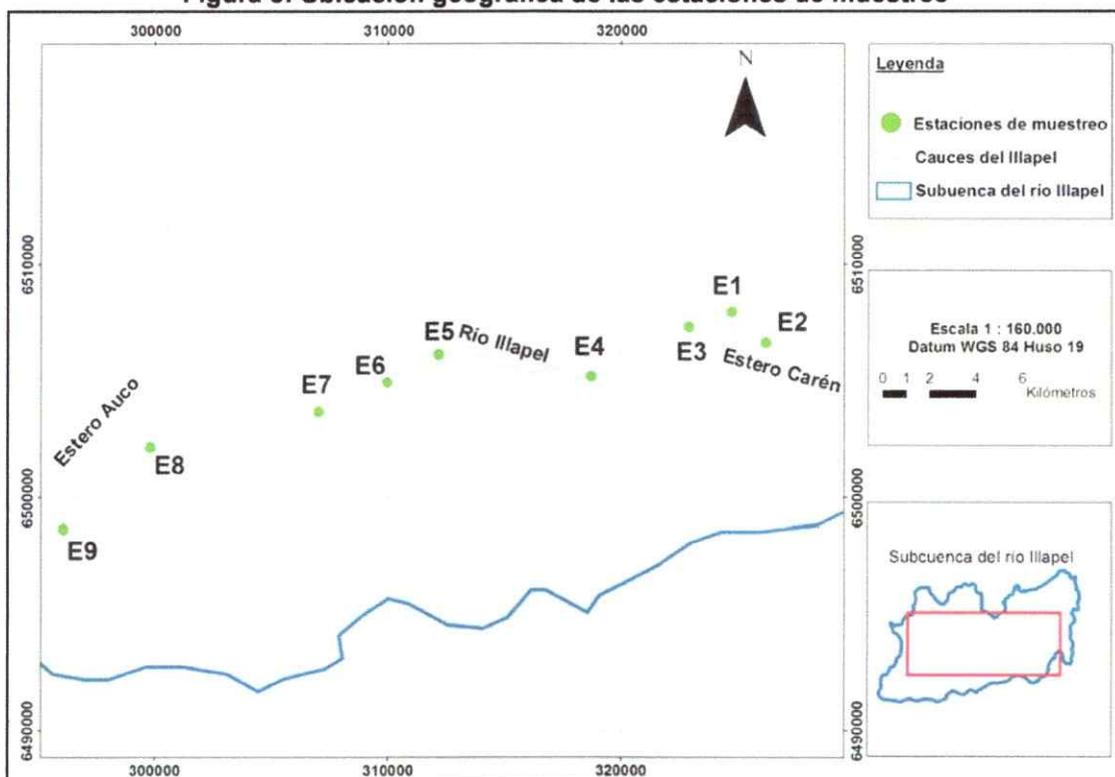
E8. Río Illapel en Colonia



E9. Río Illapel en Illapel



Figura 3: Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo



2.2 Caracterización del uso del suelo

Con el objeto de contar con una aproximación cuantitativa sobre las principales actividades antrópicas que se desarrollan en el sistema de estudio, se realizó una descripción del uso del suelo en el territorio a través de un Sistema de Información Geográfica. Se determinaron diferentes usos del suelo del área comprendida en la hoya de los cauces estudiados mediante el Software ARCGIS v9.3, con el que se realizó una fotointerpretación de los diferentes en 40 imágenes extraídas y georreferenciadas de Google Earth. Sobre estas imágenes se realizó la digitalización de los usos detectados y observados previamente en terreno siguiendo los criterios de la Tabla 2. Para realizar los análisis se consideró el uso del suelo en un tramo de 1 km aguas arriba de cada punto de muestreo.

Tabla 2: Descripción de los usos del suelo

Uso	Descripción
Agrícola	Superficies ocupadas por plantaciones, generalmente del tipo viñedos y árboles frutales
Pastoreo	Praderas antrópicas con muy baja cobertura arbórea, e individuos aislados de espino generalmente, destinada al resguardo y pastoreo de ganado
Infraestructura	Incluye todas las estructuras humanas de infraestructura detectables en las imágenes, como casas, bodegas, etc.
Zonas intervenidas	Se definieron sitios con gran alteración. Se detectaron dos sitios intervenidos, uno en la zona de construcción del embalse El Bato y una segunda cerca de Illapel, donde se registró gran actividad minera
Bosque nativo	Corresponde a bosque nativo de la zona central, es decir, matorral principalmente (con dominancia de espino) y bosque esclerófilo asociado a la ribera de cauces
Suelo desnudo	Zonas con nula o muy baja cobertura vegetal
Vegetación antrópica	Vegetación conformada por especies introducidas, asociadas a casas y fundos principalmente
Bancos de arena	Áreas de depositación de material de arrastre en los cauces

2.3 Trabajo de campo y análisis de laboratorio

Se realizaron cuatro campañas de muestreo para obtención de información estacional: una en primavera (noviembre, 2008); la segunda en verano (febrero, 2009); la tercera en otoño (mayo, 2009); y la cuarta en invierno (agosto, 2009). Se utilizó esta temporalidad debido a que se ha descrito que los cambios de caudal (régimen de escorrentías), temperatura y ciclos de vida estacionales, generan variaciones que modulan la riqueza específica y las abundancias de los organismos en los sistemas lóticos de Chile central (Contreras, 1998; Sabando, 2010).

En las cuatro campañas antes mencionadas, se obtuvieron muestras y caracterizaciones de: 1) hábitat físico del cauce, 2) física y química del agua, y 3) comunidades biológicas (fauna bentónica). Las muestras de calidad del agua y biológicas fueron llevadas a Laboratorio para su posterior análisis. A continuación se describen las metodologías utilizadas para realizar dichos muestreos y análisis.

2.3.1 Variables físicas del cauce

Se caracterizaron las variables físicas del sistema estudiado, mediante la cuantificación cada estación de muestreo de la velocidad, ancho de la caja del río y ancho de los cauces; profundidad típica y máxima, riqueza de macrófitas, pendiente y altitud.

La velocidad del cauce se midió con un Flujómetro Digital marca GLOBAL WATERS FP 210, de 0,01 de precisión. El ancho mojado se definió como el ancho de la caja del río, medido con una huincha de terreno de 50 m, graduada en centímetros. El ancho total correspondió al cauce propiamente tal, en un transecto paralelo a la dirección de flujo. Para medir profundidad se utilizó una barra graduada en mm, con la que se obtuvieron 5 mediciones de profundidad al azar, con lo que se obtuvo profundidad típica y la máxima. Además, se realizó una estimación *in situ* de la riqueza de las macrófitas en cada estación de muestreo.

La altitud se obtuvo con un equipo GPS, mientras que las pendientes se estimaron a base de un modelo de elevación digital generado con un Sistema de Información Geográfico, con curvas de nivel a 100 m (Software ARCGIS v9.3).

2.3.2 Muestreos físicos y químicos del agua

Las muestras físicas y químicas se obtuvieron según metodología estandarizada en las normas chilenas vigentes NCh 411/2.Of.96, NCh 411/3.Of.96 y NCh 411/6.Of.98. Para cada estación, las variables medidas *in situ* fueron temperatura, pH, conductividad (APHA, 2005). Las variables muestreadas y medidas posteriormente en laboratorio fueron oxígeno disuelto, materia orgánica (estimada como la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO₅), compuestos nitrogenados y fosforados orgánicos e inorgánicos. Además, se midió alcalinidad total y dureza, junto con una medición completa de macroelementos, metales y microbiológico, según metodologías del *Standard Methods for the Examination of Water Wastewater* y métodos descritos en Golterman y col (1978).

2.3.3 Muestreo e identificación de la fauna bentónica

Las muestras biológicas de la fauna bentónica se obtuvieron utilizando una red Surber (1937) de 250 μm de abertura de malla, de área de muestreo de 900 cm^2 , usando las técnicas de Hynes (1961). La red Surber se ubicó dentro de un tramo de 20 m paralelo al río, en el cual al azar se determinó un transecto perpendicular a la línea de la ribera. En cada estación se tomaron 10 réplicas ($n=10$). El material recolectado fue limpiado y depositado en un frasco con alcohol al 70%, para su posterior transporte e identificación en el laboratorio.

El método de separación y conteo se realizó a través de una lupa estereoscópica y una lámpara de luz de fibra óptica. Posteriormente, los ejemplares fueron clasificados a través de técnicas de diafanización y montaje (Sganga y Fontanarrosa 2006) utilizando un microscopio de contraste de fase.

La identificación de la totalidad de la fauna bentónica se realizó hasta nivel taxonómico de familia, excepto el phylum Nematomorpha, la clase Hirudinea, y los órdenes Collembola y Ostracoda. Los órdenes de mayor distribución geográfica y presencia en las campañas realizadas, es decir, Ephemeroptera y Trichoptera (Camousseight, 2001; Rojas, 2006) se analizaron al nivel de género, mientras que las familias omnipresentes de estos respectivos órdenes, es decir, Baetidae e Hydropsychidae, hasta especie o morfotipos (Williams y Felmate 1994). Para la identificación hasta nivel de familia y en algunos casos género, se utilizaron las claves y descripciones taxonómicas de Fernández y Domínguez (2001). Para la identificación a nivel de especie de Baetidae e Hydropsychidae, se utilizaron las descripciones de Flint (1983, 1989 y 1999); Lugo-Ortiz y McCafferty (1999); Nieto (2004), y Sganga y Fontanarrosa (2006).

2.4 Análisis de la Información

2.4.1 Variables ambientales

Para describir de manera general los cambios espaciales y temporales de las variables ambientales (físicas del cauce, y físicas y químicas del agua), se realizaron análisis de Cluster, con los que se obtuvieron conglomerados de acuerdo a la similitud entre las estaciones y campañas de muestreo. Para ello, en una primera etapa las variables ambientales fueron normalizadas y luego se calcularon sus distancias Euclidianas (Clarke y Gorley 2006). Para determinar si las agrupaciones eran significativamente diferentes entre ellas, se aplicó el test estadístico SIMPROF, que utiliza permutaciones de los árboles de similaridad para la búsqueda de evidencia estadísticamente significativa que los Cluster generados a partir de una serie de muestras se encuentran *a priori* agrupadas (Clarke y Gorley 2006). En caso de encontrarse agrupaciones estadísticamente significativas unas de otras ($\alpha < 0,05$); en un gráfico de Cluster el resultado se muestra con una línea sólida (Software PRIMER v6).

Luego de determinar las agrupaciones significativamente diferentes, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (PCA) sobre los datos previamente normalizados. Este análisis tuvo como objetivo, por un lado disminuir las variables ambientales que explican mayormente los cambios espacio-temporales del sistema en estudio, y por otro lado, determinar el ordenamiento espacio-temporal de las estaciones en relación a dichas variables (Software PRIMER v6).

2.4.2 Macroinvertebrados bentónicos

De manera similar a las variables ambientales, en una primera etapa y de manera exploratoria, se realizó un análisis de Cluster y aplicación del test *a priori* SIMPROF sobre las abundancias de la fauna bentónica (para estos análisis exploratorios se utilizó el promedio de la abundancia de la fauna bentónica por estación, $n=10$). Primero, estas abundancias fueron

transformadas (raíz cuadrada), para luego determinar agrupaciones mediante la similitud de Bray-Curtis (Clarke y Gorley 2006). Este análisis se realizó para la totalidad de taxa de la comunidad de la fauna bentónica, y luego para las familias y los géneros de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera. Esto debido a que sólo para estos dos grupos se contó con la totalidad de organismos identificados a nivel de género y familia como se explicó en párrafos anteriores. Adicionalmente, mediante un Análisis de Varianza factorial (ANOVA, F), para estaciones de muestreo y campañas de terreno (variables independientes), se describieron las variaciones significativas en el espacio y tiempo ($\alpha < 0,05$), comparando los géneros y especies para los niveles taxonómicos estudiados, Ephemeroptera y Trichoptera (Software Statistica v7).

2.4.3 Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica

Se determinó la correlación (r de Pearson, $\alpha < 0,05$) entre las variables ambientales (físicas del cauce, y las físicas y químicas del agua) obtenidas de los PCA's, y las familias, géneros y/o especies (Software PAST v2.16). Mediante este análisis se buscó determinar si los niveles de género y/o especie, presenta igual o diferente patrón de relación lineal con el ambiente, en comparación a las familias.

Por otro lado, y con el objeto de visualizar los diferentes patrones de relación de cada nivel estudiado (familias, géneros y especies), respecto de las variables ambientales en un espacio multivariado, se graficó la presencia/ausencia a distinto nivel taxonómico, utilizando una combinación lineal de las variables que explican mejor la variabilidad ambiental en tres dimensiones (PCA con 3 ejes, o 3D). Si bien este análisis no arroja alguna significancia estadística a los distintos patrones de ocupación espacial, es útil para visualizar de manera simple y directa cómo a distinto nivel taxonómico, los géneros y/o especies dentro de una misma familia pueden relacionarse de maneras disímiles respecto a la combinación de las condiciones del medio en un espacio multivariado. Así, este análisis es una "medida" indirecta de las relaciones ecológicas que se establecen a los distintos niveles taxonómicos estudiados.

2.4.4 Perfiles ecológicos

Utilizando las variables que explican mayormente la variabilidad de los datos, obtenidas del PCA de la física y química del agua de la sección 2.4.1, se elaboraron "Perfiles Ecológicos", como una medida del grado de tolerancia de géneros y/o especies dentro de cada familia de Ephemeroptera y Trichoptera (con el objeto de realizar análisis comparativos se consideraron únicamente las familias que presentaron más de un género y/o especie). Para elaborar estos perfiles y calcular los grados de tolerancia de cada taxa, se utilizaron los algoritmos de Bonada y col. (2004). Este modelo se basa en que los organismos tienen una respuesta Gaussiana a las variables, donde las especies tienen un óptimo (la moda) cuyo grado de tolerancia (la desviación estándar del óptimo) puede ser calculado mediante el estimador "DIS". El DIS fue calculado de acuerdo a la siguiente fórmula general:

$$\text{DIS} = (10/n) \left[\sum_{i=1}^{n_i} (1 - \max_i) + \sum_{j=1}^{n_j} \min_j \right]$$

Donde n = número de variables utilizadas ($n_i + n_j$), i = variables relacionadas positivamente con la contaminación, y j = variables negativamente correlacionadas con la contaminación. Un bajo valor de DIS indica taxa tolerante, y viceversa. Los valores del estimador pueden variar de 0 a 10.

Los valores de DIS se representaron mediante Perfiles Ecológicos, en los que se visualizan las tolerancias de los diferentes taxa. Mientras mayor sea el área en la gráfica de los Perfiles Ecológicos, la tolerancia es mayor, y viceversa.

3 RESULTADOS

3.1 Variables ambientales

3.1.1 Usos del suelo

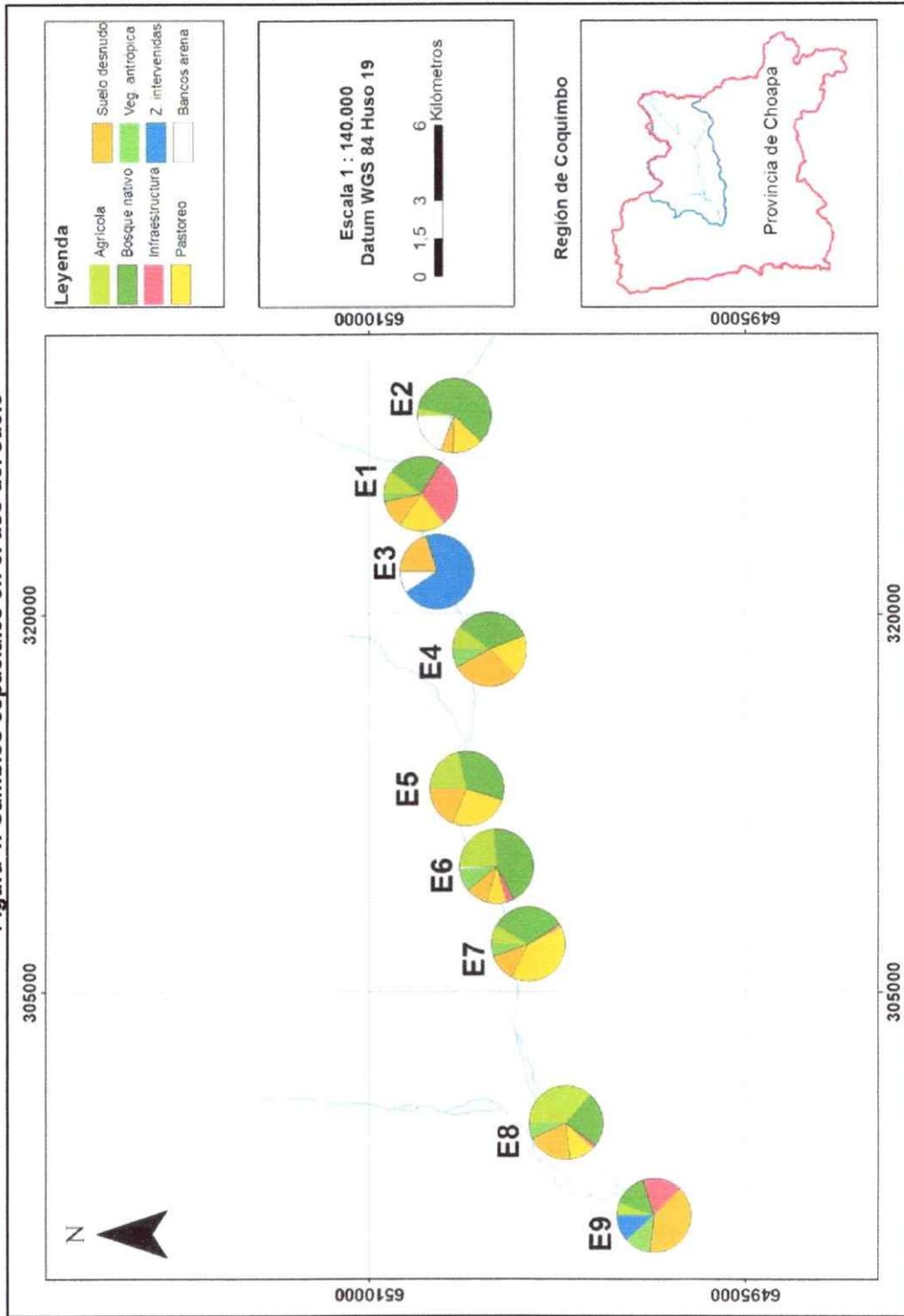
El área comprendida en la hoya de los cauces estudiada fue de 812 hectáreas. El mayor porcentaje de uso es de bosque nativo (27%), seguido de suelo desnudo (19%), uso agrícola (17%) y pastoreo (15%) (Tabla 3).

Tabla 3: Tipos de usos de suelo de las estaciones de estudio

Uso	Superficie (ha)	%
Agrícola	139,0	17%
Pastoreo	119,8	15%
Infraestructura	60,4	8%
Zonas intervenidas	50,0	6%
Bosque nativo	222,5	27%
Suelo desnudo	157,1	19%
Vegetación antrópica	48,1	6%
Bancos de arena	15,2	2%
TOTAL	812,1	100%

Como se muestra en la Figura 4, en las estaciones E1, E4, E5, E6, E7 y E8 se observa un uso de suelo similar, con dominancia de bosque nativo, actividad agrícola, pastoreo y suelo desnudo. De éstas, destaca E1 con una gran superficie de "infraestructura" (presencia de poblado), E6 con una mayor superficie de bosque nativo y suelo agrícola, y E7 con gran superficie de praderas de pastoreo. Además, las estaciones E9 y E3 son similares entre sí, con menor porcentaje de usos de suelo naturales (por ejemplo, bosque nativo), cuyas zonas intervenidas son la construcción del embalse El Bato en E3, e instalaciones mineras en E9.

Figura 4: Cambios espaciales en el uso del suelo



3.1.2 Variables físicas del cauce

Los promedios y desviaciones estándar de la totalidad de resultados de las variables físicas de los cauces estudiados se muestran en la Tabla 4. Los cauces muestreados presentaron una altitud promedio de 660 msnm y pendiente de 3,89 grados. Sus velocidades promedios fueron de 0,79 m/s; el ancho de río de 8,4 m (y de la caja de 30,87); la profundidad típica de 29,4 cm (y máxima de 58,6 cm). Además, se registró la presencia de macrófitas, con un promedio de 6 especies.

Tabla 4: Promedio y desviación estándar de las variables físicas del cauce

Variables	Unidad	Promedio	Desviación Estándar
Altitud	msnm	660,0	235,0
Pendiente	grados	3,89	3,15
Velocidad	m/s	0,79	0,55
Ancho río	m	8,4	3,0
Ancho cuenca	m	30,87	33,65
Profundidad típica	cm	29,4	14,3
Profundidad máxima	cm	58,6	22,3
Riqueza macrófitas	S	6	2

Al analizar en su conjunto las variables de la Tabla 4, se observaron diferencias significativas espacio-temporalmente entre los sitios de muestreo (SIMPROF; $\alpha < 0,05$); conformando cuatro conglomerados: dos de ellos contienen estaciones específicas que se diferencian del resto (E2 y E9); mientras que el tercer conglomerado contiene a la mayoría de las estaciones en primavera. El último conglomerado contiene a todas las demás estaciones y campañas (Figura 5).

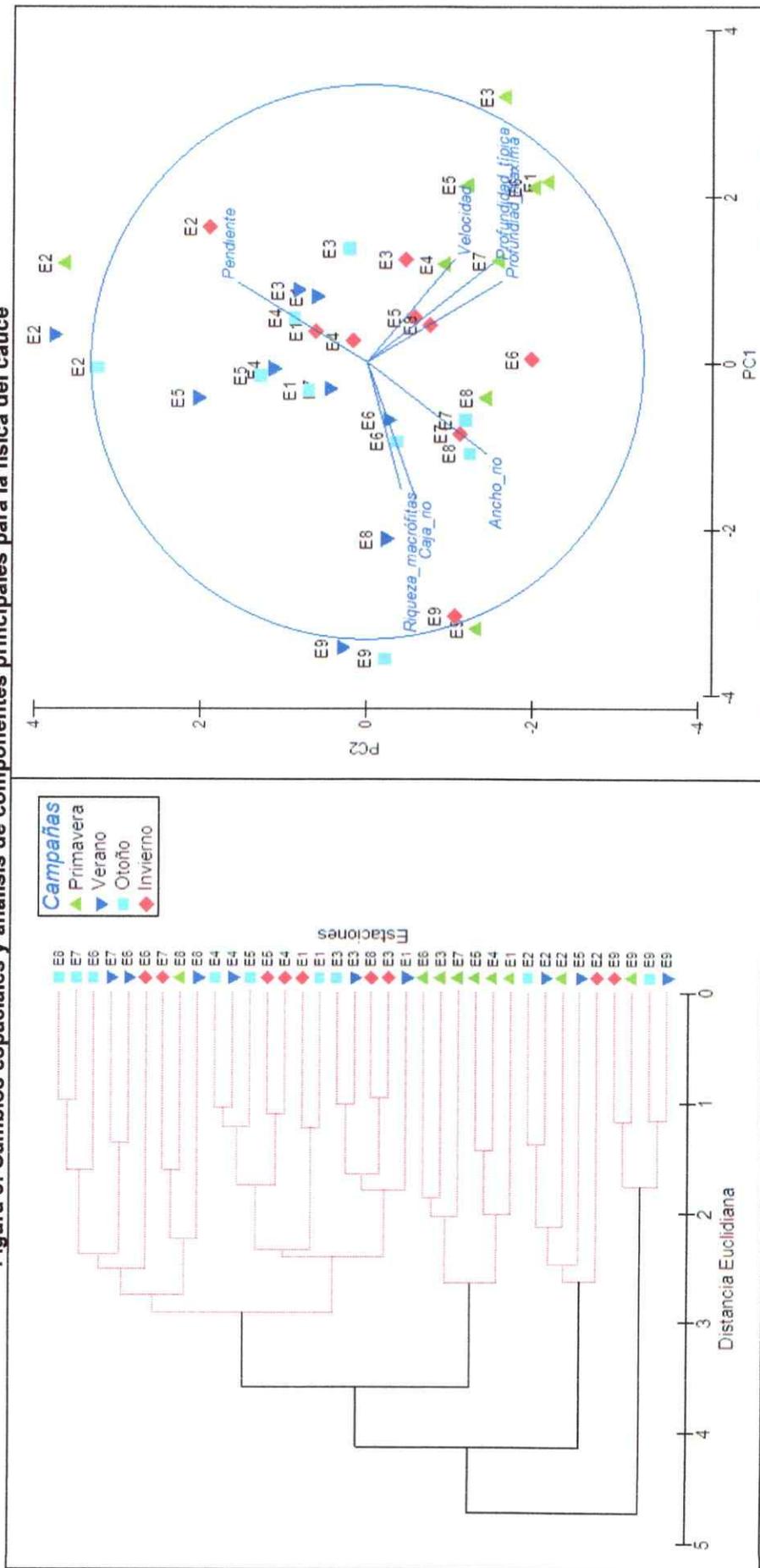
Los diferentes conglomerados antes descritos se relacionaron con tres variables físicas del cauce, que explican mayormente la variabilidad de los datos, y que de acuerdo al Análisis de Componentes Principales (Figura 5), corresponden al ancho de la caja del río y la profundidad

máxima (eje 1); y la pendiente (eje 2), (% de variación explicada = 70,3%; *eigenvalue* del PC 1 = 2,55; *eigenvalue* del PC 2 = 2,00).

La estación E9 se diferenció del resto de las estaciones debido a su aumento en el tamaño de la caja del río, lo cual se acompañó de una mayor presencia de macrófitas y disminución en la velocidad del cauce. Por otro lado, la diferenciación de la estación E2 se relacionó con el gran valor en su pendiente, así como también con una tendencia a presentar un ancho de río más reducido. Por otro lado, en la campaña de primavera se observó que la mayoría de las estaciones se agruparon debido al aumento en la profundidad (máxima y típica) del cauce, así como también debido al aumento en la velocidad del cauce (Figura 5).

Aunque las demás estaciones de muestreo (y campañas) no se diferenciaron significativamente entre sí, es importante mencionar que de acuerdo al patrón de ordenamiento que se observa en Análisis de Componentes Principales (Figura 5), existiría un grupo de estaciones que tiende a relacionarse con una mayor pendiente y menor cauce del río (E1, E3, E4 y E5; estaciones de mayor altitud), y por el contrario, existiría un grupo de estaciones que tienden a ser similares debido a una menor pendiente y ancho del río (E6, E7 y E8; estaciones de menor altitud).

Figura 5: Cambios espaciales y análisis de componentes principales para la física del cauce



3.1.3 Variables físicas y químicas del agua

Los cauces estudiados presentaron los siguientes resultados promedios: pH básicos (con un valor de 7,90); temperatura de 18,4°C; oxígeno de 7,78 mg/L; conductividad de 219,12 $\mu\text{mho/cm}$; y turbiedad de 4,04 UNT. Los sólidos en suspensión tuvieron concentraciones de 11 mg/L; mientras que los sólidos disueltos de 173,2 mg/L. La alcalinidad fue de 97,13 mg/L; los bicarbonatos de 118,836 mg/L y los carbonatos de 0,43 mg/L.

Respecto del contenido salino en el agua, el cloruro tuvo valores promedios de 5,27 mg/L; el sulfato de 32,15 mg/L; el fosfato de 0,04 mg/L; el calcio de 30,1 mg/L; el magnesio de 6,07 mg/L; el potasio de 1,04 mg/L; el sodio de 7,69 mg/L; el sílice de 14,75 mg/L; y el fluoruro < 0,1 mg/L. En relación a los compuestos nitrogenados, el amonio tuvo un valor promedio de 0,06 mg/L; el nitrito de 0,06 mg/L; el nitrato de 0,76 mg/L y el nitrógeno total de 1,31 mg/L. La concentración de fósforo fue de 0,12 mg/L. La clorofila presentó valores de 0,01 mg/L. Los coliformes presentaron concentraciones de 183 NMP/100mL (totales) y 92 NMP/100mL (fecales). El valor de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) tuvo un valor promedio de 3,58 mg/L.

En relación a los metales, el arsénico, berilio, cadmio, cianuro, cobalto, cromo, mercurio, molibdeno, níquel, y selenio presentaron valores bajo el nivel de detección del método. Asimismo, los elementos aluminio, bario, boro, cobre, hierro, litio, manganeso, plata, plomo, vanadio, y zinc presentaron concentraciones bajas con una desviación estándar muy baja (Tabla 5).

Los promedios y desviaciones estándar de la totalidad de resultados de las variables físicas y químicas del agua por campaña de muestreo se muestran en la Tabla 5. En cuanto a la variación estacional, se destacan los menores valores de sólidos disueltos en invierno y primavera, con una merma de elementos tales como magnesio ($3,78 \pm 1,83$ mg/L en primavera), calcio ($21,2 \pm 8,7$ mg/L en primavera), potasio ($0,88 \pm 0,26$ mg/L en invierno) y

hierro ($0,04 \pm 0,02$ mg/L en invierno). En particular, en invierno se encontraron los valores más bajos de pH ($7,4 \pm 0,3$ unidades), sólidos suspendidos (4 ± 1 mg/L), coliformes totales ($31,89 \pm 22$ NMP/100mL) y fecales (15 ± 22 NMP/100mL), así como un mayor valor del oxígeno disuelto ($8,23 \pm 1,37$ mg/L). Por el contrario, en primavera se presentaron los mayores valores de turbiedad ($9,65 \pm 4,86$ mg/L), así como de los nutrientes fósforo total ($0,11 \pm 0,28$ mg/L) y nitrato ($1,16 \pm 1,00$ mg/L). Finalmente, cabe mencionar las altas temperaturas del agua medidas en verano ($22,6 \pm 3,0^\circ$ C), junto con la detección de clorofila ($0,02 \pm 0,02$ mg/L) en esta campaña.

Tabla 5: Promedio y desviación estándar de las variables físicas y químicas del agua

Variable	Unidad	Promedio \pm Desviación Estándar			
		Primavera	Verano	Otoño	Invierno
pH	-	$8,0 \pm 0,3$	$8,2 \pm 0,2$	$8,0 \pm 0,2$	$7,4 \pm 0,3$
Temperatura	$^\circ$ C	$22,2 \pm 2,6$	$22,6 \pm 3,0$	$15,6 \pm 1,9$	$13,3 \pm 2,3$
Oxígeno disuelto	mg/L	$7,60 \pm 1,20$	$7,58 \pm 0,67$	$7,70 \pm 0,78$	$8,23 \pm 1,37$
Conductividad	μ mho/cm	$168,20 \pm 64,03$	$266,60 \pm 112,34$	$296,90 \pm 149,00$	$146,00 \pm 15,63$
Turbiedad	UNT	$9,65 \pm 4,86$	$1,05 \pm 1,70$	$2,17 \pm 1,72$	$2,64 \pm 1,40$
Color	UNT	$11,4 \pm 16,4$	$22,5 \pm 7,7$	$< 5,0$	$< 5,0$
Sólidos suspendidos	mg/L	135 ± 362	17 ± 19	8 ± 7	4 ± 1
Sólidos disueltos	mg/L	142 ± 78	192 ± 76	188 ± 108	171 ± 53
Alcalinidad	mg/L	$65,11 \pm 27,46$	$115,17 \pm 36,60$	$126,89 \pm 40,88$	$81,35 \pm 15,60$
Bicarbonato	mg/L	$81,98 \pm 33,44$	$140,36 \pm 44,44$	$148,11 \pm 51,84$	$104,88 \pm 18,55$
Carbonato	mg/L	$< 0,02$	$0,16 \pm 0,42$	$< 0,02$	$1,52 \pm 2,50$
Cloruro	mg/L	$2,19 \pm 1,06$	$3,82 \pm 2,93$	$7,68 \pm 9,53$	$7,38 \pm 7,46$
Sulfato	mg/L	$20,50 \pm 4,70$	$34,70 \pm 34,93$	$40,51 \pm 37,86$	$32,93 \pm 19,14$
Fosfato	mg/L	$0,11 \pm 0,28$	$0,01 \pm 0,01$	$0,03 \pm 0,06$	$< 0,01$
Calcio	mg/L	$21,2 \pm 8,7$	$34,1 \pm 11,9$	$34,18 \pm 15,6$	$30,81 \pm 8,6$
Magnesio	mg/L	$3,78 \pm 1,83$	$7,34 \pm 4,35$	$6,59 \pm 3,75$	$6,58 \pm 2,77$
Potasio	mg/L	$0,39 \pm 0,10$	$1,19 \pm 0,46$	$1,71 \pm 0,55$	$0,88 \pm 0,26$
Sodio	mg/L	$4,94 \pm 0,99$	$1,90 \pm 0,33$	$14,53 \pm 22,52$	$9,40 \pm 4,87$
Sílice	mg/L	$10,41 \pm 2,42$	$20,90 \pm 3,67$	$13,29 \pm 2,92$	$10,41 \pm 1,01$
Fluoruro	mg/L	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$	$< 0,1$
Amonio	mg/L	$0,10 \pm 0,12$	$< 0,05$	$< 0,05$	$< 0,05$
Nitrito	mg/L	$< 0,05$	$< 0,05$	$0,09 \pm 0,10$	$< 0,05$
Nitrato	mg/L	$1,16 \pm 1,00$	$0,53 \pm 0,07$	$0,64 \pm 0,15$	$0,69 \pm 0,57$
Nitrógeno	mg/L	$0,4 \pm 0,3$	$0,1 \pm 0,1$	$0,6 \pm 1,3$	$0,1 \pm 0,1$
Fósforo total	mg/L	$0,33 \pm 0,87$	$0,04 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,19$	$0,01 \pm 0,01$
Clorofila	mg/L	$< 0,01$	$0,02 \pm 0,02$	$< 0,01$	$< 0,01$
Coliformes totales	NMP/100mL	347 ± 543	202 ± 203	151 ± 145	$31,89 \pm 22$
Coliformes fecales	NMP/100mL	91 ± 155	157 ± 178	105 ± 151	15 ± 22
DBO ₅	mg/L	$5,60 \pm 2,06$	$5,53 \pm 1,10$	$2,20 \pm 1,33$	$< 1,00$
Arsénico	mg/L	$< 0,01$	$< 0,01$	$< 0,01$	$< 0,01$
Aluminio	mg/L	$0,03 \pm 0,03$	$0,08 \pm 0,06$	$0,01 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,03$
Bario	mg/L	$< 0,01$	$< 0,01$	$0,01 \pm 0,01$	$< 0,01$
Berilio	mg/L	$< 0,01$	$< 0,01$	$< 0,01$	$< 0,01$
Boro	mg/L	$0,02 \pm 0,01$	$0,01 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,03$	$0,01 \pm 0,01$

Variable	Unidad	Promedio \pm Desviación Estándar			
		Primavera	Verano	Otoño	Invierno
Cadmio	mg/L	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Cianuro	mg/L	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cobalto	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Cobre	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02 \pm 0,01
Cromo	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Hierro	mg/L	0,07 \pm 0,03	0,12 \pm 0,09	0,05 \pm 0,03	0,04 \pm 0,02
Litio	mg/L	0,02 \pm 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Manganeso	mg/L	< 0,01	0,02 \pm 0,01	0,05 \pm 0,05	0,01 \pm 0,01
Mercurio	mg/L	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Molibdeno	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Níquel	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Plata	mg/L	0,04 \pm 0,06	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Plomo	mg/L	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Selenio	mg/L	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
Vanadio	mg/L	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Zinc	mg/L	0,02 \pm 0,01	< 0,01	0,05 \pm 0,02	< 0,01

Al analizar en su conjunto las variables físicas y químicas del agua, se observaron diferentes patrones estacionales y espaciales (SIMPROF, $\alpha < 0,05$) (Figura 6), los que se relacionaron con seis variables físicas y químicas del agua que explicaron mayormente la variabilidad de los datos. De acuerdo al Análisis de Componentes Principales (PCA), estas variables fueron: la conductividad, calcio y magnesio (eje 1); y la temperatura, el pH, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) (eje 2) (% de variación explicada = 60,4%; *eigenvalue* del PC 1 = 3,55; *eigenvalue* del PC 2 = 4,00). En la Figura 7 se muestra el PCA graficando sólo estas variables.

Como se desprende de las Figura 6 y Figura 7, en invierno, las estaciones no presentaron diferencias significativas, asociándose principalmente con una disminución en la temperatura, el pH y la DBO_5 en todos los sitios muestreados. Por el contrario, en primavera se observó un aumento en las variables de temperatura, el pH y la DBO_5 , detectándose además que pese a que un grupo de estaciones continuaron siendo iguales entre sí (de E2 a E7), otras estaciones pertenecieron a conglomerados significativamente diferentes (E1, E8 y E9). Esta



diferenciación se explica mayormente por los cambios de la conductividad en el agua (relacionada con los iones de Ca y Mg en solución).

En verano, se observó una tendencia similar a lo observado en primavera, debido a la detección de altos valores de temperatura, el pH y la DBO₅, aumentando además la conductividad (Mg, Ca) en la mayoría de las estaciones (Figura 7). En esta campaña, fue posible determinar más estaciones pertenecientes a conglomerados significativamente diferentes: E1, E2, E8 y E9, además del conglomerado conformado por E3, E4, E5, E6 y E7, que se asoció principalmente con altos valores de temperatura, el pH y la DBO₅, misma tendencia que para E1. En cambio, las estaciones E2, E8, y E9 se relacionaron con altas concentraciones de conductividad (y de los iones Mg, y Ca), destacándose los altos valores de estas variables en la estación E9.

Luego, en otoño el patrón cambia totalmente respecto a la temperatura, el pH y la DBO₅; debido a que todas las estaciones presentan una disminución de estas variables. Además, se observó mayor cantidad de estaciones que pertenecieron a conglomerados significativamente diferentes: E1, E2, E3, E7 y E8. El único grupo de estaciones iguales fue el conglomerado conformado por E4, E5 y E6. Éste último presentó valores mayores del pH y la DBO₅. A su vez, destaca que E1 y E3 se diferenciaron principalmente por su menor conductividad (iones Mg y Ca); mientras que E2, E8 y E9 presentaron mayores valores de esta variable, destacándose la estación E9.

Figura 6: Cambios espaciales en las características físicas y químicas del agua

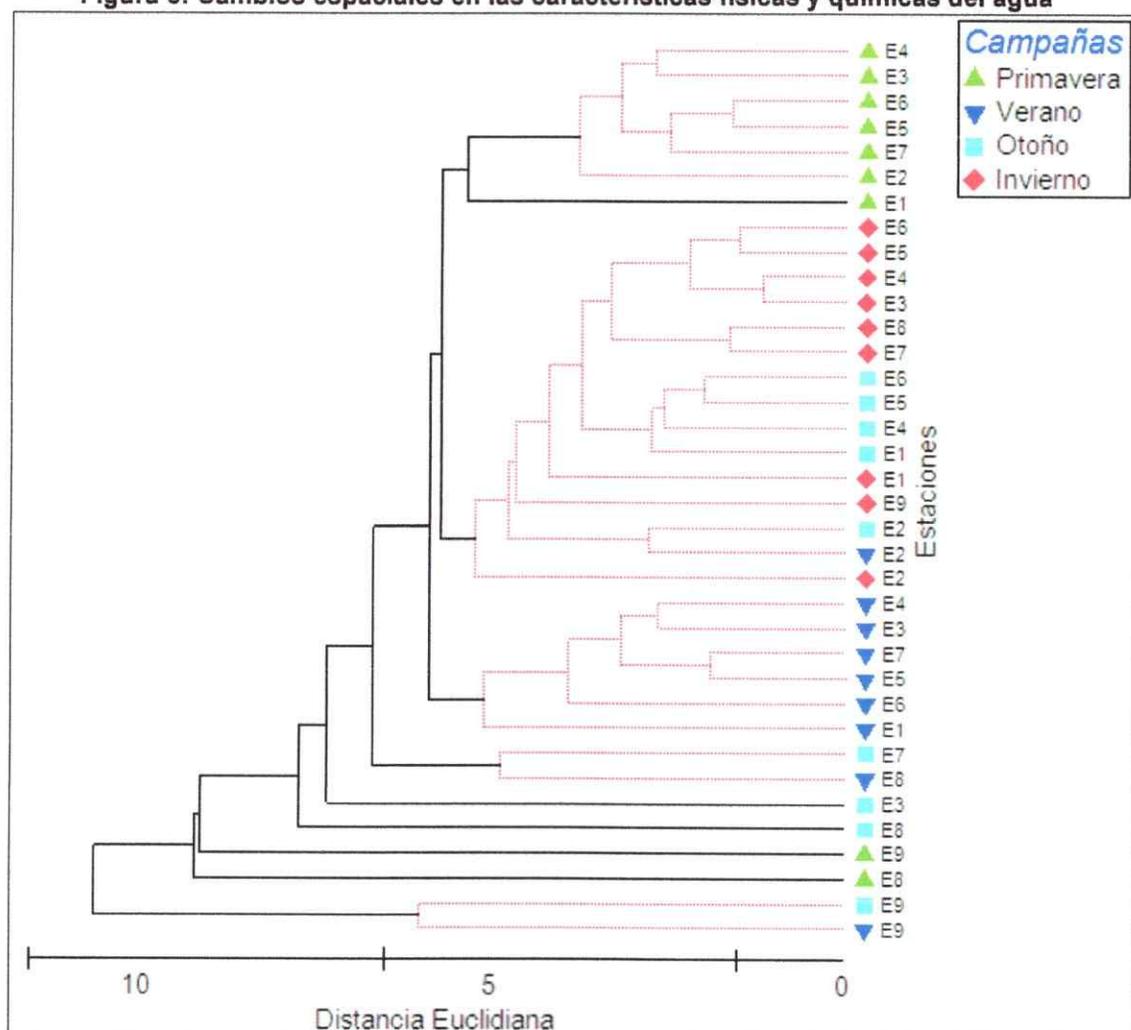
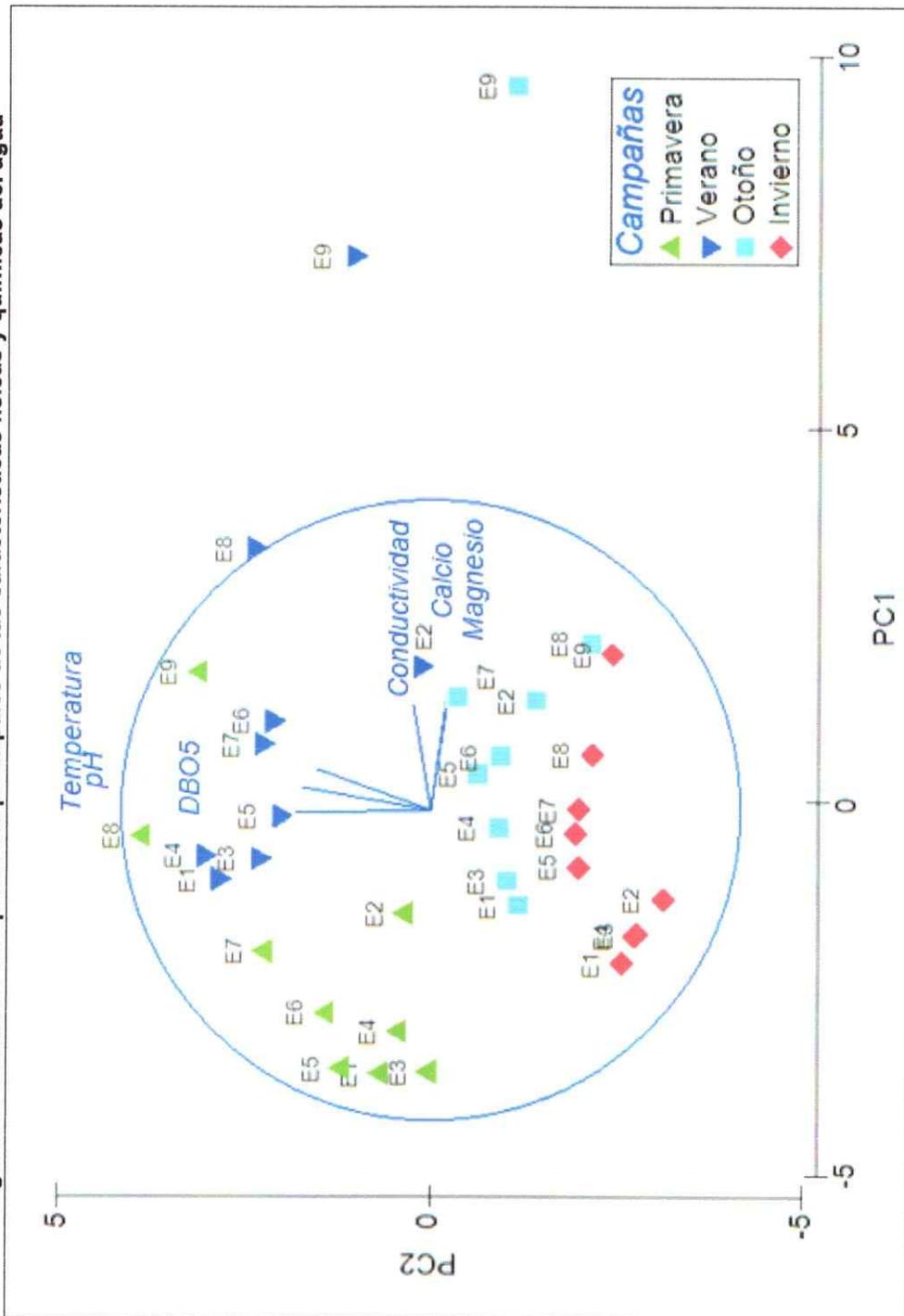


Figura 7: Análisis de componentes principales de las características físicas y químicas del agua



3.2 Macroinvertebrados bentónicos

3.2.1 Descripciones generales

En total, se identificaron 65 taxa de macroinvertebrados bentónicos (fauna bentónica) en los cauces estudiados, que pertenecieron a 45 familias, 20 órdenes y 11 clases. La mayor cantidad de taxa se concentró en la clase Insecta, con un total de 46 taxa (70,8%). Dentro de esta clase, se destaca el gran número de familias de los dípteros y los tricópteros, con 7 familias cada uno (Tabla 6).

Para el orden Ephemeroptera se detectaron 4 familias. De este grupo, las familias con mayor número de géneros fueron Baetidae y Leptophlebiidae, ambas con 3 géneros. Además, para el género *Andesiops* fue posible identificar 3 especies.

Para el orden Trichoptera se detectaron 7 familias, destacándose el número de géneros de Hydroptilidae (4 géneros), seguido de Hydrobiosidae (3 géneros). Para el género *Smicridea* fue posible identificar 4 especies (Tabla 6).

Del total de organismos contabilizados (N total=69.932 individuos), la mayor abundancia se registró para la clase Insecta, con un 74,26%. Dentro de esta clase (N=51.934), las familias más abundantes fueron: Baetidae (20,47%); y Chironomidae (16,96%); seguidas de Leptophlebiidae (12,14%); Hydropsychidae (11,13%) y Glossosomatidae (10,84%).

Tabla 6: Listado taxonómico de la fauna bentónica

Phyllum Clase Orden Familia Género Especie	Phyllum Clase Orden Familia Género Especie	Phyllum Clase Orden Familia Género Especie
Arthropoda	Trichoptera	Mollusca
Insecta	Glossosomatidae <i>Mastigoptila sp.</i>	Bivalvia Veneroidea Sphaeriidae <i>Pisidium sp.</i>
Coleoptera	Hydroptilidae <i>Hydroptila sp.</i>	Gastropoda
Elmidae	<i>Leucotrichia sp.</i>	Basommatophora
Gyrinidae	<i>Metricchia sp.</i>	Ancyliidae
<i>Andogyrus sp.</i>	<i>Oxythira sp.</i>	Physidae <i>Physa sp.</i>
Hydrophilidae	Hydrobiosidae	Planorbidae
<i>Tropisternussp.</i>	<i>Australochorema sp.</i>	Littorinimorpha
Diptera	<i>Cailloma sp.</i>	Amnicolidae <i>Littoridina sp.</i>
Athericidae	<i>Neotopsyche sp.</i>	Annelida
Blepharoceridae	Hydropsychidae	Clitellata
Chironomidae	<i>Smicridea annulicornis</i>	Haplotaxida
Ceratopogonidae	<i>Smicridea frequens</i>	Naididae <i>Nais sp.</i>
Empididae	<i>Smicridea sp1.</i>	Lumbriculida
Simulidae	<i>Smicridea sp2.</i>	Lumbriculidae
Tipulidae	Leptoceridae <i>Hudsonema sp.</i>	Hirudinea Indet.
Ephemeroptera	Limnephilidae <i>Monocosmoecus sp.</i>	Nematomorpha Indet.
Baetidae	Sericostomatidae <i>Notidobiella sp.</i>	Gordioidea Gordiidae
<i>Andesiops sp.1</i>	<i>Parasericostoma sp.</i>	Platyhelminthes
<i>Andesiops sp.2</i>	Megaloptera	Turbellaria
<i>Andesiops sp.3</i>	Corydalidae	Tricladida Dugesidae
<i>Callebaetis sp.</i>	Entognatha	Cnidaria
<i>Camelobaetis sp.</i>	Collembola	Hydrozoa
Caenidae	Indet.	Anthomedusae
<i>Caenis sp.</i>	Arachnida	Hydridae
Leptophlebiidae	Acari	
<i>Penaphlebia sp.</i>	Hygrobatidae <i>Hygrobatella sp.</i>	
<i>Nousia sp.</i>	Oribatidae	
<i>Meridialaris sp.</i>	Sperchonidae	
Oniscigastridae	Malacostraca	
<i>Siphonella sp.</i>	Amphipoda	
Hemiptera	Hyalellidae <i>Hyalella sp.</i>	
Belostomatidae	Decapoda	
Corixidae	Aegliidae <i>Aegla sp.</i>	
Odonata	Ostracoda	
Aeshnidae	Indet.	
<i>Aeshna sp.</i>		
Coenagrionidae		
<i>Antiagrion sp.</i>		
Gomphidae		
Lestidae		
<i>Lestes sp.</i>		
Libellulidae		
Plecoptera		
Gripopterygidae		

Al realizar los análisis de la totalidad de taxa de la fauna bentónica y sus abundancias a nivel de familia entre sitios, se distinguieron siete grupos significativamente diferentes entre sí (SIMPROF; $\alpha < 0,05$). De la Figura 8 se desprende que en casi todas las campañas, E2 y E9 conforman agrupaciones significativamente diferentes al resto de las estaciones. En invierno las estaciones pertenecen sólo a dos grupos diferentes entre sí: estaciones de mayor altura (E1, E3, E4 y E5) y estaciones de menor altura (E6, E7 y E8). Luego, en primavera, se observó un patrón similar, conformándose un conglomerado de estaciones de mayor altura (E1, E2, E3 y E4), y otro que pertenece a un grupo único y diferente significativamente a todas las demás condiciones (E5, E7 y E8). En verano se observó que algunas estaciones pertenecieron a un conglomerado significativamente distinto al resto de las estaciones (E3, E5, E6 y E7), mientras que todas las otras estaciones se encontraron en conglomerados significativamente diferentes entre sí. Finalmente, el otoño el patrón de verano se acentuó aún más, puesto que todas las estaciones pertenecieron a conglomerados significativamente distintos unos de otros, a excepción de E5 y E7, que son las únicas dos estaciones que se agruparon dentro de un mismo conglomerado.

3.2.2 Análisis general de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera

Cuando se analizaron las diferencias entre las estaciones y campañas a nivel de familia para los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera, fue posible observar sólo 3 conglomerados diferentes significativamente entre sí, sin patrón claro entre estaciones o campañas, al contrario de lo observado con la totalidad de la comunidad de la fauna bentónica (ver punto anterior; 3.2.1). No obstante, cabe mencionar que continúan diferenciándose significativamente las estaciones E8 y E9; E9 en otoño e invierno; y E8 en verano.

Cuando se analizaron las diferencias para los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera a nivel de género, fue posible registrar un mayor número de conglomerados (Figura 10). No obstante,

tampoco se identificaron patrones claros con este nivel de información, aunque se destaca la diferencia de E8 en verano, E9 (en otoño e invierno) y E2 (en verano y otoño).

Figura 8: Variación general de la fauna bentónica a nivel de familia

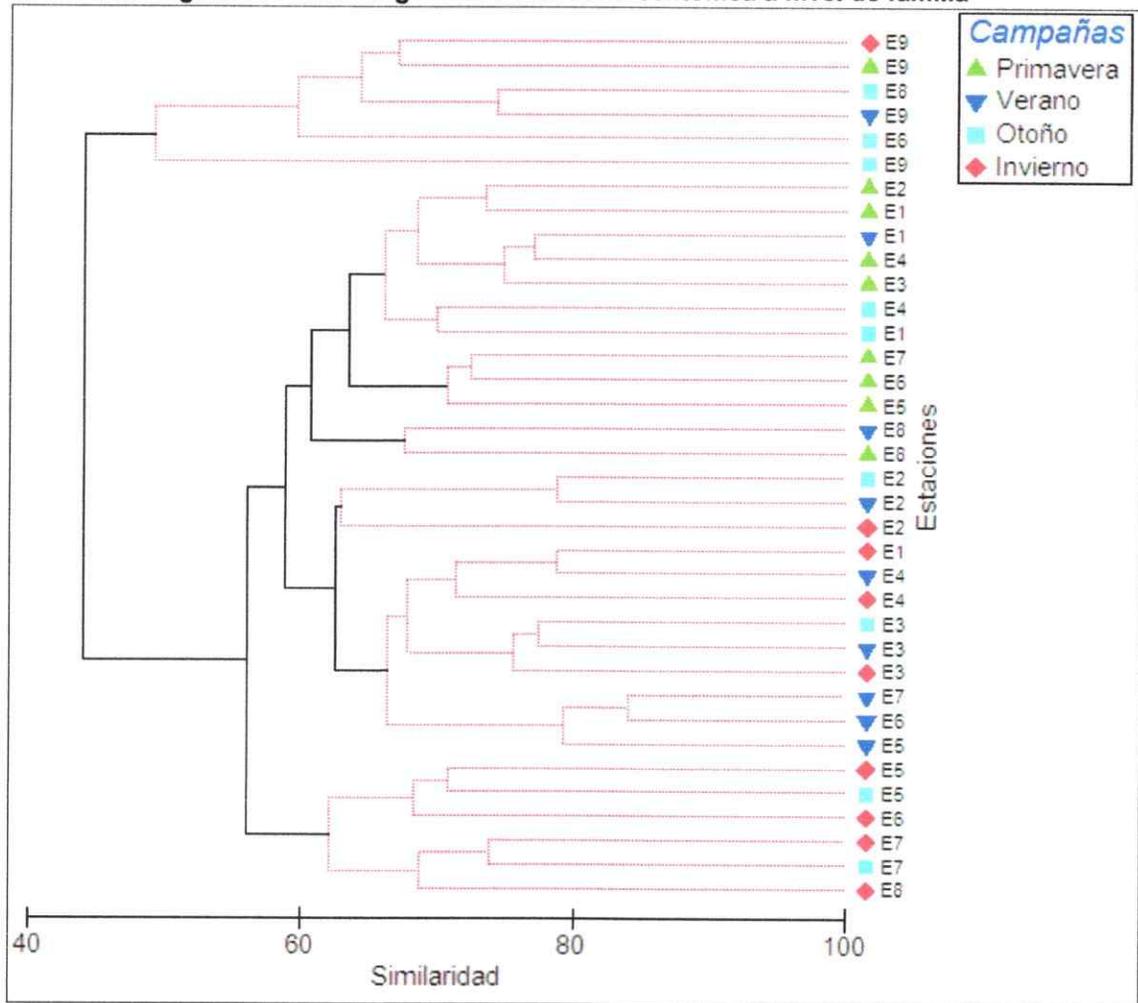


Figura 9: Variación de los ordenes Ephemeroptera y Trichoptera a nivel de familia

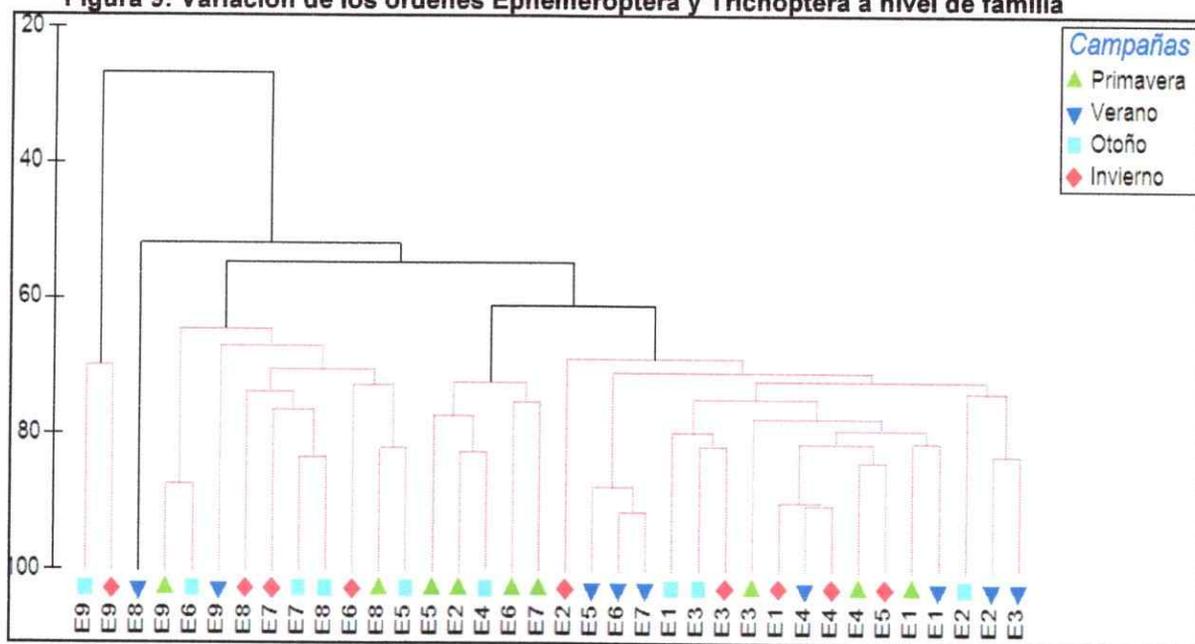
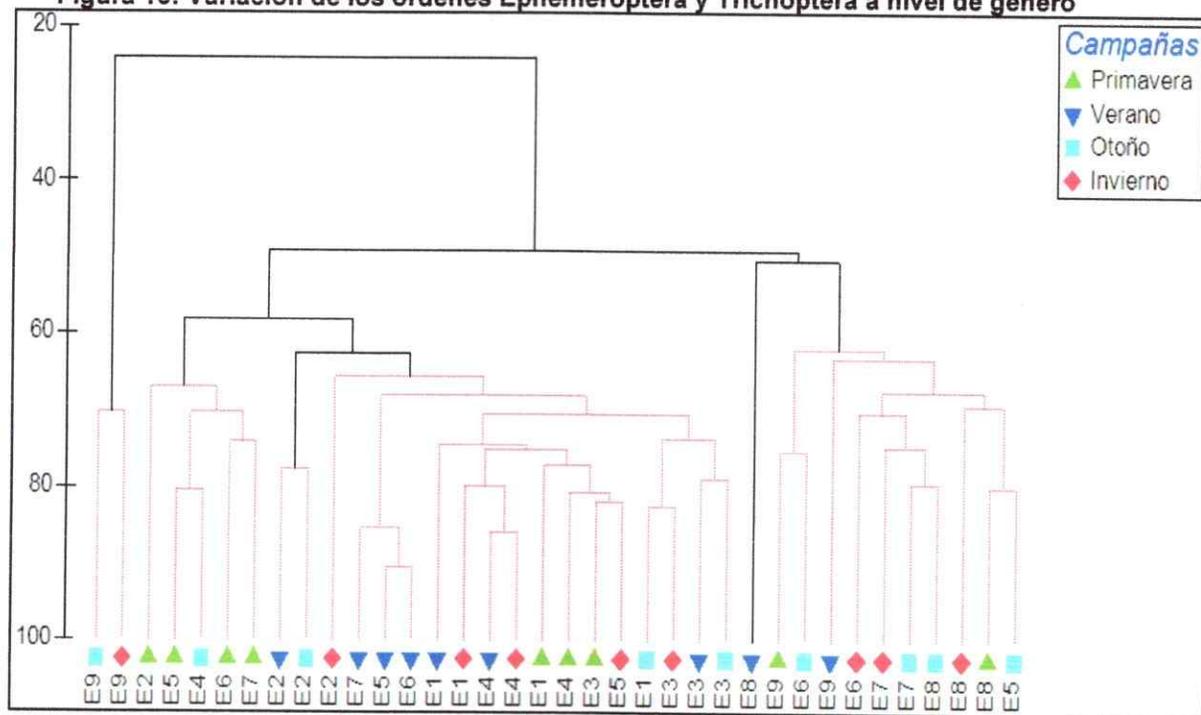


Figura 10: Variación de los ordenes Ephemeroptera y Trichoptera a nivel de género



3.2.3 Variación de abundancias de géneros y especies, y correlaciones lineales

Por otro lado, cuando se analizaron las variaciones espaciales y temporales de los géneros y/o especies dentro de una misma familia (familias de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera que presentan más de un género y/o especie), fue posible observar patrones diferenciales entre éstos (ANOVA). A continuación se explican los resultados de dichas variaciones y las correlaciones lineales que se establecieron con las variables físicas del cauce, y físicas y químicas del agua obtenidas de los PCA antes analizados (puntos 3.1.2 y 3.1.3).

Familia Baetidae

Dentro de la familia Baetidae, todos los géneros presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones): *Andesiops* ($F=7,89$; $p<0,0001$), *Callebaetis* ($F=6,37$; $p<0,0001$) y *Camelobaetis* ($F=3,40$; $p<0,001$); en el tiempo (campañas): *Andesiops* ($F=40,48$; $p<0,0001$), *Callebaetis* ($F=8,04$; $p<0,0001$) y *Camelobaetis* ($F=14,08$; $p<0,0001$); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *Andesiops* ($F=6,26$; $p<0,0001$), *Callebaetis* ($F=3,28$; $p<0,0001$) y *Camelobaetis* ($F=3,19$; $p<0,0001$). Los patrones espacio-temporales de estos tres géneros fueron diferentes. Por un lado, comparando las campañas de muestreo, se observó que *Andesiops* presentó máximos en primavera, *Camelobaetis* en verano y *Callebaetis* en otoño; mientras que para las estaciones de muestreo, se observó que *Andesiops* aumentó su abundancia en el gradiente altitudinal con máximos en E6 y luego una disminución de su abundancia. *Camelobaetis* presentó dos máximos en las estaciones E5 y E7, y *Callebaetis* presentó dos máximos, uno en E2 y otro en E6 (Figura 11). Además, cabe mencionar que de la totalidad de Baetidae ($N \text{ total}=10.630$), el género *Andesiops* fue el más abundante (con 97,78%), mientras que los géneros *Camelobaetis* y *Callebaetis* fueron mucho menos abundantes (con 0,29% y 1,93%; respectivamente).

Los géneros de la familia Baetidae se correlacionaron de distinta manera con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *Andesiops* se correlacionó positivamente con la

profundidad máxima, temperatura, pH y DBO₅; y negativamente con conductividad, calcio y magnesio. *Camelobaetis* se correlacionó positivamente con temperatura, pH y DBO₅; y negativamente con profundidad máxima. *Callebaetis* no presentó correlaciones lineales con las variables consideradas (Tabla 7).

De manera específica para el género *Andesiops*, las tres especies encontradas presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones): *Andesiops sp.1* (F=6,48 p<0,0001), *Andesiops sp.2* (F=10,74; p<0,0001) y *Andesiops sp.3* (F=2,16; p<0,05); en el tiempo (campañas): *Andesiops sp.1* (F=42,07; p<0,0001) y *Andesiops sp.2* (F=6,15; p<0,0001); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *Andesiops sp.1* (F=5,12; p<0,0001), *Andesiops sp.2* (F=5,22; p<0,0001) y *Andesiops sp.3* (F=2,91; p<0,0001). Los patrones espacio-temporales de estas tres especies fueron diferentes. Por un lado, comparando las campañas de muestreo se observó que, *Andesiops sp.1* y *Andesiops sp.3* presentan máximos en primavera, mientras que *Andesiops sp.2* presenta máximos tanto en primavera como en otoño. Por otro lado, la abundancia de *Andesiops sp.1* es mayor y sin variación en las estaciones de E2 a E7 (en E1, E8 y E9 la abundancia es muy baja); mientras que *Andesiops sp.2* presenta máximos en E6 y abundancias levemente mayores en E4; y *Andesiops sp.3* máximos en E9 y abundancias levemente mayores en E4 y E6 (Figura 12; Figura 11). De la totalidad de Baetidae (N total=10.394), la especie *Andesiops sp.1* fue la más abundante (con 62,12%), seguida de *Andesiops sp.2* (con un 33,91%), y *Andesiops sp.3* (con un 3,96%).

Las tres especies del género *Andesiops* se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r; p<0,05). *Andesiops sp.1* se correlacionó positivamente con profundidad máxima, temperatura y DBO₅; y negativamente con ancho río, conductividad, calcio y magnesio. *Andesiops sp.2* se correlacionó positivamente con temperatura, pH y DBO₅; y negativamente con magnesio. *Andesiops sp.3* se correlacionó positivamente con ancho río, temperatura, y pH (Tabla 7).

Figura 11: Variación en la abundancia de los géneros de Baetidae

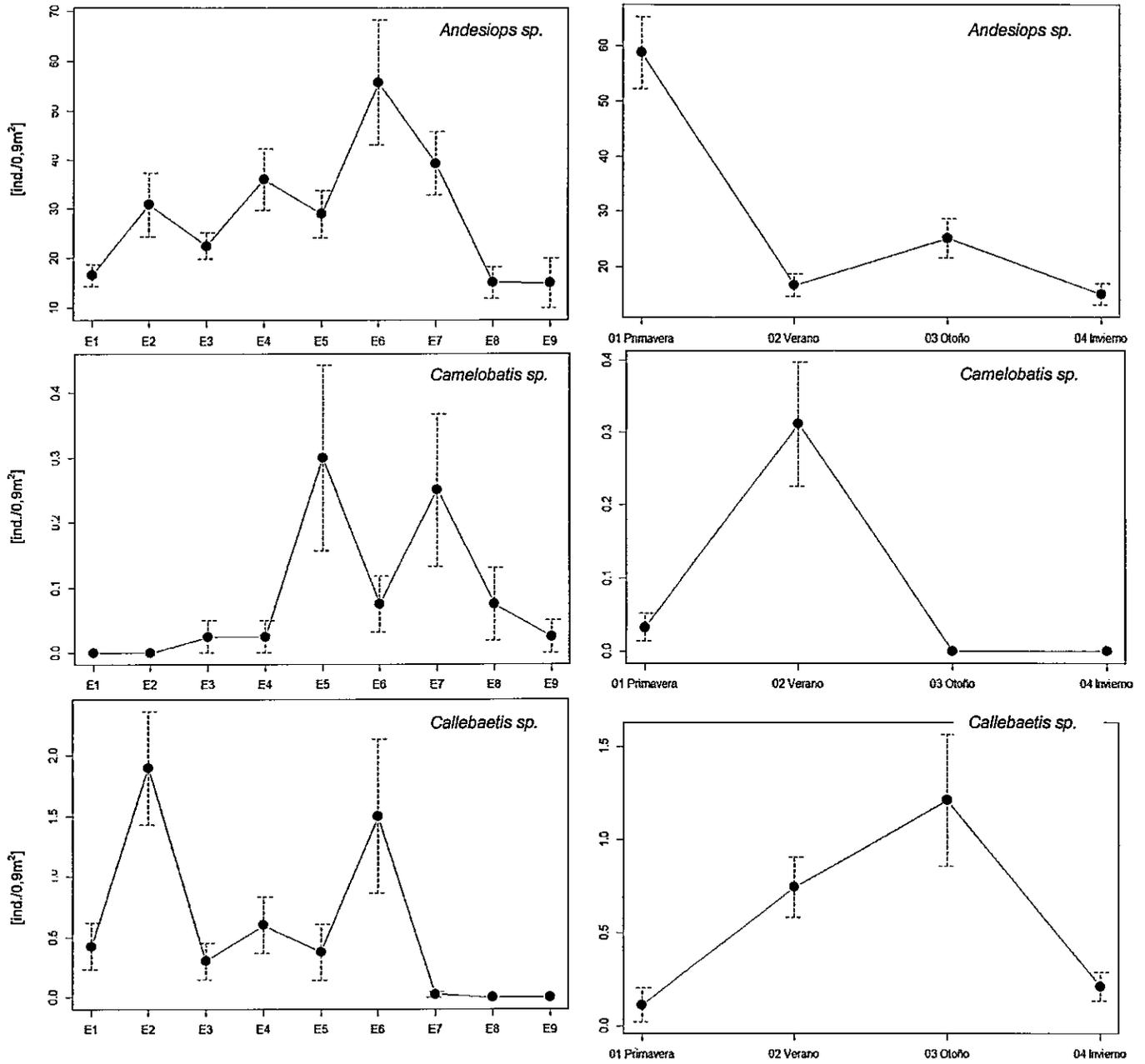
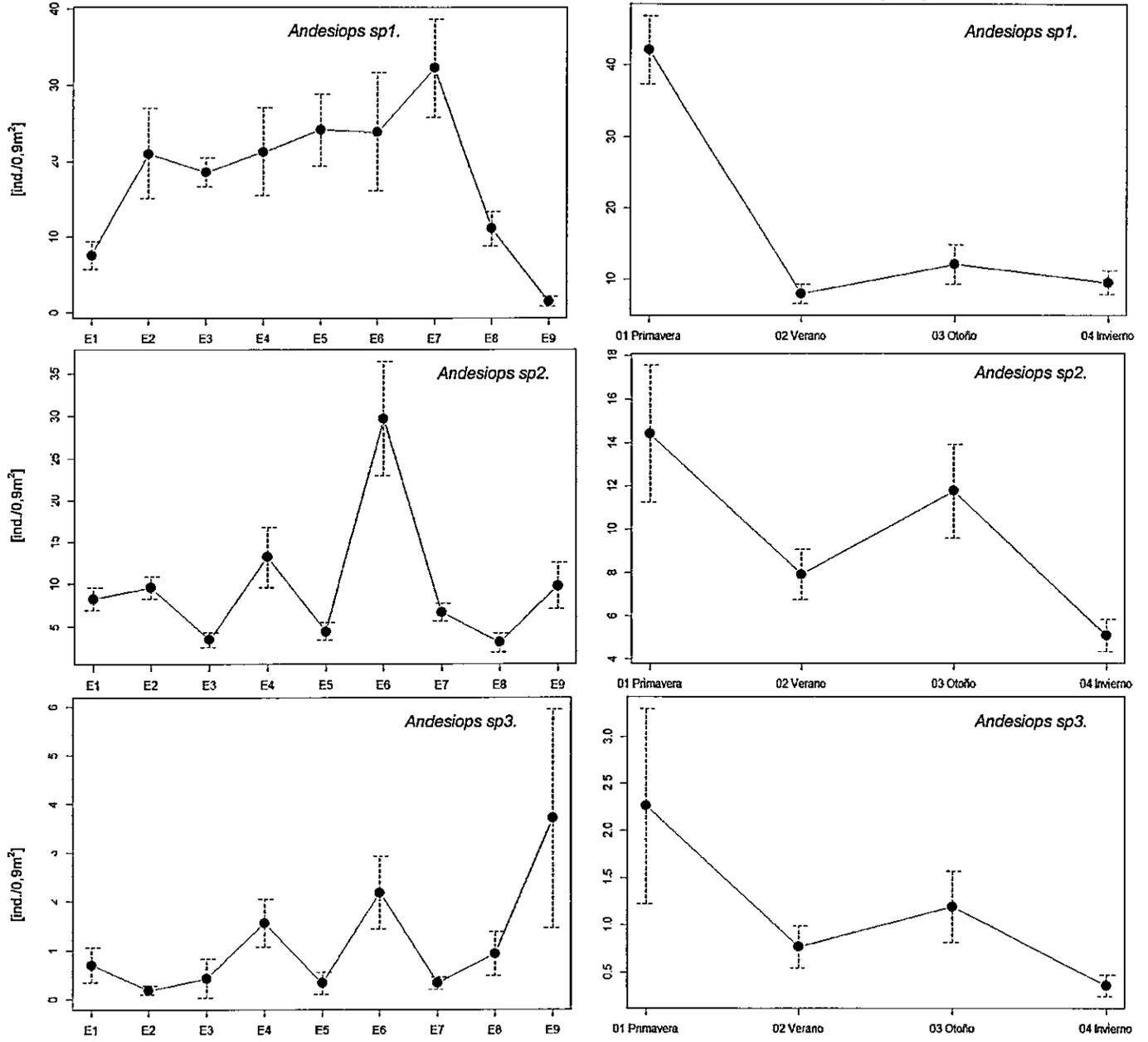


Figura 12: Variación en la abundancia de las especies de *Andesiops sp.*

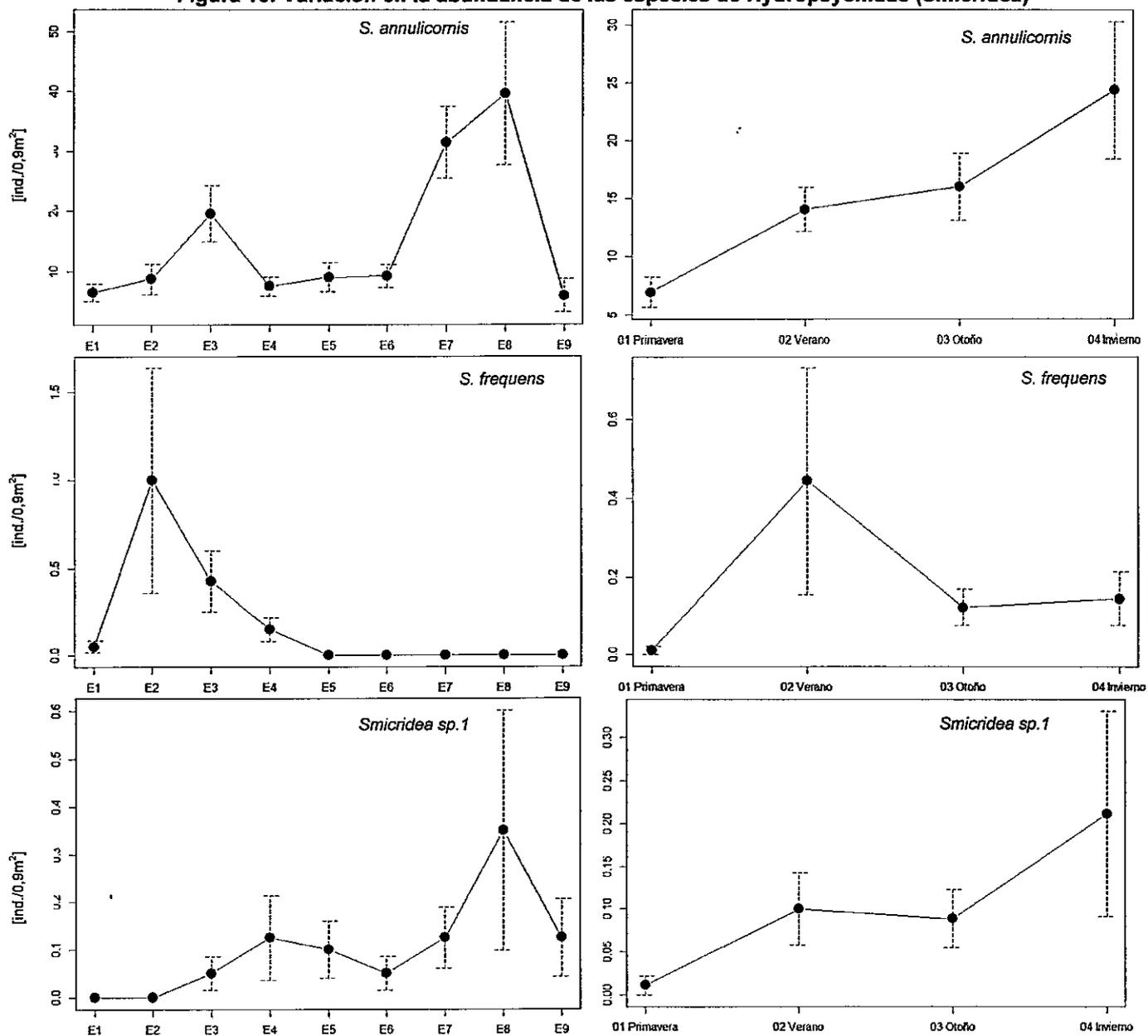


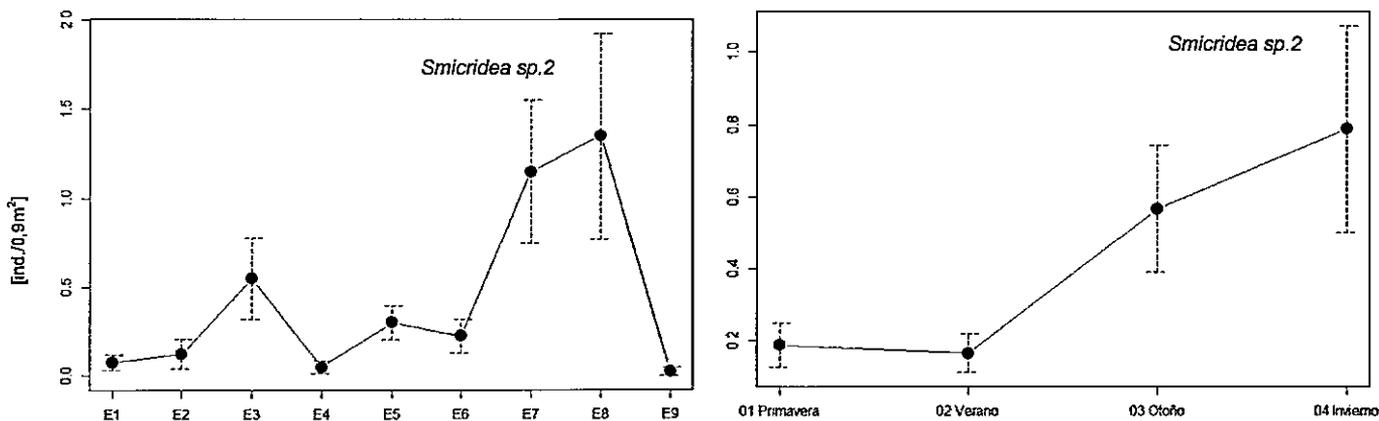
Familia Hydropsychidae

Dentro de la familia Hydropsychidae, las especies que presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones) fueron: *S. annulicornis* ($F=6,96$ $p<0,0001$), *S. frequens* ($F=2,40$; $p<0,05$), y *Smicridea sp.2* ($F=4,30$; $p<0,0001$); en el tiempo (campañas): *S. annulicornis* ($F=5,29$; $p<0,001$), y *Smicridea sp.2* ($F=3,61$; $p<0,05$); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *S. annulicornis* ($F=2,89$; $p<0,0001$), *S. frequens* ($F=1,60$; $p<0,05$), y *Smicridea sp.2* ($F=2,42$; $p<0,0001$). *Smicridea sp.1* no presentó variaciones espacio-temporales en su abundancia. Los patrones espacio-temporales de las especies fueron diferentes. Por un lado, comparando las campañas de muestreo, se observó que *S. annulicornis* y *Smicridea sp.2* presentaron un aumento en su abundancia hacia otoño y especialmente invierno, mientras que *S. frequens*, sólo presenta un máximo en verano. A nivel espacial, se muestra que *S. annulicornis* y *Smicridea sp.2* presentaron mayor abundancia en E3, E7 y E8; mientras que *S. frequens* se restringe a las zonas de E2, E3 y E4 (especialmente abundante en E2) (Figura 13). Además, cabe mencionar que de la totalidad de Hydropsychidae (N total=5.780), la especie *S. annulicornis* fue la más abundante (con 95,57% de la abundancia total), mientras que *S. frequens*, *Smicridea sp.1* y *Smicridea sp.2* fueron mucho menos abundantes (con 1,12%; 0,64% y 2,66%; respectivamente).

Las especies que presentaron diferencias significativas espacio-temporalmente de Hydropsychidae se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *S. annulicornis* y *Smicridea sp.2* se correlacionaron negativamente con DBO_5 ; mientras que *S. frequens* se correlacionó negativamente con profundidad máxima (Tabla 7).

Figura 13: Variación en la abundancia de las especies de Hydropsychidae (*Smicridea*)





Familia Leptophlebiidae

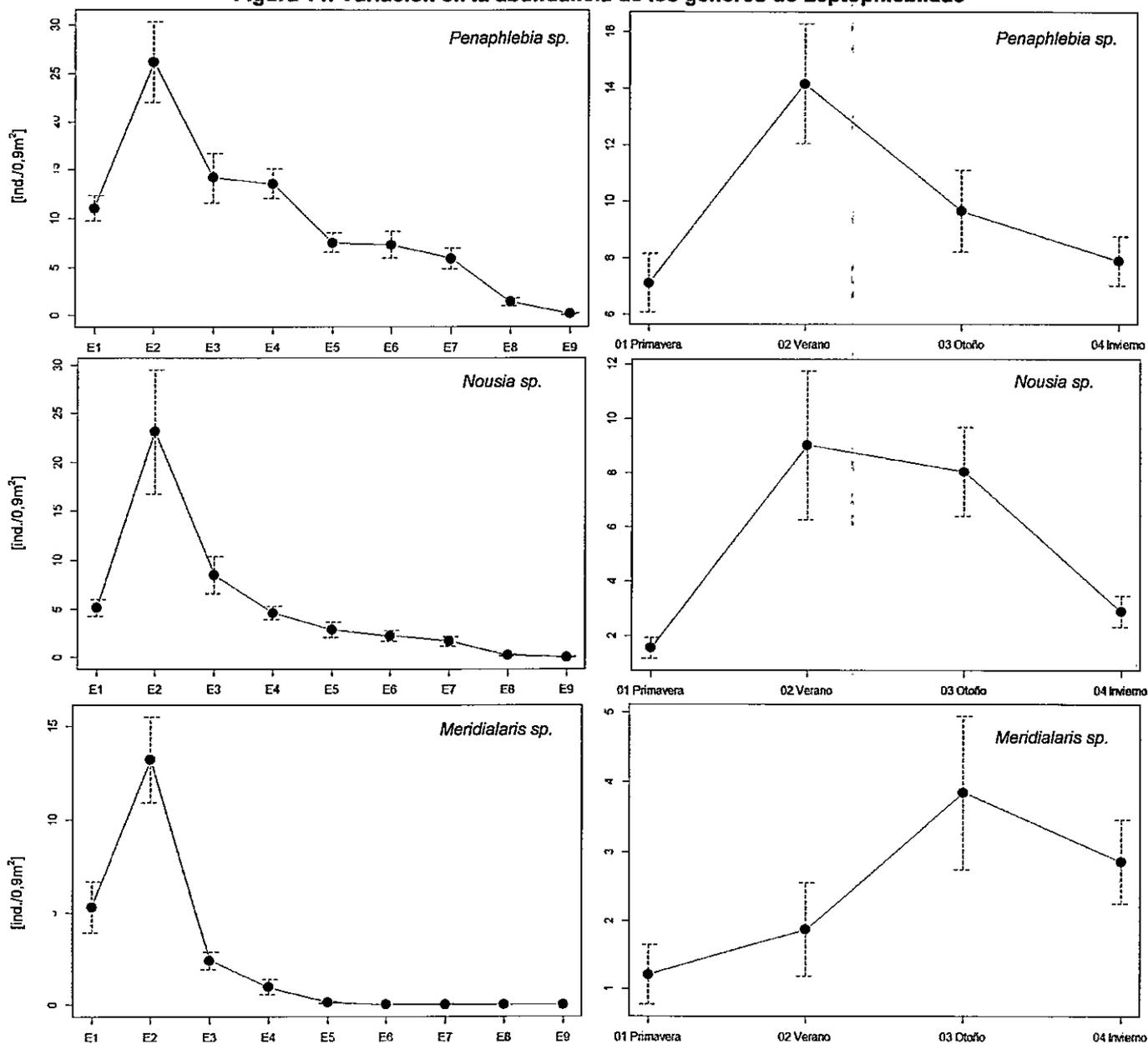
Dentro de la familia Leptophlebiidae, los géneros presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones): *Meridialaris* ($F=30,48$ $p<0,0001$), *Nousia* ($F=11,53$; $p<0,0001$) y *Penaphlebia* ($F=24,16$; $p<0,0001$); en el tiempo (campañas): *Meridialaris* ($F=4,68$; $p<0,05$), *Nousia* ($F=6,93$; $p<0,0001$) y *Penaphlebia* ($F=8,79$; $p<0,0001$); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *Meridialaris* ($F=5,16$; $p<0,0001$), *Nousia* ($F=2,77$; $p<0,0001$) y *Penaphlebia* ($F=5,72$; $p<0,0001$). Los patrones espacio-temporales de estos tres géneros fueron diferentes. Por un lado, comparando las campañas de muestreo, se observó que *Penaphlebia* es más abundante en verano, *Nousia* en verano-otoño, y *Meridialaris* en otoño. Todos los géneros se encontraron mayormente asociados a la estación E2, aunque *Penaphlebia* tuvo una mayor abundancia y presencia aguas debajo de ésta (Figura 14). De la totalidad de Leptophlebiidae (N total=6.306), el género *Penaphlebia* fue el más abundante (con 55,38%), seguido de *Nousia* (con 30,67%) y *Meridialaris* (con 13,95%).

Los géneros de la familia Leptophlebiidae se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *Meridialaris* se correlacionó negativamente con ancho del río, profundidad máxima, temperatura, pH y DBO₅. *Nousia* se correlacionó



negativamente con ancho del río y profundidad máxima. *Penaplebia* se correlacionó negativamente con ancho del río, profundidad máxima, temperatura, conductividad, calcio y magnesio (Tabla 7).

Figura 14: Variación en la abundancia de los géneros de Leptophlebiidae

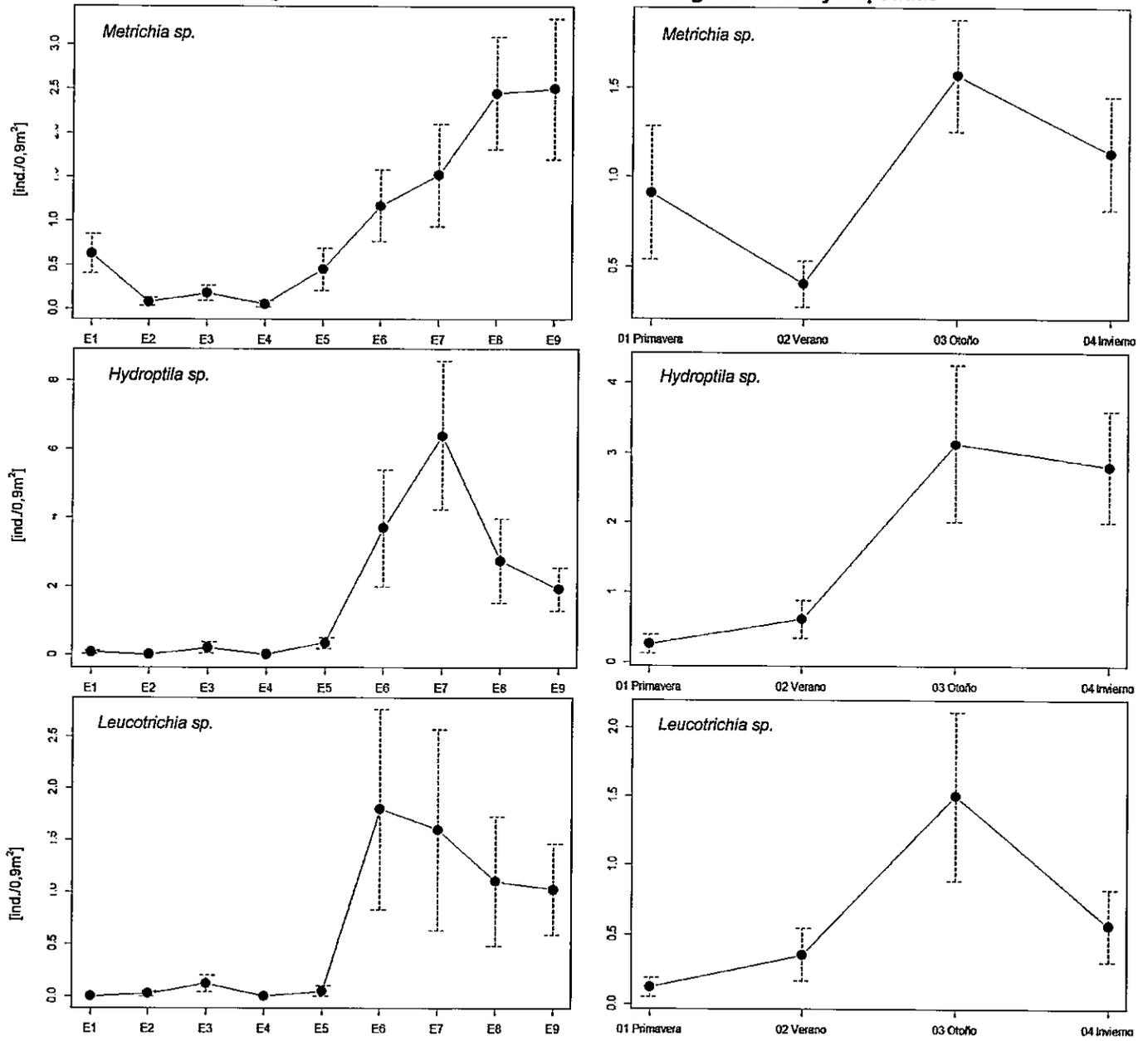


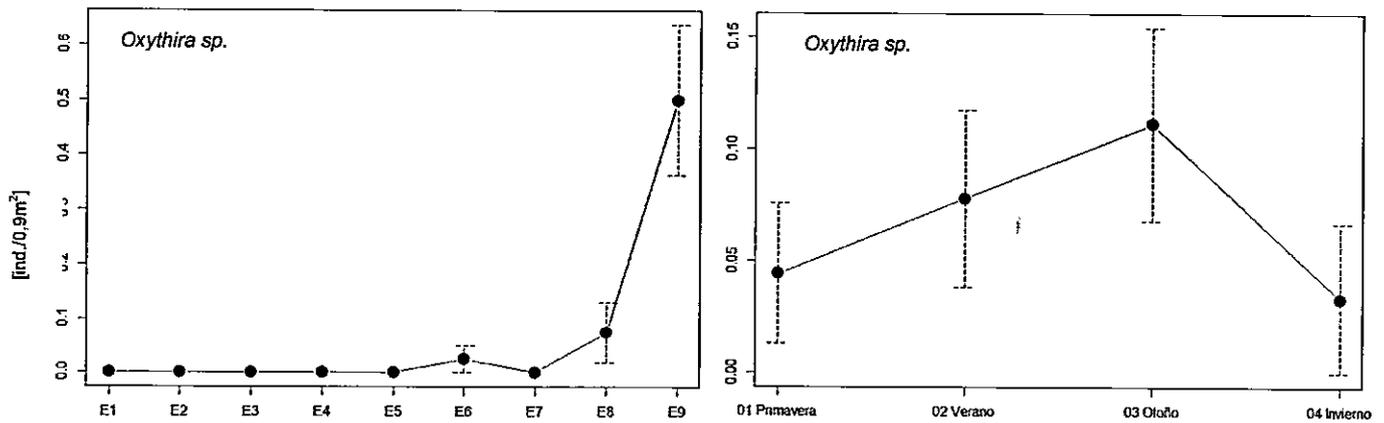
Familia Hydroptilidae

Dentro de la familia Hydroptilidae, los géneros que presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones) fueron: *Hydroptila* ($F=5,41$; $p<0,0001$), *Leucotrichia* ($F=2,12$; $p<0,05$), *Metrichia* ($F=6,28$; $p<0,0001$) y *Oxythira* ($F=10,30$ $p<0,0001$); en el tiempo (campañas): *Hydroptila* ($F=5,36$; $p<0,001$), *Leucotrichia* ($F=3,13$; $p<0,05$) y *Metrichia* ($F=3,53$; $p<0,05$); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *Hydroptila* ($F=2,86$; $p<0,0001$) y *Metrichia* ($F=4,15$; $p<0,0001$). Los patrones espacio-temporales de estos tres géneros fueron diferentes. Por un lado, comparando las campañas de muestreo se observó que *Metrichia* e *Hydroptila* presentaron una mayor abundancia en otoño-invierno en comparación a primavera-verano; mientras que *Leucotrichia* presentó un solo máximo en otoño. Además, *Leucotrichia* es cada vez más abundante hacia estaciones de menor altura; *Hydroptila* presenta un máximo en E7; *Metrichia* presenta mayores abundancias desde E6 a E9; y *Oxythira* sólo se presenta en E8 y E9, con máximos en E9 (Figura 15). De la totalidad de Hydroptilidae (N total=1.226), el género *Hydroptila* fue el más abundante (con 49,92%); seguido de *Metrichia* (con 29,45%) y *Leucotrichia* (con 18,68%); y finalmente *Oxythira* (con 1,96%).

Los géneros de la familia Hydroptilidae se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *Hydroptila* se correlacionó positivamente con calcio y magnesio y negativamente con DBO_5 . *Leucotrichia* se correlacionó positivamente con conductividad y calcio. *Metrichia* se correlacionó positivamente con pH y conductividad. *Oxythira* se correlacionó positivamente con ancho del río, temperatura, pH, conductividad, calcio y magnesio; y negativamente con profundidad máxima (Tabla 7).

Figura 15: Variación en la abundancia de los géneros de Hydroptilidae



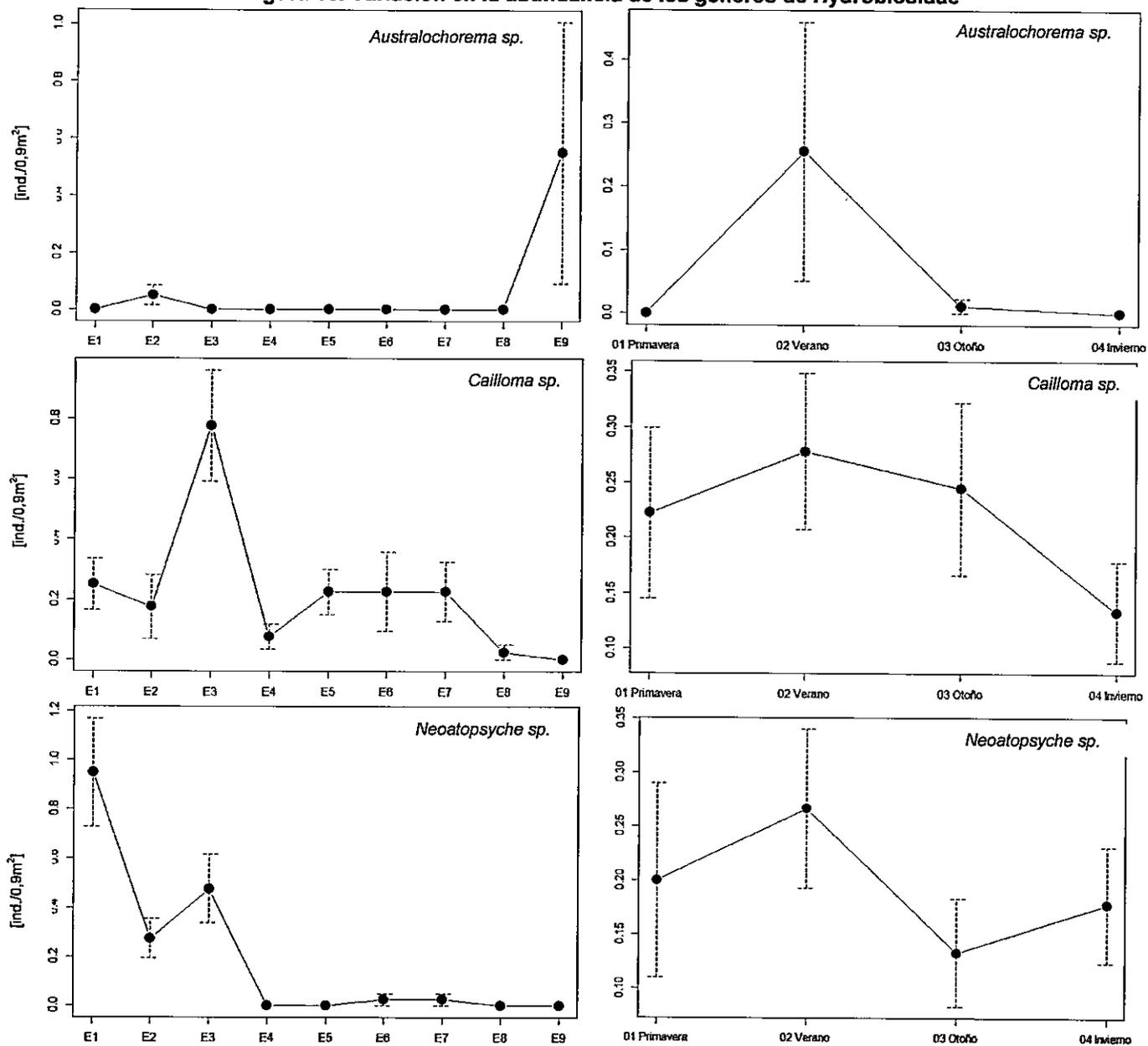


Familia Hydrobiosidae

Dentro de la familia Hydrobiosidae, los géneros que presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones) fueron: *Cailloma* ($F=6,08$; $p<0,0001$) y *Neoatopsyche* ($F=12,95$; $p<0,0001$); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *Cailloma* ($F=2,95$; $p<0,0001$). *Australchorema* no presentó variaciones espacio-temporales en su abundancia. Los patrones espaciales de *Cailloma* y *Neoatopsyche* fueron diferentes, puesto que se observó que *Cailloma* presentó un máximo en E3 y bajas abundancias de E5 a E8; mientras que *Neoatopsyche* se asoció solamente a E1, E2 y E3; con un máximo en E1 (Figura 16). De la totalidad de Hydrobiosidae ($N_{total}=173$) el género *Cailloma* fue el más abundante (con 45,66%), seguido de *Neoatopsyche* (con 40,46%) y *Australchorema* (con 13,87%).

Los géneros de la familia Hydrobiosidae se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *Cailloma* se correlacionó negativamente con ancho del río, conductividad, calcio y magnesio. *Neoatopsyche* se correlacionó positivamente con profundidad máxima; y negativamente con ancho del río, temperatura, conductividad, calcio y magnesio (Tabla 7).

Figura 16: Variación en la abundancia de los géneros de Hydrobiosidae

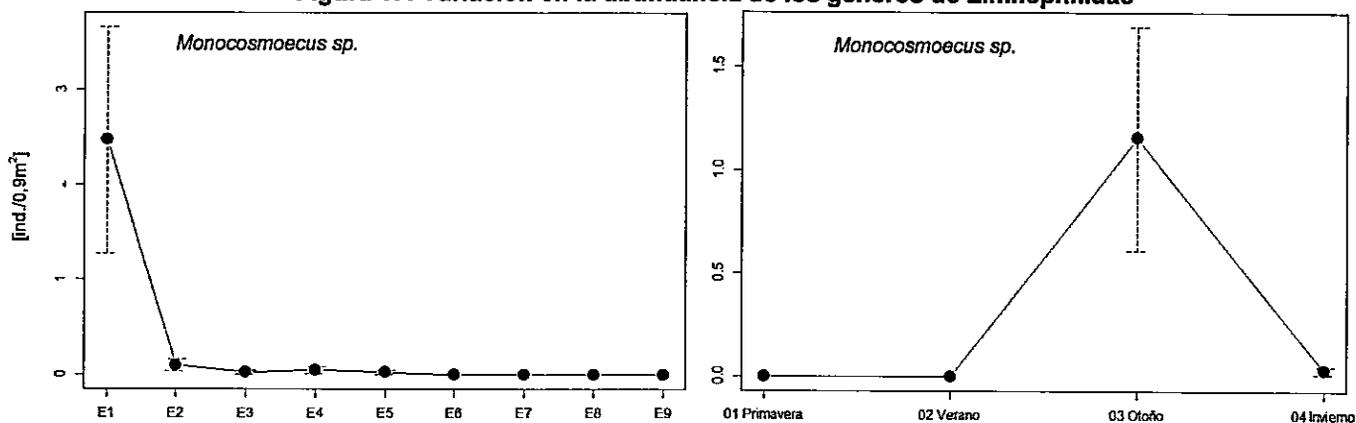


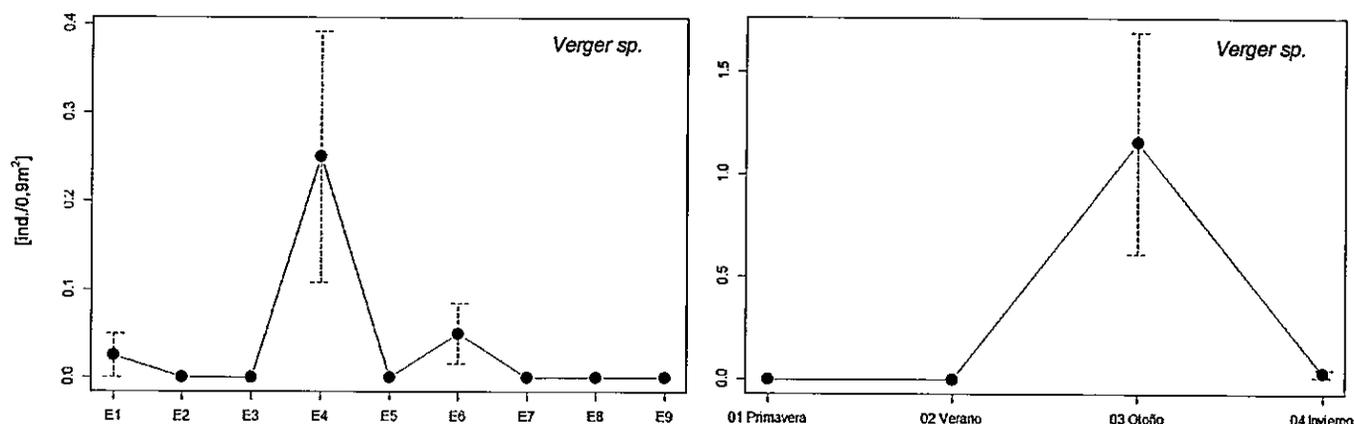
Familia Limnephilidae

Dentro de la familia Limnephilidae, los géneros que presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones) son: *Monocosmoecus* ($F=5,74$; $p<0,0001$) y *Verger* ($F=2,94$; $p<0,05$); en el tiempo (campañas): *Monocosmoecus* ($F=6,34$; $p<0,0001$); y para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas): *Monocosmoecus* ($F=5,63$; $p<0,0001$), y *Verger* ($F=1,89$; $p<0,05$). El patrón espacial de estos dos géneros fue diferente, con un máximo de *Monocosmoecus* en E1; mientras que para *Verger* el máximo fue en E4 (Figura 17). No se observaron diferencias estacionales, ya que para ambos géneros el máximo fue en otoño. De la totalidad de Limnephilidae ($N \text{ total}=120$), el género éstos fue el más abundante (con 89,17%), mientras que *Verger* fue menos abundante (con 10,87%).

Los géneros de la familia Limnephilidae se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *Monocosmoecus* se correlacionó negativamente con temperatura, mientras que *Verger* se correlacionó positivamente con DBO_5 (Tabla 7).

Figura 17: Variación en la abundancia de los géneros de Limnephilidae



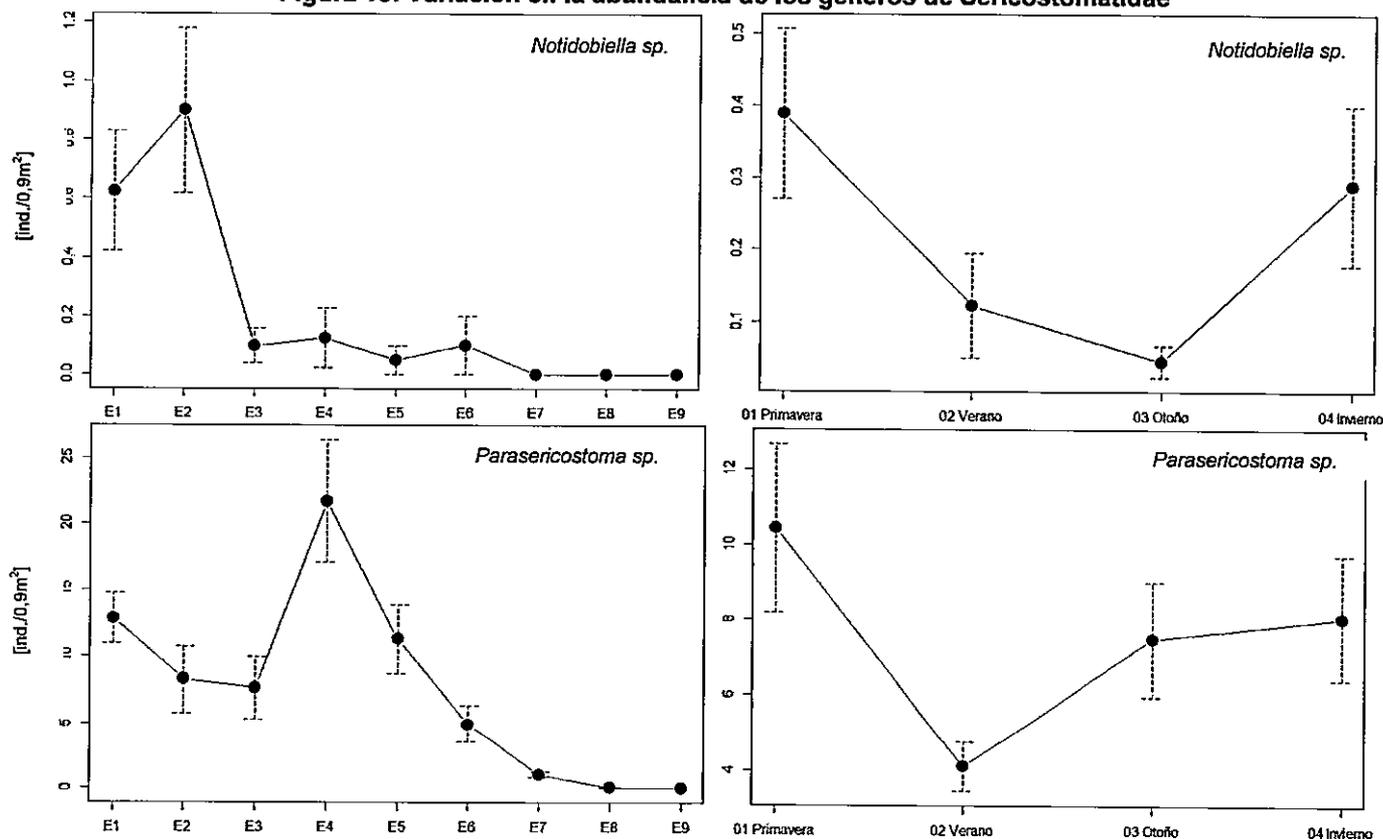


Familia Sericostomatidae

Dentro de la familia Sericostomatidae, los géneros que presentaron variaciones significativas en el espacio (estaciones) fueron: *Notidobiella* ($F=6,7$; $p<0,0001$) y *Parasericostoma* ($F=10,11$; $p<0,0001$); en el tiempo (campañas): *Notidobiella* ($F=3,53$; $p<0,05$) y *Parasericostoma* ($F=3,06$; $p<0,05$). Ninguno de los dos géneros presentó diferencias significativas para los factores espacio/tiempo (estaciones*campañas). El patrón de distribución espacial fue diferente para ambos géneros: mientras que *Notidobiella* se asoció a las estaciones E1 y E2; *Parasericostoma* tuvo su abundancia máxima en E4 (Figura 18). Además, cabe mencionar que de la totalidad de Sericostomatidae ($N_{total}=2.783$), el género *Parasericostoma* es mucho más abundante (con 97,27%) que *Notidobiella* (con 2,73%).

Los géneros de la familia Sericostomatidae se correlacionaron de manera distinta con variables ambientales (correlación lineal r ; $p<0,05$). *Parasericostoma* se correlacionó positivamente con profundidad máxima; y negativamente con ancho del río, temperatura, pH, conductividad, calcio y magnesio. *Notidobiella* se correlacionó negativamente con ancho del río, pH, calcio y magnesio (Tabla 7).

Figura 18: Variación en la abundancia de los géneros de Sericostomatidae



3.3 Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica

Como se muestra en la Tabla 7, para cada familia y/o género que contuvo más de un género y/o especie, respectivamente; se establecieron las correlaciones lineales entre la abundancia de taxa y las variables físicas y químicas del hábitat físico y del agua (obtenidas de los PCA de los puntos 3.1.2 y 3.1.3). Como se describió en el punto 3.2.2, fue posible determinar que, para ciertas variables a distinto nivel taxonómico (de especie y/o género) dentro de una misma familia, las relaciones que se establecen fueron diferentes.

Por otro lado, cuando se graficaron las presencias y ausencias de los taxa en un espacio multivariado, en base de una combinación lineal de las mediciones que explican mejor

la variabilidad física y química de los sistemas estudiados (PCA para ejes 1, 2 y 3; de la Figura 19 a la Figura 25), también fue posible determinar diferentes patrones espacio-temporales de los géneros y/o especies, en comparación a las familias de los órdenes estudiados (Ephemeroptera y Trichoptera).

Considerando lo anterior, en la Figura 19 se observa que la familia Baetidae se encuentra presente en todas las campañas/estaciones, al igual que el género *Andesiops*, que como se comentó en el punto 3.2.2, es el más abundante y omnipresente espacio-temporalmente. Sin embargo, se observó que el género *Camelobaetis*, se encuentra solamente en algunas estaciones, las que representan una combinación lineal de variables ambientales completamente distinta a aquellas en la que *Camelobaetis* no se encuentra presente. Asimismo, el género *Callebaetis* se presenta en un subconjunto de condiciones dentro de la variabilidad de combinaciones que sí presenta la familia Baetidae.

Además, al examinar la combinación de variables en las que se encuentran las especies del género *Andesiops* en el espacio multivariado, fue posible determinar que *Andesiops sp.2* se encuentra presente en todas las estaciones estudiadas (al igual que para Baetidae y el género *Andesiops*). Sin embargo, *Andesiops sp.1* se encuentra algo más restringida (no se presentó en tres estaciones), mientras que *Andesiops sp.3* estaría asociada solamente en un subconjunto de condiciones, respecto a la totalidad del género *Andesiops* y/o la familia Baetidae.

Similarmente que para la familia Baetidae, la especie más conspicua de la familia Hydropsychidae, *Smicridea annulicornis*, se presentó en la totalidad de sitios y campañas estudiadas, por lo que el patrón de presencia/ausencia fue igual al de la familia (Figura 20). Similarmente, *Smicridea sp.2* se encontró en casi todas las situaciones, a excepción de un subconjunto de condiciones en las que no se encontraría presente. Sin embargo, al examinar especies con menor abundancia: *Smicridea frequens* y *Smicridea sp.1* (según lo descrito en

punto 3.2.2), se observó que éstas se restringen sólo a un subconjunto de combinación de variables ambientales en el espacio multivariado (Figura 20).

Para el caso de Hydroptilidae, se observó que la presencia de individuos de esta familia se restringe a un subconjunto de variables, y que los géneros *Metrichia*, *Hydroptila* y *Leucotrichia* se encontrarían levemente más restringidos (el espacio multivariado donde no se encuentran es mayor que la familia), (Figura 21). Sin embargo, el género *Oxyethira* es completamente diferente, siendo la distribución espacial de los sitios donde se encuentra presente sustancialmente diferente a la familia (Figura 21).

En el caso de la familia Leptophlebiidae fue posible observar que se encuentra presente en la totalidad de estaciones de muestreo, lo mismo que para sus géneros *Nousia* y *Penaphlebia* (Figura 22), ambos los más abundantes (según lo descrito en el punto 3.2.2). Sin embargo, el género *Meridialaris* se presentó en un subconjunto de combinación de variables, siendo el patrón de distribución espacial diferente a lo observado para la familia Leptophlebiidae (Figura 22).

]

Tabla 7: Valores de significancia (p) de las correlaciones lineales de Pearson (r)

TAXA	Ancho río (m)	Prof. Máx. (cm)	Color (UNT)	Temperatura (°C)	pH	DBO ₅ (mg/L)	Conductividad (µmho/cm)	Calcio (mg/L)	Magnesio (mg/L)
Familia	Baetidae	2,435E-01	2,518E-02	6,393E-02	3,701E-06	8,928E-03	1,547E-03	2,075E-06	4,169E-07
Géneros	<i>Andesiops sp.</i>	2,825E-01	1,797E-02	5,343E-02	2,963E-06	3,359E-08	1,221E-03	1,666E-06	3,960E-07
	<i>Callebaetis sp.</i>	5,198E-02	5,506E-02	6,431E-01	2,477E-01	3,802E-01	3,932E-01	6,664E-01	7,489E-01
	<i>Camelobaetis sp.</i>	5,838E-01	4,193E-02	1,694E-05	2,315E-04	2,457E-03	4,960E-01	5,529E-01	6,297E-01
Especies	<i>Andesiops sp1.</i>	4,651E-03	1,231E-02	1,654E-02	2,268E-05	5,913E-07	5,644E-05	2,599E-08	6,558E-08
	<i>Andesiops sp2.</i>	1,975E-01	2,383E-01	6,462E-01	1,748E-02	1,799E-03	5,532E-01	1,625E-01	4,077E-02
	<i>Andesiops sp3.</i>	5,793E-04	4,870E-01	4,433E-01	1,849E-02	1,133E-04	4,991E-01	5,592E-01	9,971E-01
Familia	Hydropsychidae	1,371E-01	7,746E-01	5,748E-01	1,609E-01	4,482E-01	5,783E-01	3,867E-01	1,129E-01
Especies	<i>Smicridea annulicornis</i>	1,470E-01	7,301E-01	6,002E-01	1,708E-01	3,329E-03	3,975E-03	3,951E-01	1,119E-01
	<i>Smicridea frequens</i>	1,374E-01	8,091E-03	4,248E-01	4,991E-01	4,584E-01	5,640E-01	4,830E-01	7,857E-01
	<i>Smicridea sp1.</i>	6,974E-01	8,476E-01	3,927E-01	5,553E-01	1,792E-01	7,645E-01	2,106E-01	6,385E-02
	<i>Smicridea sp2.</i>	2,159E-01	1,388E-01	8,140E-02	1,632E-01	1,429E-03	2,868E-01	8,577E-01	4,779E-01
Familia	Leptophlebiidae	1,289E-07	3,206E-07	4,449E-01	7,608E-03	3,504E-02	7,444E-01	4,231E-01	5,675E-02
Especies	<i>Meridialaris sp.</i>	7,717E-05	6,868E-07	8,342E-02	2,122E-04	3,228E-05	7,440E-01	6,956E-01	2,306E-01
	<i>Nousia sp.</i>	5,904E-04	4,078E-06	2,850E-01	1,151E-01	1,118E-01	4,491E-01	6,777E-01	6,191E-01
	<i>Penaphlebia sp.</i>	5,149E-09	3,138E-04	1,695E-01	2,229E-02	2,930E-01	7,926E-02	3,892E-02	2,011E-03
Familia	Hydroptilidae	3,913E-03	2,661E-01	3,451E-02	7,139E-01	7,426E-01	8,547E-03	2,549E-03	4,091E-04
	<i>Hydroptilia sp.</i>	1,116E-01	5,149E-02	4,308E-02	3,557E-01	4,992E-01	1,542E-01	4,467E-02	1,013E-02
Géneros	<i>Leucotrichia sp.</i>	9,572E-02	5,971E-01	2,061E-01	9,558E-01	1,110E-01	1,987E-02	4,860E-02	1,804E-02
	<i>Metricia sp.</i>	4,544E-05	5,029E-01	1,289E-01	5,571E-01	1,148E-01	4,279E-03	9,549E-04	6,594E-04
Familia	Oxythira sp.	1,628E-17	8,134E-04	3,949E-01	1,374E-02	1,538E-03	2,954E-13	4,143E-14	1,932E-14
	Hydrobiosidae	5,617E-01	9,942E-01	2,645E-01	8,617E-01	2,737E-01	9,758E-01	5,340E-01	7,134E-01
	<i>Cailloma sp.</i>	4,567E-03	5,611E-01	5,848E-01	7,370E-01	1,062E-01	2,935E-02	5,752E-03	8,766E-04
Géneros	<i>Neatopsyche sp.</i>	1,738E-03	1,856E-02	2,474E-01	8,125E-03	1,666E-01	6,920E-03	1,657E-03	4,433E-04
	<i>Australochorema sp.</i>	1,506E-03	4,824E-02	6,566E-01	2,487E-02	3,468E-01	8,818E-04	2,125E-03	4,632E-05
Familia	Limnephilidae	2,822E-01	4,315E-01	3,199E-01	3,634E-02	5,705E-01	3,772E-01	1,658E-01	7,283E-02
Géneros	<i>Monocosmoecus sp.</i>	2,978E-01	4,309E-01	2,464E-01	2,272E-02	1,644E-01	4,406E-01	2,227E-01	1,045E-01
	<i>Verger sp.</i>	7,418E-01	9,768E-01	1,954E-01	1,624E-01	1,306E-01	3,391E-01	1,545E-01	1,407E-01
Familia	Sericostomatidae	2,347E-04	4,793E-02	2,278E-02	1,694E-03	2,004E-03	1,430E-05	1,317E-07	9,319E-08
	<i>Parasericostoma sp.</i>	3,384E-04	4,025E-02	2,536E-02	1,733E-03	3,367E-03	1,801E-05	1,790E-07	1,349E-07
Géneros	<i>Notidobiella sp.</i>	1,353E-02	3,750E-01	2,171E-01	4,262E-01	4,630E-04	6,765E-02	3,547E-02	2,142E-02

*En rojo: correlaciones negativas significativas ($\alpha < 0,05$). En azul: correlaciones positivas significativas ($\alpha < 0,05$).

Figura 19: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) ausencia (azul) de Baetidae y sus géneros y especies

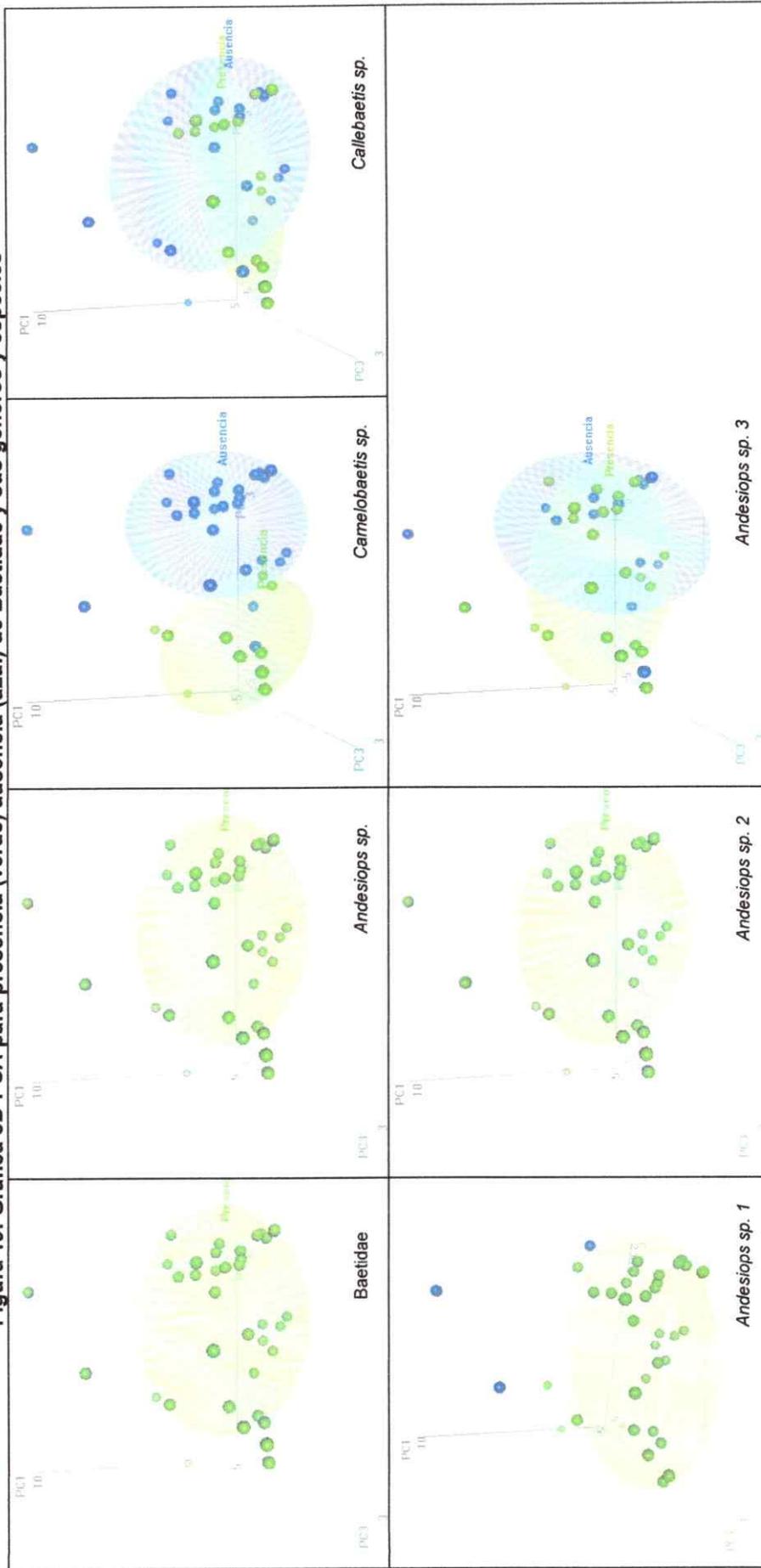


Figura 20: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) ausencia (azul) de Hydropsychidae y sus especies

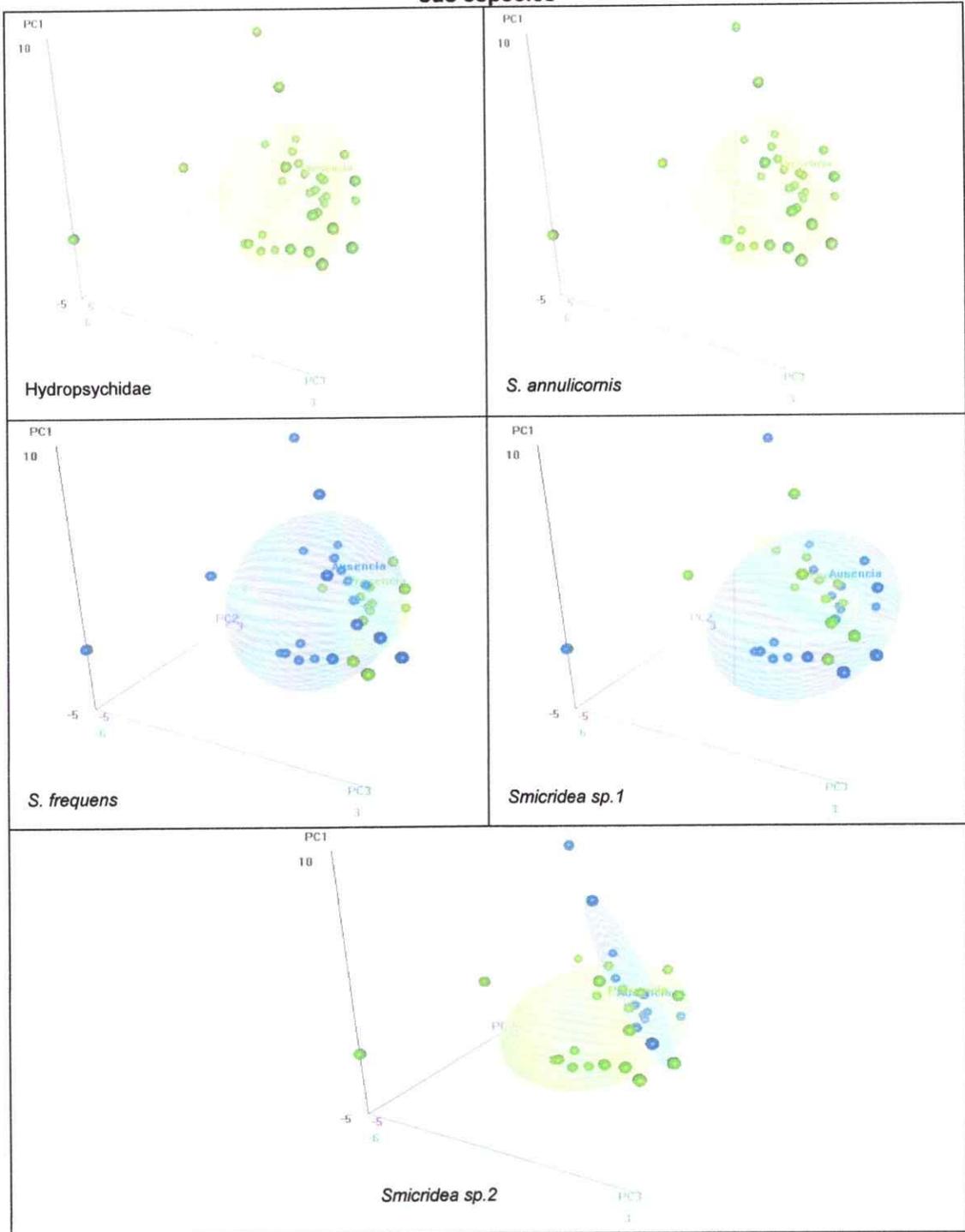


Figura 21: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Hydroptilidae y sus géneros

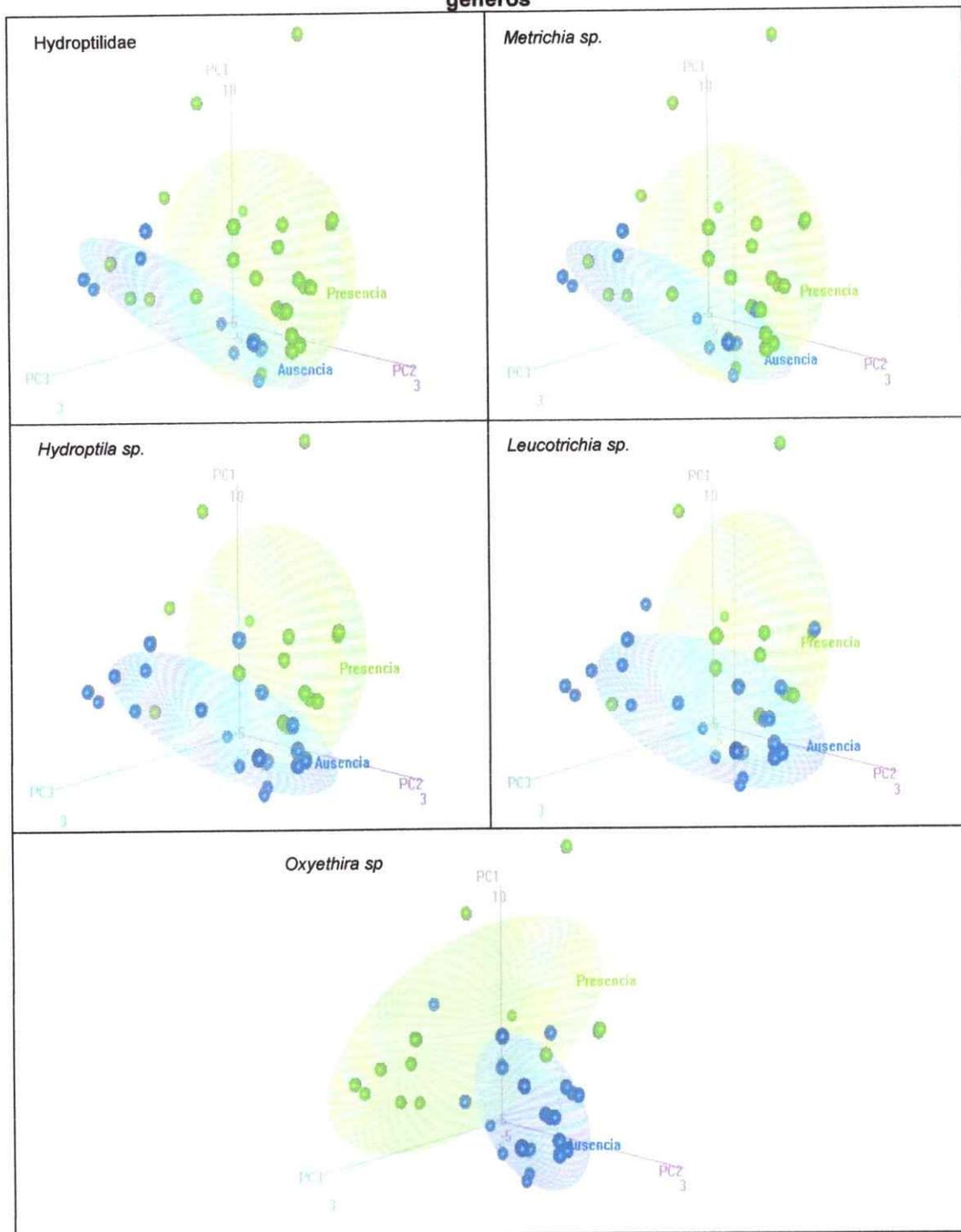
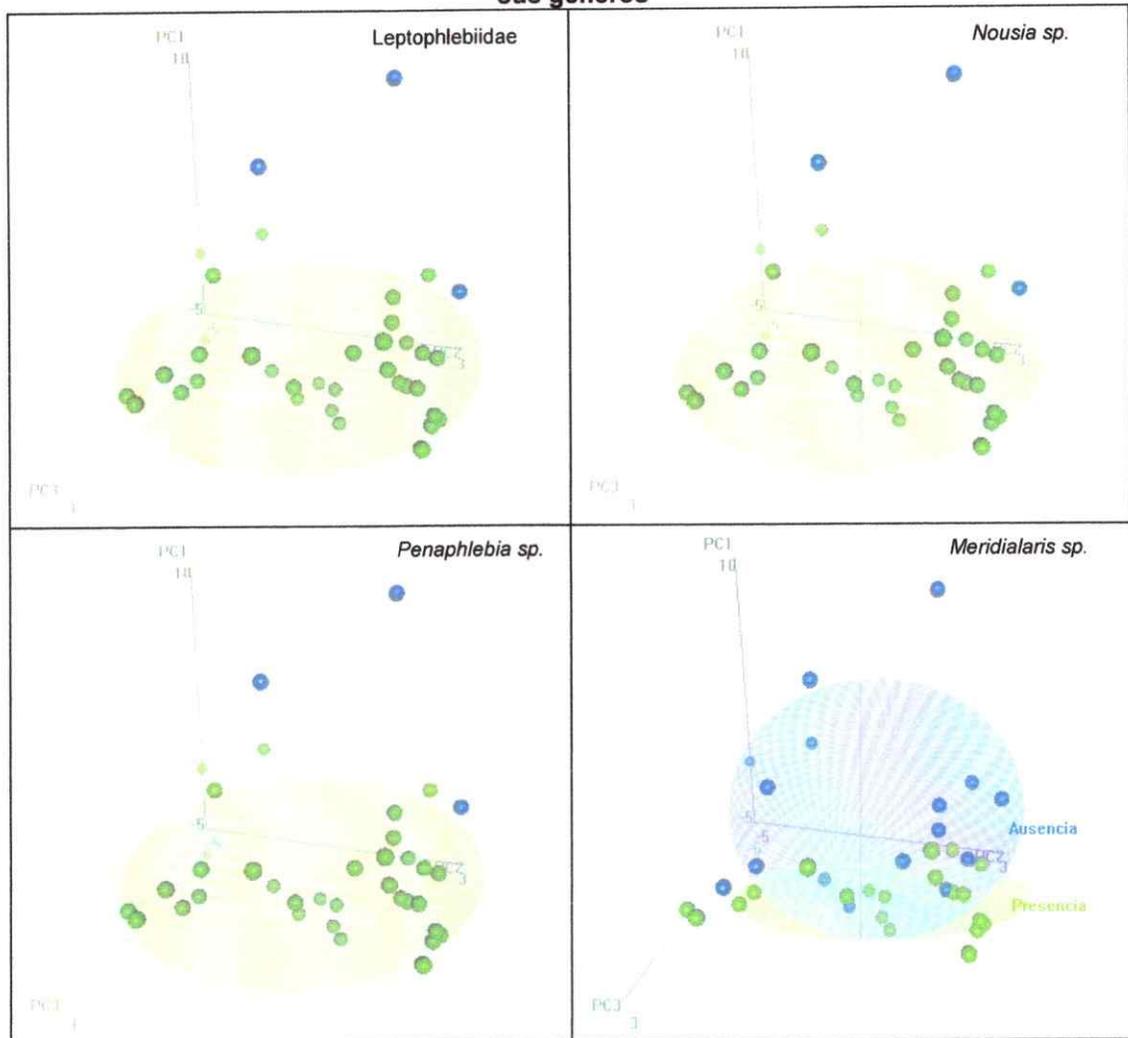
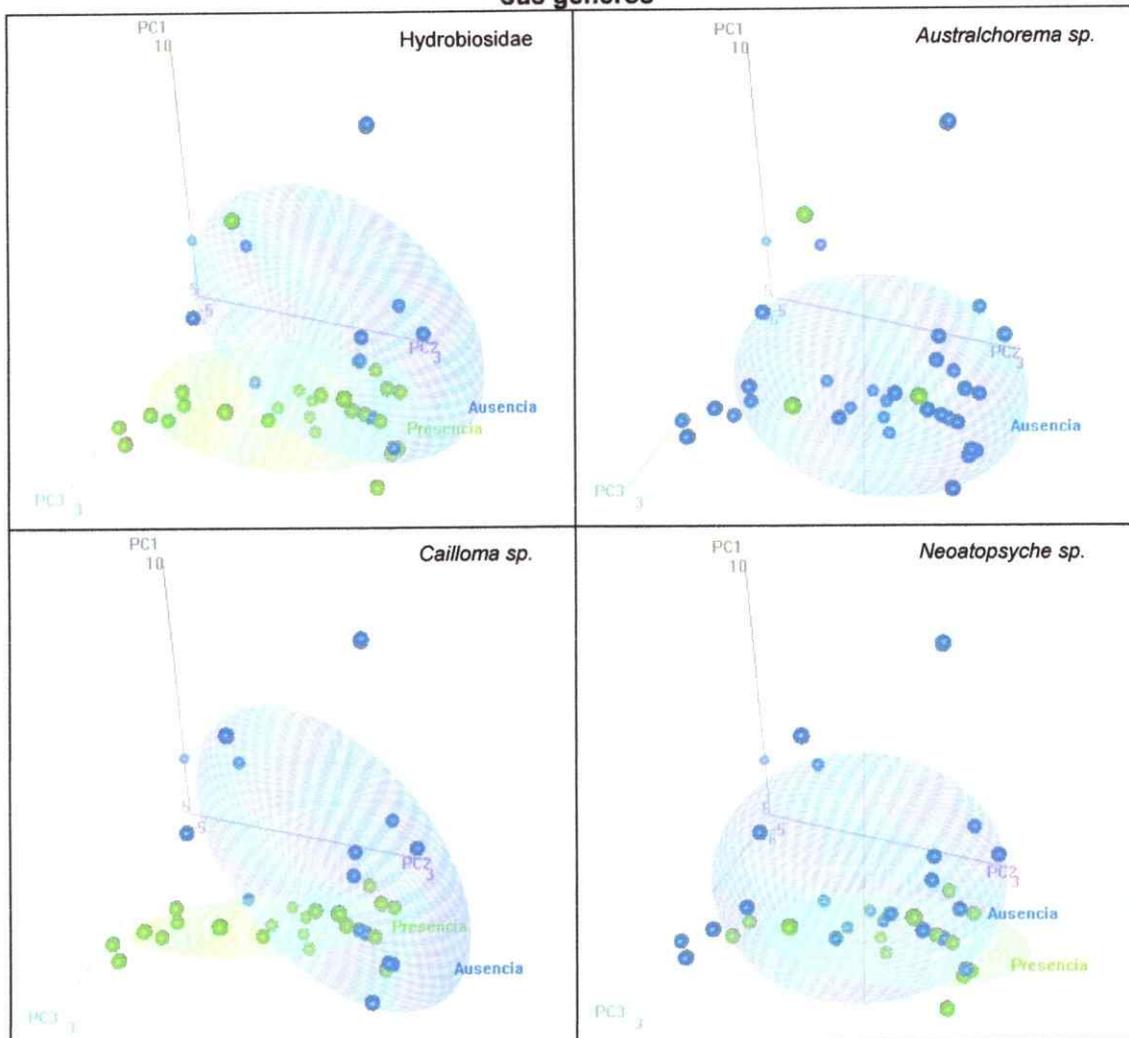


Figura 22: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Leptophlebiidae y sus géneros



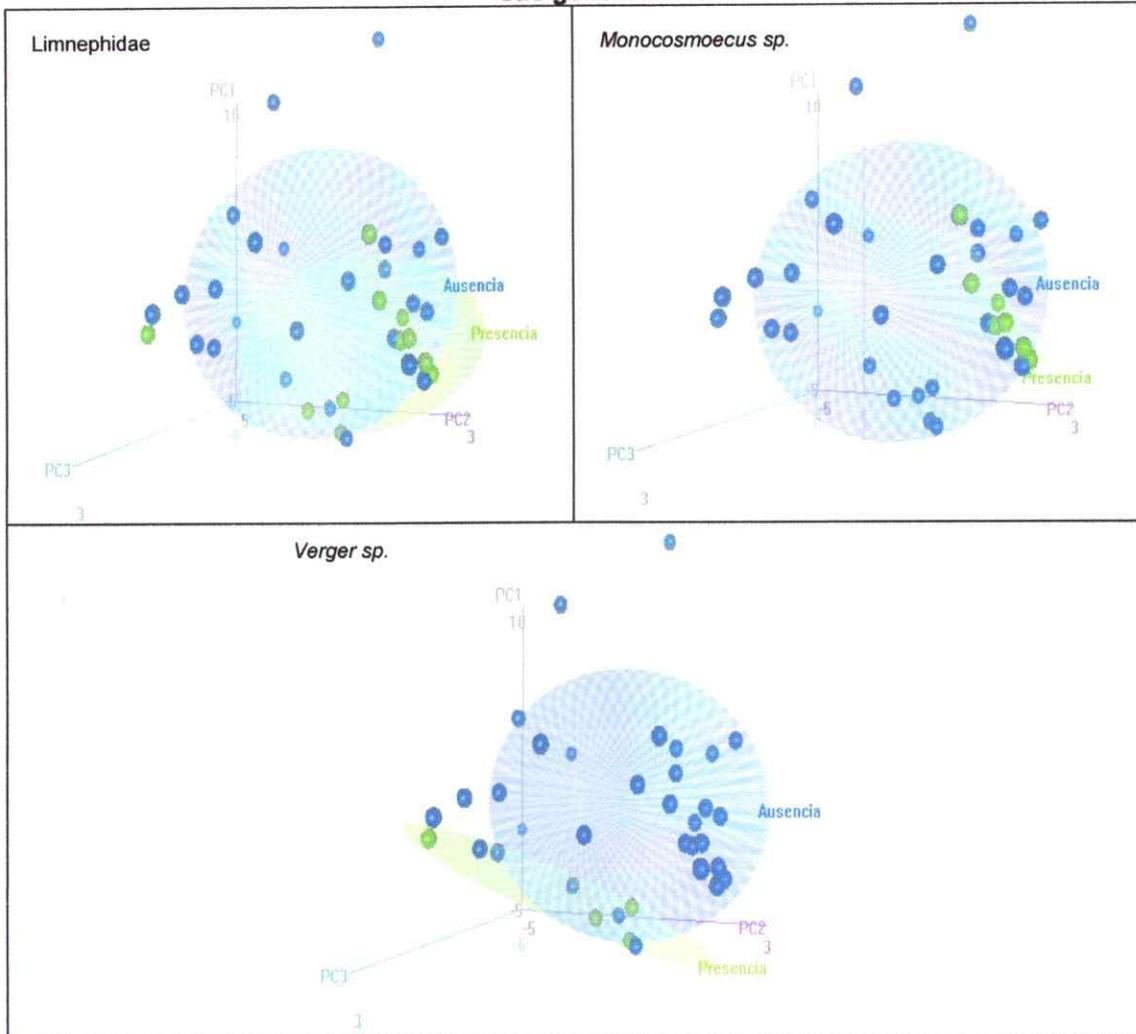
Por otro lado, la familia Hydrobiosidae se restringe a un subconjunto de variables, siendo el género *Cailloma* el más similar en distribución de presencia que la familia (Figura 23). Además, se observó que *Neoatopsyche* presenta un patrón distinto (y más restringido a algunas estaciones) en comparación con la familia Hydrobiosidae. El género *Australchorema* sólo se presenta en algunas estaciones, el cual además es muy poco abundante (según las descripciones del punto 3.2.2).

Figura 23: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Hydrobiosidae y sus géneros



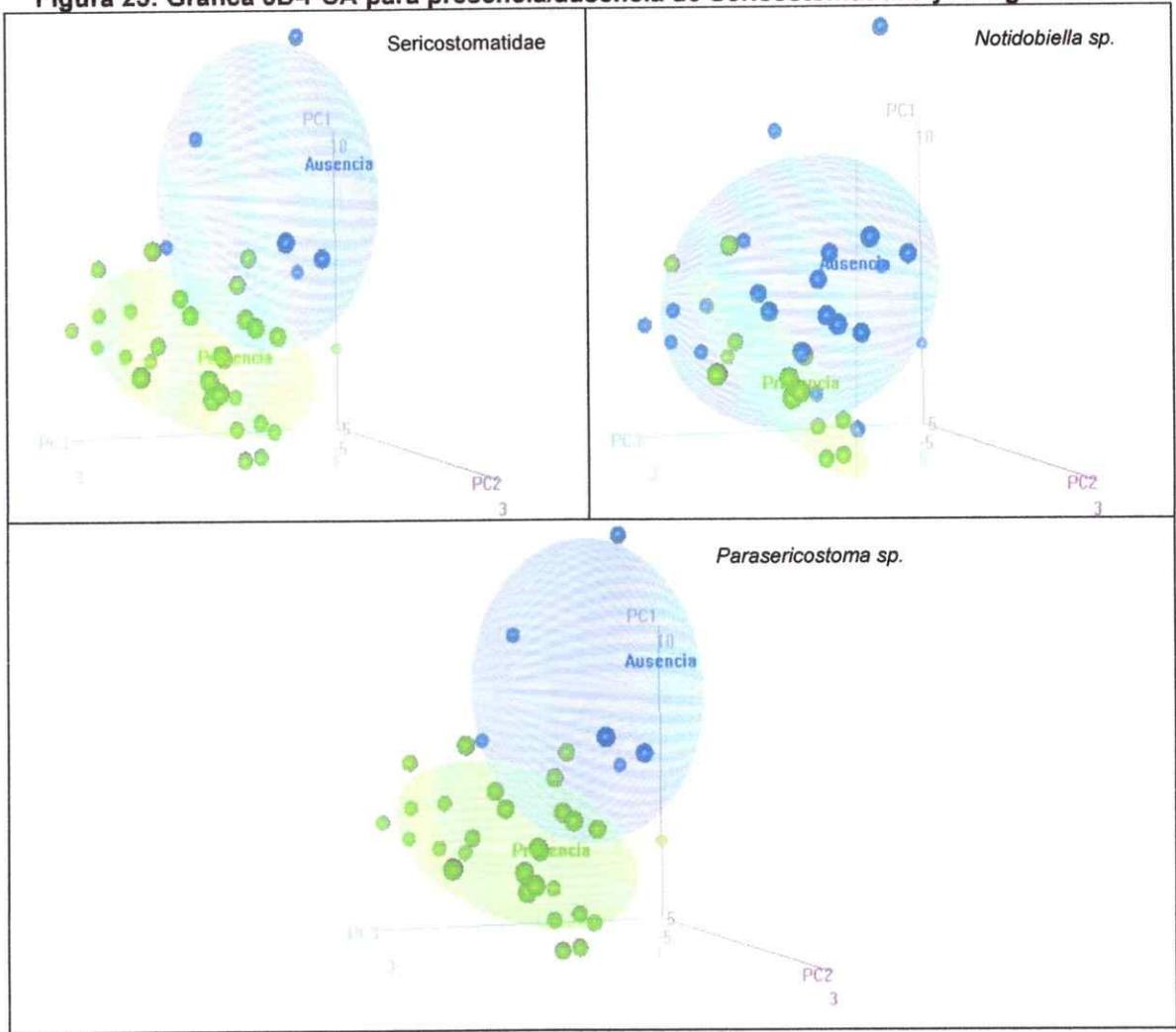
En relación a la familia Limnephilidae, fue posible observar que además de presentarse en sólo algunas estaciones, sus géneros se encontraron sólo en un subconjunto de condiciones, en comparación con la familia (Figura 24). *Monocosmoecus* se asoció a un subconjunto de combinación de variables totalmente distinta a *Verger* (Figura 24).

Figura 24: Gráfica 3D-PCA para presencia (verde) y ausencia (azul) de Limnephilidae y sus géneros



La familia Sericotomatidae se restringió a un subconjunto de variables, siendo el género *Parasericostoma* el más similar en distribución de presencia que la familia (Figura 25). Sin embargo, el género *Notibiella* se encontró asociado a un subconjunto de variables, siendo distinta su distribución espacial en relación a la familia.

Figura 25: Gráfica 3D-PCA para presencia/ausencia de Sericostomatidae y sus géneros



3.4 Perfiles ecológicos

En relación a los cálculos de tolerancia (DIS) de los diferentes los géneros y/o especies dentro de una misma familia (familias de Ephemeroptera y Trichoptera que presentan más de un género y/o especie), fue posible observar que los géneros y/o especies presentaron distinto valor de tolerancia en relación a las familias, los que se muestran en la Tabla 8.

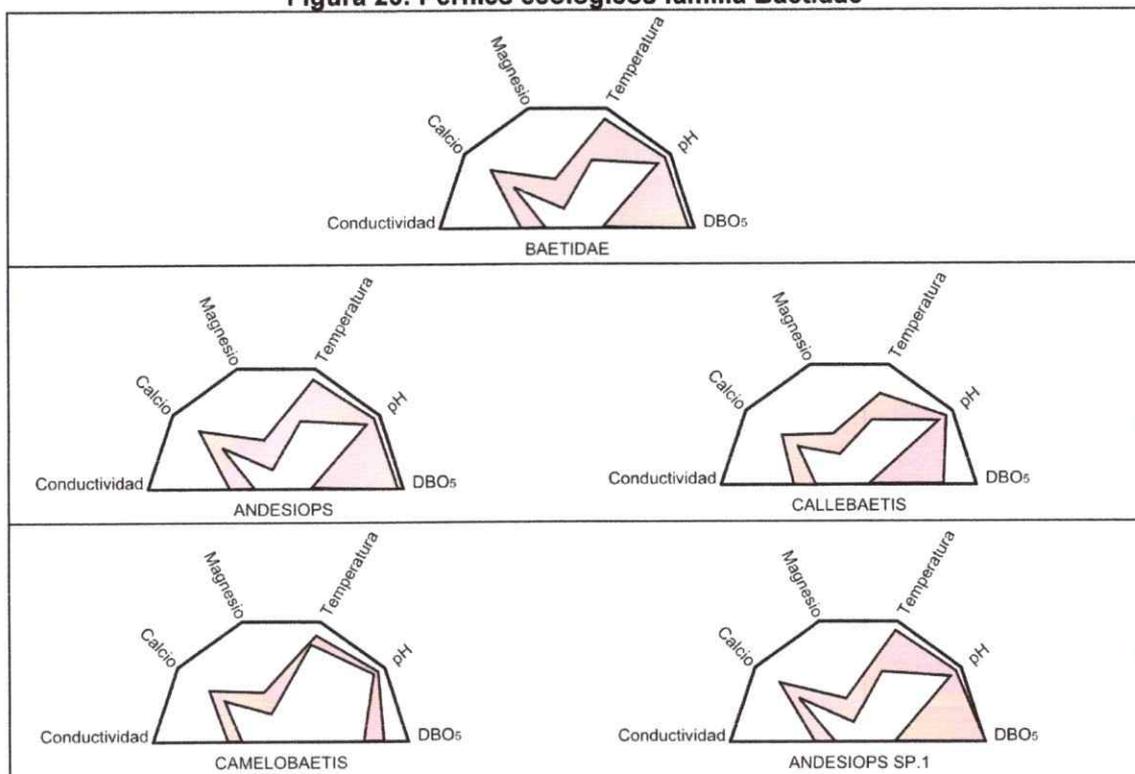
Tabla 8: Valores de tolerancia (DIS) para los taxa estudiados

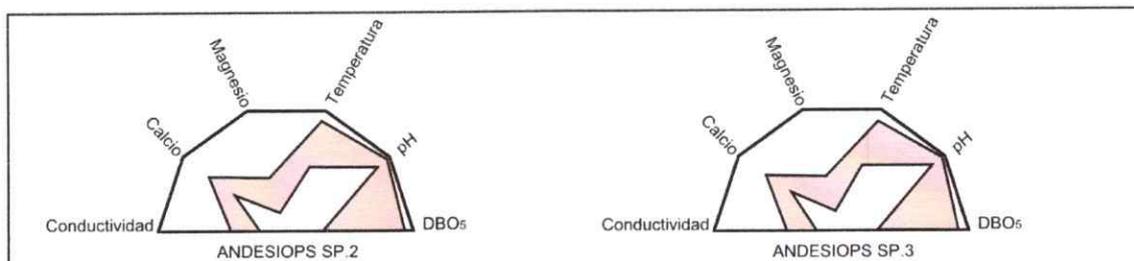
Clasificación taxonómica	Taxa	DIS
Familia	Baetidae	2,81
Géneros	<i>Callebaetis</i>	3,49
	<i>Camelobaetis</i>	3,08
	<i>Andesiops sp.</i>	2,80
Especies	<i>Andesiops sp.1</i>	2,90
	<i>Andesiops sp.2</i>	2,74
	<i>Andesiops sp.3</i>	2,66
Familia	Hydropsychidae	3,19
Especies	<i>Smicridea annulicornis</i>	3,18
	<i>Smicridea frequens</i>	3,56
	<i>Smicridea sp.1</i>	2,92
	<i>Smicridea sp.2</i>	3,76
Familia	Hydroptilidae	2,96
Géneros	<i>Hydroptila</i>	3,33
	<i>Leucotrichia</i>	2,84
	<i>Metrichia</i>	2,68
	<i>Oxythira</i>	1,50
Familia	Leptophlebiidae	3,40
Géneros	<i>Meridialaris</i>	3,87
	<i>Nousia</i>	3,44
	<i>Penaphlebia</i>	3,30
Familia	Hydrobiosidae	2,40
Géneros	<i>Australochorema</i>	1,75
	<i>Cailloma</i>	3,29
	<i>Neoatopsyche</i>	3,53
Familia	Limnephilidae	4,41
Géneros	<i>Monocosmoecus</i>	4,97
	<i>Verger</i>	3,13

Clasificación taxonómica	Taxa	DIS
Familia	Sericostomatidae	3,51
Géneros	<i>Notidobiella</i>	3,44
	<i>Parasericostoma</i>	3,51

En específico, para la familia Baetidae (DIS = 2,81); sus géneros presentaron valores de tolerancia distintos de sus géneros (Tabla 8), a excepción de *Andesiops* cuya tolerancia es prácticamente la misma que la familia (DIS = 2,80). Los géneros *Callebaetis* y *Camelobaetis* fueron menos tolerantes que la familia, destacándose que gráficamente *Camelobaetis* presentó un patrón muy diferente a la familia (ver perfiles ecológicos en Figura 26). Además, a nivel del género *Andesiops* (DIS = 2,80); fue posible observar que sus especies presentaron valores similares a dicho género, aunque cabe destacar que *Andesiops sp. 1* (DIS = 2,90); que fue el menos tolerante (Tabla 8; Figura 26).

Figura 26: Perfiles ecológicos familia Baetidae*

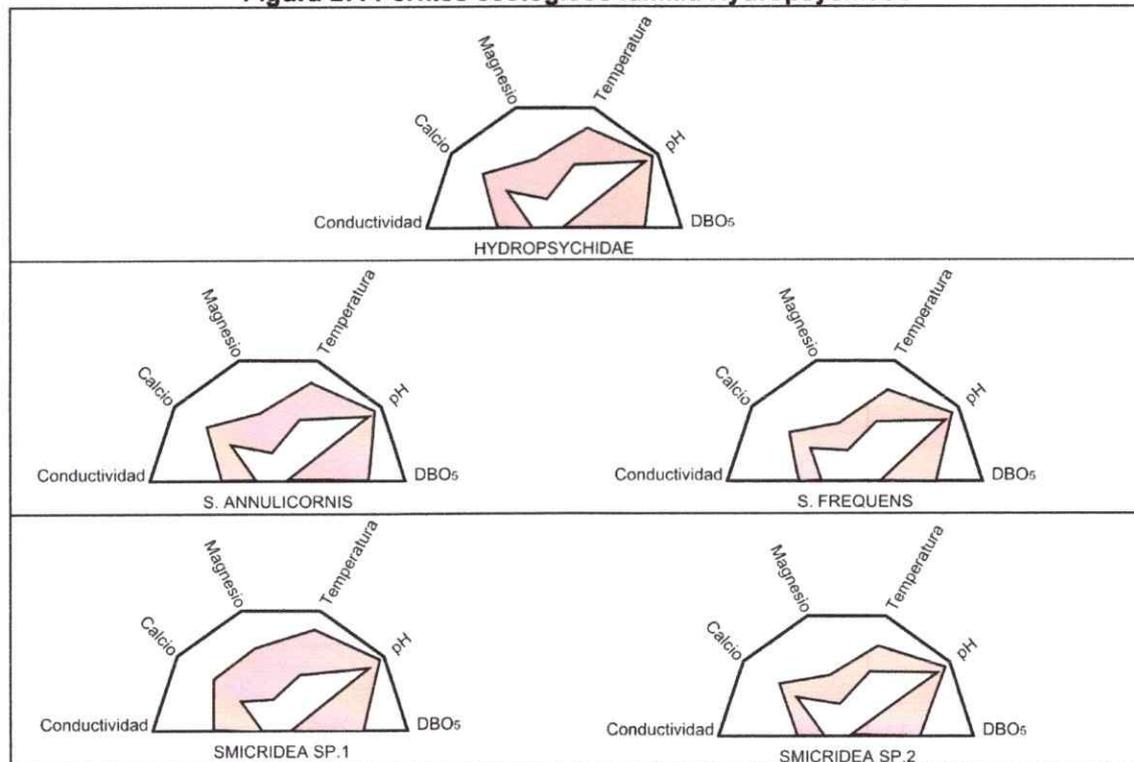




*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

Las especies de la familia Hydropsychidae (DIS = 3,19), *Smicridea annulicornis* presentó tolerancia casi idéntica a la familia (DIS = 3,18). Por otro lado, *Smicridea frequens* y *Smicridea sp.2*, fueron menos tolerantes que la familia, destacándose *Smicridea sp. 2*; con un DIS = 3,76 (Tabla 8; Figura 27). Finalmente, *Smicridea sp.1* presentó mayor tolerancia que la familia, con un DIS = 2,92 (Tabla 8).

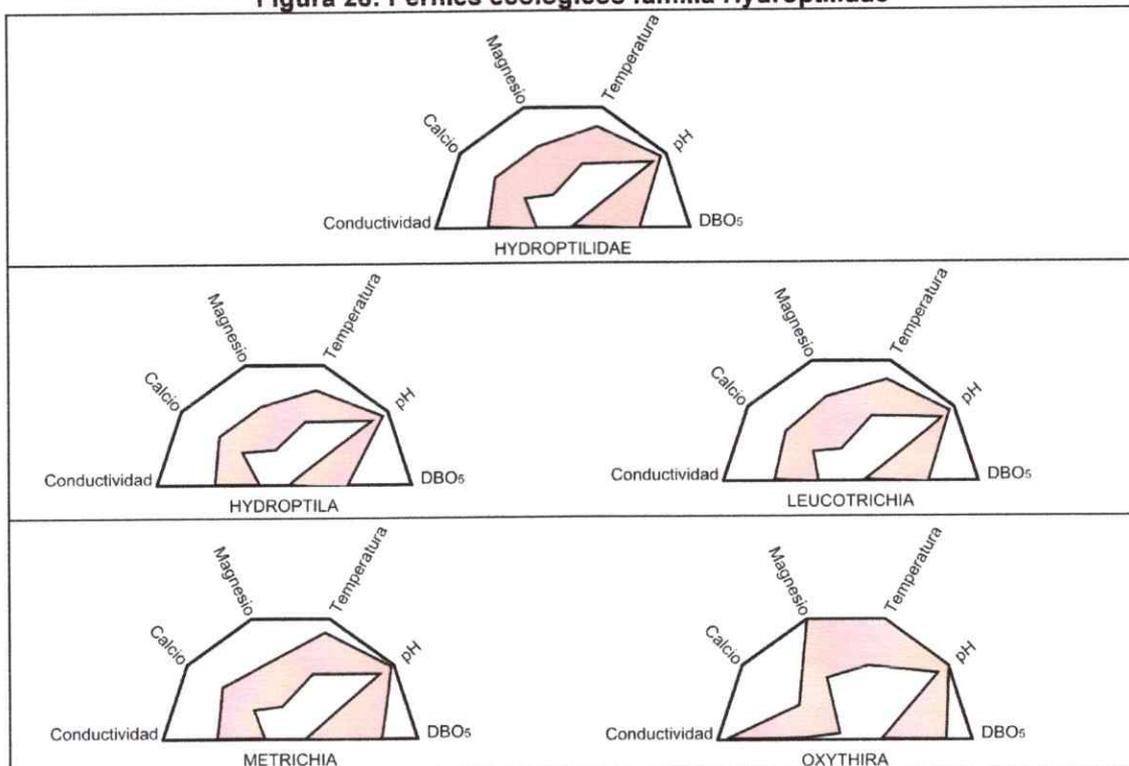
Figura 27: Perfiles ecológicos familia Hydropsychidae*



*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

La familia Hydroptilidae presentó una mayor tolerancia que las familias antes mencionadas, con un DIS de 2,96 (Tabla 8; Figura 28). En general, sus géneros fueron más tolerantes que la familia, destacándose *Oxyethira*, con el DIS más bajo de todos los taxa (DIS=1,50); la que además mostró un patrón de tolerancia muy distinto en relación a la familia (Figura 28). El único género menos tolerante que la familia fue *Hydroptila*, con un DIS de 3,33.

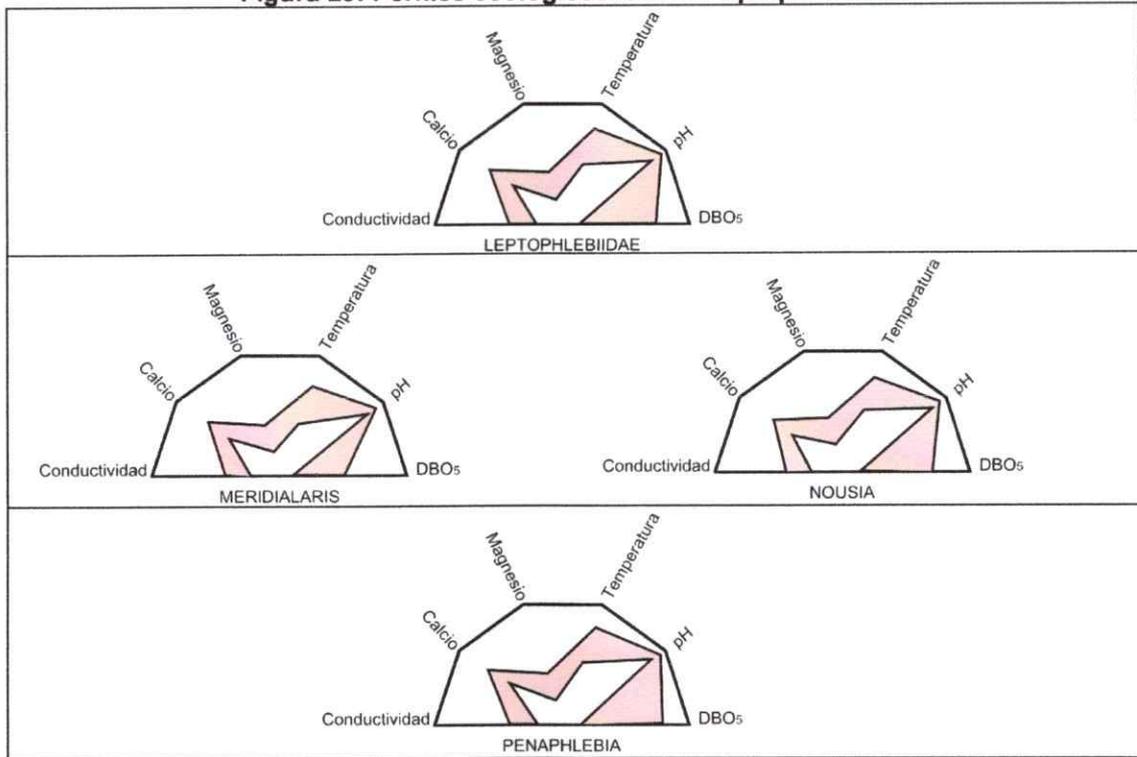
Figura 28: Perfiles ecológicos familia Hydroptilidae*



*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

En relación a la familia Leptophlebiidae (DIS = 3,40); se observó que dos géneros (*Meridialaris* y *Nousia*) fueron menos tolerantes que la familia (DIS = 3,87; DIS = 3,44; respectivamente); mientras que *Penaphlebia* fue más tolerante, con un DIS = 3,30 (Tabla 8). En las graficas de los perfiles ecológicos no se detectó algún patrón especial para estos géneros (Figura 29).

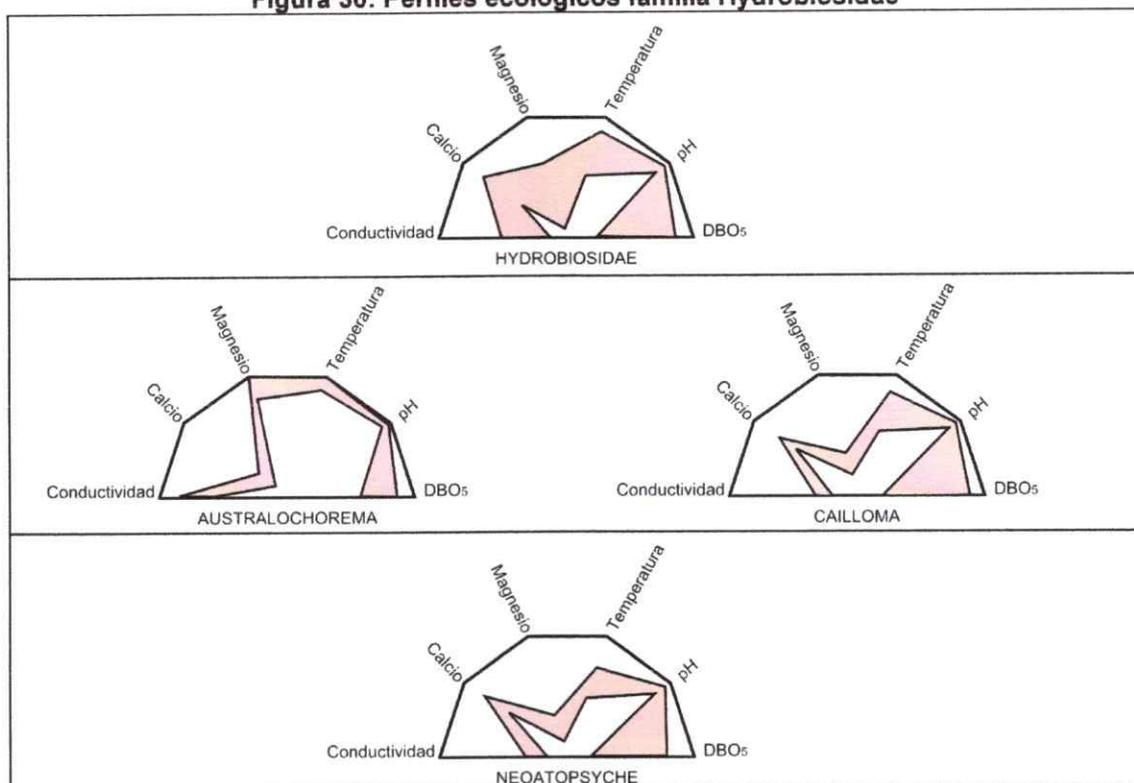
Figura 29: Perfiles ecológicos familia Leptophlebiidae*



*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

La familia Hydrobiosidae fue la más tolerante, con un DIS de 2,40 (Tabla 8). Sin embargo, sus géneros *Cailloma* y *Neoatopsyche* presentaron una menor tolerancia que la familia (DIS = 3,29 y 3,53; respectivamente). El género *Australochorema* presentó gran tolerancia, con un valor de DIS de 1,75; la cual se vio reflejada en los perfiles ecológicos que se muestra en la Figura 30.

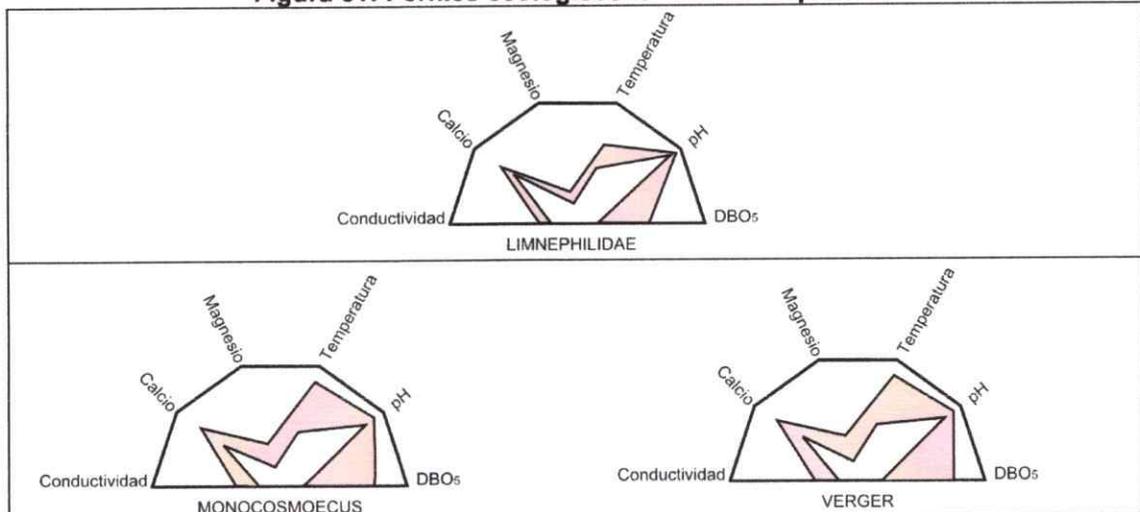
Figura 30: Perfiles ecológicos familia Hydrobiosidae*



*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

La familia Limnephilidae fue la menos tolerante, con un DIS de 4,41 (Tabla 8). El género *Monocosmoecus* mostró una tolerancia muy baja (DIS = 4,97) mientras que *Verger* fue más tolerante que la familia Limnephilidae (DIS = 3,13). En las gráficas de los perfiles ecológicos no se detectó algún patrón especial para los géneros (Figura 31).

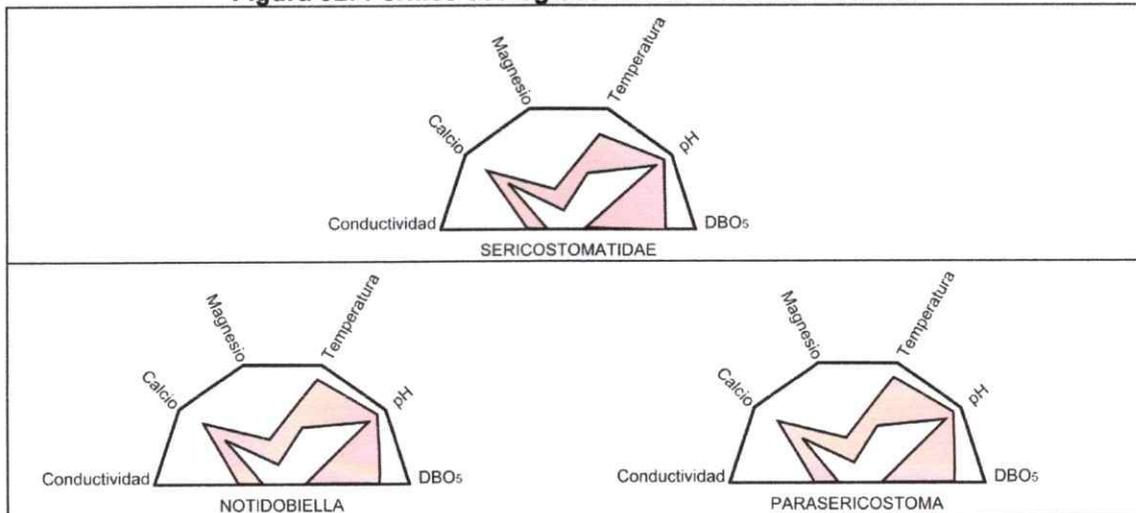
Figura 31: Perfiles ecológicos familia Limnephilidae*



*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

Finalmente, para la familia Sericostomatidae (DIS = 3,51); el género *Parasericostoma* presentó igual nivel de tolerancia que esta familia; mientras que *Notidobiella* presentó una tolerancia mayor (Tabla 8). En las graficas de los perfiles ecológicos no se detectó algún patrón especial para los géneros (Figura 32).

Figura 32: Perfiles ecológicos familia Sericostomatidae*



*El área coloreada representa el nivel de tolerancia de los taxa: mientras mayor es el área, mayor es la tolerancia, y viceversa.

4 DISCUSIÓN

La subcuenca del río Illapel se encuentra ubicada en la Región Semiárida de Chile central, la que presenta variaciones estacionales y espaciales marcadas (Duarte y col, 1971; Di Castri y Hajek 1976; Niemeyer y Cereceda 1984), que pueden influir sobre los patrones ambientales respecto de las condiciones físicas de sus cauces, así como también sobre la física y química del agua, tanto en el gradiente altitudinal como a través de las estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno). En el presente estudio se obtuvo información sobre dicha variabilidad y sobre el nivel de respuesta de los macroinvertebrados bentónicos (fauna bentónica) a distinto nivel taxonómico (familia, género y especie).

En relación a las variables físicas del cauce, no fue posible observar un gradiente espacial o temporal definido, observándose diferencias significativas de manera puntual (SIMPROF; $\alpha < 0,05$). En este contexto, se diferenciaron dos estaciones, E2 y E9, las que se relacionaron con una mayor pendiente (y tendencia a una menor caja de río), y a un aumento en la caja del río (y tendencia a mayor número de especies de macrófitas), respectivamente. Es importante recalcar que E2 corresponde a un afluente del río Illapel (estero Carén), por lo que sería esperable que sus condiciones físicas fueran significativamente distintas al resto de las estaciones ubicadas en la cuenca principal del río Illapel. A su vez, la estación E9 (río Illapel en Illapel) presentó características totalmente distintas al resto de las estaciones, debido principalmente al aumento considerable de la caja del río en esta zona. Respecto de las variaciones estacionales de la física en los sistemas estudiados, fue posible observar que sólo se diferenció la campaña de primavera, la que se relacionó con el aumento en la profundidad del cauce y una tendencia en el aumento de su velocidad. La ausencia de un gradiente definido para las variables físicas del cauce podría deberse a la baja escala espacial y/o temporal del presente estudio, cuya variabilidad física no estaría lo suficientemente representada para determinar un patrón espacial o temporal definido.

Respecto de las variables físicas y químicas del agua de los cauces estudiados, fue posible observar un gradiente espacial relacionado a la conductividad (solutos en solución), que se relacionó principalmente a las variaciones de los iones magnesio y calcio. Además, las diferencias temporales se relacionaron mayormente con la variación de pH, temperatura y materia orgánica (estimada como la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DBO₅) (Análisis de Componentes Principales; SIMPROF). Se observó un gradiente que fue desde una menor concentración de solutos (conductividad) en estaciones de mayor altitud, a una mayor concentración en estaciones de menor altitud (especialmente para E8 y E9 en Illapel). Este gradiente podría asociarse con una condición natural de mayor erosión de solutos en el gradiente altitudinal, así como también, con el aumento progresivo en la actividad agrícola (aportes de solutos), mayor deforestación (erosión hídrica) y extracción de agua para riego (menor disponibilidad de agua en los cauces) (DGA, 2004). En particular, cabe destacar la estación E9, donde la carga iónica aumenta considerablemente debido a los aportes del estero Auco, el que presenta actividad histórica de minería y afloramientos de aguas subterráneas de alto contenido de solutos en el agua.

Adicionalmente, se observó que el gradiente en la cantidad de compuestos o elementos disueltos fue más pronunciado hacia la campaña de verano, debido probablemente a la menor disponibilidad de agua fresca, generando una mayor estructuración de los sistemas por concentración, lo cual es un patrón recurrente en los ecosistemas dulceacuícolas mediterráneos (Vidal-Abarca y col., 2004). En cambio, en primavera las estaciones son más similares entre sí, la que podría deberse al mayor aporte de agua fresca proveniente del deshielo cordillerano (Niemeyer y Cereceda 1984), lo que generaría una mayor homogenización de los sistemas. Complementariamente, y como se comentó para las variables físicas del cauce, se destacó en primavera el aumento en la profundidad y velocidad de los cauces.

En relación a la variación temporal, se observó que las diferencias se generaron principalmente por el aumento del pH, temperatura y materia orgánica en primavera y verano.

Esta condición se asociaría a una mayor productividad biológica en temporada de primavera-verano, sumado a una mayor actividad agrícola, así como también en caseríos y poblados en temporada de verano (turistas), que aportan aguas servidas directamente al río sin tratamiento previo (DGA, 2004).

Como se mencionó en párrafos anteriores, si bien los cauces estudiados podrían presentar perturbaciones antrópicas en cuanto a su composición física y química, en el presente estudio no se detectó la presencia de algún cambio evidente, que pueda relacionarse con contaminación puntual producto de alguna actividad. Por tanto, los patrones observados podrían ser atribuibles a una combinación de factores naturales y antrópicos que modifican las variables físicas y químicas del agua, puesto que estos dos factores covarían en el gradiente altitudinal, lo que incide en que la interpretación en cuanto al grado de perturbación o "estado de salud" del sistema no sea tan evidente ni directa (Allan, 2004).

Complementariamente, cabe destacar que en base a las variables ambientales medidas, no se pudo determinar que la estación E3 se diferencia significativamente del resto de las estaciones, a pesar que se encontraba fuertemente intervenida por las acciones de construcción del embalse El Bato (como se pudo observar en terreno y cuantificar mediante los usos del suelo). Esto podría deberse a que, por un lado, las variables medidas no reflejarían el nivel de alteración (por ejemplo, sobre la modificación de la ribera); o que por otra parte, el grado de perturbación podría ser tan bajo y puntual que no afectaría mayormente las variables medidas en el presente estudio. Esta condición también se ve reflejada en la fauna bentónica, que en términos generales, no evidencia un cambio significativo en E3.

Las variaciones ambientales relativas a los gradientes y/o cambios significativos en el ambiente, influyeron sobre la distribución y abundancia de la fauna bentónica a nivel de familia. De manera similar a lo observado para las variables físicas del cauce, en todas las campañas del presente estudio se observaron dos estaciones significativamente diferentes al resto, E2 y

E9, dando cuenta que la estructura comunitaria del bentos a nivel de familia se vería condicionada fuertemente a la condición física de los cauces. Por otro lado, en invierno, donde las condiciones físicas y químicas del agua tienden a ser homogéneas en los cauces estudiados, la comunidad sigue dicho patrón, detectándose sólo dos grupos pertenecientes a conglomerados significativamente distintos. En cambio, hacia primavera y verano, las condiciones ambientales se van diferenciando entre estaciones, lo que genera una respuesta similar a nivel de la fauna bentónica, la cual se estructura en el gradiente altitudinal. Finalmente, en otoño, donde las condiciones físicas y químicas del agua fueron más disímiles entre sí, se observó que la comunidad continuó el patrón observado en verano, donde casi la totalidad de las estaciones pertenecieron a conglomerados significativamente distintos. Esta estrecha relación entre los cambios de las variables ambientales (físicas del cauce, y físicas y químicas del agua) y la comunidad de la fauna bentónica a nivel familia, es la que sustenta que esta comunidad sea ampliamente utilizada como bioindicadora en sistemas lóticos (Hellowell, 1986; Rosenberg y Resh 1993; Roldán, 2003; Prat y col, 2009).

Por otro lado y de manera específica, considerando solamente la estructura comunitaria de la clase Insecta (grupo más abundante y de mayor riqueza de la fauna bentónica) a nivel taxonómico de familia y género, no fue posible observar un patrón de estructuración de la comunidad, que pudiera dar cuenta de modificaciones del ambiente de manera espacio-temporal (SIMPROF; $\alpha < 0,05$). Esto podría deberse a que este grupo representa sólo una fracción de la fauna bentónica, por lo que los cambios generales del sistema serían más evidentes a nivel de toda la comunidad del bentos a nivel de familia, y debido a que en el presente estudio se observó una baja relación entre un nivel taxonómico menor (género) y el mayor (familia), por lo que se esperaría que los patrones de agrupamiento en el espacio multivariado fueran casi los mismos al comparar los dos niveles taxonómicos (Arscott y col, 2006).

Complementando lo anterior y de manera específica, mediante los distintos análisis de datos y pruebas estadísticas, se logró determinar que los distintos géneros y/o especies, que presentaron más de un taxa dentro de las familias de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera, mostraron patrones de variación espacio-temporal disímil a lo observable a nivel de familia.

De esta manera, fue posible observar que de los tres géneros de Baetidae (*Andesiops*, *Camelobaetis* y *Callebaetis*); el más abundante, *Andesiops* (97,78%); registró igual tolerancia que la familia Baetidae, además de ocupar el mismo espacio multivariado de relaciones respecto a las condiciones del ambiente (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). No obstante, el patrón espacio-temporal de este género fue completamente distinto a los géneros menos abundante: *Camelobaetis* (0,29%) y *Callebaetis* (1,93%) (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$), los que además se correlacionaron de manera distinta con las variables ambientales que explicaron mejor la variabilidad espacio-temporal del sistema de estudio (r , $\alpha < 0,05$; PCA). Se observó que *Callebaetis* y *Camelobaetis* fueron menos tolerantes que la familia Baetidae, asociándose a un subconjunto de condiciones ambientales en el espacio multivariado (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). Estos resultados indicarían que los géneros menos abundantes de la familia Baetidae presentan un comportamiento totalmente distinto respecto de lo observable para la familia, así como también en relación al género más abundante (*Andesiops*).

En específico para el género *Andesiops*, las tres especies encontradas (*Andesiops* sp.1; *Andesiops* sp.2 y *Andesiops* sp.3), presentaron abundancias similares. Si bien difieren en los patrones espacio-temporales (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$) y se correlacionaron de manera distinta con las variables ambientales (r , $\alpha < 0,05$; PCA), la tolerancia no es muy diferente entre sí, las que presentan además similar configuración de presencia/ausencia en relación a las condiciones ambientales en el espacio multivariado (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). Lo anterior indicaría que las especies dentro del género *Andesiops*, si bien presentan una tendencia a comportamientos diferenciales en relación a su tolerancia y patrones generales con

el ambiente, no aportan información disímil entre especies o en relación al género que las contiene.

Similarmente a lo observado para Baetidae, de las cuatro especies de la familia Hydropsychidae (*Smicridea annulicornis*, *Smicridea frequens*, *Smicridea sp.1* y *Smicridea sp.2*) una sola especie es dominante, *S. annulicornis* (95,57%), cuya tolerancia y distribución en el espacio multivariado en relación al ambiente, es igual a la familia (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). Las demás especies presentaron patrones distintos en relación a los cambios en su abundancia espacio-temporal (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$), así como también respecto de las correlaciones lineales (r , $\alpha < 0,05$; PCA), los niveles de tolerancia y el patrón de presencia/ausencia en relación a las condiciones ambientales en el espacio multivariado (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). En relación a estos resultados, destacó la especie *S. frequens*, que tuvo un máximo de abundancia en una campaña y estación específica (verano; E2), siendo además fue mucho menos tolerante que la familia y más acotada su presencia en el espacio multivariado para la combinación de variables ambientales (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). Los resultados dentro de la familia Hydropsychidae apoyarían lo descrito para Baetidae, es decir, que las especies menos abundantes presentan un comportamiento totalmente distinto respecto de lo observable para la familia, así como también a su respectiva especie más abundante, *Smicridea annulicornis*.

Por su parte, los géneros de la familia Leptophlebiidae (*Meridialaris*, *Nousia* y *Penaphlebia*), si bien presentaron patrones de abundancia disímiles entre sí en el espacio-tiempo (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$), y sus correlaciones lineales con el ambiente fueron distintas (r , $\alpha < 0,05$; PCA); los dos géneros más abundantes, *Penaphlebia* (55,38%) y *Nousia* (30,67%), tuvieron similares valores de tolerancia que la familia; y además su presencia, en relación a las condiciones del espacio multivariado, fue la misma que Leptophlebiidae (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). No obstante, cabe mencionar que el género menos abundante, *Meridialaris* (13,95%); se asoció a un subconjunto de variables ambientales más restringido que

la familia, y además fue menos tolerante que Leptophlebiidae (análisis de DIS, perfiles ecológicos y PCA-3D). Estos resultados apoyarían lo descrito anteriormente para Baetidae e Hydropsychidae, es decir, que el género menos abundante presenta un comportamiento totalmente distinto respecto de lo observable para la familia.

Los géneros de la familia Hydroptilidae presentaron una situación levemente distinta. Los géneros más abundantes: *Hydroptila* (49,92%), *Metrichia* (29,45%) y *Leucotrichia* (18,68%); presentaron patrones de abundancia diferentes (con máximos distintos) (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$); niveles de tolerancia distintos a la familia (análisis de DIS y perfiles ecológicos), y además se correlacionaron con variables ambientales distintas entre sí (r , $\alpha < 0,05$). Sin embargo, de manera gráfica, el conjunto de variables combinadas en el espacio multivariado es muy similar al nivel de familia (PCA-3D). Considerando que este último análisis sólo entrega un diagnóstico general gráfico sobre los patrones de presencia/ausencia de los taxa en relación a la combinación lineal de variables ambientales, y que el algoritmo para calcular la tolerancia (DIS) incluye como variable la abundancia, por lo que para la bioindicación no sería relevante sólo considerar presencia/ausencia (como el PCA 3D) sino que también abundancias, ya que podrían indicar tolerancias distintas a nivel de género dentro de una misma familia.

Dentro de la misma familia Hydroptilidae destaca la presencia del género *Oxyethira*, de muy baja abundancia en relación a la familia (1,96%), y que se encuentra asociada a una sola estación (E9) (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$), y a un sólo conjunto de variables (PCA-3D), que son distintas que los demás géneros (r , $\alpha < 0,05$). Este género es mucho más tolerante que la familia y que los demás géneros, puesto que se encuentra asociada a una estación (E9) que por lo general presenta los más altos valores de conductividad (iones magnesio y calcio principalmente). Los resultados para el género *Oxyethira* apoyarían lo descrito para Baetidae, Hydropsychidae y Leptophlebiidae, es decir, que el género menos abundante presenta un comportamiento totalmente distinto respecto de lo observable para la familia.

Otra familia de Trichoptera estudiada fue Hydrobiosidae, cuyos géneros más abundantes: *Cailloma* (45,66%) y *Neoatopsyche* (40,46%) si bien se encuentran asociados a estaciones de mayor altitud (E1, E3) (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$); las correlaciones que se establecen con las variables ambientales son distintas para ambos casos (r , $\alpha < 0,05$), así como también el espacio de multivariado de correlaciones en las que se encuentran (PCA-3D). La tolerancia de estos géneros es distinta, siendo ambos menos tolerantes que la familia. Estos resultados indicarían un patrón distinto a lo observado para las familias Baetidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae e Hydroptilidae; puesto que los géneros más abundantes dentro de la familia representarían comportamientos totalmente distintos entre ellos y respecto de lo observable para la familia. Sin embargo, cabe destacar que la familia Hydrobiosidae presenta una muy baja abundancia en relación a la totalidad de individuos dentro de la clase Insecta (Ab. Relativa de Hydrobiosidae = 0,33%), por lo que dicho comportamiento puede tener relación con la baja abundancia de esta familia en relación al grupo específico de estudio. Esta observación es relevante, puesto que no sólo los patrones de las especies y géneros menos abundantes serían distintos, sino que también las familias menos abundantes dentro de la clase Insecta.

No obstante, dentro de la misma familia Hydrobiosidae, el género *Australochorema* (el menos abundante de la familia, con un 13,87%); si bien no presentó cambios significativos en el espacio-tiempo; fue mucho más tolerante que los demás géneros (presentando un gráfico de perfil ecológico totalmente distinto al de la familia; análisis de DIS); y además se asoció a unas pocas combinaciones de condiciones ambientales del medio físico-químico (PCA-3D). Los resultados para el género *Australochorema* apoyarían lo descrito para Baetidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae e Hydroptilidae; es decir, que el género menos abundante presenta un comportamiento totalmente distinto respecto de lo observable para los géneros de la misma familia.

Para el caso de los géneros de Limnephilidae: *Monocosmoecus* y *Verger*, el género *Monocosmoecus* fue más abundante (89,17% versus 10,87% de *Verger*), ambos se correlacionaron con distintas variables del medio físico-químico (r , $\alpha < 0,05$), con distribuciones espaciales distintas (ANOVA factorial; $\alpha < 0,05$); y presencia acotada a un subconjunto de combinación de variables ambientales, que para ambos géneros fue completamente distinta (PCA-3D). Además, las tolerancias de ambas fueron disímiles en relación a los géneros, mientras que *Monocosmoecus* fue menos tolerante que la familia, *Verger* fue mucho más tolerante (análisis de DIS, perfiles ecológicos). Al igual que para Hydrobiosidae, estos resultados indicarían un patrón distinto a lo observado para las familias Baetidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Hydroptilidae y en parte, Hydrobiosidae; puesto que tanto el género más abundante como el de menor abundancia, representarían comportamientos totalmente distintos entre ellos y respecto de lo observable para la familia. Sin embargo, cabe destacar que la familia Limnephilidae presenta una muy baja abundancia en relación a la totalidad de individuos de la clase Insecta (Ab. Relativa Limnephilidae = 0,23%), por lo que dicho comportamiento puede tener relación con la baja abundancia de esta familia en relación al grupo de estudio.

En el caso de la familia Sericostomatidae, se observó un género muy abundante (*Parasericostoma*; 97,27%) y otro con una abundancia muy baja (*Notidobiella*; 2,73%). En este caso se replicó el patrón que para la mayoría de las familias (Baetidae, Hydropsychidae, Leptophlebiidae, Hydroptilidae y en parte, Hydrobiosidae), es decir, que el género más abundante presentó igual tolerancia que la familia (análisis de DIS, perfiles ecológicos), así como también se relacionó con las mismas combinaciones de variables ambientales en el espacio multivariado (PCA-3D). Por el contrario, el género menos abundante se relacionó a un subconjunto de condiciones ambientales (PCA-3D), siendo más tolerante que la familia (análisis de DIS, perfiles ecológicos).

Los resultados antes descritos estarían dando cuenta que los taxa que presentan una menor abundancia (tanto a nivel de familia, género como especie) presentan patrones distintos respecto de sus correspondientes especies géneros (mismo nivel taxonómico), así como también al comprarlos con el grupo taxonómico inmediatamente superior, lo que indicaría que la información ecológica específica contenida en niveles taxonómicos menores (especies y géneros), es distinta en comparación a un nivel taxonómico mayor (familia) (Heino, 2010; Schmera y Eros 2011; De-la-Ossa-Carretero y col, 2012). Esto se evidenció de manera cualitativa a través de los Análisis de Componentes Principales en 3 dimensiones (PCA-3D), que puede ser considerado una medida del grado de relación ecológica de los taxa (Greffard y col, 2011).

En estudios limnológicos se conoce que las especies o taxa "raros" son aquellas que tienen restricciones espaciales (pueden ser muy poco o poco abundantes pero de manera local), o que pueden estar en muchos hábitats pero en baja densidad (Rabinowitz y col, 1986). Según los resultados expuestos en el presente estudio, los taxa raros se encuentran representados por aquellos organismos localizados en ciertos ambientes (estaciones) y campañas, con abundancias bajas a muy bajas. En este sentido, es importante mencionar que en general, en los análisis multivariados, los taxa raros no son considerados en los algoritmos (Cao y Larsen 2001), lo cual es coherente con lo observado a nivel de estructura "comunitaria" cuando se comparó el nivel de género con familia para los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera (Bray-Curtis; SIMPROF).

Además del aporte en la ponderación de los taxa raros en el análisis, cuando se realizan estudios ecológicos a distinto nivel taxonómico cobra relevancia la proporción de géneros y/o especies que contiene una familia. Evidentemente, mientras más taxones hayan dentro de una familia, mayor cantidad de información se estaría perdiendo al considerar tan sólo la familia, por lo que un análisis a nivel comunitario podría dar resultados totalmente diferentes, incluso opuestos (Furse y col, 1984; Marchant, 1990; Rutt y col, 1993; Zamora-Muñoz y Alba-

Tercedor 1996; Hewlett, 2000). Sin embargo, y como se mencionó en el párrafo anterior, al haber pocos géneros dentro de la clase Insecta en el presente estudio, las variaciones de los taxa raros no influyen de manera importante en cómo se agrupan las estaciones mediante análisis multivariados.

Los resultados expuestos en el presente estudio tienen la limitante de la identificación y análisis de un grupo acotado de la fauna bentónica. La única forma de confirmar los resultados del presente estudio para la comunidad completa, sería realizando descripciones para la totalidad de los organismos a nivel de familia, género y/o especie. Lamentablemente, esto no fue posible debido al escaso conocimiento actual sobre taxonomía de macroinvertebrados bentónicos en Chile, así como también a los escasos especialistas dedicados a la taxonomía. Por ejemplo, un grupo muy diverso y ampliamente distribuido que sería relevante de estudiar es la familia Chironomidae (del orden Diptera), puesto que se ha visto en muchos trabajos que una identificación a nivel de especie de esta familia discrimina mejor las variaciones del ambiente, en comparación a la familia (Weite y col, 2004; Trigal-Domínguez y col, 2012).

Otro aspecto importante a considerar es la escala espacial de trabajo. Existen suficientes estudios que indican que a gran escala, y considerando la totalidad de fauna bentónica como comunidad, los niveles de género/especie y familia discriminan adecuadamente, y se relacionan de igual forma respecto a la variación en las condiciones del medio. Por el contrario, cuando se realizan estudios a baja escala espacial, comienzan a cobrar relevancia géneros/especies de baja abundancia, que dentro de una familia poseen comportamientos completamente distintos (Bournaud y col 1996; Hewlett 2000; Feminella 2000, Hawkins y Vinson 2000; Arscott y col, 2006).

A modo de resumen, la importancia de considerar uno u otro nivel de resolución taxonómico, recae en cómo se realizan las interpretaciones finales (Kratzler y col, 2006), que depende de básicamente de tres aspectos: 1) la escala geográfica de estudio, 2) complejidad

taxonómica (la proporción especies-género en una familia), y 3) los modelos a aplicar: multimétrico o multivariado (en otras palabras, qué índices o aproximación metodológica de interpretación de resultados se utilizarán en la bioindicación). En relación a esta última consideración, es muy importante tener conocimiento sobre el algoritmo a aplicar. Por ejemplo, si éste considerará los taxa raros o no como un factor de ponderación final. Para el caso de estudio, el no considerar los taxa raros, si bien podría omitir cierta información, sería lo más adecuado si se requiere utilizar nivel de familia (sólo si se aplicará un índice denso-dependiente). Sin embargo, si se utilizará algún algoritmo de presencia/ausencia y/o que considere los taxa raros como un factor importante de ponderación, entonces la solución final podría llevar a conclusión errónea sobre el estado del sistema, puesto que los patrones a nivel de géneros y especies raros se comportan de distinta manera que sus respectivas familias.

Los resultados expuestos en el presente estudio son muy relevantes a la hora de diseñar, aplicar y dar seguimiento a un plan de monitoreo, ya que se esperaría que en un programa de monitoreo biológico de cuenta del "estado de salud real" de los sistemas. Sin embargo, incluir estudios taxonómicos acabados puede llegar a ser muy costoso y de largo desarrollo para iniciativas estatales, por ejemplo. Al respecto, lo que surge como una necesidad inmediata es que, en paralelo a la implementación de los biomonitoreos (en Programas de Vigilancia para Normas Secundarias, por ejemplo), se revisen y actualicen las claves y el conocimiento taxonómico de la fauna bentónica, destinando los recursos suficientes para dicho desarrollo científico. De esta manera se podrían comenzar a validar científicamente los biomonitoreos, tanto con un análisis previo sobre la suficiencia taxonómica, como el algoritmo bioindicador adecuado a aplicar en los sistemas, entre otros (Pelletier y col, 2010; Schmera y Eros 2011; De-la-Ossa-Carretero y col, 2012).

La importancia de esta consideración no recae tan sólo en el conocimiento de la diversidad de la fauna bentónica, sino que también en lograr comprender los niveles de tolerancias de las especies nativas, que como ya se ha descrito para Chile, presentan grandes

singularidades debido a su aislamiento, así como también debido a los factores ambientales (físicos y químicos) que determinan su distribución y abundancia.

5 CONCLUSIÓN

La comunidad de los macroinvertebrados bentónicos a nivel de familia presentó cambios asociados a las variaciones ambientales (física del cauce, y física y química del agua), en un tramo de la subcuenca del río Illapel. Los cambios en las condiciones ambientales se asociaron mayormente con las variables de pH, temperatura y materia orgánica (DBO₅), las que explicaron las diferencias estacionales para las campañas de primavera, verano, otoño e invierno. Por otro lado, la concentración de solutos (principalmente los iones magnesio y calcio) estimada como la conductividad del agua, explicó mayormente las diferencias en el gradiente altitudinal.

Al realizar los análisis a nivel de género y especies, para las familias que presentaron más de un género y/o especies dentro de la clase Insecta; los resultados evidenciaron que los géneros, especies y familias "raros" (definidas como aquellas de baja abundancia y que se asociaron a una condición espacio-temporal muy restringida) presentan patrones ecológicos y de tolerancia distintos a los géneros o especies dentro del mismo nivel taxonómico, así como también respecto al nivel taxonómico inmediatamente superior.

A nivel de la estructura de clase Insecta, específicamente para Trichoptera y Ephemeroptera, se observó una baja relación entre un nivel taxonómico menor (especie/género) y uno mayor (género/familia). Cuando se compararon las estructuras de los géneros versus las familias, se pudo observar que para el nivel de género se obtiene un patrón de comportamiento levemente diferente que para familia, lo que guarda relación con una menor ponderación de los taxa "raro" en el algoritmo a nivel de estructura de taxa.

En consecuencia, se sugiere que estudios de bioindicación con macroinvertebrados bentónicos consideren estos resultados, debido a que la utilización de algún algoritmo que se base en la presencia/ausencia y/o que considere los taxa raros como un factor de ponderación relevante, podría llevar a conclusión no ajustada sobre el estado general del sistema de estudio.

6 BIBLIOGRAFÍA

- Aguilera, K.A. 2008. Evaluación de la calidad del agua utilizando macroinvertebrados bentónicos en la cuenca hidrográfica del río Choapa, Región de Coquimbo. Tesis para optar al título de Biólogo Ambiental. Universidad de Chile, Chile. 92 pp.
- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 257-284.
- Andrewartha, H. y Birch, L. 1954. The distribution and abundance of animals. University of Chicago Press, Chicago, IL. 782 pp.
- Andrewartha, H. y Birch, L. 1984. The ecological web. University of Chicago Press, Chicago, IL. 506 pp.
- APHA. American Public Health Association. 2005. Standard Methods for the Examination of Water Wastewater. 20th ed. American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington. 414 pp.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. y Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological a water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research.* 17: 333-347.
- Arcott, D.B., Jackson, J.K. y Kratzer, E.B. 2006. Role of rarity and taxonomic resolution in a regional and spatial analysis of stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society.* 25: 977-997.

- Bailey, R.C., Norris, R.H. y Reynoldson, T.B. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *Journal of the North American Benthological Society*. 20: 280-286.
- Barbour, M.T. y Yoder C.O. 2000. The multimetric approach to bioassessment as used in the United States of America. 281-92.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J.B., Snyder, D. y Stribling, J. B. 1999. Revision to Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Periphyton, Benthic, Macroinvertebrates and Fish. 2nd Edn. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency: Office of Water. Washington, D.C.
- Bonada, N., Zamora-Muñoz, C., Rieradevall, M. y Prat, N. 2004. Ecological profiles of caddisfly larvae in Mediterranean streams: implications for bioassessment methods. *Environmental Pollution*. 132: 509-521.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H. y Statzner, B. 2006. Developments In Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*. 51: 495-523.
- Boon, P.J. y Howell, D.L. 1997. Freshwater quality: Defining the indefinable? *The Natural Heritage of Scotland Series*. Edinburgh. 552 pp.
- Borgel, R. 1965. Mapa Geomorfológico de Chile. Inst. Geografía Universidad de Chile.
- Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York.
- Bournaud, M.B., Cellot, P., Richoux, A. y Berrahou, A. 1996. Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: Congruity of patterns for

- identification to species or family. *Journal of the North American Benthological Society*. 15:232-253.
- Camousseight, A. 2001. Ephemeroptera (Insecta) de Chile: su conocimiento actual. *Boletín del Museo de Historia Natural, Chile*. 50: 121-137.
- Cao, Y. y Larsen, D.P. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *Journal of the North American Benthological Society*. 20:144-153.
- Carrera, M. y Fierro, A. 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *EcoCiencia, Quito*. 67 pp.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments. A guide to use of biota, Sediments and water in environmental monitoring*. Chapman y Hall. 626 pp.
- Chessman, B. C. 2003. New sensitive grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*. 54: 95-103.
- Chutter, F. 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research*. 6: 19-30.
- Clarke, K.R y Gorley, R. N.. 2006. *Primer v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E: Plymouth, UK. 189 pp.
- Corbi, J.J. y Trivinho-Strixino, S. 2006. Influence of taxonomic resolution of stream macroinvertebrate communities on the evaluation of different land uses. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 18: 469-475.
- Córdova, M.S. 2007. Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua; respuesta al funcionamiento de una planta de tratamiento en el Estero Limache, V Región,

- Valparaíso. Trabajo de Titulación para optar al Título de Ingeniero Ambiental. Facultad de Ciencias, Universidad de Valparaíso, Chile. 95 pp.
- Cranston, P.S. 1990. Biomonitoring and invertebrate taxonomy. *Environmental Monitoring and Assessment*. 14: 71-90.
- De la Lanza, E. G., Hernández S. y Carvajal J.L. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Ediciones Plaza y Valdés. Instituto de Biología, UNAM. SEMARNAP. Mexico. 633 pp.
- De-la-Ossa-Carretero, J.A., Simboura, N., Del-Pilar-Ruso, Y., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Giménez-Casalduero, F. y Sánchez-Lizaso, J.L. 2012. A methodology for applying Taxonomic Sufficiency and benthic biotic indices in two Mediterranean areas. *Ecological Indicators*. 23: 232-241.
- DGA. Dirección General de Aguas. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Choapa. Ministerio de Obras Públicas. CADE-IDEPE. 125 pp.
- Di Castri, F. y Hajek, E. 1976. Bioclimatología de Chile. Vicerrectoría Académica de la Universidad Católica de Chile. Santiago. 129 pp.
- Donoso, K.S. 2006. Macroinvertebrados bentónicos y la evaluación de calidad de agua en los ríos Elqui y Cachapoal. Seminario de Título de Biólogo c/m en medio ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 94 pp.
- Duarte, W., Feito, R., Jara C., Moreno C. y Orellana E. 1971. Ictiofauna del sistema hidrográfico del río Maipo. *Boletín Museo Historia Natural Chile*. 32: 227-268.

- Estrada, P., Peñaloza, R., Pellizzari, M., Morales, N., Molina, M. y Silva, H. 2006. Análisis de Comunidades de Insectos bentónicos en un río Precordillerano: río Clarillo (Chile:Central). *Acta Zoológica Lilloana*. 50: 3-14.
- Feminella, J.W. 2000. Correspondence between stream macroinvertebrate assemblages and 4 ecoregions of the southeastern USA. *Journal of the North American Benthological Society*. 19: 442-461.
- Fernandez, H.R. y Domínguez, E. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*. Ediciones Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 237 pp.
- Ferraro, S.P. y Cole, F.A. 1995. Taxonomic level sufficient for assessing pollution impacts in the Southern California Bight macrobenthos. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 14: 1031-1040.
- Figuroa, R. 2004. Calidad Ambiental de la Cuenca Hidrográfica del Río Chillán, VIII región, Chile. Tesis de Doctor en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga, España. 132 pp.
- Figuroa, R. 1999. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de calidad de agua, Río Damas, Osorno, X Región de los Lagos, Chile. Tesis para optar al Magíster en Ciencias mención en Zoología. Universidad de Concepción, Chile. 105 pp.
- Figuroa, R., Palma, A., Ruiz, V. y Niell, X. 2007. Análisis comparativo de Indices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillan, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*. 80: 225-242.
- Figuroa, R., Ruiz, V.H., Encina-Montoya, F. y Palma, A. 2005. Simplificación en el uso de macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de las aguas en sistemas fluviales. *Interciencia*, 30: 770-774.

- Flint, O.S. 1999. Catalog of the Neotropical Caddisflies (Insecta: Trichoptera). Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio U.S.A. 238 pp.
- Flint, O.S. 1983. Studies of Neotropical Caddisflies, XXXIII: New species from Austral South America (Trichoptera). *Smithsonian Contribution to Zoology*. 377: 1-100.
- Flint, O.S. 1989. Studies of Neotropical caddisflies, XXXIX: The Genus *Smicridea* in the Chilean subregion (Trichoptera: Hydropsychidae). *Smithsonian contributions to Zoology*. 472: 1-45.
- Furse, M.T., Moss, D., Wrigth, J.F. y Armitage, P.D. 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running-water sites in Great Britain and on the prediction of their macro-invertebrate communities. *Freshwater Biology*. 14: 257-280.
- Ghetti, P.F. 1986. Macroinvertebrati nell'Analisi di qualità dei corsi d'aqua. Stazione Sperimentale Agraria Foréstale, Università di Parma, Italia. 105 pp.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S y Ohnstad, M.A. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. IBP Handbook N° 8. 2nd Edition. Blackwell Scientific Publication Oxford, London, Edinburgh Melbourne. 213 pp.
- Gotelli, N.J. y Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4: 379-391.
- Gotelli, N.J. y Ellison, A.M. 2002. Biogeography at a regional scale: determinants of ant Species density in new england bogs and forests. *Ecology*. 83: 1604-1609.
- Greffard, M.H., Saulnier-Talbot, E. y Gregory-Eaves, I. 2011. A comparative analysis of fine versus coarse taxonomic resolution in benthic chironomid community analyses. *Ecological Indicators*. 11: 1541-1551.

- Hawkes, H.A. 1975. River zonation and classification, En: B.A. Whitton (eds.) River ecology. pp 312-374. Blackwell Scientific Press, Oxford, UK.
- Hawkins, C.P. y Vinson, M.R. 2000. Weak correspondence between landscape classifications and stream invertebrate assemblages: implications for bioassessment. Journal of the North American Benthological Society. 19: 501-517.
- Hawkins, C.P. y Norris, R.H. 2000. Effects of taxonomic resolution and use of subsets of the fauna on the performance of RIVPACS-type models. En: J.F. Wight, D.W. Sutcliffe, and M.T. Furse, (eds). Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. pp 217-228. Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria, UK.
- Heino, J. 2010. Are indicator groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems? Ecological Indicators. 10:112-117.
- Hellawell, J.M. 1986. The effects of organic enrichment. En: Hellawell, J.M. (eds.), Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. pp. 155-211. Elsevier applied science publishers, London y New York.
- Hewlett, R. 2000. Implications of taxonomic resolution and sample habitat for stream classification at broad geographic scale. Journal of the North American Benthological Society. 19: 352-361.
- Hinselhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7: 65-68.
- Huston, M.A. 1994. Biological Diversity. The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press 1994. 681 pp.
- Hyner, H.B. 1975. The stream and its valley. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie. 19: 1-15.

Hynes, H.B. 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press, Toronto, Ont. 555.

Illies, J. 1969. Biogeography and Ecology of Neotropical Freshwater insects, especially those from running waters, pp: 685-708. En: E. J. Fittkau; J. Illies; H. Kling; G. H. Schwabe; H. Sioli (eds.), Biogeography and Ecology in South America. Volumen II. Junk, The Hague, Netherlands.

Jacobsen, D., Schultz, R. y Encalada, A. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*. 38: 247-261.

Jara, C. 2002. Evaluación de la existencia de insectos bioindicadores de la calidad del agua en zonas rítronicas y potámicas de tres ríos de la zona semiárida de Chile. Memoria de Título para optar al Título Profesional de Biología mención en Medio Ambiente. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. 30 pp.

Jerez, V. y Moniri, J. 2006. Diversidad de coleópteros acuáticos en Chile. *Gayana*. 70: 72-81.

Johnson, R.K., Wiederholm, T. y Rosenberg, D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, population, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. En: Rosenberg, D.M. y Resh V.H. (eds.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. pp 40-158. Chapman and Hall, New York.

Karr, J. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*. 41: 221-234.

Karr, J. R. y Chu, E. W. 1999. *Restoring Life in Running Waters. Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, D.C. 206 pp.

Kolkwitz., R. y Marsson, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 2: 126-52.

- Kolkwitz, R. y Marsson, M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurtheilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. Königl. Prüfungsanstalt Wasser Abwasser. 1: 3-72.
- Kratzler, E.B., Jackson, J.K., Arscott, D.B., Aufdenkampe, A.K., Dow, C.L., Kaplan, L.A., Newbold, J.D. y Sweeney, B.W. 2006. Macroinvertebrate distribution in relation to land use and water chemistry in New York City drinking-water-supply watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*. 25: 954-976.
- Leiva, M.J. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como Bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro, IX Región de la Araucanía. Tesis de Licenciado en Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Católica de Temuco. 111 pp.
- Lugo-Ortiz, C.R. y McCafferty, W.P. 1999. Three new genera of small minnow mayflies (Insecta: Ephemeroptera: Baetidae) from the andes and patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 34: 88-104.
- Marchant, R., Barmuta, L.A. y Chessman, B.C. 1995. Influence of sample quantification and taxonomic resolution on the ordination of macroinvertebrate communities from running waters in Victoria, Australia. *Marine and Freshwater Research*. 46: 501-506.
- Marchant, R. 1990. Robustness of classification and ordination techniques applied to macroinvertebrate communities from the La Trobe River, Victoria. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 41: 493-504.
- Marshall, J.C., Asteward, L. y Harch, B.D. 2006. Taxonomic resolution and quantification of freshwater macroinvertebrate samples from an Australian dryland river: the benefits and costs of using species abundance data. *Hydrobiologia*. 572:171-194.

- Merrit, R.W. y Cummins, K.W. 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall / Hunt Publishing Co. Iowa. 862 pp.
- Niemeyer, H. y Cereceda, P. 1984. Geografía de Chile, Tomo VIII, Hidrografía. Instituto Geográfico Militar. 309 pp.
- Nieto, C. 2004. South American Baetidae (Ephemeroptera): a New Generic Synonymy. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 39: 95-101.
- Norris, N.H. y Hawkins, C.P. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia*. 435: 5-17.
- Pelletier, M., Gold, A. Heltshe, J. y Hery, B. 2010. A method to identify estuarine macroinvertebrate pollution indicator species in the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicators*. 10: 1037-1048.
- Pickett, S.T. & P.S. White. 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: E. Domínguez y H.R. Fernández (eds.), *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. pp. 631-654. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. San Miguel de Tucumán. Argentina.
- Rabinowitz, D.S., Cairns, A. y Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. En: M. E. Soule (eds.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. pp. 182-204. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Reice, S.R. 1985. Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community. *Oecologia*. 67: 90- 97.

- Resh, V.H. 1994. Variability, accuracy, and taxonomic costs of rapid assessment approaches in benthic macroinvertebrate monitoring. *Bollettino di Zoologia*. 61: 375-83.
- Resh, V.H. y Unzicker, J.D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. 47: 9-19.
- Resh, V.H., Myers, M.M. y Hannaford, M.J. 1996. Macroinvertebrates as Biotic Indicators of Environmental Quality. En: Hauer, F.R. y Lamberty, G.A (eds.), *Methods in Stream Ecology*. pp 647-667. Academy press, USA.
- Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K. E. y Rosenberg, D. M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*. 16: 833-852.
- Rojas, F. 2006. Estado de conocimiento de los Trichoptera de Chile. *Gayana*. 70: 65-71.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Editorial Universidad de Antioquia. 170 pp.
- Romero, H. 1985. Geografía de los climas. Instituto Geográfico Militar. Tomo II. Santiago de Chile. 243 pp.
- Rosenberg, D. y Resh, V. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman. New York, USA. 488 pp.
- Rosenzweig, M.L. 1994. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press. 436 pp.

- Rutt, G.P., Pickering, T.D. y Reynolds, N.R. 1993. The impact of livestock farming on Welsh Streams: the development and testing of a rapid biological method for use in the assessment and control of organic pollution from farms. *Environmental Pollution*. 81: 217-228.
- Sabando, M.C. 2004. Análisis funcional de las comunidades bentónicas en un tramo altitudinal de río Clarillo (Pirque). Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología. Universidad Metropolitana de Ciencias de la Educación. Santiago, Chile.
- Sabando, M.C. 2010. Organización funcional de las comunidades de macroinvertebrados (Clase: Insecta) en tres cuencas de la zona central de Chile. Tesis para optar al grado de Doctora en Ciencias con Mención en Ecología y Biología Evolutiva. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Schmera, D. y Eros, T. The role of sampling effort, taxonomical resolution and abundance weight in multivariate comparison of stream dwelling caddisfly assemblages collected from riffle and pool habitats. *Ecological Indicators*. 11: 230-239.
- Schmidt-Kloiber, A. y Nijboer, R. 2004. The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia*. 516: 269-283.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corrientes. *Ecotrópicos*, Sociedad Venezolana de Ecología. 16: 45-63.
- Sganga, J. y Fontanarrosa, M.S. 2006. Contribution to the knowledge of the preimaginal stages of the genus *Smicridea* McLachlan in South America (Trichoptera: Hydropsychidae: Smicrideinae). *Zootaxa*. 1258: 1-15.
- Simpson, J. C. y Norris, R. H. 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. En: Wright, J. F., D. W. Sutcliffe y M. T. Furse (eds.),

- Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and other techniques. pp 125-142. Freshwater Biology Assessment. Ambleside, U.K.
- Tomanova, S. y Usseglio-Polatera, P. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and Applied Limnology. Archives of Hydrobiology*. 170: 243-255.
- Trigal-Domínguez, C., Fernández-Aláez, C. y García-Criado, F. 2012. Ecological assessment of highly heterogeneous systems: The importance of taxonomic sufficiency. *Limnologica*. 40: 208-214.
- USEPA. US Environmental Protection Agency. 2003. Bioassessment and Biocriterio. En: [Http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/glossary.html](http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/glossary.html).
- Vanderklift M.A., Ward, T.J. y Jacoby, C.A. 1996. Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series*. 136: 137-145.
- Vannote, L.R., Minschall, G.W., Cummins, K.W., Sedel, J.R. y Cushing, C.E. 1980. The River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130-137.
- Vidal-Abarca, M.R., Gómez, R. y Suárez, M.L. 2004. Los ríos de las regiones semiáridas. Los ríos de las regiones semiáridas. *Ecosistemas* 2004/1 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/revision4.htm>).
- Weisser, K. 2003. Evaluación de la calidad del agua utilizando Bioindicadores en la Cuenca del río Traiguén. Tesis de Licenciado en Recursos Naturales. Facultad de Ciencias. Universidad Católica de Temuco, Chile. 109 pp.

- Weite, I.R., Herlihy, A.T., Parsen, D.P., Urquhart, N.S. y Klemm, D.J. 2004. The effects of macroinvertebrate taxonomic resolution in large landscape bioassessments: an example from the Mid-Atlantic Highlands, U.S.A. *Freshwater Biology*. 49: 474-489.
- Wetzler, R.G. 2001. Benthic animals and fishes communities. En: Wetzler, R.G. (eds.), *Limnology, lake and river ecosystems*. pp 665-730. Third Edition. Academic press, California.
- Williams, D. y Felmate, B. 1994. *Aquatic Insects*. CAB International. Redwood Books Ltd. Wallingford U.
- Wright, J. F. 1995. Development and use of a system for predicting the macroinvertebrate fauna in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*. 20: 181-197.
- Wright, J. F. 1995. Development and use of a system for predicting macroinvertebrates in flowing waters. *Australian Journal of Ecology*. 20: 181-197.
- Wright, J.F., Sutcliffe, D.W. y Furse, M.T. 2000. *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Ambleside, UK.
- Yoder, C.O. 1995. Policy issues and management applications of biological criteria. En: Wayne S.D. y Simon T. P. (eds.), *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. pp. 327-345. Lewis Publishers, Florida.
- Zamora-Muñoz, C., Sainz-Cantero C.E., Sánchez-Ortega A. y Alba-Tercedor J. 1996. Are biological indices BMWP and ASPT and their significance regarding water quality seasonality dependent? Factors explaining their variations. *Water Research*. 29: 285-290.