



Institut de recherche  
pour le développement



UNIDAD DE LIMNOLOGIA Y RECURSOS ACUÁTICOS

# **UNIVERSIDAD NACIONAL DE TUCUMÁN**

**Facultad de Ciencias Naturales  
e Instituto Miguel Lillo**

**Tesis doctoral para optar al Título de  
Doctor en Ciencias Biológicas**

**Por: Nabor Moya Arnez**

**Riqueza y estructura funcional de las  
comunidades bénticas de ríos  
neotropicales: Aplicación a la gestión de la  
calidad de aguas en tres diferentes  
regiones de Bolivia**

**Director: Dr. Thierry Oberdorff**

**Director Asociado: Dr. Eduardo Domínguez**

**Comisión de Supervisión: Dr. Hugo Rafael Fernández**

**Dr. Diego Añón Suárez**

**TUCUMÁN-ARGENTINA**

**MARZO-2011**

*DEDICATORIA*

*A mi hermosa familia y a todas aquellas personas que luchan por conservar la naturaleza*

## AGRADECIMIENTOS

*Este proyecto ha sido realizado gracias al financiamiento del Institut de Recherche pour le Développement (UMR BOREA), del Proyecto ToxBol, de la Agencia Sueca de Desarrollo Internacional y el apoyo del proyecto PICT 528 "Biodiversidad de Macroinvertebrados Bentónicos, Recursos Acuáticos y Medio Ambiente del NOA".*

*Quisiera agradecer de manera muy especial a mi director de tesis, Dr. Thierry Oberdorff, por haber confiado en este proyecto, por guiarme de manera constante en cada aventura de la ciencia y estar siempre dispuesto a ayudarme en cada requerimiento, por acompañarme en cada reto, y sobre todo por ser más amigo que director.*

*A mi director asociado (Dr. Eduardo Domínguez), por sus sabios consejos, por guiarme en cada detalle de este proyecto, sobre todo, por el aliento positivo en cada paso de superación.*

*Al Dr. Diego Añón y al Dr. Hugo Fernández, por sus valiosas correcciones, observaciones y contribuciones en el manuscrito.*

*A mi hermosa familia, que siempre me apoyó en todo momento.*

*A Karina Salazar por sus valiosos consejos, contribuciones y por la invariable confianza.*

*A todo el personal de la Unidad de Limnología y Recursos Acuáticos de Cochabamba y el Laboratorio de Limnología de La Paz, en especial a Mabel Maldonado, Mirtha Rivero y Edgar Goitia por acompañarme en los trabajos de campo, laboratorio y oficina. Un especial agradecimiento a Francois-Marie Gibón y Claudio Rosales por estar siempre dispuestos al trabajo de campo, sobre todo por su valiosa ayuda en la separación y determinación de los invertebrados.*

*A los amigos del IRD, Pablo Tedesco, Sylvie Tomanova, Rémy Bigorne, Marc Pouilly, Xavier Lazzaro, Michel Jégu, y todos aquellos con quienes compartí muchas aventuras y emociones.*

*A todos los amigos del Instituto de Biodiversidad Neotropical, Facultad de Ciencias Naturales, U.N.T., Carlos Molineri, Verónica Manzo, Daniel Dos Santos, María Celina Reynaga, Eva Tejerina, Paola Rueda, Marcela Correa y todos por su linda amistad.*

*A todos los amigos de Tucumán, José Giordano, Mariana Leiva, José Martiarena, Jerónimo Russo, Candela Russo, Guillermo Lizardo, Dante Loto, por su linda amistad.*

*En fin, doy gracias a todas aquellas personas que hicieron posible este proyecto con sus estímulos, ayuda directa e indirecta.*

## RESUMEN

Las aguas continentales son grandes centros de biodiversidad sobre la tierra, y se ven intensamente afectados por las actividades antropogénicas en los ecosistemas. La alteración de estos ecosistemas no solo tiene efectos sobre la biodiversidad como tal, sino también sobre los beneficios que obtiene el hombre de los mismos. De manera que para preservar los beneficios que nos proveen estos ecosistemas, es importante enfocarse en la preservación o restauración de su integridad biótica. La primera parte de este trabajo pretende desarrollar un índice multimétrico basado en comunidades de macroinvertebrados acuáticos de una región particular de Bolivia (Piedemonte Andino). Para una segunda etapa, se pretende desarrollar y validar un índice multimétrico que pueda discriminar la variabilidad ambiental natural de la antropogénica en ríos de tres diferentes ecoregiones (Piedemonte Andino, Valles Interandinos y la ecoregión Altoandina). Como contribución importante, en esta segunda etapa, se integran métricas de rasgos funcionales a las tradicionales métricas según riqueza, composición y tolerancia para mejorar la sensibilidad del índice. Con el propósito de cuantificar la posible desviación a partir de las condiciones de referencia, primero se establecieron y validaron modelos estadísticos que describen la respuesta de estas métricas a la variabilidad ambiental natural, en ausencia de cualquier perturbación antropogénica considerable. Se considera que la distribución de los residuales de estos modelos, describen una amplia gama de respuestas de cada una de las métricas analizadas independientemente de la variabilidad ambiental natural. Después de testar la sensibilidad de estos residuales a un gradiente de perturbación antropogénica, se retuvieron solamente aquellas métricas más efectivas y que respondieron de forma significativa a este gradiente de perturbación y fueron posteriormente usadas en el índice final. Las métricas

seleccionadas estuvieron basadas según el ensamble de riqueza, composición y según el ensamble de rasgos funcionales. Este índice desarrollado distingue claramente entre sitios de referencia y perturbados, dando una respuesta lineal negativa significativa a un gradiente de perturbación antropogénica. Incrementando los sitios de muestreo a otras regiones de Bolivia, esta metodología, podría posteriormente ser usada como una herramienta de biomonitoreo para evaluar la integridad biótica y la condición biológica en ríos de todo el país. Finalmente, al estudiar las implicancias del cambio climático (reflejado a través de la estacionalidad de los ríos), en 18 sitios cerca de los nevados en la ecoregión Altoandina, se determinó que éste podría tener mayor efecto en los cambios de la estructura taxonómica, que en los cambios de la estructura funcional. Esto sugiere que en el futuro, el cambio climático probablemente podría tener implicancias más fuertes en la conservación de los taxa que en la composición de los rasgos biológicos funcionales de los macroinvertebrados, y por lo tanto poco efecto sobre el índice multimétrico desarrollado, debido a que este incluye diversos atributos de la comunidad (riqueza, estructura y función).

**Palabras claves:** Macroinvertebrados acuáticos, estructura de ensamble, rasgos de vida, índice de integridad biótica, modelos multimétricos, condiciones de referencia, escala regional, Neotrópico.

## ABSTRACT

Freshwaters are hotspots of biodiversity, and belong to the most intensively human influenced ecosystems on Earth. Recent evidence shows that biodiversity in its broad sense also affects the properties of ecosystems and, therefore, the benefits that humans obtain from them. Thus if we are to preserve the services that ecosystems provide to humans, we should focus on preserving or restoring their biotic integrity. The first part of this work aims to develop a multimetric index based on aquatic macroinvertebrate communities that could discriminate natural from anthropogenic variability in streams of a particular ecoregion from Bolivia (Andean Piedmont). In a second step, the objective was to develop and validate a single multimetric index that could discriminate natural variability from anthropogenic variability in streams of three contrasting ecoregions of Bolivia (Andean Piedmont, Interandean Valleys and High Andean). We also integrated for the first time functional trait metrics to improve the sensitivity of the index. To quantify possible deviation from reference conditions, we first established and validated statistical models describing metric responses to natural environmental variability in the absence of any significant anthropogenic disturbance. We considered that the residual distributions of these models described the response range of each metric, independently of natural environmental variability. After testing the sensitivity of these residuals to a gradient of anthropogenic disturbance, we retained only that most effective metrics in giving a significant response to the human disturbance. These metrics were based on assemblage richness, composition and function. The index performed well in discriminating between reference and disturbed sites, giving a significant negative linear response to a gradient of physical and chemical anthropogenic disturbances. By employing a probability survey design and sampling a sufficient number of sites throughout

Bolivia, our methodology could be used to develop a monitoring tool for evaluating status and trends in biological conditions for streams of the entire country. Finally, studying the implications of climate change on invertebrate assemblages (reflected through streams seasonality) in 18 sites near to glaciers in the High Andean ecoregion, it was shown that climate change could have more effect on taxonomic rather than functional assemblage structure. Thus, climate change would likely have stronger implications for the conservation of taxa than for the functional aspect of macroinvertebrate assemblages, and thus few effects on the developed multimetric index.

**Keywords:** Aquatic macroinvertebrates, assemblage structure, biological traits, index of biotic integrity, multimetric models, reference conditions, regional scale, Neotropics.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

RESUMEN.....	iii
ABSTRACT .....	v
ÍNDICE DE CONTENIDO .....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS .....	ix
ÍNDICE DE CUADROS .....	x
CAPÍTULO 1.....	1
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1.1. HIPÓTESIS.....	5
1.2. OBJETIVOS.....	6
1.2.1. Objetivo general .....	6
1.2.2. Objetivos específicos.....	6
1.3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	7
1.4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	10
1.4.1. Colecta y análisis de muestras biológicas y ambientales .....	10
CAPÍTULO 2.....	12
MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DEL PIEDEMONTES ANDINO, ESTUDIO DE BASE PARA LA BIOEVALUACIÓN DE ARROYOS .....	12
2.1. INTRODUCCIÓN.....	12
2.2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
2.2.1. Área de Estudio.....	14
2.2.2. Selección de Estaciones .....	15
2.2.3. Análisis de datos .....	16
2.3. RESULTADOS.....	18
2.4. DISCUSIÓN.....	25
2.5. CONCLUSIONES .....	27
CAPÍTULO 3.....	29
ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE INTEGRIDAD BIÓTICA PARA LA REGIÓN DEL PIEDEMONTES, COCHABAMBA-BOLIVIA .....	29
3.1. INTRODUCCIÓN.....	29
3.2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	31
3.2.1. Selección de Estaciones .....	31
3.2.2. Métricas.....	32
3.2.3. Análisis de datos .....	34
3.2.4. Proceso de selección de las métricas .....	34
3.2.5. Desarrollo del índice.....	36
3.3. RESULTADOS.....	36
3.3.1. Selección de métricas para el índice .....	36
3.3.2. Índice final .....	41
3.3.3. Estado de la calidad biológica de los arroyos de la Cuenca alta del Río Isiboro sécore, región del Piedemonte .....	43
3.4. DISCUSIÓN.....	45
CAPÍTULO 4.....	49
DESARROLLO Y VALIDACIÓN DEL ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA TRES ECOREGIONES DE BOLIVIA.....	49
4.1. INTRODUCCIÓN.....	49
4.2. MÉTODOS.....	51
4.2.1. Zona de estudio.....	51
4.2.2. Selección de estaciones.....	52

4.2.3. Métricas candidatas.....	53
4.2.4. Análisis de datos .....	56
4.2.5. Selección de las métricas .....	56
4.2.6. Cálculo del índice y validación .....	57
4.3. RESULTADOS.....	59
4.4. DISCUSIÓN .....	64
CAPÍTULO 5.....	71
COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN RÍOS ALTOANDINOS: IMPLICANCIAS CON RESPECTO AL CAMBIO CLIMÁTICO .....	71
5.1. INTRODUCCIÓN .....	71
5.2. MATERIALES Y MÉTODOS .....	73
5.2.1. Área de estudio .....	73
5.2.2. Colecta de muestras biológicas y datos ambientales .....	75
5.2.3. Análisis de datos .....	75
5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	76
5.3.1. Implicaciones del cambio climático en las comunidades acuáticas.....	87
CAPÍTULO 6.....	89
CONCLUSIONES GENERALES .....	89
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	92
ANEXOS.....	109
PUBLICACIONES RESULTANTES DE ESTA TESIS.....	117
OTROS ARTÍCULOS RELACIONADOS A LA TESIS.....	118

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Ubicación de los 199 sitios de muestreo. ....	8
Figura 2.1. Ubicación de las estaciones de muestreo en la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure. ....	14
Figura 2.2. Composición taxonómica de los principales órdenes de macroinvertebrados en la ecoregión del Piedemonte.....	20
Figura 2.3. Composición trófica de los macroinvertebrados de la ecoregión del Piedemonte. ....	21
Figura 2.4. Ordenamiento de los sitios según el ACP de acuerdo a variables ambientales. ....	22
Figura 2.5. Resultado del ACC en el ordenamiento de las estaciones muestreadas según la composición de macroinvertebrados y variables ambientales .....	23
Figura 3.1. Distribución de residuales para sitios de referencia y perturbados de una determinada métrica.....	36
Figura 3.2. Relación entre valores observados y estimados (métricas con familias sensibles) para los dos grupos de datos independientes, 38 sitios de referencia y 29 sitios perturbados. ....	39
Figura 3.3. Relación entre valores observados y estimados (métricas con familias tolerantes) para los dos grupos de datos independientes, 38 sitios de referencia y 29 sitios perturbados .....	40
Figura 3.4. Distribución de los valores del índice para 38SR y 29SP.....	42
Figura 3.5. Relación entre valores promedios del índice ( $\pm$ EE) y los valores de condición ambiental para el total de sitios (38SR y 29SP). ....	44
Figura 3.6. Distribución de rangos de calidad biológica de la cuenca alta del Río Isiboro-Sécure. ....	44
Figura 3.7. Relación entre riqueza de géneros EPT y riqueza de familias EPT .....	48
Figura 4.1. Distribución hipotética de los valores de índices para sitios de referencia (calibración y validación) y sitios perturbados. ....	58
Figura 4.2. Distribución de los valores del índice para el grupo de sitios de referencia (100SR, calibración; 25SR, validación) y sitios perturbados (74SP). ....	62
Figura 4.3. Relación entre valores del índice promedio ( $\pm$ EE) y los valores de condición ambiental para el total de sitios estudiados. ....	63
Figura 4.4. Diagrama de cajas que muestran los valores del índice para los tres tipos de perturbación.....	64
Figura 4.5. Diagrama de cajas que muestran los valores de las distintas métricas y los tres tipos de perturbación.....	66
Figura 5.1. Ubicación de la zona de estudio en el Departamento de Oruro, Bolivia.....	74
Figura 5.2. Ordenamiento de los sitios según el ACP de acuerdo a variables ambientales. ....	81
Figura 5.3. Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en el ordenamiento de las estaciones muestreadas en la zona estudiada, .....	82
Figura 5.4. Ordenación de los ríos estudiados según el ACP de acuerdo a la abundancia relativa de la composición trófica de macroinvertebrados.....	85
Figura 5.5. Ordenación de los ríos estudiados según el ACP de acuerdo a categorías de rasgos (respiración) de macroinvertebrados .....	85

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 2.1. Clasificación de macroinvertebrados determinados en la zona estudiada del Piedemonte.....	19
Cuadro 3.1. Modelos de regresión múltiple stepwise obtenidos de las 12 métricas y ocho variables ambientales incluidas en el modelo.....	37
Cuadro 3.2. Test de <i>t</i> entre los residuales estandarizados de los sitios de referencia y perturbados.....	38
Cuadro 3.3. Rangos de calidad biológica establecidas en base a los valores del índice desarrollado.....	43
Cuadro 4.1. Métricas y su respuesta predicha con la perturbación.....	54
Cuadro 4.2. Respuesta predicha con la perturbación de las métricas según rasgos de vida y sus categorías según Tomanova et al. (2006 y 2008).....	55
Cuadro 4.3. Lista de taxa encontrados en las tres ecoregiones estudiadas.....	59
Cuadro 4.4. Coeficientes de regresión para los ocho modelos incluidos al índice final en las tres ecoregiones.....	61
Cuadro 5.1. Densidad de de macroinvertebrados ( $\text{ind}/\text{m}^2$ ) encontrados en sitios permanentes e intermitentes en la zona Altoandina de Oruro.....	78
Cuadro 5.2. Datos ambientales medidos para sitios intermitentes y permanentes de la zona Altoandina de Oruro, Bolivia,.....	79
Cuadro 5.3. Modelos de regresión múltiple stepwise para la riqueza y abundancia total y la riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), en relación a distintas variables ambientales, incluida la intermitencia.....	86

# CAPÍTULO 1

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Las aguas continentales (ríos, lagos, aguas subterráneas) ocupan solo cerca del 0.8% del total de la superficie global (Dudgeon et al., 2006), pese a esta pequeña superficie, concentran alrededor de 126.000 especies de animales que representan cerca del 9.5% del total de especies reconocidas globalmente (1.324.000 especies: UNEP, 2002). La mayoría de estas especies de animales de aguas continentales son invertebrados (75.5%), y entre ellas los insectos ocupan cerca del 60.4% (Balian et al., 2008). De esta manera la biota dulceacuícola es mucho mayor de lo que se esperaría de acuerdo al área del globo cubierta por hábitats de aguas continentales, sin considerar las muchas especies que restan por describir (Balian et al., 2008; Strayer & Dudgeon, 2010).

Estos ecosistemas son los grandes centros de biodiversidad, pero también los más amenazados por las actividades humanas que se concentran mayormente alrededor de ellos. La función de estos ecosistemas, a menudo depende de la riqueza y composición de especies, los procesos ecológicos y las características de los ecosistemas. En consecuencia, los efectos de la pérdida de biodiversidad sobre la función de estos ecosistemas a causa de la intervención antropogénica podrían ser dramáticos (Strayer & Dudgeon, 2010). Evidencia convincente ahora muestra que el reverso es también cierto, es decir, que la biodiversidad en el amplio sentido afecta las propiedades de los ecosistemas, y por lo tanto los beneficios que los humanos obtienen de ellos (Díaz et al., 2006). Así, en sistemas naturales, si la idea es preservar los servicios que los ecosistemas proveen a los humanos, debemos enfocarnos en la preservación o restauración de su integridad biótica en términos de

composición de especies, abundancia relativa, organización funcional y número de especies (Díaz et al., 2006).

Como consecuencia de la intervención antropogénica, a futuro se proyecta por ejemplo, una reducción de la biodiversidad acuática en cerca de cinco veces mayor que la tasa de extinción promedio de la fauna terrestre, compitiendo con las tasas de disminución proyectadas para las comunidades en los bosques tropicales (Ricciardi & Rasmussen, 1999; Safina, 2001). En países altamente industrializados, muchos ríos están entre los ecosistemas más severamente alterados, sufriendo entre otras cosas, las modificaciones del cauce y de las riberas (p.ej. la canalización con fines de navegación o agrícolas, destrucción de riberas), la regulación del flujo y la fragmentación (p.ej. embalses y represas, reservorios para almacenar agua, propósitos industriales, agrícolas o recreación), contaminación química (p.ej. metales pesados, pesticidas, fertilizantes), y contaminación orgánica (p.ej. aguas con residuos domésticos y de ganadería) (Poff et al., 1997; Tejerina-Garro et al., 2005).

Esta aceleración y creciente acumulación de las presiones antropogénicas sobre los recursos acuáticos estimuló a los científicos a desarrollar herramientas de evaluación y biomonitoreo para detectar las alteraciones ecológicas en estos ecosistemas (Dolédec & Statzner, 2010).

Los programas de evaluación y biomonitoreo de ríos surgieron a partir del trabajo denominado "Sistema Sapróbico" desarrollado por Kolkwitz & Marsson (1909), el cual sirvió como base fundamental para posteriores bioíndices que fueron desarrollados en distintos países, por ejemplo el BMWP en Inglaterra (Armitage et al., 1983) y el índice biótico de familia en Estados Unidos (Hilsenhoff, 1988). Sin embargo, estos índices son poco aplicables a regiones tropicales debido a que, en principio fueron desarrollados en regiones templadas, donde la composición de la

fauna es al menos en parte diferente de la fauna de regiones tropicales por lo que los valores de tolerancia necesitan ser reajustados para regiones tropicales (Metcalf, 1994; Bonada et al., 2006a). Asimismo, estos índices no toman en cuenta la variabilidad ambiental natural del hábitat, que conduce a la comunidad a desarrollar rasgos de vida aptos para esas condiciones ambientales, independientemente de la perturbación antropogénica.

Recientemente surgieron nuevos sistemas de evaluación basados en modelos predictivos (RIVPACS- Wright et al., 2000, AUSRIVAS- Simpson & Norris, 2000) que comparan las comunidades observadas en un sitio prueba (el cual puede ser perturbado) con las comunidades esperadas en sitios con ausencia de perturbación antropogénica.

Basado también en modelos predictivos, y dada la creciente complejidad de las alteraciones de los sistemas acuáticos, surgió el Índice de Integridad Biótica (IBI) que fue desarrollado para evaluar la calidad de los ríos del medio-oeste de los Estados Unidos, usando comunidades de peces. Éste índice, a diferencia de los anteriores, usa una serie de atributos o variables biológicas "métricas" (p.ej. riqueza, densidad, composición, tolerancia a la perturbación, grupos tróficos) para calcular un valor del índice, que es comparado con el índice en ausencia de perturbación (Karr, 1981; Karr & Chu, 1999).

A pesar de que el IBI está compuesto de variables ecológicamente saludables que se sabe responden a perturbaciones antropogénicas, en general tampoco toma en cuenta la variabilidad ambiental natural del hábitat que afecta las comunidades bióticas independientemente de los efectos de perturbación antropogénica (Tejerina-Garro et al., 2005). Es por esta razón que Oberdorff et al. (2001, 2002) y Pont et al.

(2006, 2009) adicionaron a este índice medidas ambientales tanto a escala local como regional.

Si bien el IBI ha sido desarrollado para comunidades de peces, este procedimiento fue adaptado rápidamente a comunidades de macroinvertebrados (B-IBI) (Kerans & Karr, 1994; DeShon, 1995; Morley & Karr, 2003). Estas comunidades, presentan grandes ventajas en su uso para la evaluación y monitoreo de ambientes acuáticos (p.ej. la facilidad de muestreo, el rápido cambio en la estructura trófica, en la composición y abundancia de algunos grupos a diversos tipos de perturbación, y la naturaleza sedentaria que tienen estos organismos) (Bonada et al., 2006a). Por estas ventajas, estos organismos son considerados como los indicadores potenciales de lo que ocurre en cada hábitat muestreado (Bailey et al., 2003). En América del Sur, si bien existe un creciente número de trabajos sobre evaluación de ríos tomando en cuenta las comunidades de macroinvertebrados (Domínguez & Fernández, 1998; Jacobsen, 1998; Hamel & Van Damme, 1999; Smolders et al., 1999; Marquez & Barbosa, 2001; Figueroa et al., 2003; Fernández et al. 2006; Baptista et al., 2007; Van Damme et al., 2008, Miserendino & Masi, 2010), ninguno de ellos toman en cuenta en su procedimiento los patrones de variación de la comunidad bajo condiciones ambientales naturales antes de evaluar el efecto de la variación de la comunidad por el efecto de la perturbación antropogénica.

En general, la contaminación en ecosistemas acuáticos en Bolivia es todavía considerada marginal, sin embargo, algunos ecosistemas acuáticos ya han experimentado profundas modificaciones, mayormente como resultado de las actividades mineras en la región de los Valles Interandinos y la región Altoandina (García, 2006, Van Damme et al., 2008) y la deforestación principalmente en las regiones de tierras bajas. Sin embargo, el crecimiento de la población, el desarrollo

de la agricultura y la industria en estos ecosistemas muy probablemente incrementará la contaminación del agua, lo cual podría conducir a un deterioro general de los ecosistemas en conjunto. Políticas de protección del recurso agua que traten de anticipar estos impactos ecológicos, económicos y sociales en lugar de reaccionar a ellos, son muy necesarias para evitar la degradación ambiental a futuro en estos cuerpos de agua.

Dadas estas consideraciones, la primera parte de este trabajo trata sobre la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bajo condiciones de referencia (con mínima perturbación antropogénica o ninguna) y alteradas, en una ecoregión particular (Piedemonte Andino) (Capítulo 2), para posteriormente desarrollar un índice de integridad biótica aplicable a esta ecoregión (Capítulo 3). Luego, se integran estos datos con los de otras dos ecorregiones: Valles Interandinos y Altoandina, esta vez tres ecoregiones claramente contrastantes y aptas como para el desarrollo y validación del índice multimétrico, aplicable a escala regional (Capítulo 4). Finalmente, se estudian las posibles implicancias del cambio climático sobre la estructura y función de las comunidades en ríos estacionales (intermitentes) y permanentes en una región particular cuyos ríos provienen de los glaciares altoandinos (Capítulo 5).

## **1.1. HIPÓTESIS**

En sistemas acuáticos, una herramienta de biomonitoreo ecológicamente "saludable" y ampliamente aplicable exige tomar en cuenta múltiples atributos basados en la riqueza, estructura y función de los organismos indicadores (Karr & Chu, 1999). Como hipótesis se plantea que, si conocemos el rango de variabilidad de estos atributos bajo condiciones de referencia, es posible predecir la variabilidad

de estos atributos bajo condiciones de perturbación antropogénica, y por tanto se puede desarrollar un índice que determine las condiciones biológicas de los sistemas acuáticos, basado en estas diferencias en los rangos de variabilidad.

## **1.2. OBJETIVOS**

### **1.2.1. Objetivo general**

- Desarrollar y validar un índice multimétrico de integridad biótica, basado en modelos estadísticos que tomen en cuenta los patrones de variación natural y antropogénica de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Este índice servirá para evaluar la calidad de los ríos de tres ecoregiones de Bolivia: Piedemonte, Valles Interandinos y Altoandina.

### **1.2.2. Objetivos específicos**

- Determinar la composición taxonómica, estructura trófica y los rasgos biológicos de las comunidades de macroinvertebrados en tres ecoregiones de Bolivia.
- Determinar las características físicas y químicas en los ríos de las regiones mencionadas.
- Comparar los índices multimétricos obtenidos entre el grupo de sitios de referencia (naturales) y sitios perturbados.
- Determinar la respuesta de las diferentes variables biológicas (métricas) a los diferentes tipos de perturbación antropogénica (minera, agrícola y contaminación doméstica).

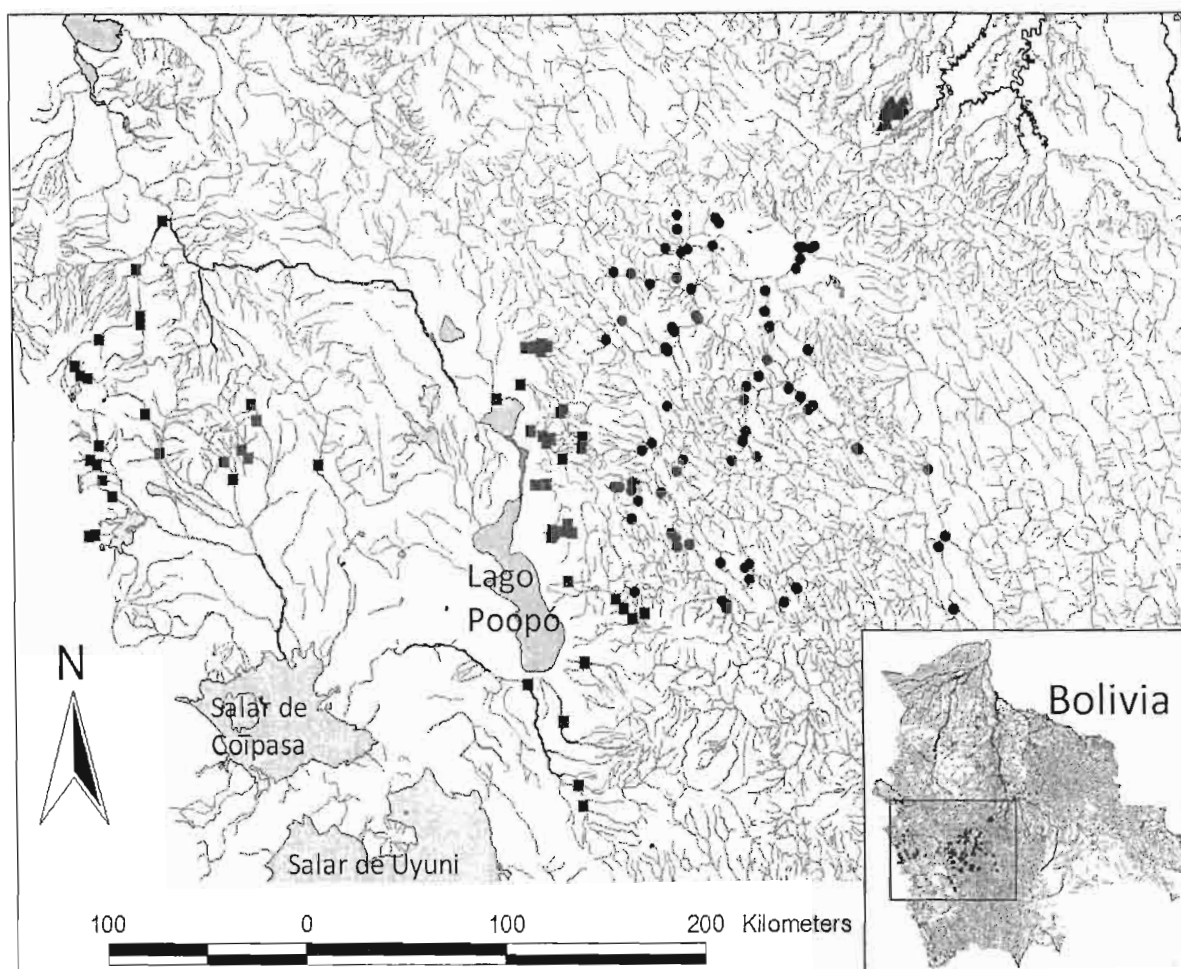
- Analizar las posibles implicancias del cambio climático sobre la estructura de la fauna de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de la ecoregión Altoandina.

### 1.3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio abarca tres importantes ecoregiones de Bolivia (Figura 1.1): el Piedemonte Andino, los Valles Interandinos y la ecoregión Altoandina.

El Piedemonte Andino (ANEXO 1) es una ecoregión boscosa y muy húmeda, que se presenta sobre terrenos al pie de las últimas colinas andinas, con ondulaciones y planicies de pendiente amplia. Se distribuye a manera de cinturón que corre paralelo al rumbo mayor de la cordillera oriental. El rango altitudinal es pequeño, entre 250 y 350 m aproximadamente. La precipitación anual está por encima de los 3000 mm, aunque para altitudes mayores se estima que pueden superar los 5000 mm; el rango de temperaturas oscila entre 24 y 26°C (Montes de Oca, 1997, Navarro & Maldonado, 2002). El bosque de esta ecoregión es alto y ricamente diversificado y entre las especies más comunes se encuentran *Cedrela odorata* (cedro), *Cecropia membranacea* (ambaibo), *Ficus spp.* entre varias otras.

La ecoregion de los Valles Interandinos (ANEXO 2) forma un conjunto de bosques secos que se extienden mayormente por el centro y sur de Bolivia, sobre una serie de mesetas, colinas y valles o en las laderas inferiores de las montañas entre los 500 y 3300m aproximadamente, con temperaturas medias anuales de 12 a 16°C.



**Figura 1. 1.** Ubicación de los 199 sitios de muestreo. Los cuadrados corresponden a la Región Altoandina, los círculos a los Valles y los triángulos al Piedemonte.

La vegetación es decidua, con especies arbóreas típicas como *Prosopis sp.* (algarrobo), *Acacia macracantha* (kiñi), *Schinus molle* (molle) y *Erythrina falcata* (ceibo). A altitudes mayores se encuentran diversos tipos de matorrales dominados por arbustos y pastizales. Los bosques naturales del fondo de los valles han sido casi eliminados por su reemplazo por agricultura bajo riego, que es la actividad económica principal de la zona (Montes de Oca, 1997).

La ecoregión Altoandina (ANEXO 3) es una vasta región que constituye un complejo de cadenas montañosas, subdividida en varias unidades fisiográficas, dentro de las que se incluye el altiplano. El rango altitudinal puede variar desde 3700

a 4200 m con distintas comunidades vegetales como pastizales (*Festuca spp.*, *Stipa spp.*), arbustos (*Baccharis spp.*) y fajas de bosque bajo y abierto (*Polylepis spp.*) (Montes de Oca, 1997). El clima es frío con heladas nocturnas en las partes más altas; las temperaturas medias anuales oscilan entre 8 y 11°C. Los valores de precipitación media anual pueden variar desde 700 mm en la zona central y alta de la cordillera oriental de los Andes de Cochabamba, disminuyendo gradualmente hacia el sur hasta menos de 100 mm anuales (por ejemplo cerca del paralelo 21° en Potosí).

En las Ecoregiones Altoandina y Valles Interandinos existen algunos depósitos importantes de minerales como el estaño, antimonio, wolframita, bismuto, zinc, plomo, plata, etc. principalmente en la parte oriental del departamento de Oruro y en el Norte de Potosí, que tradicionalmente han sido zonas mineras desde épocas coloniales. La explotación de estos minerales, si bien genera un importante movimiento económico para la región y el Estado, produce un impacto ecológico que aún no ha sido determinado. Muchos de estos centros mineros vuelcan los residuos ácidos directamente en los ríos próximos a estos centros mineros que confluyen en la región Oeste hacia el Lago Poopó en Oruro, y hacia el Este en la cuenca del Río Grande, que en su parte alta comprende la Ecoregión de los Valles Interandinos y en su parte más baja la región Amazónica.

## 1.4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 1.4.1. Colecta y análisis de muestras biológicas y ambientales

Todos los macroinvertebrados fueron colectados durante la estación seca desde mayo a octubre del 2007 y 2008, excepto las muestras de la ecoregión del Piedemonte, que fueron colectadas durante la estación seca del 2004. Cada sitio consistió de un único muestreo.

En esta estación hay mejores condiciones para el establecimiento de organismos bentónicos, debido a que no son arrastrados o lavados por las fuertes corrientes como ocurre durante la época de lluvias. Al mismo tiempo, no se produce la dilución de la fauna por el aumento del tamaño del cauce.

Se usó un área de muestreo estándar de aproximadamente 0.09 m<sup>2</sup> (red Surber, con 250 µm de abertura de malla), con una muestra compuesta de cinco puntos para cada sitio (Karr & Chu, 1999). En lo posible, los cinco puntos de colecta fueron tomados en los rápidos con similar profundidad, velocidad de corriente y substrato, como lo proponen Resh et al. (1995) y Karr & Chu (1999). Una vez colectadas, las muestras fueron conservadas en formol al 4%. En el laboratorio, estas muestras fueron lavadas, separadas y los macroinvertebrados fueron identificados hasta el máximo nivel taxonómico posible. Para la ecoregión del Piedemonte, la identificación se realizó hasta nivel de género de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT); sin embargo para las otras regiones el nivel de identificación fue solo a nivel familia, debido a que la relación entre la riqueza de géneros EPT y riqueza de familias EPT fue muy alta (ver capítulo 3, figura 3.7), lo que indica que el esfuerzo de determinación de los grupos EPT a nivel género no contribuyó significativamente al índice desarrollado.

Para la identificación de los macroinvertebrados se usaron las claves de diagnóstico de Merrit & Cummins (1996), Fernández & Domínguez (2001), Domínguez et al. (2006) y Domínguez & Fernández (2009).

En cada uno de los puntos de muestreo, se midieron distintas variables ambientales que influyen sobre la estructura y función de las comunidades de macroinvertebrados (Vinson & Hawkins, 1998), como la velocidad de corriente (m/s), la profundidad (cm), la conductividad ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), el pH, el ancho del río (m), la longitud de rabión (m), la altitud (m), la distancia a la fuente (Km) y el porcentaje de cada clase de tamaño de substrato a lo largo de un transecto (60-100 medidas en zigzag, cada una de ellas separadas por una distancia aproximada de 1m). Para incluirlas en los análisis estadísticos, estas clases de tamaño del substrato fueron categorizadas como proponen Heino et al. (2003) con ligeras modificaciones: (1) materia orgánica, limo, arcilla; (2) arena, (3) grava fina, (4) grava gruesa, (5) cascajo fino, (6) cascajo grueso, (7) piedra fina, (8) piedra grande, (9) bloque fino, (10) bloque grueso y (11) roca. La proporción de cada tipo de substrato fue estimada y subsecuentemente promediada para obtener el valor promedio para cada sitio como un valor de índice.

## **CAPÍTULO 2**

# **MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS DEL PIEDEMONT ANDINO, ESTUDIO DE BASE PARA LA BIOEVALUACIÓN DE ARROYOS**

### **2.1. INTRODUCCIÓN**

Desde los años 50, las evaluaciones biológicas de la calidad de aguas de arroyos están reemplazando o complementando progresivamente a las realizadas mediante medidas de la química del agua, que por sí solas no proveen adecuada información de los efectos de perturbación sobre los organismos vivientes (Metcalf, 1994; Bailey et al., 2003).

La meta de las evaluaciones biológicas es detectar y comprender los cambios en los sistemas biológicos que resultan de las actividades humanas respecto a las condiciones de referencia, que son sitios mínimamente expuestos a perturbaciones antropogénicas tales como los desechos domésticos, industriales, mineros o cambios en el uso del suelo que a menudo degradan los ecosistemas (USEPA, 1990). Sin embargo, en los países desarrollados hay pocos lugares que quedan (si es que los hay) sin la influencia de las acciones humanas (Karr & Chu, 1999). Pese a que países en desarrollo como Bolivia presentan aun varios lugares poco intervenidos, la selección de sitios de referencia requieren un cuidadoso plan de muestreo y análisis.

La estructura y composición taxonómica, tanto de comunidades de peces como invertebrados, son actualmente las más útiles en evaluaciones de la calidad biológica de los ríos (DeShon, 1995; Karr & Chu, 1999; Oberdorff et al., 2002; Pont et al. 2006, 2009), debido a que ellos responden de forma específica y predecible a los cambios en las condiciones del paisaje; son sensibles a un rango de factores

físicos y químicos, y son relativamente fáciles de medir e interpretar (Karr & Chu, 1999).

En este trabajo se utilizaron a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como potenciales bioindicadores de perturbación antropogénica, debido a las ventajas particulares que presentan estas comunidades respecto a las de peces u otras. Los componentes de estas comunidades son fáciles de coleccionar, son diversos y abundantes, se conoce que muchos grupos taxonómicos cambian rápidamente en riqueza y abundancia según diferentes tipos de perturbación (DeShon, 1995; Fore & Wisseman, 1996; Marquez & Barbosa, 2001; Morley & Karr, 2003; Bryce & Hughes, 2003); asimismo, son relativamente sedentarios, por lo que proveen una buena señal puntual de lo que sucede en un sitio (Bailey et al., 2003), y son parte importante de la cadena trófica en los ecosistemas acuáticos.

La fauna de macroinvertebrados está aún poco estudiada en ríos del piedemonte de Cochabamba (Campero, 1998; Moya et al., 2003; Goitia et al. 2003 y Tomanova et al., 2006), que progresivamente está reemplazando su vegetación natural por distintos tipos de cultivos (CONCADE, 2002) y asentamientos urbanos, alterando la integridad ecológica de los arroyos de esta zona. Por ello, el presente capítulo está enfocado en estudiar la estructura y composición de la fauna bentónica y su relación con factores ambientales, en estos arroyos con distinto grado de perturbación antropogénica.

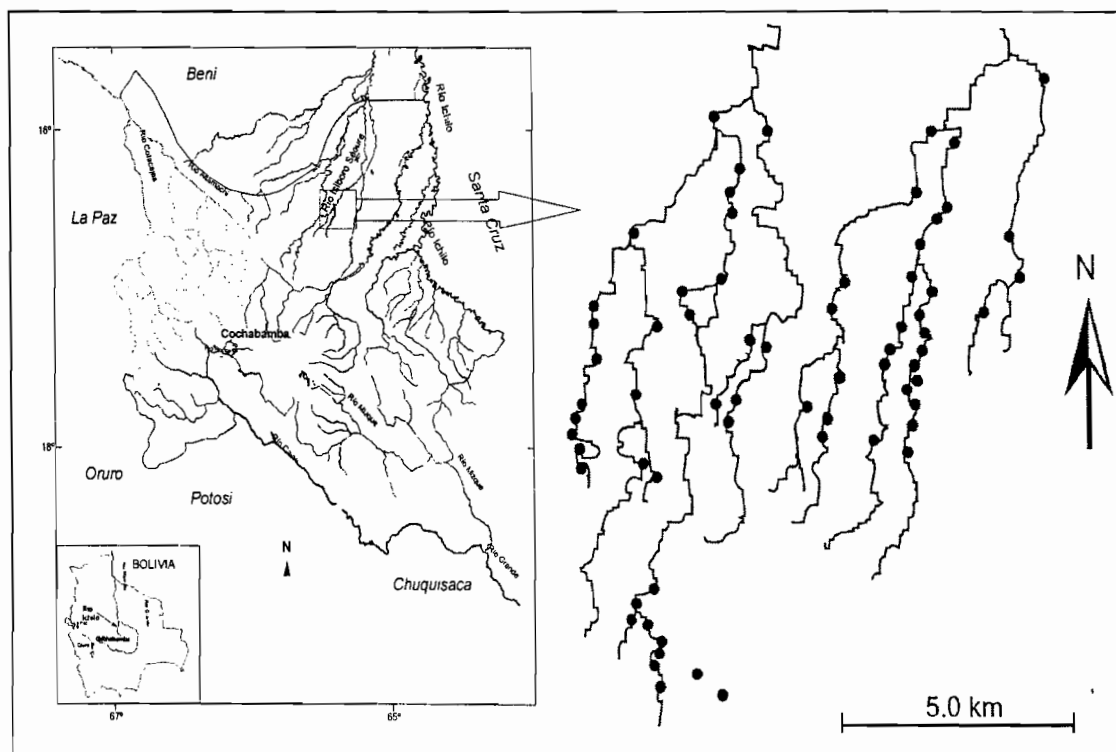
Una de las principales dificultades en identificar aquellos atributos biológicos de la comunidad que mejor responden a perturbaciones antropogénicas es que estos atributos pueden también co-variar con los patrones de variación natural (sin intervención del hombre) (Bailey et al., 2003; Whittier et al., 2006). Es por ello que es necesario establecer los patrones de variación natural de la comunidad previo al

desarrollo de métodos de evaluación de la calidad biológica en los sistemas acuáticos.

## 2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.2.1. Área de Estudio

El área de estudio comprende los arroyos de primer y segundo orden de la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure, que a su vez forma parte de la Cuenca del Amazonas; corresponde a la provincia Chapare del departamento de Cochabamba, Bolivia, en la región del Piedemonte Andino (Figura 2.1).



**Figura 2.1.** Ubicación de las estaciones de muestreo en la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure. La zona resaltada se muestra ampliada a la derecha.

La zona de estudio tiene una extensión considerable destinada a la producción agrícola, que es de carácter semi-intensiva, con cerca del 20% de área

cultivada (Rodríguez, 2005). Los principales cultivos que se destacan según su extensión son cítricos, banano, palmito, pastizales y piña (CONCADE, 2002).

### **2.2.2. Selección de Estaciones**

La selección de arroyos se realizó a través de mapas del Instituto Geográfico Militar con escalas 1:50000 y 1:100000, mapas satelitales y a través de varias visitas a la zona de estudio.

En total se tomaron muestras biológicas y variables ambientales en 67 estaciones uniformemente distribuidas en la cuenca mencionada, de las cuales se escogieron 38 sitios de referencia, con poca o ninguna perturbación antropogénica y 29 sitios perturbados. Para diferenciar entre estaciones alteradas y no alteradas se realizaron visitas previas a la zona de estudio y se usaron dos criterios principales: la perturbación doméstica en el hábitat de muestreo y el uso del suelo en áreas adyacentes del sitio, determinados con el mapa de cultivos de CONCADE (2002).

Para el primer criterio principal, en cada estación se tomaron en cuenta:

- Las modificaciones del cauce del arroyo provocadas por personas.
- La presencia de desechos urbanos.
- La proximidad a los centros urbanos.
- Las modificaciones del substrato.

Para el segundo criterio principal, se tomaron en cuenta:

- La deforestación de la zona.
- La extensión de cultivos a través de mapas de uso del suelo.

Cada uno de los dos criterios principales se clasificó inicialmente en cuatro categorías como sigue: 1=muy poco, 2=poco, 3=intermedio y 4=altamente perturbado.

Posteriormente, sumando los valores categóricos de ambos criterios, se obtuvo un gradiente de condición ambiental que varía de 2 a 8, aquellos sitios que sumaron valores  $>5$  fueron considerados como perturbados y aquellos que sumaron valores  $\leq 5$  se consideraron como sitios de referencia. Por ejemplo, si para el primer criterio se obtuvo el valor 1 (muy poco), y para el segundo criterio se obtuvo el valor 2 (poco), como la suma de ambos criterios (3) es  $<5$  se consideró como sitio de referencia. En general, la zona de estudio presenta pocos sitios muy alterados considerando ambos criterios principales de alteración. Es por esta razón que se encontraron mayor número de sitios de referencia respecto a los sitios perturbados.

El procedimiento de colecta y análisis de muestras biológicas y ambientales se describe en el capítulo introductorio. Cabe aclarar que para esta región, las muestras de macroinvertebrados se identificaron a nivel de género para los grupos de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Megaloptera, a nivel familia el resto de los grupos de la Clase Insecta y a niveles superiores de familia las otras clases (Cuadro 2. 1). En el Capítulo 3 se discute la importancia del nivel de identificación para aplicaciones en IBI.

Las comunidades también se diferenciaron según su estructura trófica como desmenuzadores, raspadores, recolectores, filtradores y predadores de acuerdo a códigos compuestos por afinidad (donde 0= sin afinidad del taxón con la categoría de rasgo, 1= afinidad débil, 2= afinidad media, 3= afinidad alta) tal como describen Tomanova et al. (2006, 2008) en Bolivia y literatura accesible como Merrit & Cummins (1996).

### **2.2.3. Análisis de datos**

Para tener una visión general acerca de la variabilidad ambiental de la zona estudiada, inicialmente se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), de

tal manera que se observe la distribución de los sitios tanto de referencia como perturbados tomando en cuenta solamente las características ambientales.

Para determinar asociaciones entre la estructura de las comunidades (excluyendo los taxa raros  $\leq 0.10\%$  respecto a la abundancia total de los 67 sitios) y las variables ambientales, se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC).

El ACC sirve para entender como diversos taxa responden simultáneamente a factores externos como las variables ambientales. El resultado del ACC es un diagrama de ordenamiento formado por un sistema de ejes donde se muestran los sitios, las especies y las variables ambientales (Ter Braak & Verdonschot, 1995).

Las variables ambientales de mayor importancia en el ACC, se escogieron a través de la selección forward de CANOCO, la que permite evaluar la significancia de las variables por medio de los test de permutaciones de Monte Carlo (499 permutaciones,  $p < 0.05$ ).

Luego, para evaluar la significancia estadística del ordenamiento de los ejes canónicos (relación de la distribución de especies según la variación ambiental) también se realizaron los test de permutaciones de Monte Carlo (1000 permutaciones,  $p < 0.05$ ).

A través de este ACC se espera obtener algún tipo de asociación entre la distribución de las especies y las variables ambientales; asimismo se espera que los sitios de referencia y perturbados se diferencien con relación a este conjunto de variables ambientales.

Estos análisis fueron realizados en el programa CANOCO versión 4.5 (Ter Braak & Verdonschot, 1995).

### 2.3. RESULTADOS

Un total de 61 taxa de macroinvertebrados acuáticos fueron colectados en 67 sitios de la cuenca, de los cuales 52 corresponden a la Clase Insecta y 9 a otros taxa (Cuadro 2.1).

Una densidad media de 426 ( $\pm 336$ ) ind./m<sup>2</sup> fue encontrada para cada sitio muestreado; siendo la Familia Chironomidae la más abundante, representando el 28% de la densidad total de individuos.

Los 38 sitios de referencia tuvieron una densidad media de 491 ind./m<sup>2</sup> y los 29 sitios perturbados 340 ind./m<sup>2</sup> (ANEXO 4).

Un promedio de 18 taxa fue encontrado para cada sitio de referencia, y 14 taxa para cada sitio perturbado (ANEXO 4). La Familia Chironomidae fue la más frecuente, encontrándose en todos los sitios muestreados.

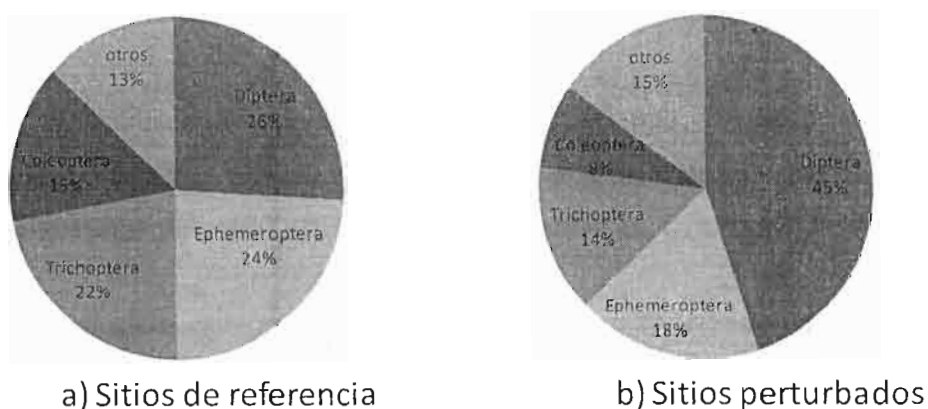
En los sitios de referencia predominaron los grupos Ephemeroptera y Trichoptera que son considerados entre los más sensibles a perturbaciones antropogénicas (DeShon, 1995; Butcher et al., 2003). En promedio, estos dos órdenes representan el 46% del total de individuos (Figura 2.2); el orden Plecoptera representa apenas el 1.1%, por ello se lo incluyó en el grupo "otros" en la figura 2.2. Por otro lado, en los sitios perturbados se registraron valores promedio mucho más bajos para estos grupos sensibles.

**Cuadro 2.1.** Clasificación de macroinvertebrados determinados en la zona estudiada del Piedemonte.

CLASE INSECTA	OTROS TAXA
O. EPHEMEROPTERA	F. Helicopsychidae
F. Baetidae	g. <i>Helicopsyche</i>
g. <i>Camelobaetidius</i>	F. Leptoceridae
g. <i>Guajirolus</i>	g. <i>Oecetis</i>
g. <i>Cloeodes</i>	g. Leptoceridae indet.
g. <i>Apobaetis</i>	F. Calamoceratidae
g. <i>Baetodes</i>	O. COLEOPTERA
g. <i>Americabaetis</i>	F. Elmidae(larva)
F. Leptophlebiidae	F. Elmidae (adulto)
g. <i>Farrodes</i>	F. Psephenidae
g. <i>Thraulodes</i>	g. <i>Psephenus</i>
F. Leptohyphidae	F. Hidrophilidae
g. <i>Traverhyphes</i>	F. Ptilodactylidae
g. <i>Tricorythodes</i>	O. ODONATA
g. <i>Tricorythopsis</i>	F. Coenagrionidae
g. <i>Yaurina</i>	F. Libellulidae
g. <i>Leptohyphes</i>	F. Gomphidae
F. Caenidae	O. DIPTERA
g. <i>Brasilocaenis</i>	F. Chironomidae
O. PLECOPTERA	F. Simuliidae
F. Perlidae	F. Psychodidae
g. <i>Anacroneuria</i>	F. Tipulidae
O. TRICHOPTERA	F. Ceratopogonidae
F. Hydropsychiae	F. Empididae
g. <i>Leptonema</i>	F. Stratiomyidae
g. <i>Smicridea</i>	F. Muscidae
g. <i>Macronema</i>	O. HEMIPTERA
F. Philopotamidae	F. Naucoridae
g. <i>Chimarra</i>	F. Belostomidae
F. Xiphocentronidae	F. Veliidae
F. Glossosomatidae	F. Gerridae
F. Odontoceridae	O. LEPIDOPTERA
g. <i>Marilia</i>	F. Pyralidae
g. <i>Barypenthus</i>	O. MEGALOPTERA
F. Hydroptilidae	F. Corydalidae
g. <i>Hydroptila</i>	g. <i>Corydalus</i>
F. Polycentropodidae	F. Sialidae
g. <i>Polycentropus</i>	g. <i>Sialis</i>
g. <i>Polypsectropus</i>	

O=Orden, F= Familia,  
g=Género

El 32% de los individuos está representado por los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera (Figura 2.2), el orden Plecoptera en este caso representa apenas un promedio de 0.4% en cada sitio; por el contrario, los Diptera, que son considerados entre los más tolerantes (DeShon, 1995), fueron mucho más abundantes en los sitios perturbados (45%) que en los de referencia (26%) (Figura 2.2).

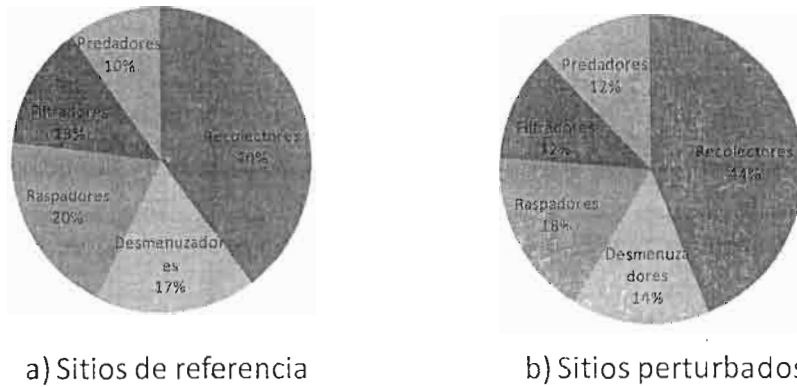


**Figura 2.2.** Composición taxonómica de los principales órdenes de macroinvertebrados en sitios de referencia (a) y perturbados (b) de la ecoregión del Piedemonte.

Pese a que el orden Coleoptera no es considerado un grupo con baja tolerancia como los Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera, este presentó mayor proporción en los sitios de referencia (15%) que en los sitios perturbados (8%).

Respecto a la composición trófica, los recolectores resultaron los más abundantes con un promedio de 40 y 44% para sitios de referencia y perturbados respectivamente (Figura 2.3 y ANEXO 4), y los depredadores presentaron la menor proporción, con un promedio de 10 y 12% para sitios de referencia y perturbados respectivamente, los otros grupos tróficos como desmenuzadores, raspadores y filtradores presentaron porcentajes relativamente bajos a intermedios, entre el 13 y

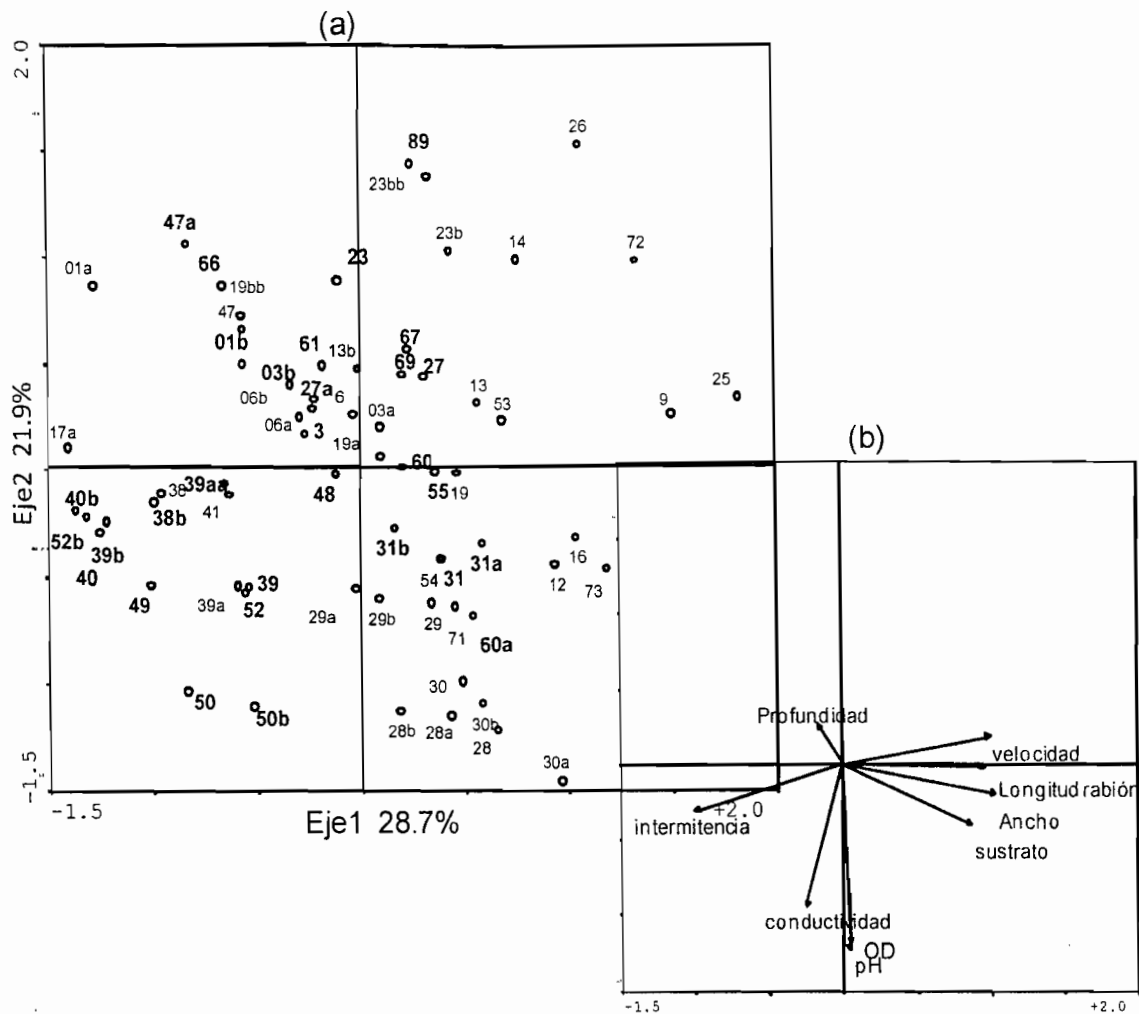
20%, con valores relativamente superiores para los sitios de referencia en los tres casos (Figura 2.3).



**Figura 2.3.** Composición trófica de los macroinvertebrados en sitios de referencia (a) y perturbados (b) de la ecoregión del Piedemonte.

El ACP indica que la variación entre las medidas ambientales puede ser explicada por los dos primeros componentes principales (ejes) en un 51% (Figura 2.4 a y b). El primer eje separa los sitios con valores elevados de variables físicas como la velocidad de corriente, la longitud rabión, el ancho, además del tipo de substrato predominantemente grueso y la intermitencia (Fig. 2.4b). El segundo eje ordena los sitios en función a las variables químicas como el pH, la conductividad y el oxígeno disuelto.

De acuerdo a este análisis, tanto los sitios perturbados (sitios en negrilla) como sitios de referencia (sitios sin negrilla) no se separan marcadamente, lo que indica que ambos grupos de sitios comparten las mismas características ambientales (Figura 2.4 a y b).



**Figura 2.4.** Ordenamiento de los sitios (a) según el ACP de acuerdo a variables ambientales (b). Los sitios en negrilla indican los sitios perturbados y los normales los sitios de referencia.

El análisis de correspondencia canónica (ACC) (Figura 2.5), indica que la varianza acumulada de la relación entre las variables ambientales y biológicas puede ser explicada por los dos primeros ejes en un 62%. La correlación especie-ambiente fue alta para ambos ejes (0.878 y 0.791, respectivamente). Los test de permutaciones de Monte Carlo (1000 permutaciones) muestran que ambos ejes fueron altamente significativos ( $p=0.001$ ). Estos resultados sugieren que la distribución de los taxa no fueron debidos al azar, lo que indica que la mayor parte



longitud de rabi3n, y ancho total (Fig. 2.5b), las variables excluidas fueron: ox3geno disuelto, ancho h3medo y distancia a la fuente.

En la figura 2.5a se observa que los sitios perturbados (n3meros en negrilla) tienen una tendencia de separaci3n respecto a los sitios de referencia, hacia el lado derecho del eje 1.

En aquellos sitios de referencia (lado izquierdo de la figura 2.5a, sitios sin negrilla), en general, predominan los taxa sensibles como: *Baetodes*, *Guajirulus*, *Camelobaetidius*, *Leptohyphes* (Ephemeroptera), *Chimarra*, *Polypectropus*, *Leptonema*, *Smicridea* (Trichoptera) y *Anacroneuria* (Plecoptera). Estos sitios se caracterizan por tener sustratos predominantemente gruesos, valores elevados de velocidad de corriente, ancho del r3o, longitud rabi3n, pH; pero con valores bajos de conductividad y profundidad (Figura 2.5b).

En el otro extremo, el lado derecho de la figura 2.5a, correspondiente a los sitios perturbados (sitios en negrilla), donde son en general los grupos tolerantes como los Oligochaeta, Chironomidae, Ostracoda e Hirudinea los que tienden a predominar (Figura 2.5b). Las variables ambientales anteriormente mencionadas, se caracterizan por presentar valores m3s bajos, a excepci3n de la conductividad y profundidad.

De esta manera, este ACC a diferencia del ACP muestra que los sitios perturbados tienden a desplazarse a un extremo del diagrama seg3n la composici3n de la fauna bent3nica, pero independientemente de sus caracter3sticas ambientales.

## 2.4. DISCUSIÓN

La composición de la fauna bentónica encontrada en los arroyos de la Cuenca Chipiriri, en general es similar a lo encontrado por Moya et al. (2003) a lo largo de los ríos del Piedemonte del Chapare.

En el presente trabajo, más del 70% de la fauna bentónica total está representada por los órdenes Diptera, Ephemeroptera y Trichoptera; la proporción de Plecoptera, en este caso representado solo por *Anacroneuria*, es muy reducida (1.1% en sitios no alterados), comparado con otros grupos. En general, los plecópteros son un grupo reducido en cuanto al número de taxa y densidad. Moya et al. (2003) encontraron solo un género de Plecoptera (*Anacroneuria*, Perlidae) con una densidad que representaba solo el 3% para ríos medianos del piedemonte; asimismo, Rocabado (2004) encontró entre los plecópteros solo a *Anacroneuria* que representaba menos del 3% de densidad en ríos de mayor tamaño de la cuenca Amazónica de Bolivia. Esto nos sugiere que los ríos amazónicos tienen proporciones muy reducidas de plecópteros.

Con respecto a la composición trófica, la proporción de desmenuzadores y raspadores debería disminuir en sitios perturbados (Butcher et al., 2003). En el presente trabajo, ambos grupos efectivamente disminuyeron significativamente en sitios perturbados ( $p < 0.05$ ), analizados con una prueba *t*; sin embargo, la proporción de predadores, que también debería disminuir (Karr & Chu, 1999) tuvo un comportamiento inverso, aumentando significativamente en sitios perturbados ( $p < 0.01$ ).

Sin embargo, la generalización de un incremento o una disminución de los diferentes grupos tróficos con la perturbación antropogénica, puede o no ser un buen indicador, debido a que pueden responder a otros factores ambientales que no

necesariamente están asociados a la perturbación antropogénica, por lo que deben ser cuidadosamente testados antes de ser usados en índices bióticos (Karr & Chu, 1999).

Según los resultados del análisis de componentes principales, de acuerdo a las características ambientales, los sitios perturbados se encuentran distribuidos dentro de la variabilidad ambiental de los sitios de referencia. De esta forma los sitios perturbados comparten características ambientales similares a los de referencia. Este criterio es esencial antes de desarrollar cualquier método de evaluación de calidad de aguas, ya que tanto los sitios de referencia como los perturbados deben estar distribuidos homogéneamente a lo largo de toda la cuenca que se desea estudiar, tomando en cuenta toda la posible variabilidad ambiental (Oberdorff et al., 2002; Pont et al., 2006,2009). Lo contrario implicaría sesgos importantes en la evaluación de la calidad biológica de los arroyos.

Por otro lado, de acuerdo al análisis de correspondencia canónica, los sitios de referencia muestran una tendencia a separarse de los sitios perturbados en función a la composición de la comunidad bentónica.

Este ACC incorpora las abundancias de los diferentes taxa a las variables ambientales del ACP previamente analizados; de esta manera, sitios dominados por taxa sensibles a efectos de perturbación como los Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera, se separan de los sitios perturbados (Metcalf, 1994; DeShon, 1995; Mullins, 1999; Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003; Bryce & Hughes, 2003). Estos sitios alterados están principalmente representados por los grupos tolerantes como Oligochaeta, Hirudinea, Ostracoda y Chironomidae (DeShon, 1995; Butcher et al., 2003; Soldner et al., 2004). Este resultado, al igual que en otros trabajos (p.ej. ver Metcalfe, 1994; Karr & Chu, 1999; Bailey et al., 2003 para una revisión más

completa) sugieren que las comunidades de macroinvertebrados pueden servir como potenciales bioindicadores de perturbación antropogénica, debido a esta tendencia de discriminación entre aquellos sitios con condiciones de referencia y perturbadas. Sin embargo, las comunidades de invertebrados responden también de manera significativa a los factores ambientales naturales, lo cual nos sugiere que futuros trabajos de bio-valoración de arroyos a través de índices bióticos deben diferenciar el efecto de la variabilidad ambiental natural del efecto de la perturbación como sugieren Karr & Chu (1999), Tejerina-Garro et al. (2005), Whittier et al. (2006).

## **2.5. CONCLUSIONES**

Los dípteros de la Familia Chironomidae resultaron ser los organismos más abundantes y frecuentes a lo largo de las 67 estaciones muestreadas de esta ecoregión.

Según la estructura trófica, los recolectores resultaron ser los más abundantes con un promedio de 42%, seguido de los raspadores, desmenuzadores, filtradores, y los predadores representaron solamente un promedio de 11% en conjunto.

El ACP mostró que los sitios perturbados comparten características ambientales similares con los sitios de referencia; asimismo, este análisis mostró que hay algunas variables ambientales (velocidad de corriente, tipo de sustrato, ancho, conductividad y pH) que son de mayor importancia. El ACC mostró que estas variables ambientales afectan en la estructuración de las comunidades bentónicas.

Los taxa sensibles tienden a predominar en sitios menos perturbados, mientras que los taxa tolerantes tienden a predominar en los sitios más perturbados.

Estos análisis multivariados mostraron que la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados pueden servir como potenciales bioindicadores de perturbación antropogénica. Sin embargo, estas comunidades responden también de manera significativa a distintos factores ambientales con condiciones de referencia (naturales), lo cual nos sugiere que futuros trabajos de bio-evaluación de arroyos, a través de índices bióticos, deben diferenciar el efecto ambiental del efecto de la perturbación de origen antrópico.

## CAPÍTULO 3

# ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE INTEGRIDAD BIÓTICA PARA LA REGIÓN DEL PIEDEMORTE, COCHABAMBA-BOLIVIA

### 3.1. INTRODUCCIÓN

La calidad biológica de los ecosistemas acuáticos está siendo crecientemente afectada a causa de las presiones generadas por las actividades humanas. Los ríos son uno de los recursos más importantes sobre la tierra, y están también entre los más amenazados por dichas actividades (Malmqvist & Rundle, 2002; Strayer & Dudgeon, 2010). La preservación de los pocos ríos con buena calidad que quedan es importante debido a que representan las condiciones ecológicas históricas más próximas a las esperadas, dado el grado de actividad antropogénica pasado y presente (USEPA, 1990).

Con fines de evaluación y monitoreo de la calidad de agua de los sistemas acuáticos, se propuso el Índice de Integridad Biótica (IBI) basado en las comunidades de peces. Este índice fue desarrollado por Karr (1981), quien define a la integridad biótica como “la capacidad de mantener una comunidad de organismos adaptada, integrada y balanceada en la composición de especies, diversidad y organización funcional comparable con aquel de hábitat natural de una región”.

Este índice emplea múltiples variables biológicas (métricas) basadas en la densidad, riqueza, estructura y función de la comunidad, que dan señales puntuales de la condición del río para calcular un valor de índice en un sitio dado, el cual es comparado con el índice esperado en un sitio no alterado (Karr, 1981; Karr & Chu, 1999).

La utilidad de este criterio biológico está basado en la premisa que la estructura y función de una comunidad biológica acuática, dentro de un hábitat específico, provee información importante acerca de la calidad del agua. La existencia de comunidades acuáticas en ambientes prístinos (no sujetos a perturbación antropogénica) ejemplifica la integridad biótica y sirve como la mejor herramienta posible para evaluar la calidad del agua (USEPA, 1990; Hughes & Oberdorff, 1999; Bailey et al., 2003; Bryce & Hughes, 2003).

Pese a que el IBI está compuesto de medidas ecológicamente adecuadas, que se conoce responden a perturbaciones antropogénicas, en general, no toma en cuenta factores ambientales que afectan las comunidades bióticas independientemente de los efectos de perturbación antropogénica (Tejerina-Garro et al., 2005). Por ello Oberdorff et al. (2002) y Pont et al. (2006, 2009) desarrollaron una metodología, donde incorporan a este índice de integridad variables ambientales tanto a escala local como regional, como principales descriptoras de los distintos atributos biológicos de la comunidad.

Así como las comunidades de peces, los macroinvertebrados bentónicos son de interés debido a que ellos son diversos y abundantes, sensibles a perturbaciones humanas, fáciles de muestrear y son buenos indicadores de las condiciones del hábitat de los ríos, actuando como componentes claves de la red trófica acuática (Vannote et al., 1980; Fore & Wisseman, 1996). Gracias a estas ventajas, desde mediados de los años 90, creció considerablemente la aplicación del IBI utilizando comunidades de macroinvertebrados bentónicos (Kerans & Karr, 1994; DeShon, 1995; Karr & Chu, 1999; Mullins, 1999; Morley & Karr, 2003). Sin embargo este IBI sufre una limitación importante, que es no tomar en cuenta los factores ambientales que afectan las comunidades acuáticas bajo condiciones naturales. Por esta razón,

uno de los objetivos de esta tesis propone desarrollar un índice multimétrico en arroyos de la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure (Piedemonte Andino), tomando en cuenta el principio del IBI, pero al mismo tiempo incorporando diversas variables ambientales como principales descriptoras de las métricas, tal como proponen Oberdorff et al.(2002) y Pont et al. (2006, 2009).

Solo se realizó un número limitado de evaluaciones de la integridad biótica en ríos neotropicales, empleando comunidades bentónicas (Barbosa et al., 2001; Marquez & Barbosa, 2001), por lo que una comprensión de cómo evaluar e interpretar la estructura y función de las comunidades bentónicas es aún limitada, y los parámetros usados son a menudo provenientes de regiones templadas.

En Bolivia, si bien hay algunos trabajos referentes a evaluaciones de calidad biológica usando estas comunidades (Hammel & Van Damme, 1999; Smolders et al., 1999; Van Damme et al., 2008), ninguno de ellos toman en cuenta en su procedimiento métodos multimétricos según el principio del IBI. Tampoco existe ningún trabajo sobre calidad biológica reportado en la cuenca del Río Isiboro-Sécure donde progresivamente se está reemplazando su vegetación natural por distintos tipos de cultivos (CONCADE, 2002) y asentamientos urbanos, alterando la integridad biótica de estos ríos.

## **3.2. MATERIAL Y MÉTODOS**

### **3.2.1. Selección de Estaciones**

En total se tomaron muestras biológicas y variables ambientales en 67 estaciones distribuidas uniformemente a lo largo de la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure, las mismas que se usaron para el Capítulo 2. De éstas 67 estaciones se escogieron 38 estaciones como sitios de referencia (38SR), con poca o ninguna

perturbación antropogénica, y se compararon con las restantes 29 estaciones consideradas perturbadas (29SP). Para la distinción entre sitios de referencia y perturbados, inicialmente cada sitio fue categorizado en un gradiente de 1 a 4 (desde 1, prístino hasta 4, fuertemente perturbado) para los dos tipos de perturbación: doméstica y agrícola. Las categorías de los dos tipos de perturbación fueron posteriormente sumadas para obtener en cada sitio un valor de condición ambiental que puede variar en un gradiente de 2 a 8. Los sitios con valores  $>5$  fueron considerados como perturbados y aquellos con valores  $\leq 5$  como sitios de referencia, similar a lo que se describe en el capítulo 2.

El procedimiento de colecta y análisis de muestras biológicas y ambientales se describen en el capítulo introductorio. Cabe aclarar que para esta región, las muestras de macroinvertebrados se identificaron a nivel género para los grupos de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Megaloptera y a nivel familia el resto de los grupos de la Clase Insecta, utilizando las claves disponibles en Merritt & Cummins (1996), Fernández & Domínguez (2001), Domínguez et al. (2006) y Domínguez & Fernández (2009).

### **3.2.2. Métricas**

Para desarrollar el índice multimétrico se escogieron métricas basadas en la riqueza, densidad, composición taxonómica y la composición de la comunidad de acuerdo a la proporción de los distintos grupos tróficos (ANEXO 4), las que son las más usuales en evaluaciones biológicas tal como sugieren Karr (1981), Karr & Chu (1999), Dóledec & Statzner (2010).

La densidad total está relacionada con la productividad; en sitios perturbados la densidad se torna variable (Butcher et al., 2003), y de acuerdo al tipo de

perturbación, puede aumentar o disminuir con el incremento de la perturbación. Un ligero incremento en la polución orgánica puede significar también un aporte de nutrientes que resulta en un incremento en la densidad de individuos (Metcalf, 1994). La abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) y porcentaje de EPT están muy relacionadas con la calidad del agua de los ríos; estos grupos son los más sensibles a efectos de perturbación (DeShon, 1995; Butcher et al., 2003), por lo que se espera que disminuyan con la perturbación. La abundancia absoluta y relativa de Chironomidae, a diferencia de los grupos EPT, están asociados a elevados grados de perturbación. Chironomidae es una de las familias más tolerantes a efectos de perturbación (DeShon, 1995; Roldán & Ruiz, 2001).

Se espera que el número total de taxa y el número de taxa de EPT disminuyan con la perturbación (Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003), aunque la riqueza total como en el caso de densidad total puede también verse incrementada en perturbaciones intermedias (Townsend & Riley, 1999).

Respecto a los Plecoptera, cabe aclarar que hasta la fecha, en esta región del Piedemonte Andino se registró un solo género (*Anacroneturia*) perteneciente a la familia Perlidae (Moya et al., 2003), a diferencia de numerosas familias que se observan en regiones templadas de Norte América y Europa principalmente (Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003).

Las comunidades también se diferenciaron según su estructura trófica como recolectores, desmenuzadores, raspadores, filtradores y predadores según códigos compuestos por afinidad descritos por Tomanova et al. (2006) para Bolivia, tal como se describen en el capítulo precedente.

De estos grupos, se espera que los predadores disminuyan con la perturbación (Karr & Chu, 1999), mientras que el resto de los grupos tengan

respuestas variables de acuerdo a la región y al tipo de perturbación (Dóledec & Stutzner 2010).

### **3.2.3. Análisis de datos**

Para cada una de las 12 métricas de los sitios de referencia, se realizaron análisis de regresión lineal múltiple "stepwise" por medio de los modelos lineales generalizados (GLM), utilizando a estas métricas como variables dependientes en el modelo y a los parámetros ambientales como variables independientes. Previamente se normalizaron los datos de aquellas variables no ajustadas a una distribución normal, ya sea con transformación logarítmica (para la mayoría de las variables) o arco seno (raíz  $x$ ) para algunas variables expresadas en porcentaje. Los cuadrados de las variables ambientales fueron también incluidas en los modelos para observar posibles relaciones cuadráticas.

Los modelos obtenidos con el análisis de regresión en los sitios de referencia (38SR), sirvieron para calibrar aquellas métricas bajo condiciones ambientales naturales. Posteriormente éstos modelos fueron usados para predecir la respuesta de las métricas en los sitios perturbados (29SP). Cabe aclarar que existe mayor número de sitios de referencia, precisamente por el propósito de desarrollar modelos que sean lo suficientemente robustos como para obtener buenas predicciones en los sitios perturbados.

## **2.4. Proceso de selección de las métricas**

Los residuales de cada uno de los 12 modelos, fueron usados como variables respuestas independientes de los factores ambientales, tal como se explica en Erdorff et al. (2002) y Pont et al. (2006).

Los pasos para la selección de estas métricas son:

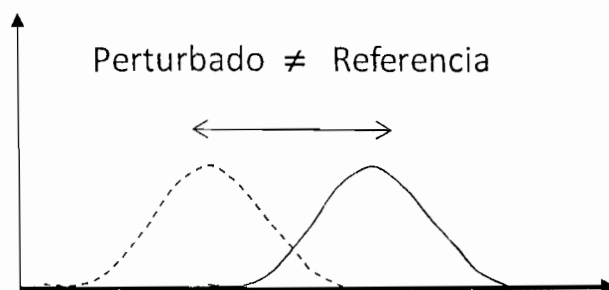
Primero, usando los datos de 38SR se eliminaron las métricas cuyos residuales no tienen una distribución normal, para asegurar que las interpretaciones no sean confundidas por posibles sesgos debidos a supuestos de normalidad desconocidas.

Segundo, se verificó que entre los residuales de dos o más métricas, no existan correlaciones Pearson superiores a 0.80 o inferiores a  $-0.80$  (Oberdorff et al., 2002; Pont et al., 2006, 2009). De darse el caso, se consideró solamente a aquella o aquellas variables que mostraban la respuesta más fuerte a la perturbación.

Finalmente, se eliminaron aquellas métricas que no respondieron a la perturbación, usando la prueba de  $t$  entre los residuales estandarizados de los modelos de los sitios de referencia y perturbados.

Se asume que estos residuales tienen distribución normal con media cero y varianza uno.

Se plantea como hipótesis que los residuales de las métricas de los sitios perturbados sean significativamente diferentes de los residuales de los sitios de referencia por el efecto mismo de la perturbación (Oberdorff et al. 2002, Pont et al. 2006, 2009); mientras mayor sea la diferencia, mayor será el efecto de la perturbación (Figura 3.1). Con este test de sensibilidad de residuales a efectos de perturbación, se seleccionaron las métricas que deben incorporarse al índice de integridad biótica.



**Figura 3.1.** Distribución de residuales para sitios de referencia y perturbados de una métrica. A mayor diferencia entre ambos grupos, mayor efecto de la perturbación.

### 3.2.5. Desarrollo del índice

Una vez seleccionadas las métricas, los residuales de cada variable fueron transformados en probabilidades, asumiendo los supuestos de distribución normal con media cero y varianza uno. Esta transformación de residuales en probabilidades permitirá que los valores varíen en un rango de 0 a 1, y el índice final será el resultado de la sumatoria de cada una de las probabilidades de las métricas seleccionadas.

Finalmente se realizó una prueba de  $t$  con el propósito de comparar los índices finales entre el grupo de los sitios de referencia y perturbados.

Todos estos análisis fueron realizados en el programa SYSTAT 11.0.

## 3.3. RESULTADOS

### 3.3.1. Selección de métricas para el índice

Los modelos de las 12 métricas (ANEXO 4) se muestran en el cuadro 3.1. Las variables ambientales que no tienen relación significativa con las distintas métricas no se muestran en este cuadro (intermitencia, ancho del cauce y pH).

Los modelos de regresión entre valores observados y predichos para las 12 métricas fueron altamente significativas, con valores de  $R^2$  que varían desde 0.10 hasta 0.72 (Cuadro 3.1). Todos estos modelos incorporaron al menos una variable ambiental.

**Cuadro 3.1.** Modelos de regresión múltiple stepwise obtenidos de las 12 métricas y ocho variables ambientales incluidas en el modelo. La velocidad y la distancia a la fuente fueron normalizadas con  $\ln(x+1)$ , la profundidad y conductividad con  $\ln$ , y el resto de las variables ambientales sin transformación. Riq=riqueza, Ab=abundancia, Chiro= Chironomidae, Recol= recolectores, Desme= desmenuzadores, Raspa= raspadores, Preda= predadores, Filt= filtradores.

Variable	% EPT	Riq EPT	Ab EPT	% Chiro	Ab Chiro	Riq Total	Ab Total	% Recol	% Desme	% Raspa	% Preda	% Filt
Intercepto	0.463	-2.829	-10.98	0.754	5.358	3.414	6.229	46.656	10.601	0.382	25.224	18.794
Velocidad	0.150	0.242	0.934	-0.119				-2.977	2.959			
Longitud rabi6n		0.014			0.074		0.074					
Profundidad					-0.760	-0.471	-0.822				-2.559	
Distancia a la fuente						0.400						
Orden	-0.255						0.865				-2.731	-4.408
Sustrato										0.014	-0.721	
Ox6g. disuelto	0.004											
Conductividad		0.764	2.402									
$R^2$	0.542	0.717	0.645	0.387	0.218	0.565	0.571	0.348	0.457	0.147	0.391	0.1
p	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.01	<0.001	0.03

Los residuales de todas las métricas tuvieron distribución normal ( $p > 0.05$ ) por lo que ninguna métrica fue excluida bajo este criterio.

Ninguna métrica tuvo correlaciones significativas superiores o iguales a 0.80 entre sus residuales; por ello ninguna métrica tampoco fue excluida bajo este criterio.

De las 12 métricas, 7 fueron excluidas por no responder a la perturbaci6n, debido a que los residuales estandarizados entre los sitios de referencia y

perturbados no diferían significativamente de acuerdo con el test de  $t$  (Cuadro 3.2). Las restantes cinco métricas (% de EPT, riqueza de EPT, abundancia de EPT, % de Chironomidae y abundancia de Chironomidae) son las que respondieron adecuadamente a efectos de perturbación y por tanto fueron utilizados en el índice final.

**Cuadro 3.2.** Test de  $t$  entre los residuales estandarizados de los sitios de referencia y perturbados. Las métricas en negrilla son aquellas cuyos residuales difieren significativamente.

<b>Métricas</b>	<b>t</b>	<b>prob</b>
<b>% EPT</b>	-3.018	0.005
<b>Nº de especies EPT</b>	-2.955	0.006
<b>Abundancia EPT</b>	-2.372	0.025
<b>% Chironomidae</b>	2.602	0.015
<b>Abundancia Chironomidae</b>	3.096	0.004
Nº total de especies	-1.118	0.273 ns
Abundancia total	-0.759	0.454 ns
% Recolectores	0.940	0.355 ns
% Desmenuzadores	-0.919	0.366 ns
% Raspadores	-0.954	0.348 ns
% Predadores	1.576	0.126 ns
% Filtradores	-1.667	0.107 ns

Las relaciones entre los valores observados y predichos de las métricas según riqueza, composición y abundancia de los grupos sensibles, se muestran en la figura 3.2 y del grupo tolerante en la figura 3.3.

## SITIOS DE REFERENCIA

## SITIOS PERTURBADOS

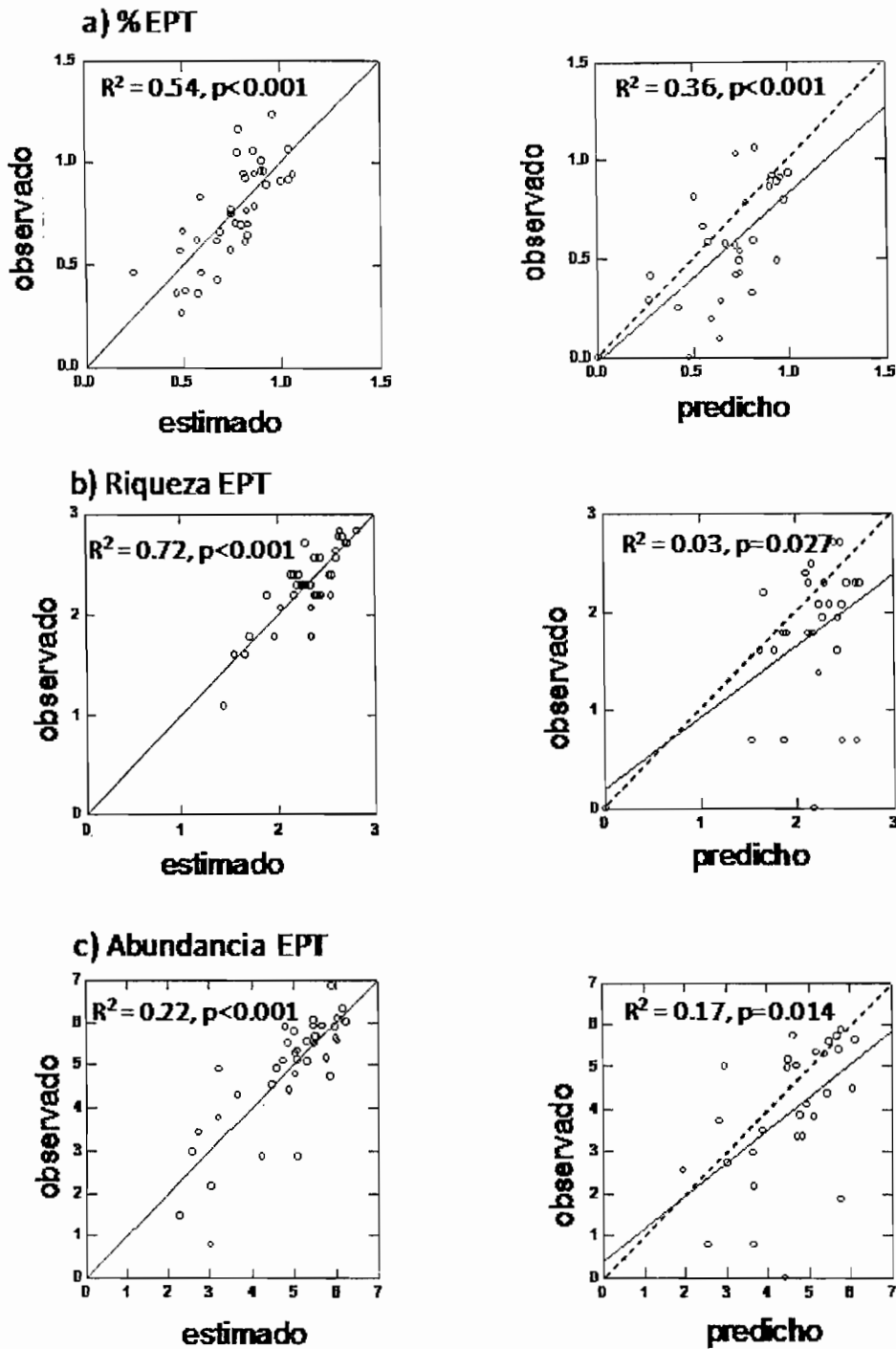
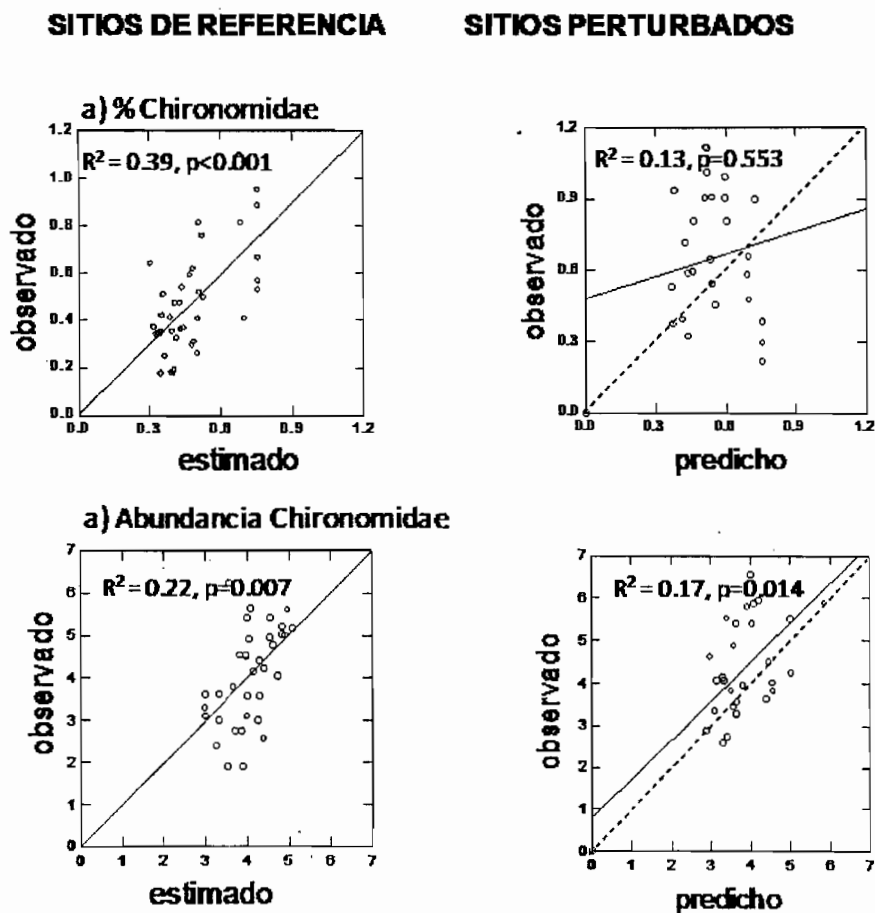


Figura 3.2. Relación entre valores observados y estimados (métricas con familias sensibles) para los dos grupos de datos independientes, 38 sitios de referencia (izquierda) y 29 sitios perturbados (derecha): a) % EPT normalizado con  $\arcseno(\text{raiz}(\% \text{EPT}))$ ; b) Riqueza EPT normalizado con  $\ln(x+1)$ ; c) Abundancia EPT normalizado con  $\ln(x)$ .

Las relaciones entre los valores observados y estimados para los sitios de referencia en la figura 3.2 a, b y c, muestran que los puntos sobre y por debajo de la línea perfecta entrecortada son aproximadamente equivalentes; esto no ocurre para los sitios perturbados, donde la mayor parte de los puntos están por debajo de la línea perfecta. Esta diferencia nos indica que estas tres métricas (% de EPT, riqueza de EPT y abundancia de EPT) responden negativamente a la perturbación, es decir, que disminuyen por efecto de la misma, tal como otros autores lo sostienen (DeShon, 1995; Karr & Chu, 1999; Morley & Karr, 2003; Soldner et al., 2004).



**Figura 3.3.** Relación entre valores observados y estimados (métricas con familias tolerantes) para los dos grupos de datos independientes, 38 sitios de referencia (izquierda) y 29 sitios perturbados (derecha): a) %Chironomidae normalizado con  $\arcsen(\sqrt{\%Chironomidae})$ ; b) Abundancia Chironomidae normalizado con  $\ln(x)$ .

La diferencia se hace más marcada en la Riqueza EPT, donde el coeficiente  $R^2$  disminuye de 0.72 (sitios de referencia) a 0.03 (sitios perturbados). Casi todos los sitios perturbados, excepto 6 de 29 sitios, disminuyeron su riqueza EPT por efecto de la perturbación (Figura 3.2b).

El comportamiento es diferente para las métricas % y abundancia de Chironomidae que se muestran en la figura 3.3. En ambas métricas, la mayoría de los sitios perturbados están distribuidos sobre la línea perfecta entrecortada, esto nos indica que responden positivamente al efecto de perturbación.

Los quironómidos son considerados como una de las familias más tolerante a efectos de perturbación (DeShon, 1995; Mullins, 1999, Butcher et al., 2003). En nuestro estudio se observó que éstos no solo resisten a los diferentes tipos de perturbación existentes en la cuenca estudiada, sino que también aumentan en abundancia absoluta y relativa respecto a los sitios de referencia.

### **3.3.2. Índice final**

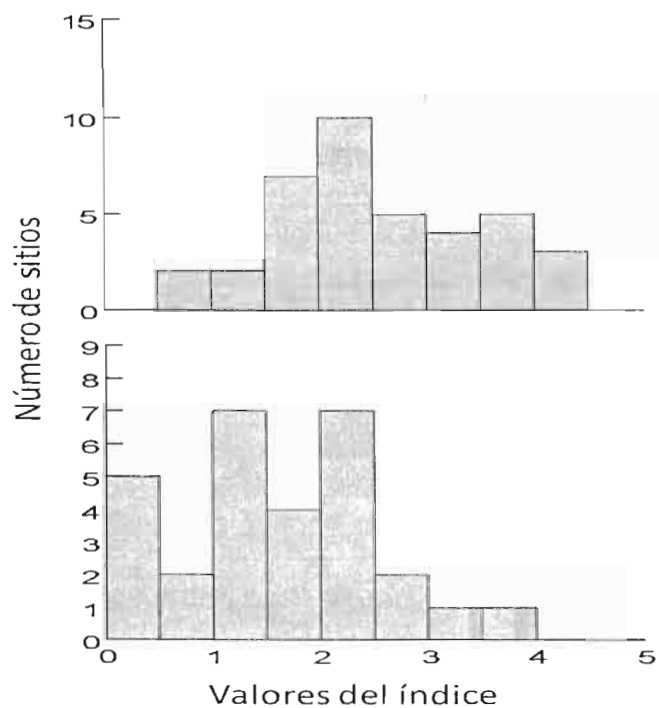
Después de seleccionar las cinco métricas, la suma de las probabilidades permitió calcular el índice final, cuyos valores pueden variar desde cero hasta un valor máximo de cinco, que corresponde al número de métricas incluidas en el índice.

Aquellos sitios con valores del índice próximos a cinco son los que tienen mejores calidades biológicas, y los próximos a cero los más pobres en calidad biológica.

Las cinco métricas seleccionadas para el índice final fueron: abundancia de EPT y % de EPT (según densidad y composición de grupos intolerantes), riqueza de EPT (según riqueza de taxa intolerantes) y abundancia de Chironomidae con % de Chironomidae (según densidad absoluta y relativa del grupo más tolerante).

La distribución de los valores de índices para sitios de referencia y perturbados se muestra en la figura 3.4, y en el cuadro 3.3 los rangos de calidad biológica establecidos de tal manera que ningún sitio perturbado tuvo valor superior o igual a 4.00 (excelente) y ningún sitio de referencia tuvo valor inferior a 0.80 (muy pobre).

La media de los valores de índices para sitios de referencia (2.529) es altamente superior a la media de los sitios perturbados (1.577),  $t=-4.983$ ,  $p<0.001$ . Esta diferencia nos indica que éste índice puede ser aplicable para evaluar la calidad biológica de los arroyos de la zona estudiada.



**Figura 3.4.** Distribución de los valores del índice para 38SR (superior) y 29SP (inferior), el test de t muestra que los 38SR difieren significativamente de los 29SP,  $t=-4.983$ ,  $p<0.001$ .

**Cuadro 3.3.** Rangos de calidad biológica establecidas en base a los valores del índice desarrollado.

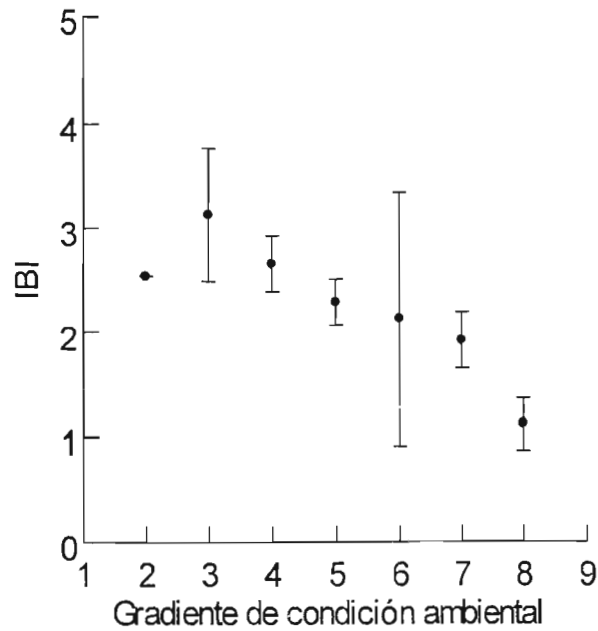
<b>Valor del índice</b>	<b>Calidad Biológica</b>
≥4.00	Excelente
3.00 - 3.99	Buena
1.50 - 2.99	Intermedia
0.80 - 1.49	Pobre
<0.80	Muy pobre

### **3.3.3. Estado de la calidad biológica de los arroyos de la Cuenca alta del Río Isiboro sécure, región del Piedemonte.**

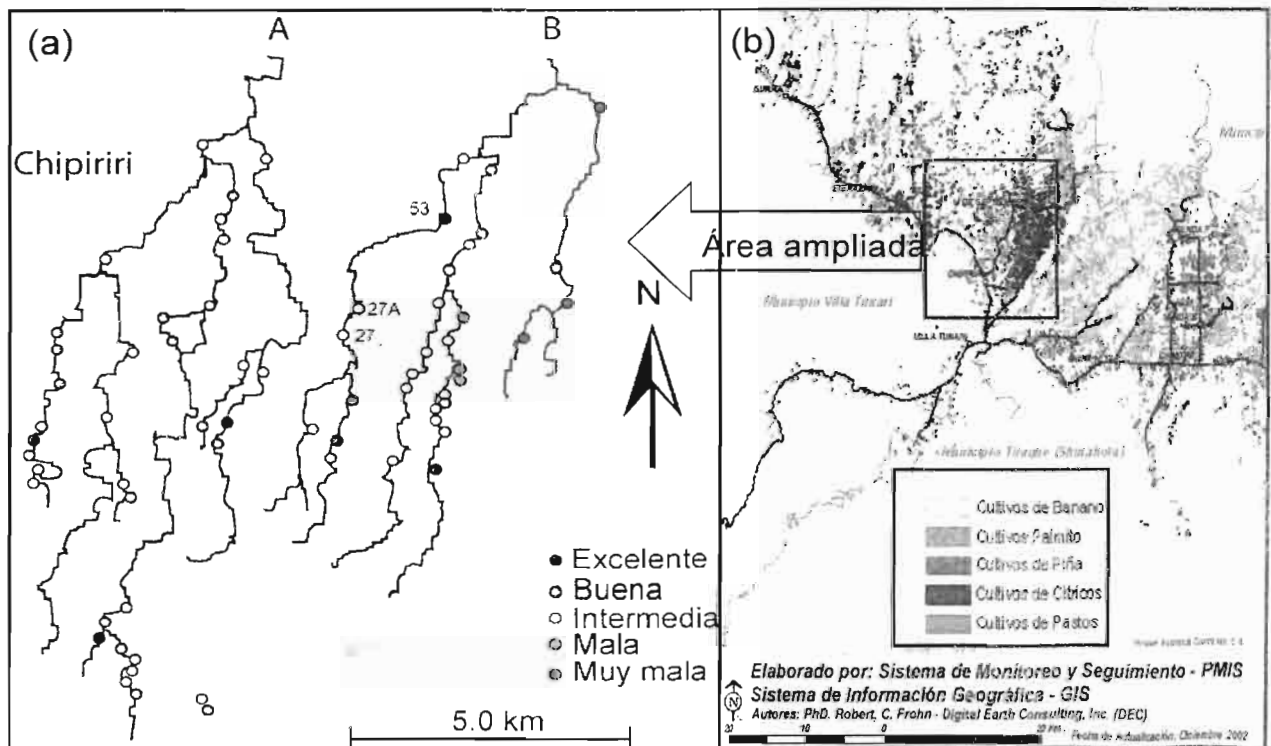
En base al índice desarrollado, la distribución porcentual de los rangos de calidad para la cuenca estudiada es la siguiente: solo el 5% de las estaciones tiene calidades de integridad biótica excelente, el 18% tiene calidad buena, el 49% calidad media, 17 % calidad pobre y el 11% de las estaciones está representado por calidades de integridad biótica muy pobres.

Una relación negativa significativa fue observada entre los valores del índice de todos los sitios (38SR y 29SP) y el gradiente de condición ambiental (n=67,  $R=0.512$ ,  $p<0.0001$ ) (Figura 3.5).

La distribución de los rangos de calidad biológica en la cuenca estudiada se muestra en la figura 3.6a. De forma general, las Subcuencas A y B (Arroyo Chipiriri y Raya respectivamente) que forman parte de la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure, difieren en la distribución de calidad biológica; la Subcuenca B presenta mayor número de estaciones con calidades bajas respecto a la Subcuenca A, sobre todo en el brazo del lado Este (Figura 3.6a). La probable causa de ésta, es la intensificación de cultivos que se presentan en esa zona, predominados especialmente por cítricos (Figura 3.6b) (CONCADE, 2002), lo que no ocurre al extremo Oeste de la cuenca.



**Figura 3.5.** Relación entre valores promedios del índice ( $\pm$ EE) y los valores de condición ambiental para el total de sitios (38SR y 29SP).



**Figura 3.6.** (a) Distribución de rangos de calidad biológica de la Cuenca alta del Río Isiboro-Sécure, formada por la subcuenca del Arroyo Chipiriri (A) y la subcuenca del Arroyo Raya (B). Note que el lado Este de la Subcuenca B tiene más sitios de baja calidad, lo cual está asociado a la intensificación de cultivos de cítricos (b). Mapa de cultivos modificado de (CONCADE, 2002).

### 3.4. DISCUSIÓN

Un índice multimétrico ideal, debería distinguir claramente la variabilidad natural del ensamble de los organismos acuáticos de la influencia de las actividades humanas (Karr & Chu, 1999; Oberdorff et al., 2002, Pont et al., 2006, 2009). En este estudio, se trató de cuantificar esta variación mediante la integración en los modelos multimétricos, de diferentes variables ambientales que se conoce afectan la estructura y función del ensamble de los macroinvertebrados; de esta manera se satisface este importante requerimiento del índice multimétrico.

Varias de las métricas que supuestamente deberían ser afectadas por la perturbación antropogénica predominante en la zona de estudio, de hecho no respondieron. Esto sucedió particularmente con las métricas según la composición trófica, ya que ninguna de éstas respondió significativamente a efectos de perturbación. Una posible causa es que la comunidad de macroinvertebrados en esta cuenca tiene tendencias generalistas. Todos los taxa utilizan al menos dos recursos diferentes; es decir, si por efectos de perturbación escasea uno de los recursos, los organismos optan por el otro recurso (Tomanova et al., 2006). Estos organismos utilizan como recurso el material orgánico alóctono (principalmente) o autóctono, que es abundante tanto en sitios alterados como no alterados en zonas tropicales como la cuenca estudiada; el material alóctono proviene de la vegetación ribereña que cubre casi todos los arroyos muestreados.

Si bien estas métricas según la composición trófica no respondieron adecuadamente a la perturbación antropogénica, Tomanova et al. (2008), utilizando los mismos datos, determinaron que combinando varias métricas según los rasgos biológicos funcionales (incluidos los grupos tróficos) podían responder a un gradiente de perturbación antropogénica. Se sugiere así que los análisis según

rasgos funcionales pueden ser útiles en el biomonitoreo de los ríos y podrían servir como complemento importante al índice de integridad biótica que usa otro tipo de métricas.

La riqueza total y la abundancia total, si bien tienden a disminuir en los sitios perturbados, no respondieron significativamente a la perturbación posiblemente debido a que la disminución en riqueza y abundancia de los grupos sensibles es compensado con el incremento en riqueza y abundancia de los grupos tolerantes (Chironomidae). Autores como DeShon (1995), Karr & Chu (1999), Butcher et al. (2003), indican que la riqueza y abundancia total disminuyen con el efecto de la perturbación. Otros autores como Metcalfe (1994) y Townsend & Riley (1999), indican que dichas métricas tienden a aumentar a perturbaciones intermedias, debido al aporte mismo de nutrientes que pueden provenir de las actividades antropogénicas que enriquecen la fauna bentónica. Para el presente trabajo, se considera que la riqueza total podría responder significativamente cuando el grado de perturbación sea más fuerte del que se encuentra ahora.

Hay que destacar que pese a la fuerte intensificación de cultivos en la zona de estudio, solo el 11% de las estaciones son de calidad muy pobre. Esto puede deberse a dos aspectos importantes: la alta precipitación media anual de la zona de estudio (casi 5000 mm), que podría diluir el efecto de los contaminantes sobre las comunidades bentónicas, y por otro lado, en la cuenca estudiada, el impacto aún parece ser reciente ya que no se conocen todavía grandes industrias como en las ciudades, cuyos desechos podrían afectar fuertemente la comunidad biótica (Mullins, 1999; Marquez & Barbosa, 2001).

En las estaciones más próximas al municipio de Villa 14 de Septiembre, donde se observó mayor cantidad de desechos domésticos, los valores del índice

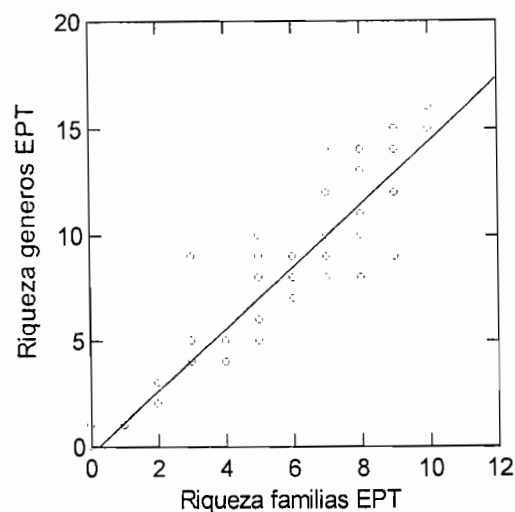
correspondieron a calidades intermedias (2.85 y 1.98 para las estaciones 27 y 27A respectivamente) (véase estas estaciones en la figura 3.6); a menos de tres kilómetros río abajo de la estación 27A, el índice de calidad ascendió a calidad excelente (4.05 para la estación 53). Es decir, la estación 53 recuperó su condición natural posiblemente por la dilución de los desechos domésticos provenientes del municipio mencionado.

En este trabajo, fue difícil diferenciar las respuestas de las diferentes variables a diferentes tipos de perturbación, debido a que los dos tipos de perturbación (impacto del uso del suelo (cultivos) y perturbación doméstica) están muy relacionados. Por esto, las diferentes métricas responden de manera similar a ambos tipos de perturbación. Pese a que esta cuenca presenta pocas estaciones muy perturbadas, éstas están asociadas principalmente al uso del suelo y a los asentamientos urbanos que se están incrementando de forma progresiva.

Este índice desarrollado, sufre algunas limitaciones, siendo uno de los más importantes la ausencia de validación de los modelos predictivos. Idealmente se debería haber usado un segundo grupo de sitios de referencia para validar la capacidad de predicción de los modelos de referencia, en ausencia de perturbación antropogénica. Sin embargo, ello no fue posible debido al número limitado de sitios de referencia colectados. Asimismo, respuestas más claras de las diferentes métricas a diferentes tipos de perturbación como la deforestación, el impacto de cultivos, perturbación por desechos domésticos, etc., dependerá inicialmente de diferenciar de forma clara y objetiva a estos tipos de perturbación por métodos más sofisticados.

Por otro lado, se considera que el nivel de identificación a nivel género de los grupos EPT no contribuyó significativamente a este trabajo, puesto que la relación

entre la riqueza de géneros EPT y la riqueza de familias EPT es muy alta ( $R=0.91$ ) (Figura 3.7). Esto indica que las familias EPT pueden contribuir de manera similar que los géneros EPT, y como en este caso hay una sola métrica relacionada a la composición taxonómica de estos grupos (Riqueza de géneros EPT) de las cinco incluidas en el índice final, el aporte a dicho índice puede ser poco importante ahorrando a su vez un gran esfuerzo de determinación.



**Figura 3.7.** Relación entre riqueza de géneros EPT y riqueza de familias EPT ( $R=0.91$ ). Esta relación fuerte indica que el esfuerzo de identificación a nivel género puede contribuir poco al nivel de identificación de familia en estos grupos.

La metodología y consideraciones descritas en este capítulo, sirvieron para extender este criterio a otras regiones de Bolivia (capítulo 4), con el fin de desarrollar un índice común a una escala regional y ser usado como una herramienta para evaluar y monitorear la calidad ecológica de los ríos de Bolivia que progresivamente están perdiendo su condición natural.

## CAPÍTULO 4

# DESARROLLO Y VALIDACIÓN DEL ÍNDICE MULTIMÉTRICO PARA TRES ECOREGIONES DE BOLIVIA

### 4.1. INTRODUCCIÓN

Debido al deterioro de los ecosistemas acuáticos (como se describe en capítulos precedentes), las políticas sobre el agua en países industrializados, así como en países en desarrollo requieren la restauración y mantenimiento de la “salubridad” de los ecosistemas acuáticos (p.ej. el Acta de Agua Limpia de 1972 en Estados Unidos y la Directiva Marco del Agua del 2000 en Europa). La reciente recuperación del concepto de “salud del ecosistema” ha demostrado ser un punto de partida útil para el actual estudio y manejo de estos ecosistemas (p. ej. ver Karr & Chu, 1999). Sin embargo, con el propósito de monitorear y manejar estos ecosistemas, es necesario desarrollar herramientas prácticas usando aproximaciones con base ecológica. Estas herramientas deben ser consistentemente aplicables a diferentes cuencas y/o regiones ecológicas (Hughes & Peck, 2008). El índice de integridad biótica (IBI), por ejemplo, inicialmente formulado por Karr (1981) para evaluar la condición de los arroyos del Medio Oeste de Estados Unidos usando comunidades de peces, es ahora aplicado casi en todo el mundo y para múltiples ensambles (Hughes & Oberdorff, 1999; Hill et al., 2000; Bryce et al., 2002; Klemm et al., 2003). El IBI emplea una serie de métricas basadas en la estructura y función de las comunidades, métricas que están directamente relacionadas con la riqueza de especies. La base fundamental detrás de este índice multimétrico es que las diferentes métricas ofrecen signos sensibles y robustos de como un ensamble responde a estresores naturales y antropogénicos (Karr & Chu, 2000). No obstante, la principal dificultad para identificar las métricas que mejor responden a presiones

antropogénicas, es que las mismas también muestran patrones de covariación con las condiciones ambientales naturales (Whittier et al., 2006). Esto condujo a los ecólogos a desarrollar índices específicos como para adaptarse a las naturales diferencias regionales y locales, lo que dificulta hacer evaluaciones comparables a escalas espaciales grandes (p.ej. a escala regional, país o continental) (Paulsen et al., 2008; Stoddard et al., 2008).

Esta limitación metodológica ha sido corregida con el desarrollo de nuevos índices multimétricos de amplia aplicabilidad, que consideran muchas fuentes posibles de variación natural a diferentes escalas (intra e inter-regional) del conjunto de organismos acuáticos (p.ej. Oberdorff et al., 2002; Tejerina-Garro et al., 2005; Pont et al., 2006, 2009). Estos índices están basados sobre modelos predictivos que son capaces de predecir los valores de las métricas de cada sitio específico, independientemente de los factores ambientales naturales, y los valores esperados en ausencia del principal impacto antropogénico.

En América del Sur, hay un creciente efecto sobre los ecosistemas acuáticos, debido a un incremento en varias actividades económicas como la minería, agricultura extensiva y la explotación forestal (Domínguez & Fernández, 2009), razón por la cual hay un creciente interés en el uso de macroinvertebrados acuáticos para evaluar la condición biológica (p.ej. Domínguez & Fernández, 1998; Jacobsen, 1998; Barbosa et al., 2001; Marquez & Barbosa, 2001; Baptista et al., 2007; Tomanova et al; 2008; Miserendino & Masi, 2010). Sin embargo el único trabajo que usa modelos predictivos es el que se describe en el capítulo 3. Este índice, si bien distinguió claramente la variación de la condición biológica natural y la alterada por las actividades humanas, fue desarrollado con un número limitado de sitios y en una sola ecoregión, y como tal no es aplicable a otras ecoregiones. El presente capítulo

adiciona otras dos ecoregiones a la estudiada en el capítulo anterior: la ecoregión de los Valles Interandinos y la Ecoregión Altoandina. Estas dos ecoregiones, a diferencia de la primera, tienen áreas con fuerte influencia minera, de manera que se incluye otro tipo de perturbación importante y analiza las tres ecoregiones en conjunto (Piedemonte, Valles y Altoandina); además, se agrega a las métricas tradicionales otro grupo de métricas como son los rasgos de vida, y otros sitios de referencia para validar los modelos multimétricos, con los cuales se espera obtener un índice mucho más completo.

Por ello, el propósito de este capítulo es desarrollar y validar un índice multimétrico sencillo que pueda discriminar la variabilidad natural de la antropogénica en ríos de tres ecoregiones naturales marcadas de Bolivia. Si el índice muestra eficiencia en discriminar entre la perturbación natural y antropogénica, podría posteriormente ser aplicado (adicionando nuevos sitios de muestreo) a mayores áreas, incluso países vecinos, como una herramienta de monitoreo para evaluar las tendencias en la condición biológica y la biodiversidad acuática en arroyos a escala regional.

## **4.2. MÉTODOS**

### **4.2.1. Zona de estudio**

La zona de estudio pertenece a parte de los departamentos de Oruro, La Paz, Cochabamba, Potosí y Chuquisaca (Bolivia), y corresponde a las ecoregiones del Piedemonte (ANEXO 1), Valles interandinos (ANEXO 2) y Altoandina de Bolivia (ANEXO 3) (Figura 1.1). La altitud de los sitios muestreados varía desde los 245 (Piedemonte) hasta los 4496 msnm (Altoandina) , con una precipitación media anual

que varía desde los 300 (Valles secos) hasta los 5000 mm (Piedemonte), y con temperaturas medias entre 7.2 (Altoandina) y 26°C (Piedemonte).

#### **4.2.2. Selección de estaciones**

Se seleccionaron un total de 199 sitios (56, 77 y 66 en la ecoregión del piedemonte, valles y altoandina respectivamente) distribuidos más o menos uniformemente dentro de cada una de las regiones.

Para diferenciar entre sitios de referencia y perturbados, inicialmente se cuantificó la condición ambiental en cada uno de ellos independientemente de la condición biótica, similar a lo que se describe en el Capítulo 2. Cada sitio fue categorizado como 1, 2, 3 y 4 (desde 1, prístino, hasta 4, fuertemente alterado) para las tres categorías de estrés: perturbación doméstica (p.ej. presencia de desechos urbanos, efluentes domésticos, modificaciones del substrato), perturbación agrícola (p.ej. deforestación e intensidad agrícola por medio de mapas de uso del suelo) y la perturbación minera (desechos de la actividad minera). Las tres categorías fueron entonces sumadas para obtener en cada sitio el valor de la condición ambiental (los valores finales pueden variar en un gradiente de 3 a 12). Los sitios fueron considerados como referencia, si el valor final de la condición ambiental fue  $<6$ , y como perturbados aquellos sitios con valores  $\geq 6$ .

Adicionalmente, usamos el pH como otro criterio para definir la condición de referencia, sitios con valores de pH  $<4.0$  fueron considerados como perturbados por actividades mineras.

Sobre la base de estos criterios previos, los 199 sitios colectados fueron divididos inicialmente en dos grupos, un grupo de 125 sitios de referencia (125SR) y otro grupo de 74 sitios perturbados (74SP). El grupo de los sitios de referencia

(125SR), a su vez fue dividido aleatoriamente en dos subgrupos: un grupo de 100 sitios (100SR) que fue usado para calibrar los modelos y otro grupo de 25 sitios (25SR) que fue usado para validar los modelos. El número de sitios de este último subgrupo fue definido considerando el 20% del total de los 125SR. El número de sitios perturbados cubrió un amplio espectro de perturbación antropogénica, incluyendo la perturbación por desechos urbanos, por actividad agrícola y por actividad minera.

El procedimiento de colecta de muestras biológicas y ambientales se describe en el capítulo introductorio.

#### **4.2.3. Métricas candidatas**

Inicialmente se consideró un total de 45 métricas, las que fueron seleccionadas a partir de estudios previos (Barbour et al., 1996; Gibson et al., 1996; USEPA, 1997). Estas representan la composición, estructura y función de las comunidades de macroinvertebrados (Cuadro 4.1). Estas incluyeron: cuatro métricas según riqueza y composición (riqueza total, número de taxa de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), abundancia de EPT y porcentaje en abundancia de EPT), dos métricas basadas según la tolerancia (Abundancia de Chironomidae y porcentaje en abundancia de Chironomidae), cinco métricas basadas en la estructura trófica (porcentaje en abundancia de recolectores, porcentaje en abundancia de desmenuzadores, porcentaje en abundancia de raspadores, porcentaje en abundancia de filtradores y porcentaje en abundancia de predadores), una métrica según abundancia (abundancia total), y 33 métricas basadas en los rasgos biológicos funcionales (Cuadro 4.2), ya sea según sus especializaciones tróficas (como los hábitos alimenticios), adaptaciones fisiológicas (como el tipo de

respiración), rasgos morfológicos y de comportamiento (como el tamaño del cuerpo, flexibilidad del cuerpo, forma del cuerpo, y movilidad y adherencia al sustrato).

Las variables según la estructura trófica y los rasgos biológicos fueron asignadas de acuerdo a Tomanova et al. (2006 y 2008) para Bolivia.

**Cuadro 4.1.** Métricas y su respuesta predicha con la perturbación. \*=métricas que no incluyen ninguna variable ambiental en los modelos.

<b>Métrica</b>	<b>Respuesta hipotética a la perturbación</b>
<i>Riqueza y composición taxonómica</i>	
Número total de taxa	Disminuye
Número de taxa de EPT	Disminuye
Abundancia de EPT	Disminuye
Abundancia relativa de EPT*	Disminuye
<i>Composición trófica</i>	
Abundancia relativa de recolectores*	Aumenta
Abundancia relativa de desmenuzadores*	Disminuye
Abundancia relativa de raspadores*	Disminuye
Abundancia relativa de predadores*	Disminuye
Abundancia relativa de filtradores*	Variable
<i>Tolerancia</i>	
Abundancia de Chironomidae	Aumenta
Abundancia relativa de Chironomidae*	Aumenta
<i>Abundancia</i>	
Abundancia total	Disminuye

**Cuadro 4.2.** Respuesta predicha con la perturbación de las métricas según rasgos de vida y sus categorías según Tomanova et al. (2006 y 2008). \*=métricas que no incluyen ninguna variable ambiental en los modelos, “?”=respuesta desconocida.

<b>Rasgos biológicos y sus categorías</b>	<b>Respuesta a la perturbación</b>
<b>Alimento</b>	
Partículas de sedimento (S)	Aumenta
Detritus fino <1mm (MOPF)	Aumenta
Detritus grueso >1mm (MOPG)*	Disminuye
Micrófitos (MiPh)	Disminuye
Macrófitos (MaPh)*	Disminuye
Animales muertos (AM)	Disminuye
Microinvertebrados (MIIn)	Disminuye
Macroinvertebrados (MAIn)*	Aumenta
<b>Respiración</b>	
Tegumento	Aumenta
Branquias*	Disminuye
“Plastron”	Aumenta
“Stigmata”	??
<b>Máximo tamaño del cuerpo (mm)</b>	
<2.5	Disminuye
2.5-5	??
5-10	Aumenta
10-20	Disminuye
20-40	Disminuye
40-80	??
>80	??
<b>Flexibilidad del cuerpo (grados)</b>	
Ninguna (<10)	??
Baja (>10-45)	Disminuye
Alta (>45)	Incrementa
<b>Forma del cuerpo</b>	
Aerodinámico*	Disminuye
Aplanado	Disminuye
Cilíndrico*	Aumenta
Esférico	??
<b>Movilidad y adherencia al substrato</b>	
Volador	Disminuye
Nadador superficial (NaS)	??
Nadados en todo el agua (NaA)	Disminuye
Raspador (R)	Disminuye
Excavador epibéntico (EsEp)	Aumenta
Excavador endobéntico (EsEn)*	Aumenta
Adherido temporalmente (AT)*	??

#### **4.2.4. Análisis de datos**

De las 45 métricas que inicialmente se consideraron, se eliminaron 18, debido a que no se ajustaron a la normalidad (incluso con distintos tipos de transformación).

Para cada una de las 27 métricas restantes de los sitios de referencia (100SR), se realizaron análisis de regresión lineal múltiple stepwise (usando las variables ambientales como variables explicativas) para elaborar el modelo más simple posible (Hastie & Pregibon, 1993) que explique adecuadamente el patrón observado. Los cuadrados de las variables ambientales fueron también incluidos en los modelos para cuantificar posibles relaciones no lineares. Las métricas según riqueza y abundancia fueron transformadas usando  $\ln(x+1)$ , mientras que las métricas según abundancias relativas fueron transformadas con raíz cuadrada del arcoseno ( $x$ ). Cuando era necesario, las variables ambientales fueron también transformadas con  $\ln$ .

El grupo de los sitios de referencia (25SR) se usó para validar los modelos, usando el test-t, con el cual se verificó que los interceptos de todas las líneas de regresión de las variables biológicas observadas y predichas no fueran estadísticamente diferentes de cero y que las pendientes no fueran diferentes de uno (Oberdorff et al., 2002; Pont et al., 2006, 2009).

#### **4.2.5. Selección de las métricas**

La selección de las métricas fue hecha en diferentes pasos, siguiendo la metodología descrita en el capítulo 3, Oberdorff et al. (2002), Pont et al. (2006, 2009). Primero, usando el grupos de sitios de referencia (100SR), se verificó que todos los modelos incluyan al menos una variable ambiental, además de la ecoregión. Segundo, se verificó que los valores de los residuales de las métricas

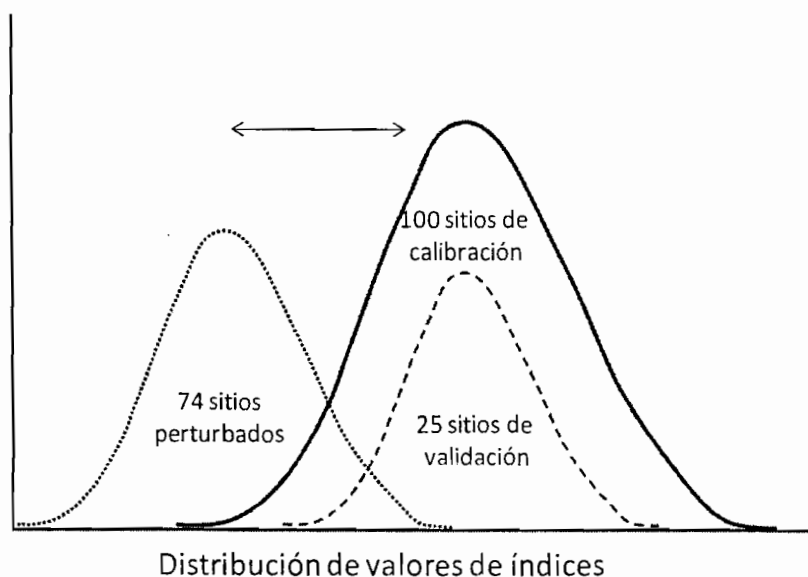
tengan distribución normal. Tercero, se verificó que las métricas no estuvieran fuertemente correlacionadas (variables con coeficientes Pearson  $r > 0.80$  o  $r < -0.80$  fueron considerados redundantes). En casos de redundancia de métricas, se escogió aquella métrica que mostraba la respuesta más fuerte a la perturbación (Hughes et al., 1998; Stoddard et al., 2008). Finalmente se excluyó aquellas métricas que no responden significativamente a efectos de perturbación usando el test-t entre los sitios de referencia (100SR) y los sitios perturbados (74SP) (Stoddard et al., 2008).

#### **4.2.6. Cálculo del índice y validación**

El residual de una métrica para un sitio dado, puede ser usado para testar la hipótesis nula "el valor del residual pertenece a la distribución de los residuales de los sitios de referencia" contra la hipótesis alternativa "el valor del residual difiere de la distribución de los sitios de referencia por efecto de la perturbación". Para ello, los residuales de las métricas fueron transformadas en probabilidades, de acuerdo a su tendencia de respuesta con la perturbación. En efecto, asumiendo que los residuales estandarizados son de distribución normal  $N(0,1)$  dentro del grupo de los sitios de referencia (100SR), uno puede calcular la probabilidad esperada ya sea con un valor más bajo (si el valor de la variable biológica se supone que disminuye con la perturbación antropogénica, p.ej. riqueza de taxa EPT) o valor más alto (si el valor de la variable biológica se supone que incrementa con el incremento de la perturbación antropogénica, por ejemplo % de individuos que se alimentan de sedimentos) que el valor observado. Todos estos valores de residuales transformados en probabilidades variarán entre cero y uno, y disminuirán a medida que la perturbación antropogénica aumente (Pont et al., 2006, 2009). Para calcular

el puntaje de índice en cada sitio, se suma las probabilidades de cada una de las restantes variables biológicas (en este caso ocho incluidas en el índice final) y divididos por ocho para obtener un índice cuyos puntajes varíen entre 0-1. Este índice fue validado usando dos grupos de sitios independientes: un grupo de sitios de referencia (grupo de validación, 25SR) y un grupo de sitios perturbados (74SP). Si esta aproximación es válida, la media del índice en el grupo de sitios de validación (25SR) no debería diferir estadísticamente de la media del índice del grupo de sitios de calibración (100SR), mientras que la media del índice del grupo de sitios perturbados (74SP) debería ser significativamente más bajo que la media del grupo de los sitios de calibración (100SR) y el grupo de validación (25SR) (test-t unilateral) (Figura 4.1). Una descripción más detallada sobre el desarrollo del índice está descrito en el capítulo 3, en Oberdorff et al. (2002), Pont et al. (2006, 2009).

Todos estos análisis se realizaron en el programa SYSTAT 11.0.



**Figura 4.1.** Distribución hipotética de los valores de índices para sitios de referencia (calibración y validación) y sitios perturbados. Como hipótesis se plantea que los sitios perturbados (línea con puntos) sean significativamente diferentes de los sitios de calibración (línea continua) y validación (líneas entrecortadas), y que los sitios de calibración no difieran de los sitios de validación.

### 4.3. RESULTADOS

Un total de 70 taxa de macroinvertebrados acuáticos fueron colectados en los 199 sitios estudiados (3 ecoregiones), de los cuales 61 corresponden a la Clase Insecta y los restantes 9 a otros taxa (Cuadro 4.3).

**Cuadro 4.3.** Lista de taxa encontrados en las tres ecoregiones estudiadas. (<sup>1, 2 y 3</sup>) corresponden a la ocurrencia de los taxa en la ecoregión de Piedemonte, Valles y Altoandina respectivamente), taxa sin número indica ocurrencia en las tres regiones. O=Orden.

Lista de taxa			
<b>CLASE INSECTA</b>	Hydrobiosidae <sup>2,3</sup>	Calopterygidae <sup>1</sup>	Belostomatidae <sup>1,2</sup>
<b>O. Ephemeroptera</b>	Sericostomatidae <sup>2</sup>	Aeshnidae <sup>2,3</sup>	<b>O. Lepidoptera</b>
Baetidae	Heteroceridae <sup>2</sup>	<b>O. Diptera</b>	Pyralidae
Leptophlebiidae	Hydraenidae <sup>2</sup>	Chironomidae	<b>O. Megaloptera</b>
Leptohyphidae <sup>1,2</sup>	<b>O. Coleoptera</b>	Simuliidae	Corydalidae <sup>1</sup>
Caenidae <sup>1,2</sup>	Dytiscidae	Tipulidae	Sialidae <sup>1</sup>
Oligoneuriidae <sup>3</sup>	Gyrinidae <sup>2</sup>	Empididae	<b>CLASE CRUSTACEA</b>
<b>O. Plecoptera</b>	Chrysomelidae <sup>2</sup>	Muscidae	Hyaellidae <sup>2,3</sup>
Gryopterigidae <sup>2,3</sup>	Ptilodactilidae <sup>1,2</sup>	Ceratopogonidae	<b>CLASE GASTROPODA</b>
Perlidae <sup>1,2</sup>	Elmidae (larva)	Ephydriidae <sup>2,3</sup>	Ancylidae <sup>2</sup>
<b>O. Trichoptera</b>	Elmidae (adulto)	Tabanidae	<b>OTROS TAXA</b>
Hydropsychidae	Psephenidae <sup>1</sup>	Athericidae <sup>2,3</sup>	Platyhelmintha
Hydroptilidae	Hydrophilidae (larva)	Dolichopodidae	Hirudinea
Calamoceratidae <sup>1,2</sup>	Hydrophilidae (adulto)	Psychodidae	Acarina
Philopotamidae <sup>1,2</sup>	Dytiscidae (larva) <sup>2,3</sup>	Stratiomyidae	Collembola
Xiphocentronidae <sup>1</sup>	Dytiscidae (adulto) <sup>2,3</sup>	Limonidae <sup>3</sup>	Bivalvia
Glossosomatidae <sup>1,3</sup>	Staphylinidae <sup>2,3</sup>	<b>O. Hemiptera</b>	Ostracoda
Odontoceridae <sup>1</sup>	Curculionidae (adulto) <sup>3</sup>	Naucoridae	Nematoda
Polycentropodidae <sup>1,2</sup>	<b>O. Odonata</b>	Corixidae <sup>2,3</sup>	Oligochaeta
Helicopsychidae	Coenagrionidae	Veliidae	
Leptoceridae <sup>1,3</sup>	Libellulidae <sup>1</sup>	Saldidae <sup>3</sup>	
Limnephilidae <sup>2,3</sup>	Gomphidae	Gerridae <sup>1</sup>	

El proceso de selección de las variables biológicas (métricas) redujo eficientemente las métricas candidatas. De las 45 métricas iniciales, 18 fueron excluidas por no ajustarse a la normalidad (test de Kolmogoroff-Smirnov,  $p < 0.05$ ). De las restantes 27 métricas (con distribución normal) incluidas en los análisis de

regresión múltiple, 16 fueron excluidas por no incluir ninguna variable ambiental en el modelo (Cuadros 4.1 y 4.2, marcados con un asterisco). Dos de las 11 métricas restantes, la abundancia relativa de individuos (excavadores epibénticos) y la abundancia relativa de individuos que se alimentan de sedimento tuvieron alta correlación ( $r=0.804$ ), excluimos la primera por presentar la respuesta más baja a la perturbación. Dos de las restantes 10 métricas fueron eliminadas porque no respondieron significativamente a efectos de perturbación (la media de los valores de residuales aplicados a los 74SP no difirió de cero), la abundancia de Chironomidae ( $t=-2.234$ ,  $p=0.056$ ) y el porcentaje en abundancia de individuos que respiran por branquias ( $t=0.330$ ,  $p=0.146$ ).

Finalmente, las ocho métricas restantes fueron incluidas en el índice final, cuatro métricas según abundancia, riqueza y composición, y cuatro métricas según rasgos biológicos (Cuadro 4.4). Los promedios de estas métricas, tanto para sitios de referencia como sitios perturbados, se muestran en el ANEXO 5, y los promedios de las variables ambientales se muestran en el ANEXO 6.

Pocas variables ambientales fueron incluidas en los modelos métricos, pero al menos una ecoregión (como variable categórica) y una variable ambiental fueron incluidas en los modelos, excepto para el porcentaje de individuos que se alimentan de micrófitos, que no incluyó a ninguna de las ecoregiones.

Entre las variables ambientales, la conductividad fue la que tuvo mayor influencia en los distintos modelos métricos, es por esto que ha sido incluida en cuatro de los ocho modelos, las restantes variables ambientales, fueron incluidas en solo uno o dos modelos. Estos resultados sugieren que es necesario cuantificar la variabilidad ambiental natural antes de evaluar la perturbación antropogénica. Este procedimiento es importante para el desarrollo de un indicador biológico preciso

(Oberdorff et al., 2002; Tejerina-Garro et al., 2005; Pont et al., 2006, 2009), ya que de no considerarse pueden confundirse ambos efectos sobre las distintas métricas.

**Cuadro 4.4.** Coeficientes de regresión para los ocho modelos incluidos al índice final en las tres ecoregiones. Los cuatro últimos modelos representan rasgos de vida en abundancia relativa. EPT= Ephemeroptera, Pecopectera, Trichoptera; MOPF= materia orgánica particulada fina.

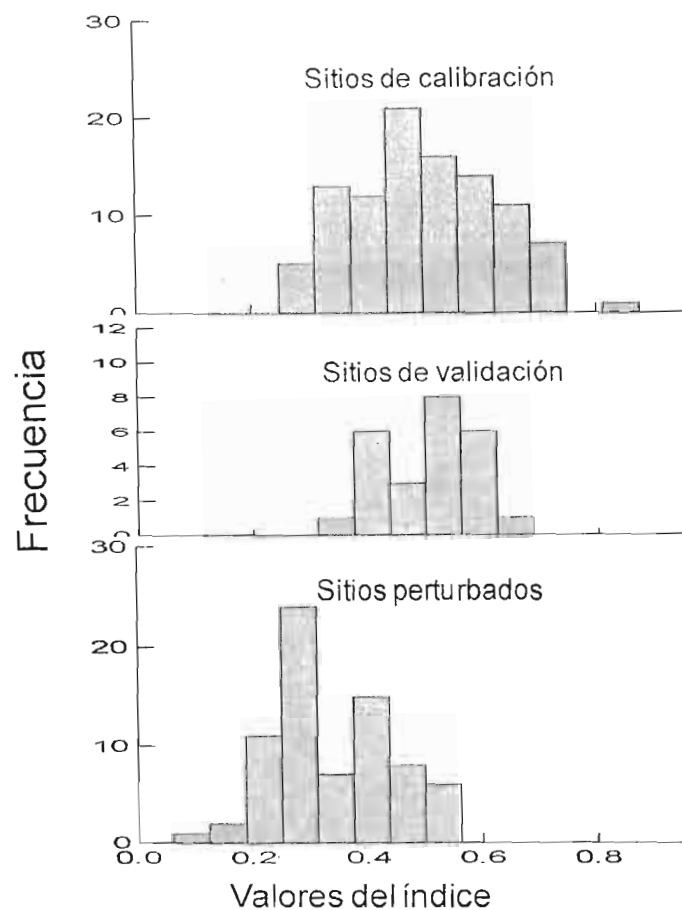
Variable	Abundancia Total	Riqueza Total	Riqueza EPT	Abundancia EPT	% Sedimento	% Micrófitos	% MOPF	% Aplanados
intercepto	10.017	20.982	1.667	7.943	14.351	10.100	50.289	3.748
pedemonte	1.083	-2.152	-0.345				1.933	
valle				-0.393	-1.368			0.693
altoandina								
pH	-0.378							
conductividad		-1.186			-0.653	1.083	-1.25	
velocidad						5.44		-2.854
ancho			0.121					
profundidad				-0.778				
sustrato			0.083					
R <sup>2</sup>	0.39	0.27	0.61	0.16	0.19	0.14	0.16	0.37

La distribución de los valores de índices para los tres grupos de sitios (100SR, 25SR y 74SP) se muestran en la figura 4.2. Los rangos de calidad biológica fueron arbitrariamente establecidos de la siguiente manera: excelente [ $>0.576$ ] (ningún sitio perturbado tuvo valor  $> 0.576$ ); muy buena [ $0.477-0.576$ ]; intermedia [ $0.377-0.477$ ]; pobre [ $0.277-0.376$ ]; y muy pobre [ $<0.277$ ] (ningún sitio de referencia tuvo valor  $<0.277$ ).

Los valores de índices para cada uno de los sitios con sus respectivas coordenadas geográficas se muestran en el ANEXO 7.

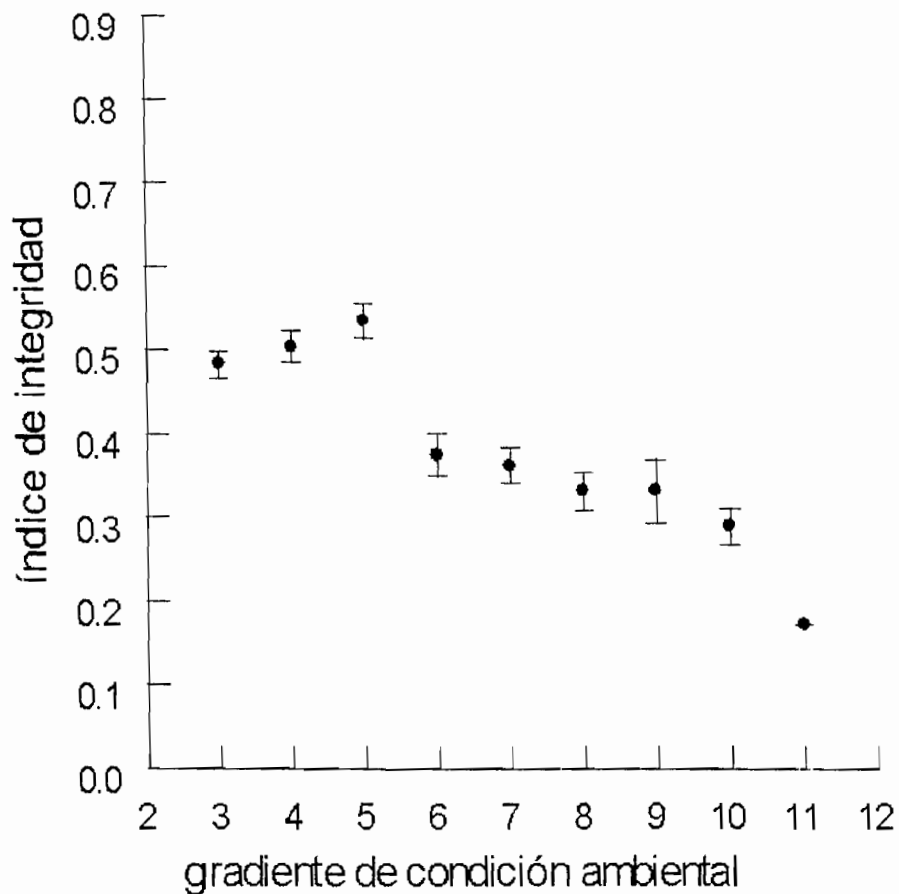
El valor promedio del índice (0.505) entre el grupo de sitios de referencia (100 SR) y el promedio del índice (0.504) del grupo de sitios de validación (25SR) no difirieron significativamente ( $t=-0.067$ ,  $p=0.947$ ) (Figura 4.2); en cambio, el valor promedio del índice (0.339) del grupo de sitios perturbados (74SP) fue

significativamente más bajo que el valor promedio del grupo de sitios de referencia (100SR) ( $t=-13.707$ ,  $p<0.0001$ ) y sitios de validación (25SR) ( $t=10.157$ ,  $p<0.0001$ ).



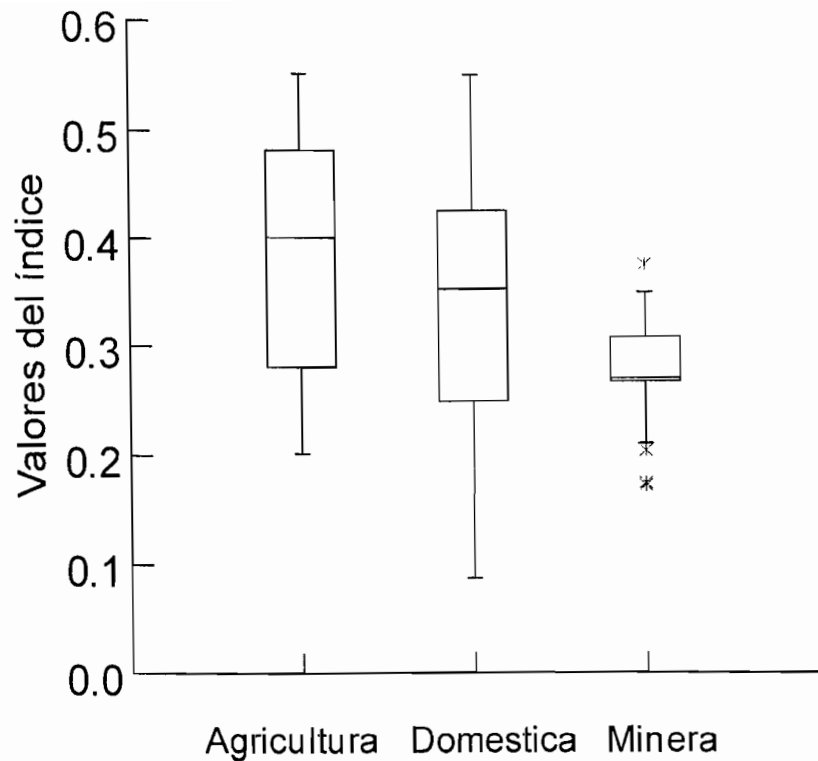
**Figura 4.2.** Distribución de los valores del índice para el grupo de sitios de referencia (100SR, calibración; 25SR, validación) y sitios perturbados (74SP).

Una relación negativa altamente significativa fue encontrada entre los valores del índice para todos los sitios (100SR, 25SR y 74SP) y los valores de condición ambiental ( $n=199$ ,  $R=-0.46$ ,  $p<0.0001$ ) (Figura 4.3).



**Figura 4.3.** Relación entre valores del índice promedio ( $\pm EE$ ) y los valores de condición ambiental para el total de sitios estudiados,  $n=199$ .

De acuerdo a los resultados de ANOVA, con los diferentes tipos de perturbación (agrícola, doméstica y minera) como principal efecto, se observa que, en promedio, los índices fueron significativamente diferentes entre los tipos de perturbación ( $F=6.884$ ,  $n=74$ ,  $P=0.002$ ) (Figura 4.4). Además, se encontró que cinco de ocho métricas fueron capaces de distinguir significativamente entre los diferentes tipos de perturbación antropogénica (Figura 4.5), estas fueron la riqueza total, riqueza de EPT, abundancia de EPT, porcentaje en abundancia de individuos que se alimentan de detritus fino y el porcentaje en abundancia de individuos que se alimentan de micrófitos.



**Figura 4.4.** Diagrama de cajas que muestran los valores del índice para los tres tipos de perturbación (test de ANOVA,  $F=6.884$ ,  $n=74$ ,  $P=0.002$ ). Las cajas representan los percentiles 25 y 75, la línea dentro la caja representa la mediana, y las barras representan los percentiles 5 y 95.

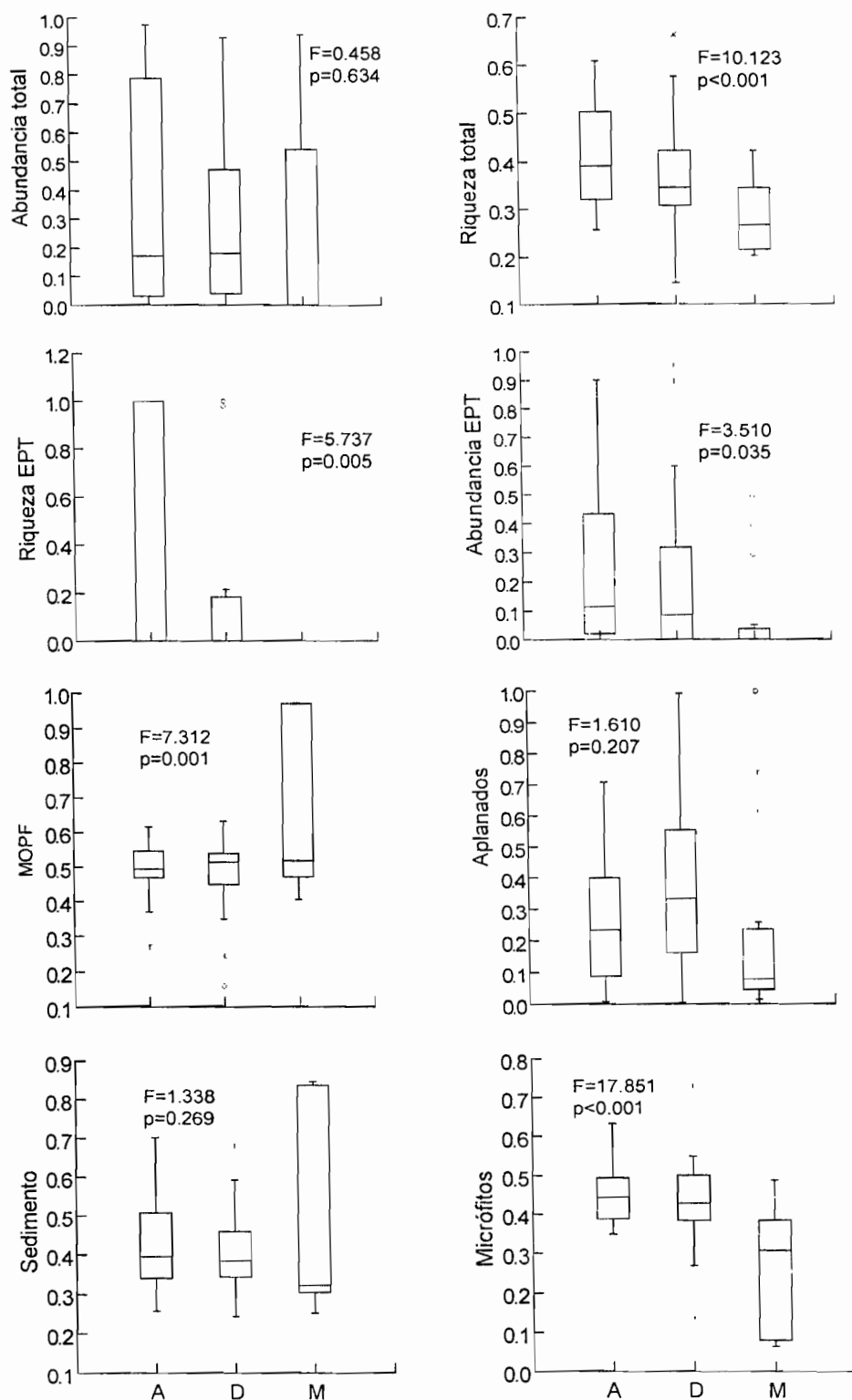
#### 4.4. DISCUSIÓN

La posibilidad de proteger los recursos biológicos dependerá de nuestra habilidad para identificar y predecir los efectos de las actividades humanas sobre los sistemas biológicos. Esto dependerá principalmente de nuestra capacidad de distinguir entre la variación de la condición biológica natural y la alterada por la actividad humana, asociando la condición biológica con distintos niveles y tipos de perturbación antropogénica. Para lograr esta meta, se desarrolló un índice ecológico que cuantifica las posibles fuentes principales de variación inter e intrarregionales en el ensamble de la estructura de macroinvertebrados en condiciones naturales y alteradas, combinando varios tipos de métricas relacionados a la riqueza, estructura

y función de estos ensamblajes. El uso de métricas según los rasgos funcionales debería mejorar la robustez de éste índice, ya que estos rasgos son usualmente sensibles a la perturbación y son comparables entre los ensamblajes incluso a través de regiones que difieren en su composición taxonómica (Statzner et al., 2001; Lamouroux et al., 2004; Tomanova et al., 2008; Archambault et al., 2009; Dolédec & Statzner, 2010, Statzner et al., 2010).

Este índice ha sido capaz de distinguir claramente entre sitios de referencia y alterados, dando una respuesta linear negativa muy significativa a un gradiente de perturbación antropogénica de origen físico y químico. Como tal, podría ser un indicador útil para monitorear cambios en la condición biológica y proporcionar una base de referencia para la medición de la respuesta biótica en la restauración de estos ríos. Sobre todo, este índice puede llegar a ser aplicable en las tres regiones estudiadas, usando un consistente grupo de métricas a pesar del clima y geología muy variable en Bolivia.

El desarrollo de un índice único para evaluar el conjunto de ríos de las distintas regiones como el propuesto en este trabajo, ofrece una oportunidad para facilitar la evaluación de forma precisa e imparcial de estos sistemas acuáticos a escala nacional, incluso a escala internacional tal como proponen Pont et al. (2006) para varios países de Europa.



**Figura 4.5.** Diagrama de cajas que muestran los valores de las distintas métricas (residuales transformados en probabilidades) (eje y) y los tres tipos de perturbación (eje x) (A=agrícola, D=doméstica y M=minera). Las cajas representan los percentiles 25 y 75, la línea dentro la caja representa la mediana, y las barras representan los percentiles 5 y 95. Note que cinco de ocho métricas distinguen significativamente entre los diferentes tipos de perturbación antropogénica (test de ANOVA,  $n=74$  en cada una de las métricas).

El índice final incluye solamente 8 de un total de 45 métricas originalmente analizadas. Como en los resultados de Klemm et al. (2003), Pont et al., (2006, 2009) y Stoddard et al. (2008), se redujo drásticamente el número de métricas, eliminando aquellas que mostraron una alta variabilidad o que no respondieron significativamente a la perturbación. Se hizo un test de evaluación de cada una de las métricas candidatas con dos grupos de sitios independientes de sitios de referencia y perturbados, para finalmente retener solamente las más efectivas (véase métodos para más detalles). Por ejemplo, muchas de las métricas basadas sobre los rasgos biológicos fueron excluidas debido a que no tuvieron una distribución normal. Todas las métricas basadas sobre categorías de grupos tróficos fueron excluidas porque no respondieron significativamente a perturbaciones (ver cuadro 4.1), lo cual es contrario a algunos de sus rasgos funcionales relacionados como el porcentaje de individuos que se alimentan de sedimento fino, partículas gruesas o micrófitos. Esta aparente dicotomía puede tener como explicación, que exista una gran variación en los hábitos alimenticios a nivel de especies dentro las familias de macroinvertebrados neotropicales, es decir que estas especies tengan tendencias más generalistas, tal como ya se ha descrito en el Capítulo 3, lo que es respaldado por Palmer et al. (1996), Thorne & Williams (1997) y Tomanova et al. (2006).

Algunas métricas como la abundancia o el porcentaje de Chironomidae, que supuestamente deberían incrementar con la perturbación doméstica y agrícola como se describe en el capítulo 3, respaldada por Tomanova et al. (2008) no fueron capaces en este caso de discriminar entre sitios de referencia y perturbados. Una posible explicación es que en este estudio se incluyen sitios con perturbación minera, cuyo efecto es mucho más fuerte que los otros tipos de perturbación.

Particularmente en los ríos Huanuni y Pazña, en la ecoregión Altoandina, se encontraron seis sitios sin macroinvertebrados. Estos sitios mostraron valores de pH de 3.12 a 4.22 como consecuencia del drenaje ácido de minas causadas por las actividades mineras cerca de los puntos colectados. Esto quiere decir que incluso los taxa tolerantes como los quironómidos disminuyeron drásticamente o desaparecieron en sitios fuertemente impactados por el drenaje ácido de minas (Van Damme et al., 2008). Asimismo, García (2006) encontró alta concentración de metales pesados como Cadmio, Zinc, Hierro y Plomo, tanto en agua como en sedimentos en los ríos Huanuni y Pazña, cuyos niveles excedieron los límites de salud permisibles según las normas ambientales bolivianas (RMCH, 1995).

Los quironómidos tampoco fueron útiles para discriminar la perturbación antropogénica en ríos xéricos y de montaña en Estados Unidos (Klemm et al., 2003; Whittier et al., 2006).

Los quironómidos son un grupo muy diverso que incluye especies sensibles y tolerantes a la perturbación; en consecuencia muestran alta variabilidad de acuerdo a distintos factores ambientales (Barbour et al., 1992), sugiriendo que ellos deben ser identificados hasta un nivel taxonómico tal que se conozcan sus niveles de tolerancia a la perturbación (Kerans & Karr, 1994). Sin embargo, debido a que la taxonomía de los quironómidos es difícil, estos pueden ser de costo ineficiente para su uso en el IBI, particularmente si hay otros invertebrados más fáciles de identificar e igual de sensibles a la perturbación antropogénica.

Las 8 métricas seleccionadas representan cuatro clases de atributos biológicos. Dos métricas basadas según su riqueza y composición (Riqueza total y riqueza de EPT), los cuales miden el grado en el que los elementos de diversidad biótica están presentes. Tres métricas basadas según rasgos alimenticios de los

invertebrados (% de individuos que se alimentan de partículas de sedimento, % de individuos que se alimentan de micrófitos y % de individuos que se alimentan de detritus grueso) los cuales evalúan la integridad asociada a la condición de las cadenas tróficas. Una métrica (% de individuos con formas aplanadas), lo cual evalúa la condición del hábitat físico al que están adaptadas (Statzner & Bêche, 2010). Dos métricas (abundancia total y abundancia de EPT) que evalúan el tamaño del ensamble. En consecuencia, este índice debería potencialmente cubrir un amplio rango de impactos antropogénicos.

Otro método de bio-evaluación como es el RIVPACS (sistema de clasificación y predicción de invertebrados de ríos) es también un modelo predictivo multivariado, que permite la detección e interpretación del estrés antropogénico sobre el ensamble de invertebrados en arroyos y ríos (Wright et al., 1984). Los modelos RIVPACS se basan sobre relaciones empíricas sobre la probabilidad de captura de un taxón individual de acuerdo a las características ambientales (por ejemplo, composición del sustrato, alcalinidad, altitud, etc.) que son resultado de datos colectados a partir de una red de sitios de referencia. La principal diferencia con el presente trabajo es que RIVPACS usa solamente riqueza taxonómica para evaluar la condición del total de sitios, en vez de varias métricas como las que se usan en este trabajo. Similares a las aproximaciones de Oberdorff et al. (2002) y Pont et al. (2006, 2009), la métrica “riqueza de especies” puede ser considerada un tipo de descriptor de RIVPACS insertado dentro de una aproximación más general y multimétrica. Como cada métrica refleja un aspecto diferente del ensamble de macroinvertebrados que podría responder de manera distinta a los estresores de ecosistemas acuáticos, la combinación de distintas métricas (como la propuesta aquí) debería ser más eficiente y comprensiva para medir la condición en estos sistemas ecológicos

complejos que una simple métrica como la riqueza. En otras palabras, un modelo predictivo combina distintas potencialidades del IBI (Hughes and Oberdorff, 1999; Karr, 1981; Roset et al., 2007), mientras que la aproximación RIVPACS (Hawkins et al. 2000; Paulsen et al., 2008; Wright et al., 1984) evalúa y predice la condición de ensamble.

## **CAPÍTULO 5**

# **COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN RÍOS ALTOANDINOS: IMPLICANCIAS CON RESPECTO AL CAMBIO CLIMÁTICO**

### **5.1. INTRODUCCIÓN**

El segundo grupo de trabajo del Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) concluye que una evaluación global que data de 1970 muestra que el calentamiento global antropogénico tiene probablemente entre el 66 a 90% de probabilidad de ocurrencia, lo cual tiene una influencia discernible sobre muchos sistemas biológicos y físicos. Cerca del 90% de los glaciares andinos se encuentran en zonas con pronunciadas sequías y el 10% en regiones húmedas tropicales. El cambio climático se hace más pronunciado en las regiones más secas, afectando la distribución anual del escurrimiento con diferencias marcadas entre la estación seca y húmeda e incrementando la variabilidad interanual (InWEnt, 2008).

Los glaciares, especialmente los tropicales, son excelentes indicadores de la evolución del clima, son ecosistemas vulnerables y junto con los casquetes polares constituyen las mayores reservas de agua dulce del planeta. Este recurso, que es utilizado en el consumo, agricultura, hidroelectricidad, actividad minera y proyectos agroindustriales, juega un rol importante en el desarrollo socioeconómico de las poblaciones y una reducción en su disponibilidad podría generar una crisis en los suministros y calidad (InWEnt, 2008). Actualmente, de acuerdo a datos climáticos de la región Andina de Bolivia (Vuille et al., 2008; Francou & Pouyaud, 2008), se sabe que existe una disminución e incluso una desecación temporal de varios ríos de la zona, debido a la disminución de los glaciares aledaños, como por ejemplo en el Nevado Sajama.

El uso de los macroinvertebrados acuáticos tiene interés particular, debido a las grandes ventajas que presentan estas comunidades para la evaluación y monitoreo de ambientes acuáticos (p.ej. Bonada et al., 2006a). Entre las principales ventajas se cuentan: la facilidad de muestreo, el rápido cambio en la estructura trófica, composición y abundancia de algunos grupos a diversos tipos de perturbación natural y antropogénica y su naturaleza sedentaria, que proporciona una buena señal espacial de lo que ocurre en cada hábitat muestreado (p.ej. Metcalfe, 1994; Bailey et al., 2003). Asimismo, se sabe que estas comunidades son sensibles a pequeños incrementos de temperatura (Bergkamp & Orlando, 1999; Durance & Ormerod, 2007), por lo cual los efectos del calentamiento global son de suma relevancia.

Existe abundancia de datos empíricos que sugieren que el reciente cambio climático induce variaciones estructurales (p.ej. pérdida de especies y cambios en la distribución de las mismas; Daufresne & Boët, 2007), y funcionales (p.ej. fenología, migración, tamaño del cuerpo; Bonada et al., 2007). Muchos de estos estudios, sin embargo, son enfocados a escalas locales y en especies únicas. La extrapolación desde niveles bajos de organización (especie) a niveles altos (comunidad) es difícil, y el cambio climático es típicamente visto como un fenómeno a gran escala.

Por ello, estudios a escalas espaciales grandes y niveles de organizaciones biológicas altas son requeridos para anticipar impactos del cambio climático. Bajo ese contexto, Bonada et al. (2007) estudiaron las diferencias en rasgos biológicos y composición taxonómica de macroinvertebrados entre regiones mediterráneas y templadas que experimentan periodos secos, concluyendo que tanto la diversidad y riqueza de rasgos biológicos fueron más altos en regiones mediterráneas. Asimismo,

tanto la composición taxonómica como los rasgos biológicos difirieron entre las dos regiones.

Siguiendo esa misma línea, Durance & Ormerod (2007), estudiaron los efectos del cambio climático sobre la fauna de macroinvertebrados en ríos de tierras altas del Nor-Atlántico por un periodo de 25 años. Ellos sostienen que la abundancia de macroinvertebrados podría disminuir en un 21% por cada incremento de 1°C. Si bien muchas especies resistentes podrían persistir si la temperatura aumenta en 3°C, entre el 5 y 12% de las especies más raras estarían en riesgo de extinción local.

En América del Sur, si bien existe un creciente número de trabajos sobre las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, especialmente como bioindicadoras en evaluaciones de la calidad de ríos (Figuroa et al., 2003; Couceiro et al., 2007; Baptista et al., 2007, entre otras), aun no existen trabajos referidos a los patrones de variación de estas comunidades bajo las implicancias del cambio climático.

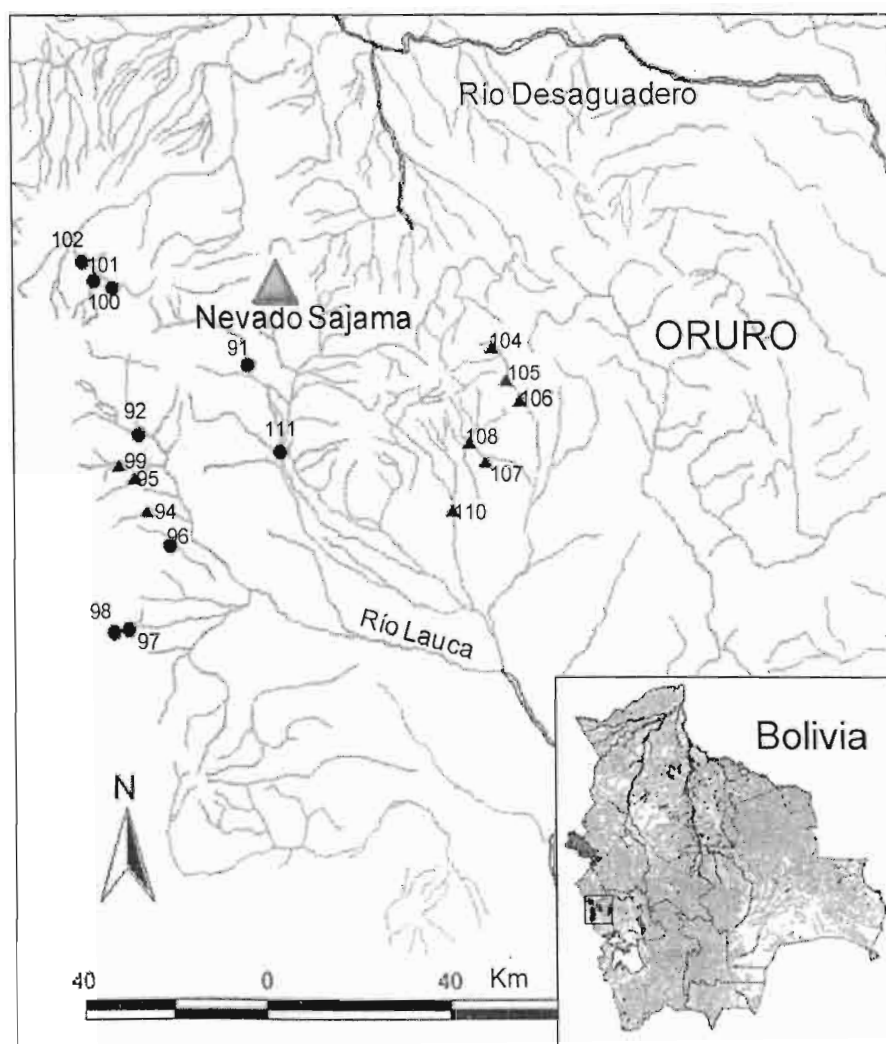
Dentro de ese contexto es que en este capítulo, se pretende estudiar y discutir los patrones de variación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos bajo las implicancias del cambio climático (reflejado a través de la estacionalidad de los ríos) haciendo una comparación de estas comunidades en ríos intermitentes y permanentes de origen glaciar de la región Altoandina de Bolivia.

## **5.2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **5.2.1. Área de estudio**

La zona de estudio pertenece a parte de los departamentos de Oruro y La Paz de Bolivia y corresponde a la ecoregión Altoandina de Bolivia (Figura 5.1). El bioclima es predominantemente xérico, con una precipitación media anual de 193

mm y con una temperatura media de 5.5°C (Navarro & Maldonado, 2002). La altitud varía desde los 3800 hasta los 6500 m. Esta zona incluye al Nevado Sajama, que es uno de los picos más altos de Bolivia. Inicialmente, según mapas del IGM y visitas previas a la zona de estudio, se seleccionaron 18 sitios, los cuales se dividieron en dos grupos; un grupo de 9 sitios con aguas permanentes durante todo el año y el otro grupo de 9 sitios con aguas estacionales o intermitentes al menos durante dos meses secos (Figura 5.1).



**Figura 5.1.** Ubicación de la zona de estudio en el Departamento de Oruro, Bolivia. Los círculos negros corresponden a sitios permanentes y los triángulos a los sitios intermitentes. El triángulo mayor corresponde al Nevado Sajama.

### **5.2.2. Colecta de muestras biológicas y datos ambientales**

Se tomaron muestras de macroinvertebrados bentónicos y medidas ambientales en los 18 sitios durante la época seca del año 2008 (julio-octubre), siguiendo el protocolo de Karr & Chu (1999). En los ríos estacionales, las colectas fueron tomadas antes de su desecación total (abril-junio).

El procedimiento de colecta de las muestras biológicas y datos ambientales se describe en detalle en el capítulo introductorio.

Además, debido a que en esta zona se logró identificar la intermitencia de los arroyos, adicionamos la intermitencia o estacionalidad como variable categórica, donde 1= intermitente y 0=permanente. Asimismo, se incluyeron otras variables químicas como la salinidad, sólidos totales disueltos y el oxígeno disuelto, todas estas variables medidas con un equipo portátil CONSORT C533.

Las comunidades también se diferenciaron según su estructura trófica como desmenuzadores, raspadores, colectores, filtradores y predadores y cuatro rasgos de vida según el tipo de respiración (ya sea por tegumento, branquias, plastrón o estigmas) de acuerdo a códigos compuestos por afinidad tal como describen Tomanova et al. (2006, 2008) en Bolivia y literatura accesible como Merrit & Cummins (1996).

### **5.2.3. Análisis de datos**

Las diferencias en abundancia de los diferentes taxa, así como de los datos ambientales entre sitios permanentes e intermitentes, se probaron con el test no paramétrico de Mann-Whitney.

Para tener una visión general acerca de la variabilidad ambiental de la zona estudiada, inicialmente se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), de

tal manera que se visualizó la distribución de los sitios (ríos) tanto permanentes como estacionales, tomando en cuenta solamente las características ambientales no correlacionadas entre ellas y sin incluir la intermitencia.

Para determinar asociaciones entre la estructura de las comunidades (excluyendo los taxa raros  $\leq 0.1\%$  respecto a la abundancia total de los 18 sitios) y las variables ambientales se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC).

A través de este ACC se espera que la distribución de las especies esté asociada a las variables ambientales; además se espera que los ríos permanentes y estacionales tiendan a diferenciarse en relación a este conjunto de variables.

Asimismo, se realizó un análisis de componentes principales para determinar si hay una asociación entre la proporción de la composición trófica con los ríos, así como con la proporción de los organismos según el tipo de respiración que podrían estar asociados a distintos sitios, ya sea permanentes o estacionales.

Para cada una de las variables biológicas, se desarrollaron modelos de regresión stepwise (GLM) utilizando estas variables biológicas como variables dependientes en el modelo, y las variables ambientales como variables independientes, incluida la intermitencia como variable categórica.

Los análisis (ACP y ACC) se realizaron en el programa CANOCO versión 4.5, los modelos de regresión y el test de Mann-Whitney con el programa SYSTAT 11.0.

### **5.3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Un total de 37 taxa de macroinvertebrados fueron colectados en los 18 sitios de la zona estudiada, de los cuales 31 corresponden a la clase Insecta y 6 a otras clases (Cuadro 5.1).

Una densidad media de 6449 ( $\pm 4248$ ) ind/m<sup>2</sup> fueron encontrados en cada río permanente; siendo la familia Chironomidae la más abundante, que representa un 32% de la abundancia total de los 9 ríos permanentes. Para los ríos estacionales encontramos un total de 4674 ( $\pm 3590$ ) ind/m<sup>2</sup>, siendo igualmente Chironomidae la más abundante, con un 30%. Un promedio de 15 ( $\pm 2.9$ ) taxa fueron encontrados en cada río permanente y un promedio de 14 ( $\pm 3.7$ ) taxa en cada río estacional.

Los tricópteros Hydroptilidae e Hydrobiosidae tuvieron mayor densidad en los sitios permanentes que en los intermitentes (test de Mann-Whitney,  $p < 0.10$ ), por otro lado Elmidae (adulto), Dytiscidae (adulto) y Ceratopogonidae se presentaron con mayor abundancia en los sitios intermitentes que permanentes (test de Mann-Whitney,  $p < 0.10$ ) (Cuadro 5.1), el resto de los taxa no presentaron diferencias significativas.

Con respecto a las características funcionales tróficas de la comunidad, los recolectores son los más abundantes con un promedio de 39 y 38 % para los sitios permanentes e intermitentes respectivamente y los predadores los menos abundantes con solo el 10 y 9 % para los sitios permanentes e intermitentes respectivamente. Respecto al tipo de respiración, aquellos que tienen respiración por tegumento fueron los más abundantes (55 y 42% para sitios permanentes e intermitentes respectivamente) y los que tienen respiración por estigmas fueron los menos abundantes (6 y 3% para sitios permanentes e intermitentes respectivamente).

De forma general, los datos ambientales entre sitios permanentes e intermitentes son similares excepto para el pH y la profundidad, cuyos valores son superiores en los sitios permanentes ( $p < 0.05$ ) (Cuadro 5.2).

**Cuadro 5.1.** Densidad de de macroinvertebrados (ind/m<sup>2</sup>) encontrados en sitios permanentes e intermitentes en la zona Altoandina de Oruro. La última columna muestra la significancia (p=0.10) para el test no paramétrico de Mann-Whitney.

taxa	sitios intermitentes										sitios permanentes										p
	94	95	99	104	105	106	107	108	110	media	96	97	98	100	101	102	111	91	92	media	
Baetidae	233	2	227	96	227	0	47	7	711	172.1	126	16	78	1062	44	1902	13	1326	1296	651.5	ns
Leptophlebiidae	0	0	0	0	22	0	0	0	9	3.5	0	2	4	9	158	2	0	0	0	19.5	ns
Oligoneuriidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0.4	ns
Gripopterygidae	31	0	29	0	2	0	0	0	27	9.9	0	0	29	222	2	0	2	7	0	29.2	ns
Hydroptilidae	7	0	2	244	516	11	20	7	64	96.8	381	38	256	749	147	1284	36	822	22	415.0	0.02
Limnephilidae	0	20	0	0	0	0	0	0	0	2.2	0	0	0	0	29	0	0	0	0	3.2	ns
Hydrobiosidae	20	2	0	0	0	0	0	0	7	3.2	0	67	167	98	122	7	0	15	0	52.8	0.06
Helicopsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	3.5	ns
Leptoceridae	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0.5	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0.5	ns
Elmidae (larva)	720	73	33	62	189	89	229	82	309	198.5	793	187	953	4876	489	2218	24	959	1763	1362.4	0.02
Elmidae (adulto)	71	60	0	67	138	11	269	89	680	153.8	6541	4	138	1396	164	484	11	248	241	1025.3	ns
Hydrophilidae (larva)	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	ns
Hydrophilidae (adulto)	2	0	51	2	0	44	0	0	0	11.1	15	0	0	0	0	0	0	0	0	1.6	ns
Dytiscidae (larva)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	ns
Dytiscidae (adulto)	9	0	0	0	0	0	2	2	0	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0.07
Staphylinidae	0	0	2	0	9	0	13	0	16	4.4	4	0	0	7	2	0	7	0	0	2.1	ns
Curculionidae (adulto)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	ns
Chironomidae	569	364	218	3556	7636	522	1644	4284	269	2118.0	1052	1064	4769	1636	342	613	1202	4122	56	1650.7	ns
Simuliidae	29	0	0	104	456	644	8087	13	1722	1228.4	41	13	38	160	13	264	520	2841	104	443.8	ns
Tipulidae	13	0	2	9	160	0	11	31	549	86.2	0	4	2	60	93	27	2	96	19	33.7	ns
Empididae	4	16	0	2	9	0	0	38	16	9.4	0	51	16	0	0	2	0	0	0	7.7	ns
Muscidae	2	0	9	18	2	0	258	13	76	42.0	0	0	16	0	0	0	51	15	7	9.9	ns
Ceratopogonidae	0	0	0	9	4	11	2	20	82	14.3	0	7	0	0	0	0	0	7	0	1.6	0.05
Ephydriidae	0	4	4	224	0	11	2	280	0	58.5	119	0	7	0	0	0	0	0	4	14.3	ns
Tabanidae	2	0	2	20	2	0	4	2	0	3.7	4	0	4	20	9	4	0	11	0	5.8	ns
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	ns
Limoniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0.2	ns
Corixidae	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0.7	0	0	2	0	0	9	2	0	0	1.5	ns
Veliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	ns
Saldidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0.2	ns
Gomphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0.4	ns
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	ns
Aeshnidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0.7	ns
Hyalellidae	187	2	2	2	0	11	0	0	0	22.7	37	0	0	82	0	2351	2	0	81	283.8	ns
Oligochaeta	756	0	58	1304	96	822	9	11	664	413.3	52	58	129	42	333	298	13	0	30	106.1	ns
Turbellaria	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	0	0	0	0	0	1656	0	0	0	184.0	ns
Hurudinea	4	0	0	7	0	0	0	2	0	1.5	26	0	0	236	0	0	0	15	0	30.7	ns
Acarina	11	0	4	7	9	0	4	100	0	15.1	56	0	76	42	16	178	0	470	0	93.0	ns
Collembola	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0.2	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0.7	ns
Gasteropoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0	30	0	0	0	0	76	0	0	0	11.7	ns

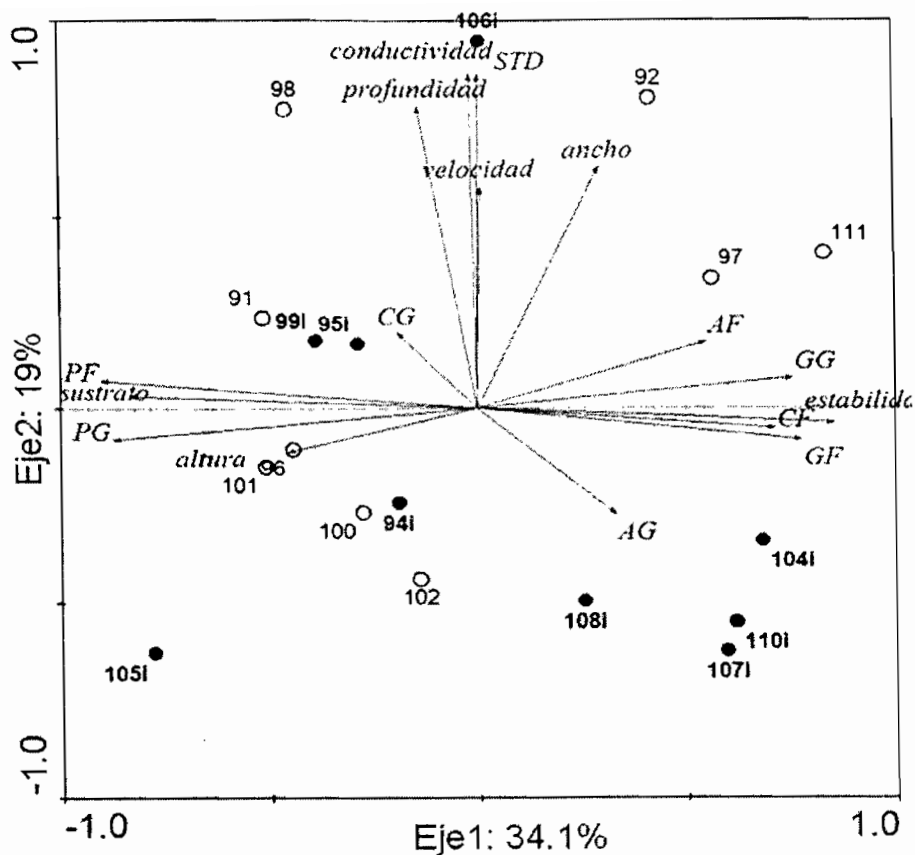
**Cuadro 5.2.** Datos ambientales medidos para sitios intermitentes y permanentes de la zona Altoandina de Oruro, Bolivia, la última columna muestra la significancia ( $p=0.10$ ) para el test no paramétrico de Mann-Whitney.

Variable	sitios intermitentes										sitios permanentes										p
	94	95	99	104	105	106	107	108	110	media	96	97	98	100	101	102	111	91	92	media	
pH	7.72	4.03	8.55	7.94	7.97	8.56	7.58	8.9	8.05	7.7	9.7	8.49	8.8	8.95	8.47	9.62	7.96	8.87	8.94	<b>8.9</b>	0.02
Temperatura (°C)	16	12.5	14.7	11.1	15.8	18.1	8.6	27	13.5	<b>15.3</b>	23.9	7.4	11.6	19.5	14.8	19.5	15	9.2	16.6	<b>15.3</b>	ns
Conductividad (µs/cm)	436	990	316	133	116	4900	222	227	125	<b>829.4</b>	311	479	711	162	223	258	697	720	896	<b>495.2</b>	ns
Oxígeno disuelto (%)	129	171	169	131.5	97	138	102.6	158	176	<b>141.3</b>	153	149	157	162	157	169	165	172	165	<b>161.0</b>	ns
Sólidos disueltos(mg/l)	193	530	173	64	64	2680	121	126	69	<b>446.7</b>	157	369	365	87	119	138	371	384	426	<b>268.4</b>	ns
Salmidad	0.2	0.6	0.2	0.1	0.1	3.3	0.2	0.1	0.1	<b>0.5</b>	0.2	0.5	0.5	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.4	<b>0.3</b>	ns
Altura (msnm)	4191	4273	4300	4008	3949	3842	3861	3917	3819	<b>4017.8</b>	3963	3893	3909	4496	4400	4317	3880	4002	4140	<b>4111</b>	ns
Profundidad (cm)	12.2	12.75	16.6	12.4	12	14.2	9	11.2	10.2	<b>12.3</b>	13.67	15.2	19.8	15.2	14.2	11.6	16.4	12.33	18	<b>15.2</b>	0.03
Velocidad (mps.)	0.385	0.625	0.833	0.808	0.552	0.640	0.368	0.534	0.544	<b>0.6</b>	0.625	0.667	0.769	0.625	0.625	0.303	0.640	0.588	0.769	<b>0.6</b>	ns
Ancho activo (m)	3.8	1.9	2.9	2.9	2.6	3.8	2.9	3.5	3.6	<b>3.1</b>	1.8	29.3	23.3	2.3	2.7	5.5	9.3	7.5	32.7	<b>12.7</b>	ns
Ancho total (m)	2.5	2.8	5.0	40.0	35.0	50.0	45.0	90.0	105.0	<b>41.7</b>	1.8	<b>80.0</b>	37.0	5.4	8.3	5.3	200.0	15.0	55.0	<b>45.3</b>	ns
Longitud rabión(m)	16.9	30.0	31.0	35.0	55.0	11.0	20.0	25.0	7.4	<b>25.7</b>	30.0	35.0	33.0	35.0	20.0	..	35.0	11.0	35.0	<b>29.3</b>	ns
Estabilidad	2.0	2.0	2.0	3.0	2.0	2.0	3.0	3.0	3.0	<b>2.4</b>	1.0	3.0	2.0	2.0	1.0	2.0	3.0	2.0	3.0	<b>2.1</b>	ns
Sustrato (índice)	6.2	6.8	7.0	4.4	7.9	6.1	4.9	5.2	5.1	<b>6.0</b>	5.1	5.0	7.1	6.6	7.0	4.8	4.7	7.1	4.1	<b>5.7</b>	ns
Arena Fina (%)	2.0	2.9	2.0	4.0	0.0	2.1	2.0	1.8	2.9	<b>2.2</b>	2.8	1.5	2.3	0.0	1.3	0.0	3.6	0.0	1.7	<b>1.5</b>	ns
Arena Gruesa (%)	3.5	2.3	2.0	2.8	3.1	1.2	3.7	5.4	3.2	<b>3.0</b>	1.4	5.1	3.6	1.3	1.8	1.3	1.9	1.4	1.7	<b>2.2</b>	ns
Grava Fina (%)	0.0	0.0	2.0	4.6	0.0	4.0	5.2	4.0	3.7	<b>2.6</b>	0.0	3.3	0.0	2.7	1.8	2.3	3.6	2.5	2.9	<b>2.1</b>	ns
Grava Gruesa (%)	4.9	3.7	2.4	3.9	0.0	4.0	4.5	3.1	4.7	<b>3.5</b>	1.4	4.8	2.3	4.2	2.5	4.8	6.6	1.4	3.8	<b>3.5</b>	ns
Cascajo Fino (%)	3.2	3.9	4.0	4.9	2.0	3.4	4.0	3.3	5.2	<b>3.8</b>	2.4	4.6	1.6	4.6	4.2	2.3	5.0	2.5	4.1	<b>3.5</b>	ns
Cascajo Grueso (%)	3.5	2.6	3.1	2.6	2.4	5.1	4.0	2.5	4.1	<b>3.3</b>	2.4	2.5	3.2	4.0	4.2	2.3	1.3	5.0	3.8	<b>3.2</b>	ns
Piedra Fina (%)	4.0	4.2	6.3	1.6	5.4	4.9	1.6	4.3	1.8	<b>3.8</b>	4.9	3.3	5.4	5.0	6.8	4.8	0.0	6.9	2.4	<b>4.4</b>	ns
Piedra Gruesa (%)	4.5	5.4	4.2	0.0	6.9	1.2	0.0	2.5	0.0	<b>2.7</b>	4.4	0.0	5.6	3.3	2.2	2.3	0.0	2.9	0.0	<b>2.3</b>	ns
Bloque (%)	0.0	1.9	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	0.0	0.0	<b>0.4</b>	0.0	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	<b>0.4</b>	ns

El ACP indica que la variación entre los parámetros ambientales puede ser explicada por los dos primeros componentes principales en un 53% (Figura 5.2). El primer eje separa los sitios de acuerdo a variables físicas como el tipo de substrato, la estabilidad de substrato y la altitud. El segundo eje ordena los sitios en función a las variables químicas como la conductividad, sólidos totales disueltos (STD), además de la profundidad, velocidad de corriente y el ancho del río. Cabe aclarar que los puntos 106 y 95 tienen valores extremos de conductividad y sólidos totales disueltos, probablemente debido a condiciones geológicas y de relieve particulares que permiten mayor concentración de sales, aunque en general toda la zona de estudio es de alta salinidad, pues casi todos los ríos estudiados descargan en el Salar de Coipasa.

Con este análisis se muestra que los sitios intermitentes se encuentran distribuidos dentro de la variabilidad ambiental de los sitios permanentes, debido a que ambos grupos de sitios se encuentran dispersos en este diagrama de ordenación (Figura 5.2), es decir, que los sitios intermitentes comparten características ambientales similares a los permanentes y por tanto no habría problema con este criterio de distinción para los posteriores análisis entre ambos grupos de sitios, tanto permanentes como intermitentes.

El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) (Figura 5.3), indica que la varianza acumulada de la relación entre las variables ambientales y biológicas puede ser explicada por los dos primeros ejes en un 38%.

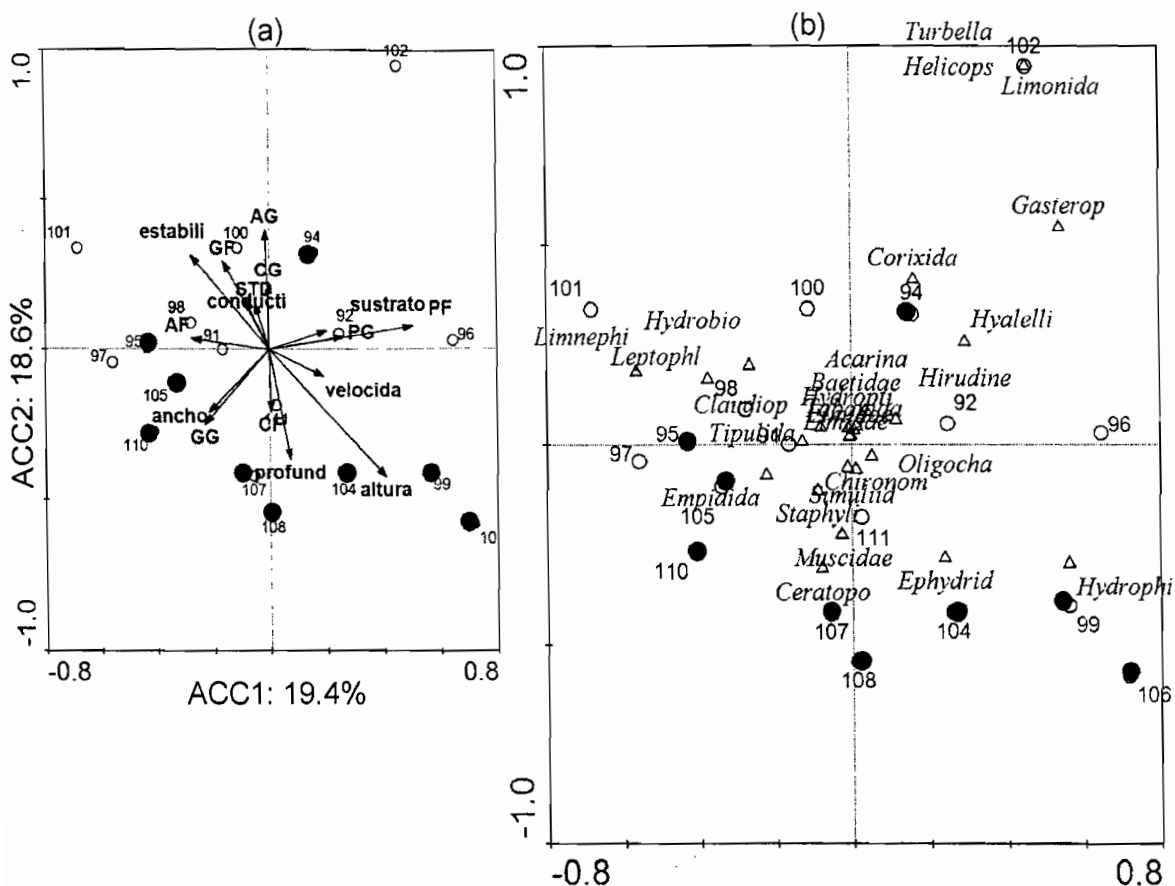


**Figura 5.2.** Ordenamiento de los sitios según el ACP de acuerdo a variables ambientales. Los puntos cerrados (negros) indican los sitios intermitentes, y los puntos abiertos indican sitios permanentes. STD=sólidos totales disueltos, PF=piedra fina, PG=piedra gruesa, AF=arena fina, AG= arena gruesa, GF=grava fina, GG=grava gruesa, CF=cascajo fino, CG= cascajo grueso.

En la figura 5.3 (a y b) se observa que los sitios intermitentes (círculos cerrados) tienen una tendencia de separación de los sitios permanentes hacia la parte inferior del eje 2 (ACC2).

En aquellos sitios estacionales (parte inferior del diagrama del ACC, en círculos cerrados y rojos) con valores elevados de altitud, profundidad, ancho y dominancia de cascajo fino (CF) y grava gruesa (GG) predominan los dípteros (Ceratopogonidae, Ephydriidae, Muscidae, Empididae, Chironomidae, entre otros (Figura 5.3 a y b), que tienen mayores facilidades de adaptación y por lo tanto son

los más tolerantes a efectos de condiciones extremas o de perturbación (Metcalf, 1994; DeShon, 1995).



**Figura 5.3.** Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) en el ordenamiento de las estaciones muestreadas en la zona estudiada, según la abundancia de la comunidad de macroinvertebrados (transformado con  $\ln+1$ ) (b) relacionado con las variables ambientales (a). Los círculos cerrados corresponden a los sitios intermitentes, los círculos abiertos a los sitios permanentes, las flechas indican las variables ambientales y los triángulos los taxa. Para códigos véase figura 5.2.

En el otro lado (parte superior de la Figura 5.3 a y b, en círculos abiertos), correspondiente a los sitios permanentes, son los grupos sensibles o intolerantes como los tricópteros y efemerópteros (Helicopsychidae, Limnephilidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, entre otros) (Metcalf, 1994; DeShon, 1995; Karr & Chu, 1999; Butcher et al., 2003) los que tienden a predominar; cuyos valores de las

variables ambientales anteriormente mencionadas tienden a ser más bajas, pero con dominancia en general de sustratos pedregosos y de mayor estabilidad.

De forma general, la figura 5.3 muestra una tendencia a la separación entre sitios permanentes e intermitentes en función de la estructura de comunidades bentónicas y las características ambientales.

La diferencia entre los dos grupos de sitios podría estar relacionada con el ciclo de vida más corto de los taxa encontrados en ríos intermitentes (rasgo biológico no probado en este trabajo). La mayoría de las familias de Diptera, generalmente de crecimiento rápido y tolerantes a la disminución de la calidad del agua, son las que encontramos más frecuentemente en los ríos intermitentes (Cuadro 5.1), lo mismo que otras familias de tamaño pequeño (Hydroptilidae) o muy especializadas a disminuciones de corriente (Baetidae, por lo general). Estas características las hacen adecuadas para resistir disminuciones del flujo de corriente propias de ríos intermitentes. Familias con requerimientos más altos y de mayor tamaño como Leptophlebiidae e Hydrobiosidae no podrían prosperar en estos ríos.

Al comparar sitios permanentes e intermitentes en ríos de Estados Unidos y Europa, Bonada et al. (2006b, 2007) encontraron resultados similares a los de este trabajo, donde la composición taxonómica de ríos permanentes estuvo caracterizada básicamente por dominancia de efemerópteros, plecópteros y tricópteros, mientras que los ríos estacionales se caracterizaron por odonatos, coleópteros y heterópteros. Asimismo, en este trabajo encontramos que tanto sitios permanentes e intermitentes fueron básicamente dominados por dípteros (Chironomidae y Simuliidae) y coleópteros (Elmidae) (Cuadro 5.1).

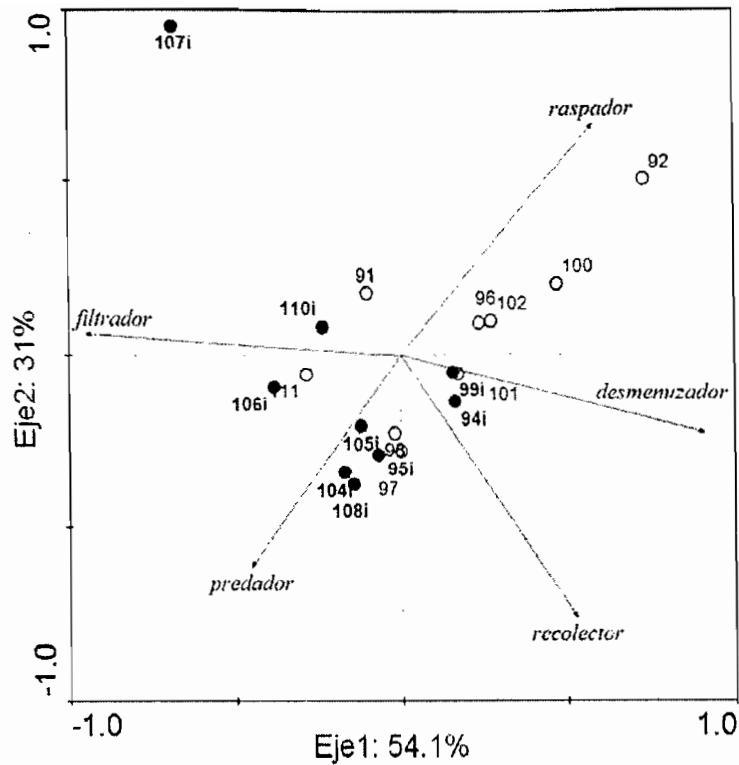
El análisis de componentes principales según la abundancia relativa de la composición trófica de macroinvertebrados bentónicos, indica que esta variabilidad es explicada en un 84.1% por los dos primeros ejes (Figura 5.4).

Este diagrama indica que hay una tendencia a la separación parcial de los sitios intermitentes (en negro) hacia el lado izquierdo, caracterizados por mayor proporción de filtradores y predadores; en cambio los sitios permanentes que tienden a separarse en el lado derecho del diagrama, se caracterizan por una dominancia relativa de raspadores y en parte por recolectores y desmenuzadores.

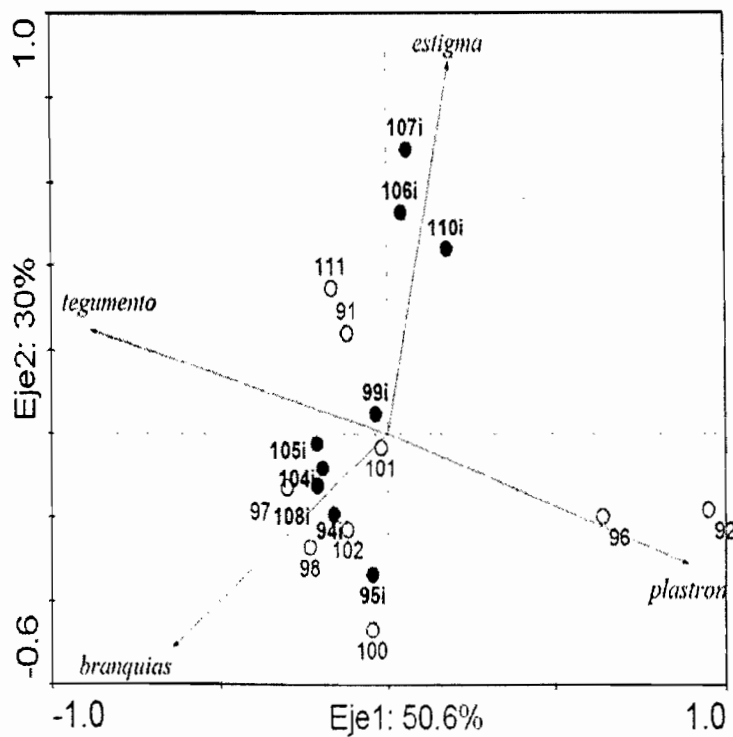
El ACP según el tipo de respiración de macroinvertebrados, muestra que la variabilidad de las categorías de estos rasgos biológicos puede ser explicada en un 80.6% por los dos primeros ejes (Figura 5.5).

Sin embargo esta diferenciación entre sitios permanentes e intermitentes es muy parcial, lo cual indica que los macroinvertebrados tienen capacidades de adaptación a distintos ítems alimenticios, independientemente de la estacionalidad de los ríos, lo que les da mayores ventajas de subsistencia, tal como sostienen Tomanova et al. (2006, 2008).

De forma general, no se aprecian claras diferencias de separación entre sitios intermitentes y permanentes según el tipo de respiración, lo cual indica que los macroinvertebrados estudiados, igual que en el caso de la composición trófica comparten rasgos similares independientemente de la estacionalidad de los ríos. Sin embargo se aprecia una ligera separación de dos sitios permanentes (92 y 96) que tienen organismos que respiran básicamente por plastrón, y los sitios intermitentes (106, 107 y 110) con organismos de respiración por estigmas.



**Figura 5.4.** Ordenación de los ríos estudiados según el ACP de acuerdo a la abundancia relativa de la composición trófica de macroinvertebrados, con transformación  $\ln+1$ . Los círculos cerrados indican los sitios intermitentes.



**Figura 5.5.** Ordenación de los ríos estudiados según el ACP de acuerdo a categorías de rasgos (respiración) de macroinvertebrados, con transformación  $\ln+1$ . Los círculos cerrados indican los sitios intermitentes.

Otro factor importante a considerar podría ser la dificultad de recolonización. A elevadas altitudes, los vientos hacen el vuelo de los adultos más difícil, como es el caso de algunas especies que tienen alas reducidas o atrofiadas, como las hembras de *Cailloma rubemarini* (Trichoptera, Hydrobiosidae) y los machos de *Claudioperla* sp. (Plecoptera, Gripopterygidae) (Molina & Gibon, 2009).

El cuadro 5.3 muestra los modelos de las tres variables biológicas analizadas con el análisis de regresión múltiple, en los tres modelos, los coeficientes  $R^2$  son superiores a 0.70 con  $p < 0.01$ .

**Cuadro 5.3.** Modelos de regresión múltiple stepwise para la riqueza y abundancia total y la riqueza de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT), en relación a distintas variables ambientales, incluida la intermitencia;  $p < 0.01$  en los tres modelos y las seis variables ambientales.

<b>variable</b>	<b>riqueza Total</b>	<b>abundancia total</b>	<b>riqueza EPT</b>
intercepto	2.764	6.183	-
intermitencia	-	-	<b>0.807</b>
Sólidos totales			
disueltos	-0.160	-	-
pH	0.091	0.513	-
profundidad	-	-0.157	-
Índice_sustrato	-	-	0.925
conductividad	-	-	-0.786
$R^2$	0.79	0.71	0.84

De acuerdo a estos modelos, bajo condiciones naturales, hay distintos factores ambientales que afectan la riqueza y abundancia de organismos, así como la riqueza de EPT.

En este trabajo, la estacionalidad o intermitencia no tiene efecto significativo sobre la riqueza y abundancia total, aunque sí tiene efecto significativo ( $p < 0.01$ ) sobre la riqueza de EPT, además del índice de sustrato y la conductividad. Es decir que la riqueza EPT es afectada positivamente tanto por la intermitencia como por el sustrato y de forma negativa por la conductividad.

De acuerdo a nuestros resultados, al menos parte de la variabilidad observada en la composición de la fauna se debe a la intermitencia de los ríos. Sin embargo el área de trabajo que se estudió es relativamente pequeña (4800 km<sup>2</sup>), y además solo se consideraron dos épocas de un año: seca y transición a la seca, de manera que efectos más notorios se apreciarían a escala macroecológica y por décadas de seguimiento (Bonada et al., 2007; Durance & Ormerod, 2007).

### **5.3.1. Implicaciones del cambio climático en las comunidades acuáticas**

De acuerdo a los cambios climáticos proyectados por el IPCC (2007) para el 2050 y 2080 y los modelos climáticos simulados para los Andes Tropicales (Vuille et al., 2008), indican que los glaciares continuaran en retroceso y muchos de los que son pequeños y de poco volumen, ya están en desequilibrio bajo el clima actual y podrían desaparecer en pocas décadas. Incluso en aquellas cuencas donde los glaciares no desaparezcan por completo, el cambio en la estacionalidad de los ríos amortiguados por glaciares, afectará significativamente la disponibilidad de agua en los mismos y por tanto a la comunidad biótica que depende de ella.

Bajo este escenario es que se plantea hipotéticamente que la intermitencia de los ríos de la zona Altoandina de Oruro, se debe principalmente a la disminución de los glaciares, y que en las próximas décadas, aquellos ríos que aun son permanentes se harán intermitentes, así como los arroyos intermitentes de hoy solo tendrán agua durante los pocos meses de lluvia de verano.

A pesar de que hay cada vez mayor evidencia del cambio climático ocasionado por actividades antropogénicas, predecir con precisión cuál será el efecto del mismo sobre la biota es prácticamente imposible, debido a que el ecosistema es demasiado complejo, donde las interacciones entre especies y el mundo físico son muchas, y especies de un mismo nivel trófico compiten y colaboran

entre ellas de maneras difíciles de predecir. Además la respuesta de especies acuáticas al cambio climático es diferente a la de las especies terrestres.

Respondiendo al objetivo de este estudio, el cambio climático reflejado a través de la estacionalidad de los ríos, tiene mayor efecto en los cambios de la estructura taxonómica que en los cambios de la estructura funcional. Similar comportamiento encontraron Bonada et al. (2007) para ríos de zonas mediterráneas y templadas de Europa. Esto significa que en el futuro, el cambio climático probablemente podría tener implicancias más fuertes en la conservación de taxa que en la composición de los rasgos de la comunidad de macroinvertebrados, pese a que en general la zona del Altiplano tiene naturalmente baja riqueza de macroinvertebrados comparado con otras regiones.

## CAPÍTULO 6

### CONCLUSIONES GENERALES

Los análisis multivariados realizados para la ecoregión del Piedemonte, mostraron que la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados pueden ser útiles bioindicadores de perturbación antropogénica. Sin embargo, estas comunidades responden también de manera significativa a distintos factores ambientales con condiciones de referencia (naturales), lo cual nos sugiere que futuros trabajos de bio-evaluación de arroyos a través de índices bióticos deben diferenciar claramente el efecto ambiental natural del efecto de la perturbación antropogénica.

Al desarrollar el índice multimétrico de integridad biótica para la ecoregión del piedemonte de Cochabamba, solo cinco métricas de un total de 12 fueron seleccionadas para ser incluidas en el índice final. Las métricas que cumplieron las exigencias del índice de integridad fueron: Abundancia de EPT y porcentaje de EPT (según la densidad y composición de grupos intolerantes), riqueza de EPT (según la riqueza de grupos tolerantes), y abundancia y porcentaje de Chironomidae (según la densidad absoluta y relativa del grupo de tolerantes). Las restantes siete métricas no fueron incluidas en el índice porque no respondieron satisfactoriamente a efectos de perturbación. A pesar de que hay cierta limitación, como la necesidad de validación de los modelos de referencia con otro grupo de sitios de referencia, este índice distinguió claramente la variación en la condición biológica bajo condiciones naturales y antropogénicas, y mostró una respuesta negativa significativa hacia un gradiente de perturbación antropogénica, lo que nos sugiere que éste índice puede

ser aplicable en la evaluación y biomonitoreo de los ríos de esta ecoregión estudiada.

Cuando se amplió el área de estudio a tres ecoregiones (Valles Interandinos, Altoandina y la ecoregión del Piedemonte), incluyendo nuevas métricas basadas en rasgos biológicos y además incluyendo la perturbación minera, se encontró que de un total de 45 métricas inicialmente analizadas, solo 8 respondieron eficientemente a las exigencias del índice y fueron incluidas en el índice final. Estas métricas seleccionadas representan cuatro clases de atributos biológicos. Dos métricas según riqueza y composición (riqueza total y riqueza EPT) que representan la diversidad biótica. Tres métricas según los rasgos alimenticios (porcentaje de individuos que se alimentan de sedimento, de micrófitos y de detritus grueso), estas métricas representaron a la integridad asociada a la condición de la cadena alimenticia. Una métrica según la forma de individuos (porcentaje de individuos de formas aplanadas), que representa la adaptación de estas formas al hábitat físico, y dos métricas según la densidad (abundancia total y la abundancia de EPT) que representaron al tamaño del ensamble de invertebrados acuáticos.

Se determinó que la perturbación por actividades mineras (drenaje ácido de minas) tiene un impacto mucho más fuerte sobre la integridad biótica que la perturbación por actividad agrícola o doméstica.

De acuerdo a las hipótesis planteadas, los valores de los índices de los sitios de validación estuvieron incluidos dentro de la variación de los valores de índices de los sitios de calibración y estos dos grupos de sitios fueron significativamente superiores a los valores de índices de los sitios perturbados. De esta manera el índice desarrollado distinguió claramente entre sitios de referencia y perturbados, mostrando una respuesta negativa significativa a lo largo de un gradiente de

perturbación antropogénica, lo cual nos sugiere que este índice podría ser un indicador útil para evaluar y monitorear los cambios en la condición biológica de estos ríos y proporcionar una base de referencia para la medición de la respuesta biótica en la restauración de aquellos ríos que han perdido su condición natural.

Finalmente, al estudiar las posibles implicancias respecto al cambio climático (reflejado a través de la estacionalidad de los ríos próximos a los glaciares), en 18 sitios de la ecoregión Altoandina, se encontró que el cambio climático podría tener mayor efecto en los cambios de la estructura taxonómica, principalmente en los grupos sensibles (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) que en los cambios de la estructura funcional, lo cual sugiere que en el futuro, el cambio climático probablemente podría tener implicaciones más marcadas en la conservación de taxa que en la composición de los rasgos de la comunidad de macroinvertebrados, y por tanto poco efecto sobre el índice multimétrico desarrollado, ya que este incluye diversos atributos de la comunidad (riqueza, estructura, función).

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Archaimbault, V., Usseglio-Polatera P., Garric J., Wasson J-G., Babut M., 2009. Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 55, 1430-1436.

Armitage, P.D., Moss D., Wright J.F., Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrate over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17, 333-347.

Bailey, R.C., Norris R.H., Reynoldson T.B., 2003. Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach. Springer Press, U.S.A. 170p.

Balian, E.V., Segers H. Léveque C., Martens K., 2008. The Freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595, 627-637.

Baptista, D.F., Buss, D.F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M.P., Nessimian, J.L., 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575, 83-94.

Barbosa, F.A.R., Callisto, M., Galdean, N., 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 4, 51-59.

Barbour, M.T., Plafkin J.L., Bradley B.P. Graves C.G., Wisseman R.W., 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11, 437-449.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Griffith, G.E., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J.S., Bastian, M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15, 185-211.

Bergkamp G., Orlando B., 1999. Exploring Collaboration between the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran 1971) and the UN Framework Convention on Climate Change. Climate Initiative, IUCN, Washington, USA.

Bonada, N., Prat N., Resh V.H., Statzner B., 2006a. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51, 495-523.

Bonada N., Rieradevall M., Prat N., 2006b. Benthic macroinvertebrate assemblages and macrohabitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. *Journal of North American Benthological Society* 25, 32-43.

Bonada N., Dolédec S., Statzner B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate

regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*.13, 1658-1671.

Bryce, S.A., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., 2002. Development of a bird integrity index: using birds assemblages as indicators of riparian condition. *Environmental Management* 30, 294-310.

Bryce, S.A. & R.M. Hughes. 2003. Variable assemblage responses to multiple disturbance gradients: Case studies in Oregon and Appalachia, USA. En: Simon, T.P. (Ed), *Biological response signatures indicator patterns using aquatic communities*. pp. 539-560. CRC Press, Boca Raton, U.S.A.

Butcher, T.J., Stewart P.M., Simon T.P., 2003. A benthic community index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecological Indicators* 3,181-193.

Campero, M., 1998. Estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del Río Chapare. Tesis para obtener el título de licenciada en Biología. Cochabamba, Bolivia. UMSS.74p.

CONCADE., 2002. Mapa de cultivos priorizados de la zona del Chapare. USAID. Proyecto CONCADE.

Daufresne M., Boët P., 2007. Climate change on structure and diversity on fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13, 2467-2478.

DeShon, J.E., 1995. Development and application of the invertebrate community index (ICI). En: Davis, W.S., Simon T.P. (Eds.), Biological assessment and criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. CRC Press, Boca Raton, FL, U.S.A., pp. 217-243.

Díaz, S., Fargione J., Chapin F.S., Tilman D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. PLoS Biology 4, 1300-1305.

Dolédec, S., Stutzner, B., 2010. Responses of freshwater biota to human disturbance: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. Journal of the North American Benthological Society 29, 286-311.

Domínguez, E., Fernández H.R., 1998. Calidad de los Rios de la Cuenca del Salí, (Tucumán, Argentina) medido por un índice biótico. Serie Conservación de la naturaleza Nro 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán.

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, M.L., Hubbard, M.D. , Nieto,C., 2006. Ephemeroptera of South America, in: Adis, J., Arias, J.R., Rueda-Delgado, G., Wantzen, K.M. (Eds.), Aquatic Biodiversity in Latin America. Pensoft Press, Moscow.

Domínguez, E., Fernández H.R., 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina.

Dudgeon, D., 2006. The impacts of human disturbance on stream benthic invertebrates and their drift in North Sulawesi, Indonesia. *Freshwater Biology* 51,1710-1729.

Dudgeon, D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.-I., Knowler D.J., L veque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163-182.

Durance I., Ormerod J., 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*. 13: 942-957.

Fernández, H. R., Domínguez, E., 2001. Guía para la Determinación de Artrópodos Sudamericanos. Editorial Universitaria de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Fernández, H., Domínguez E., Romero F., Cuezco G., 2006. La calidad del agua y la bioindicación en los ríos de montaña del Noroeste Argentino. Serie Conservación de la Naturaleza, 16, Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

Figueroa, R., Valdovinos C., Araya E., Parra O., 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76, 275-285.

Fore, L.S., Wisseman R.W., 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 5, 212-231.

Francou B., Pouyaud B., 2008. Glaciares: ¿Cómo y Dónde estudiarlos? *Revista virtual Redesma* 2, 9-17.

Garcia, M.E., 2006. Transport of arsenic and heavy metals to Lake Poopó-Bolivia, natural leakage and anthropogenic effects. Doctoral Thesis, Lund University, Sweden.

Gibson, G.R., Barbour, M.T., Stribling, J.B., Gerritsen, J., Karr, J.R., 1996. *Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers*. EPA 822-B- 96-001. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.

Goitia, E. Moya N., Carvajal F., 2003. Macroinvertebrados como bioindicadores de perturbación de ríos. En: *Monitoreo a la calidad de los cursos de agua del trópico de Cochabamba*. Parte II, estudio ecológico de los ríos de la región del Chapare. Cochabamba - Bolivia. 52p.

Hamel, C., Van Damme P.A., 1999. Acidificación de ríos por contaminación con metales pesados en la zona altoandina boliviana: indicadores bentónicos. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 6, 191-201.

Hastie, T.J., Pregibon, D., 1993. Generalized linear models, in: Chambers, J.M., Hastie, T.J. (Eds.), *Statistical Models* in S. Chapman & Hall, London, U.K., pp. 195-247.

Hawkins, C.P., Norris, R.H., Hogue, J.N., Feminella, J.W., 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10, 1456-1477.

Heino, J., Muotka, T., Paavola, R., 2003. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of Animal Ecology* 72, 425-434.

Hill, B.H., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Stevenson, R.J., McCormick, F.H., Johnson, C.B., 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society* 19, 50-67.

Hilsenhoff, W.L., 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7, 65-78.

Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Herlihy, A.T., Kincaid, T.M., Reynolds, L., Larsen, D.P., 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1618-1631.

Hughes, R.M., Oberdorff, T., 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. En: Simon, T.P. (Ed.), *Assessing the*

Sustainability and Biological Integrity of Water Resources using Fish Communities.

CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 79-93.

Hughes, R.M., Peck, D.V., 2008. Acquiring data for large aquatic resource surveys: the art of compromise among science, logistics, and reality. *Journal of the North American Benthological Society* 27, 837-859.

Internationale Weiterbildung und Entwicklung gGmbH (InWEnt)., 2008. Cambio Climático y retroceso de los glaciares en la zona Andina: Consecuencias para la Gestión de Recursos Hídricos. *Revista virtual Redesma*. 2, 19-23.

IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza.

Jacobsen, D., 1998. The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Archiv für Hydrobiologie* 143, 179-195.

Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.

Karr, J.R., Chu, E.W., 1999. Restoring life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press, Washington DC.

Karr, J.R., Chu, E.W., 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia* 422/423,1-14.

Kerans, B.L., Karr J.R., 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications* 4, 768-785

Klemm, D.J., Blocksom, K.A., Fulk, F.A., Herlihy, A.T., Hughes, R.M., Kaufmann, P.R., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Thoeny, W.T., Griffith, M.B., Davis, W.S., 2003. Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic index (MBII) for regionally assessing mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31, 656-669.

Kolkwitz, R, Marson M., 1909. Okölogie der tierischen Saprobien. Beitrage zur Lehre von des biologischen Gewasserbeurteilung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2, 126-152.

Lamouroux, N., Dolédec, S., Gayraud, S., 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* 23, 449-466.

Malmkvist, B., S. Rundle S., 2002. Threats to running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29, 134-153.

Marques, M.M., Barbosa, F., 2001. Biological quality of waters from an impacted tropical watershed (middle Rio Doce basin, southeast Brazil), using benthic macroinvertebrate communities as an indicator. *Hydrobiologia* 457, 69-76.

Merrit, R., Cummins K.W., 1996. *Aquatic Insects of North America*. Second edition. Kendall & Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.

Metcalfe, J.L., 1994. Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. En Peter, C., Jeffrey E.P. (Eds.), *The River Handbook: Hydrological and ecological principles*, Blackwell Scientific Publications press, Oxford, pp. 145-170.

Miserendino, M.L., Masi, C.I., 2010. The effect of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators* 10, 311-319.

Molina, C.I., Gibon F.M., 2009. A new species of *Cailloma* Ross & King, 1952 from Bolivia (Trichoptera, Hydrobiosidae). *Revue française d'Entomologie (N.S.)*. 1, 23-29.

Montes de Oca, I. 1997. *Geografía y Recursos Naturales de Bolivia*. Ediciones EDOBOL. La Paz, Bolivia. 614 p.

Morley, S.A., Karr J.R., 2003. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16, 1498-1509.

Moya, N., Goitia E., Siles M., 2003. Tipología de ríos de la región del piedemonte andino en Cochabamba. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 13, 95-105.

Mullins, H.W., 1999. Biotic integrity of the Boise River upstream and downstream from two municipal wastewater treatment facilities, Boise, Idaho, 1995-96. Water-Resources Investigations report 98-4123. 17p.

Navarro, G., Maldonado, M., 2002. Geografía ecológica de Bolivia: vegetación y ambientes acuáticos. Centro de Ecología Simón I. Patiño-Departamento de difusión. Cochabamba, Bolivia, pp. 77-91.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Chessel, D., 2001. A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology* 46, 399–415.

Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B., Porcher, J.P., 2002. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of rivers "health" in France. *Freshwater Biology* 47, 1720-1735.

Palmer, C.G., Maart, B., Palmer, A.R., O'Keeffe, J.H., 1996. An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo River, Eastern Cape Province, South Africa. *Hydrobiologia* 318, 153-164.

Paulsen, S.G., Mayo, A., Peck, D.V., Stoddard, J.L., Tarquinio, E., Holdsworth, S.M., Van Sickle, J., Yuan, L.L., Hawkins, C.P., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Barbour, M.T., Larsen, D.P., Olsen, A.R., 2008. Condition of stream ecosystems in the US: an overview of the first national assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 27, 812-821.

Poff, N. L., Allan, D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., Stromberg, J.C., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47, 769-784.

Pont, D., Hugueny, B., Beier, B., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, R., Rogers, C., Roset, N., Schmutz, S., 2006. Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43, 70-80.

Pont, D., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Schmutz, S., 2009. A predictive index of biotic integrity model for aquatic vertebrate assemblages of Western U.S. streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 138, 292-305.

Resh, V.H., Norris, R.H., Barbour, M T., 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20, 108-121.

Ricciardi, A., Rasmussen, J.B., 1999. Extinction rates of North America freshwater fauna. *Conservation Biology* 13, 1220-1222.

RMCH, 1995. Reglamento en materia de contaminación hídrica de la ley del medio ambiente N° 1333. La Paz, Bolivia.

Rocabado, G. 2004. Ecología y distribución de invertebrados en ríos andinos de la Cuenca Amazónica Boliviana. Tesis doctoral. Universidad Nacional de Tucumán, Argentina 150p.

Rodríguez, V. 2005. Diagnóstico de los impactos ambientales causados por las actividades humanas en los ecosistemas acuáticos de la zona comprendida entre Villa Tunari y Chipiriri en la región del Chapare (Cochabamba-Bolivia). Tesis de licenciatura. Universidad Católica Boliviana San Pablo, 134p.

Roldan, G., Ruiz E., 2001. Development of Limnology in Colombia. En: Wetzel, R.G., Gopal B. (Eds.), *Limnology in Developing Countries*, pp. 69-119. International Association for Limnology (SIL) press.

Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., Kestemont, P., 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology* 14; 393-405.

Safina, C., 2001. Fish conservation. *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, Volume 2, pp.783-799.

Simpson, J.C., Norris, R.H., 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and output. En Wright J.F., Sutcliffe D.W., Furze M.T. (Eds.), *Assessment the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater biological association, Ambleside, UK, pp.125-142

Smolders, A., Van Hengstum J., Montes Baron A., Riso H., Castillo L., 1999. Efecto de la contaminación minera sobre la composición de la macrofauna bentónica en el río Pilcomayo. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 6, 229-237.

Soldner, M., Stephen I., Ramos L., Angus R., Wells N.C, Grosso A., Crane M., 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Research* 38, 864-874.

Statzner, B., Bêche L.A., 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology* 55, 80-119.

Stoddard, J. L, Herlihy, A.T., Peck, D.V., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Tarquinio, E., 2008. A process for creating multi-metric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 27, 878-891.

Strayer, L.D., Dudgeon D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 344-358.

Tejerina-Garro, F.L., Maldonado, M., Ibañez, C., Pont, D., Roset, N., Oberdorff, T., 2005. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48, 91-108.

Ter Braak, C.J.F., Verdonschot F.M., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquatic Sciences* 57, 255-286.

Thorne, R. St. J., Williams, W. P., 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37, 671-687.

Tomanova, S., Goitia, E., Helezic, J., 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556, 251-264.

Tomanova, S., Moya, N., Oberdorff, T., 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of neotropical streams. *River Research and Applications* 24, 1230-1239.

Townsend, C.R., Riley R.H., 1999. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. *Freshwater Biology* 41, 393-405.

United Nations Environmental Programme, 2002. *Global environmental outlook 3*. Earthprint Ltd., Stevenage, Hertfordshire, England.

USEPA, 1990. *Biological criteria: National program guidance for surface waters*. EPA 440-5-90, U.S. Environmental Protection Agency, Office of water regulation and standards, Washington, DC. 57p.

USEPA, 1997. Monitoring Guidance for Determining the Effectiveness of Nonpoint Source Controls. EPA 841- B-96-004. US. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.

Vannote, R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130-137.

Van Damme, P.A., Hamel, C., Ayala, A., Bervoets, L., 2008. Macroinvertebrate community response to acid mine drainage in rivers of the High Andes (Bolivia). *Environmental Pollution* 156, 1061-1068.

Vinson, M.R., Hawkins, C.P., 1998. Biodiversity of stream insects: variation at local, basin and regional scales. *Annual Review of Entomology* 43, 271-293.

Vuille M. B., Francou P., Wagnon P., Juen I., Kaser G., Mark B.G., Bradley R., 2008. Climate change and tropical Andean glaciers: Past, present and future. *Earth Science Reviews*. 89:, 79-96.

Whittier, T.R., Stoddard, J.L., Hughes, R.M., Lomnický, G., 2006. Associations among catchment- and site-scale disturbance indicators and biological assemblages at least- and most-disturbed stream and river sites in the western USA. En: Hughes, R.M., Wang, L., Seelbach P.W. (Eds.), *Landscape influences on Stream Habitat and Biological Assemblages*. American Fisheries Society, Symposium 48, pp. 641-664.

Wright, J.F., Sutcliffe D.W., Furse M.T., 2000. Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and similar techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside. 373p.

## ANEXOS

ANEXO 1. Arroyo característico de la ecoregión del Piedemonte



ANEXO 2. Arroyo característico de la ecoregión de los Valles Interandinos



ANEXO 3. Arroyo característico de la ecoregión Altoandina.



ANEXO 4. Valores de las métricas analizadas para el desarrollo del índice de la región del Piedemonte. (A) sitios de referencia y (B) sitios perturbados.

(A)

SITIO	Ab total ind/m <sup>2</sup>	Rq total	Rq EPT	Ab EPT ind/m <sup>2</sup>	EPT %	Ab chiro ind/m <sup>2</sup>	Chiro %	Grupos Tróficos				
								Recol	Desmen	Raspad %	Filtrad	Predad
R01+1	47	9	5	18	38.1	22	47.62	41.18	14.29	14.29	13.45	16.81
R03+1	407	16	8	167	41.0	138	33.88	33.53	14.64	15.63	24.73	11.47
R06	280	22	14	200	71.4	36	12.70	45.68	15.23	16.95	10.99	11.15
R06+1	69	9	4	20	29.0	27	38.71	51.23	8.54	24.39	12.20	3.66
R06-1	71	12	4	9	12.5	38	53.13	43.61	12.23	14.36	12.77	15.96
R09	933	27	15	451	48.3	224	24.05	40.16	20.06	22.26	7.65	9.88
R12	689	26	16	440	63.9	82	11.94	39.88	16.83	27.52	8.11	7.66
R13	433	12	8	262	60.5	13	3.08	37.50	17.25	32.75	3.35	9.16
R13+1	213	19	10	140	65.6	20	9.38	39.42	13.31	23.72	13.65	9.39
R14	327	15	8	96	29.3	173	53.06	40.15	14.75	18.19	11.63	15.29
R16	913	27	16	567	62.0	153	16.79	35.79	20.19	20.91	14.11	8.96
R17+1	251	16	5	31	12.4	73	29.20	48.81	10.79	14.26	15.54	10.24
R19	424	21	12	378	89.0	16	3.66	34.29	16.53	15.50	23.61	10.06
R19+1	129	16	9	84	65.5	11	8.62	41.41	15.65	24.23	13.50	5.22
R19b	33	5	2	4	13.3	22	66.67	48.28	12.65	13.80	13.80	11.50
R23-1	391	20	9	247	63.1	44	11.36	27.71	18.30	14.79	25.85	13.13
R23-2	218	15	7	164	75.5	7	3.06	31.54	18.16	16.57	20.36	13.37
R25	613	24	13	284	46.4	222	36.23	41.25	13.59	21.70	15.17	8.28
R26	609	20	9	122	20.1	38	6.20	39.82	31.19	23.79	1.84	3.22
R28	571	25	15	373	65.4	69	12.06	27.64	19.71	13.64	24.29	14.71
R28+1	151	12	8	116	76.5	16	10.29	47.90	17.90	22.63	4.47	7.11
R28-1	27	7	5	18	66.7	7	25.00	48.53	16.18	19.12	10.29	5.88
R29	867	23	10	436	50.3	273	31.54	40.40	16.75	16.08	13.76	12.92
R29+1	360	21	8	138	38.3	93	25.93	46.67	10.11	23.56	8.67	11.00
R29-1	222	15	7	76	34.0	36	16.00	46.20	8.60	27.20	8.80	9.20
R30	436	19	9	209	48.0	91	20.92	36.05	19.69	16.27	15.53	12.48
R30+1	729	24	12	264	36.3	118	16.16	36.91	20.54	19.41	11.68	11.34
R30-1	493	18	10	369	74.8	64	13.06	47.00	17.14	17.23	11.84	6.80
R38	296	16	10	249	84.2	20	6.77	35.65	18.02	17.36	14.95	14.02
R39+1	407	20	9	169	41.5	64	15.85	37.58	22.94	20.89	10.53	7.96
R41	442	14	8	296	66.8	93	21.11	32.18	16.89	16.09	23.38	11.47
R47-44	653	14	5	44	6.8	520	79.59	42.49	14.70	14.64	13.10	15.07
R52-1	11	3	1	2	20.0	7	60.00	42.86	11.43	20.00	17.14	8.57
R53	1776	21	13	967	54.4	58	3.25	32.48	28.02	17.84	14.46	7.13
R54	780	27	12	327	41.9	180	23.08	34.42	20.36	20.09	12.25	12.79
R71	1040	22	10	178	17.1	278	26.71	41.20	25.52	21.20	5.71	6.37
R72	1116	25	14	376	33.7	149	13.35	40.84	24.91	25.15	4.06	4.95
R73	1242	30	14	411	33.1	142	11.45	36.30	26.07	22.85	6.54	8.07
media	491.3	18.1	9.3	228.9	47.3	96	23.7	39.86	17.36	19.65	12.99	10.06
min	11.1	3.0	1.0	2.2	6.8	7	3.1	27.64	8.54	13.64	1.84	3.22
max	1775.6	30.0	16.0	966.7	89.0	520	79.6	51.23	31.19	32.75	25.85	16.81

Ab= Abundancia, Rq = Riqueza, Chiro= Chironomidae, EPT= Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera, Recol= Recolectores, Desmen= Desmenuzadores, Raspad= Raspadores, Filtrad= filtradores, Predad= Predadores.

Continuación Anexo 4.  
(B)

SITIO	Ab total ind/m <sup>2</sup>	Rq total	Rq EPT	Ab EPT ind/m <sup>2</sup>	EPT %	Ab chiro ind/m <sup>2</sup>	Chiro %	Grupos Tróficos				
								Recol	Desmen	Raspad	Filtrad	Predad
R01-1	600	18	11	176	29.26	389	80.90	47.25	2.64	18.53	15.79	15.66
R03	111	12	5	33	30.00	58	61.76	47.06	12.50	14.34	10.66	14.71
R03-1	80	8	4	42	52.78	29	60.82	49.75	14.78	18.23	7.39	9.85
R23	338	18	6	211	62.50	16	13.33	39.05	19.05	25.16	5.89	10.84
R27	107	7	3	9	8.33	56	21.03	44.30	14.77	13.76	11.75	12.75
R27A	724	19	7	222	30.67	220	10.00	38.86	17.90	23.08	6.90	12.08
R31	433	22	14	273	63.08	91	31.23	40.87	14.01	20.92	12.77	11.44
R31+1	511	23	9	309	60.43	71	30.77	45.46	15.42	15.51	9.60	14.01
R31-1	138	13	6	80	58.06	27	52.00	49.40	10.84	20.48	5.42	13.86
R38-1	311	18	10	156	50.00	31	36.11	38.35	23.99	22.96	7.58	7.12
R39	704	26	14	360	51.10	220	14.66	41.72	16.71	19.93	13.18	8.46
R39+2	58	6	1	2	3.85	18	37.50	40.99	21.74	19.87	10.56	6.83
R39-1	198	15	7	62	31.46	53	26.97	41.11	17.96	17.59	12.96	10.37
R40	267	14	7	202	75.83	36	80.77	51.67	9.12	20.21	12.92	6.08
R40-1	424	17	9	311	73.30	62	70.00	52.28	10.06	20.49	12.14	5.03
R47+1	36	6	1	2	6.25	13	4.61	45.32	8.00	12.00	14.66	20.00
R48	442	13	9	47	10.55	358	61.57	41.35	13.63	15.43	15.66	13.93
R49	396	18	8	151	38.20	102	8.54	46.22	19.59	19.69	6.01	8.50
R50	76	9	5	20	26.47	47	30.37	45.42	13.76	16.97	12.85	11.01
R50-1	216	10	5	49	22.68	131	61.90	45.59	12.37	15.76	14.07	12.20
R52	93	12	4	16	16.67	58	13.91	44.05	14.68	14.29	11.11	15.87
R55	442	16	9	284	64.32	38	64.81	47.45	14.48	25.77	3.19	9.11
R60	356	14	4	29	8.13	249	19.35	42.39	15.68	16.70	12.24	12.99
R60+1	842	18	9	147	17.41	362	52.08	41.69	16.30	19.14	9.57	12.40
R66	58	5	0	0	0.00	251	94.58	36.74	15.21	12.29	20.68	15.08
R67	538	9	1	91	16.94	47	25.84	43.71	14.37	14.37	13.77	13.77
R69	738	5	1	7	0.90	331	43.01	39.72	14.28	11.23	21.04	13.67
R61	287	9	5	64	22.48	698	72.09	43.28	13.97	13.88	14.81	14.06
R89	333	12	4	29	8.67	207	74.34	40.08	14.24	15.08	11.92	18.67
media	340	14	6	117	32.43	147	43.27	43.83	14.55	17.71	11.62	12.08
min	36	5	0	0	0.00	13	4.61	36.74	2.64	11.23	3.19	5.03
máx	842	26	14	360	75.83	698	94.58	52.28	23.99	25.77	21.04	20.00

Ab= Abundancia, Rq = Riqueza, Chiro= Chironomidae, EPT= Ephemeroptera, Plecoptera Trichoptera, Recol= Recolectores, Desmen= Desmenuzadores, Raspad= Raspadores, Filtrad= filtradores, Predad= Predadores.

ANEXO 5. Valores promedios, mínimos y máximos de las métricas incluidas al índice final por regiones, para sitios de referencia, validación y perturbados.

	<b>Piedemonte</b>			<b>Valles interandinos</b>			<b>Altoandina</b>		
	<b>100 sitios de referencia</b>								
	<b>media</b>	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>media</b>	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>media</b>	<b>min</b>	<b>max</b>
Abundancia total (ind/m <sup>2</sup> )	<b>564</b>	27	1776	<b>7832</b>	138	28138	<b>4192</b>	24	17556
Riqueza total	<b>17</b>	7	25	<b>11</b>	5	20	<b>12</b>	4	19
Riqueza EPT	<b>7</b>	4	10	<b>3</b>	1	6	<b>3</b>	1	7
Abundancia EPT (ind/m <sup>2</sup> )	<b>275</b>	18	967	<b>1166</b>	9	6393	<b>723</b>	4	4542
Alimento-sedimento (%)	<b>8.2</b>	4.0	14.6	<b>11.9</b>	4.2	20.6	<b>9.7</b>	0.3	14.9
Alimento-MOPF (%)	<b>41.1</b>	35.4	49.0	<b>44.9</b>	35.9	62.4	<b>44.8</b>	36.7	61.1
Alimento-Microfitos (%)	<b>17.3</b>	13.9	20.7	<b>18.2</b>	5.8	32.0	<b>19.2</b>	11.0	29.2
Formas aplanadas (%)	<b>18.2</b>	8.0	29.8	<b>5.5</b>	0.0	29.3	<b>11.7</b>	0.0	35.6
	<b>25 sitios de validación</b>								
Abundancia total (ind/m <sup>2</sup> )	<b>514</b>	129	867	<b>6893</b>	404	22791	<b>7325</b>	1040	16338
Riqueza total	<b>15</b>	11	20	<b>12</b>	8	19	<b>13</b>	7	16
Riqueza EPT	<b>6</b>	4	8	<b>3</b>	2	6	<b>4</b>	2	5
Abundancia EPT (ind/m <sup>2</sup> )	<b>212</b>	44	436	<b>2424</b>	176	14044	<b>2429</b>	29	11973
Alimento-sedimento (%)	<b>9.5</b>	4.7	13.3	<b>11.4</b>	5.6	14.5	<b>10.2</b>	2.4	16.6
Alimento-MOPF (%)	<b>41.6</b>	35.0	52.4	<b>44.6</b>	38.8	52.5	<b>46.4</b>	41.5	56.2
Alimento-Microfitos (%)	<b>17.3</b>	14.6	17.8	<b>20.1</b>	15.8	27.3	<b>19.8</b>	15.9	26.9
Formas aplanadas (%)	<b>17.8</b>	5.4	29.4	<b>5.7</b>	0.9	11.5	<b>10.0</b>	2.5	20.4
	<b>74 sitios perturbados</b>								
Abundancia total (ind/m <sup>2</sup> )	<b>312</b>	36	842	<b>4520</b>	7	8747	<b>850</b>	0	8747
Riqueza total	<b>11</b>	5	18	<b>7</b>	2	6	<b>5</b>	0	17
Riqueza EPT	<b>4</b>	0	9	<b>1</b>	0	0	<b>0</b>	0	4
Abundancia EPT (ind/m <sup>2</sup> )	<b>71</b>	0	273	<b>551</b>	0	0	<b>12</b>	0	260
Alimento-sedimento (%)	<b>12.0</b>	8.8	14.3	<b>12.1</b>	3.7	14.3	<b>9.5</b>	0.0	20.7
Alimento-MOPF (%)	<b>43.3</b>	38.5	52.0	<b>43.5</b>	33.3	42.9	<b>32.8</b>	0.0	62.1
Alimento-Microfitos (%)	<b>15.0</b>	11.3	18.5	<b>16.3</b>	11.1	14.5	<b>11.0</b>	0.0	23.5
Formas aplanadas (%)	<b>9.2</b>	0.0	19.6	<b>8.7</b>	0.0	1.1	<b>4.7</b>	0.0	46.2

ANEXO 6. Valores promedios, mínimos y máximos de las variables ambientales por regiones, para sitios de referencia, validación y perturbados.

	<b>Piedemonte</b>			<b>Valles Interandinos</b>			<b>Altoandina</b>		
	<b>100 sitios de referencia</b>								
<b>VARIABLES</b>	<b>media</b>	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>media</b>	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>media</b>	<b>min</b>	<b>max</b>
pH	<b>7.85</b>	7.06	8.4	<b>7.56</b>	6.01	9.02	<b>8.57</b>	4.53	9.97
Conductividad (us/cm)	<b>313.4</b>	233	376	<b>785.6</b>	7.4	5980	<b>483.5</b>	112	2670
Velocidad (m/s)	<b>0.17</b>	0	0.39	<b>0.505</b>	0.1	0.79	<b>0.531</b>	0.072	0.908
Profundidad (cm)	<b>21</b>	10	37	<b>13</b>	6	19	<b>12</b>	6	20
Ancho humedo (m)	<b>7.4</b>	3.2	19	<b>6.6</b>	1.2	29	<b>6.4</b>	0.7	32.7
Distancia fuente (km)	<b>9.7</b>	0.8	17.1	<b>15.8</b>	0.3	109.3	<b>27.6</b>	1.3	142.1
Altitud (msnm)	<b>245</b>	221	260	<b>3050</b>	1505	4286	<b>4030</b>	3754	4496
Sustrato (índice)	<b>6.17</b>	4.22	7.6	<b>6.68</b>	4.48	9.68	<b>6.26</b>	3.88	8.38
	<b>25 sitios de validación</b>								
pH	<b>7.65</b>	7.16	8.06	<b>7.39</b>	6.54	9.12	<b>8.13</b>	4.52	9.25
Conductividad (us/cm)	<b>285.9</b>	218	367	<b>618.3</b>	56	2240	<b>728.6</b>	268	2070
Velocidad (m/s)	<b>0.155</b>	0.01	0.44	<b>0.514</b>	0.188	0.83	<b>0.432</b>	0.234	0.582
Profundidad (cm)	<b>22</b>	9	48	<b>12</b>	7	21	<b>11</b>	7	18
Ancho húmedo (m)	<b>6.9</b>	1.5	16.7	<b>5.7</b>	1.5	16	<b>9.6</b>	0.9	45
Distancia fuente (km)	<b>9.7</b>	0.2	22.5	<b>10.9</b>	7.5	15.1	<b>66.8</b>	4.6	187.4
Altitud (msnm)	<b>245</b>	240	250	<b>3059</b>	2049	3846	<b>4005</b>	3820	4485
Sustrato (índice)	<b>5.62</b>	1.07	7.2	<b>6.58</b>	5.72	7.64	<b>5.35</b>	2.59	7.47
	<b>74 sitios perturbados</b>								
pH	<b>7.62</b>	6.9	8.06	<b>7.46</b>	2.78	9.26	<b>7.01</b>	3.12	10.57
conductividad (us/cm)	<b>331</b>	130	379	<b>943.9</b>	85.4	4740	<b>1734.4</b>	6.9	8400
velocidad (m/s)	<b>0.056</b>	0	0.25	<b>0.471</b>	0.198	0.83	<b>0.524</b>	0.11	1.028
profundidad (cm)	<b>24</b>	9	55	<b>12</b>	7	19	<b>12</b>	6	29
ancho humedo (m)	<b>5.1</b>	2.3	9.5	<b>7.7</b>	2	31	<b>6.2</b>	1.2	25.7
Distancia fuente (km)	<b>5</b>	0.4	16	<b>15.5</b>	0.4	52.6	<b>10</b>	2	41.3
Altitud (msnm)	<b>245</b>	240	250	<b>2957</b>	1791	3856	<b>3831</b>	3719	4482
sustrato (índice)	<b>4.81</b>	1.87	6.92	<b>6.25</b>	2.4	9.33	<b>5.09</b>	2.41	7

ANEXO 7. Valores de índices para todos los sitios estudiados. El código con inicial "R" representa la ecoregión del Piedemonte, el "IBI" representa a los valles Interandinos y el código con inicial "a" representa la ecoregión Altoandina.

sitio	latitud	longitud	indice	código	latitud	longitud	indice
a16	-17.8221	-66.9890	0.0876	IBI-MIN 11	-18.45333	-66.51881	0.3294
a39	-18.1625	-66.9971	0.1716	a36	-18.2758	-66.8570	0.3307
a51	-18.6038	-66.9117	0.1737	a70	-18.3853	-66.9289	0.3361
a17	-17.8170	-66.9701	0.2023	IBI-MIN 07	-18.71139	-66.15297	0.3365
IBI-Pot 09	-18.78000	-66.02222	0.2039	IBI-Viña 01	-17.83694	-65.75222	0.3366
IBI-Pot 07	-18.73028	-66.04342	0.2105	IBI-MIN 02	-18.39667	-66.60094	0.3394
R47+1	-16.87325	-65.38510	0.2147	a107	-18.2704	-68.2725	0.3493
R61	-16.84456	-65.31627	0.2274	IBI-MIN 12	-18.33222	-66.34347	0.3494
a62	-17.8183	-67.0211	0.2351	IBI-TAPO3	-17.51528	-66.61883	0.3545
a23	-17.9761	-67.0413	0.2368	a95	-18.3016	-68.9604	0.3600
a120	-19.2136	-67.0240	0.2409	a108	-18.2347	-68.3031	0.3609
IBI-CAINE01	-17.69000	-66.25300	0.2436	a68	-18.5765	-66.8529	0.3670
IBI Cli 02	-17.59472	-65.93758	0.2465	R03+1	-16.86288	-65.39934	0.3682
a21	-17.8083	-66.9465	0.2477	IBI-Pot 10	-18.87389	-65.86969	0.3684
IBI-Pot 08	-18.71819	-66.02094	0.2512	IBI-Pot 05	-18.86833	-66.14786	0.3742
R67	-16.83285	-65.31044	0.2558	IBI-Pot 11	-18.81669	-65.81506	0.3752
R69	-16.80526	-65.30417	0.2638	R48	-16.87038	-65.33322	0.3786
a64	-17.8166	-66.9179	0.2665	IBI-AIQ 02	-18.64617	-65.18103	0.3810
a27	-18.0712	-66.8481	0.2675	R66	-16.83890	-65.30894	0.3842
a118	-18.1917	-66.9080	0.2677	IBI-SP 01	-17.94222	-65.97544	0.3854
IBI-VEN 01	-17.79250	-66.65589	0.2682	IBI-PAI01	-17.33583	-66.32919	0.3911
a38	-18.1832	-66.9459	0.2684	a74	-18.9212	-66.4949	0.3948
a42	-18.5912	-66.9061	0.2687	IBI-MIN 08	-18.63417	-66.29167	0.3954
a41	-18.5722	-66.9069	0.2700	R50-1	-16.86491	-65.34831	0.4001
IBI-TA-02	-17.56200	-66.45300	0.2742	IBI-Toro 02	-18.23475	-65.53700	0.4003
a67	-18.2099	-66.9301	0.2760	a80	-19.3678	-66.8644	0.4025
IBI-RO-03	-17.40639	-66.17167	0.2765	ibiTIR-01	-17.41083	-65.71444	0.4028
a18	-17.8378	-66.9501	0.2774	IBI CLI 01	-17.67722	-65.94392	0.4033
R27	-16.84496	-65.34679	0.2799	IBI-TIR 03	-17.41278	-65.77250	0.4040
IBI-MIN 04	-18.59000	-66.36906	0.2817	R50	-16.86639	-65.34929	0.4061
IBI-CAINE02	-17.54000	-66.33400	0.2818	a45	-18.5761	-66.8365	0.4075
IBI-TA-01	-17.51750	-66.54020	0.2850	R52	-16.85737	-65.35338	0.4090
a112	-18.3018	-67.9565	0.2851	a111	-18.2534	-68.6717	0.4093
IBI-Pot 13	-18.82081	-65.81119	0.2892	IBI-Arq 01	-17.82667	-66.39056	0.4099
IBI-RO-01	-17.43278	-66.31722	0.2978	IBI-SP 05	-18.20472	-66.04806	0.4141
R06+1	-16.85212	-65.39616	0.3000	IBI-MIN 09	-18.53000	-66.54686	0.4160
a40	-18.3858	-66.9790	0.3007	IBI-MIN 06	-18.64417	-66.34356	0.4172
IBI-MIN 05	-18.60583	-66.35239	0.3037	R60	-16.85234	-65.32703	0.4181
a31	-18.1879	-66.7649	0.3051	IBI-CARI01	-18.23972	-66.49678	0.4201
a119	-18.0320	-67.1507	0.3075	R89	-16.91282	-65.41617	0.4204
IBI-MIN 10	-18.41111	-66.54631	0.3078	a81	-19.6224	-66.8008	0.4235
R39+2	-16.91008	-65.38715	0.3091	a43	-18.5870	-66.8963	0.4248
R28-1	-16.83988	-65.33043	0.3101	IBI-CARI03	-18.28306	-66.31542	0.4319
IBI-MIN 15	-18.83278	-66.53794	0.3172	R44_47	-16.87264	-65.38494	0.4327
IBI-Arq 02	-17.83336	-66.38028	0.3176	R03	-16.86226	-65.39933	0.4336
IBI-TAQ 01	-17.28861	-66.15517	0.3188	a99	-18.2790	-68.9919	0.4340
IBI-Ar-01	-17.75417	-66.34889	0.3260	R03-1	-16.86146	-65.39938	0.4352
IBI-RO-02	-17.41833	-66.28736	0.3266	R29-1	-16.84374	-65.32815	0.4355
a75	-19.1210	-66.7648	0.3276	IBI-SP 03	-18.16833	-66.03197	0.4404

... Continuación ANEXO 7.

sitio	latitud	longitud	indice	código	latitud	longitud	indice
R28+1	-16.84930	-65.33483	0.4407	R49	-16.85766	-65.34713	0.5313
R14	-16.83952	-65.36987	0.4409	IBI-Viña 03	-17.87306	-65.93208	0.5334
IBI-Pot 03	-18.90083	-66.12806	0.4430	IBI-SANT	-17.58331	-66.27006	0.5370
R30-1	-16.82718	-65.32473	0.4448	R06	-16.84530	-65.39567	0.5415
a82	-19.7072	-66.7821	0.4451	a115	-17.6872	-68.7594	0.5469
a48	-18.5465	-66.8346	0.4463	a116	-17.7236	-68.7583	0.5483
a63	-17.8213	-66.9886	0.4483	R31	-16.85959	-65.33067	0.5509
IBI-Pot 06	-18.88722	-66.12553	0.4494	R27A	-16.84081	-65.34488	0.5511
a32	-18.1983	-66.7641	0.4497	R13+1	-16.84431	-65.37680	0.5543
a104	-18.0548	-68.2586	0.4528	R38	-16.89912	-65.38900	0.5621
R41	-16.89470	-65.38419	0.4536	a110	-18.3611	-68.3390	0.5668
a73	-18.7872	-66.8344	0.4553	R19	-16.86252	-65.36939	0.5675
IBI-MiN 01	-18.39722	-66.62219	0.4661	R23-1	.	.	0.5691
ibi CM	-17.71167	-66.58194	0.4662	R13	-16.84210	-65.37846	0.5702
IBI-02	-17.27470	-66.33100	0.4687	IBI-SP 06	-18.27250	-65.98589	0.5747
IBI-CARIO5	-18.06583	-66.38725	0.4781	R53	-16.82444	-65.32979	0.5763
IBI-TT 01	-18.03103	-65.78800	0.4782	R29	-16.84540	-65.32894	0.5816
R31-1	-16.85670	-65.33072	0.4816	R25	-16.81021	-65.36987	0.5837
IBI-TIRO2	-17.41917	-65.73833	0.4817	IBI-TAQ 02	-17.30917	-66.14303	0.5932
IBI-VI 1	-17.41500	-66.38700	0.4824	R26	-16.81281	-65.35889	0.5933
IBI-TI-01	-17.50389	-65.80000	0.4842	IBI-Toro 05	-17.99231	-65.83958	0.5936
R01-1	-16.86708	-65.40098	0.4859	R72	-16.81337	-65.32715	0.6018
IBI-Toro 01	-18.24231	-65.53464	0.4861	a105	-18.1177	-68.2332	0.6063
R29+1	-16.85220	-65.32729	0.4909	a92	-18.2227	-68.9480	0.6072
IBI-MIN 14	-18.42194	-66.41411	0.4910	R09	-16.83006	-65.38662	0.6098
R39-1	-16.90658	-65.38521	0.4934	a57	-18.9394	-66.5493	0.6110
IBI-BOL 03	-17.98392	-66.03022	0.4954	R30+1	-16.83100	-65.32723	0.6120
a54	-18.8622	-66.6220	0.4965	a49	-18.5793	-66.8343	0.6127
R30	-16.82830	-65.32611	0.4978	a98	-18.5993	-68.9983	0.6185
IBI-Viña 04	-17.74000	-65.92200	0.4992	R54	-16.85289	-65.33560	0.6244
IBI-CARIO4	-18.28722	-66.09703	0.4999	R73	-16.84726	-65.38188	0.6300
R60+1	-16.85610	-65.32920	0.5005	IBI-TI-03	-17.41472	-65.78444	0.6319
a71	-18.3799	-66.9273	0.5007	a101	-17.9327	-69.0344	0.6375
a97	-18.5933	-68.9699	0.5010	a91	-18.0913	-68.7353	0.6548
a69	-18.5811	-66.8167	0.5016	R12	-16.84653	-65.38350	0.6614
R71	-16.81474	-65.32048	0.5030	a96	-18.4329	-68.8894	0.6645
IBI-Toro 04	-18.06417	-65.73033	0.5036	a117	-17.7867	-68.9473	0.6709
a113	-17.2925	-68.6469	0.5044	R28	-16.84611	-65.33222	0.6710
a56	-18.9007	-66.5879	0.5067	IBI-AIQ 04	-18.60106	-65.14978	0.6716
IBI-CARIO2	-18.20972	-66.45303	0.5069	R16	-16.85152	-65.35922	0.6722
a66	-18.0906	-66.8639	0.5077	a109	-18.2858	-68.3815	0.6765
R23-2	.	.	0.5083	a33	-18.2321	-66.7704	0.6766
R39+1	-16.90885	-65.38630	0.5094	IBI-SP 04	-18.20139	-66.04731	0.6989
R01+1	-16.86826	-65.40141	0.5121	a114	-17.4939	-68.7715	0.7026
a94	-18.3639	-68.9366	0.5152	IBI-TI-02	-17.46639	-65.77967	0.7037
IBI-CAI 01	-17.70778	-66.24361	0.5206	IBI-Toro 03	-18.07772	-65.75178	0.7116
IBI-MIN 03	-18.37722	-66.54442	0.5229	IBI-AIQ 03	-18.90439	-65.11703	0.7181
a46	-18.5717	-66.8342	0.5230	IBI-AIQ 01	-18.32364	-65.22828	0.7309
IBI-Arq 03	-17.73972	-66.35833	0.5272	a100	-17.9458	-68.9991	0.7404
IBI-SP 02	-18.03667	-66.03853	0.5312	a102	-17.8970	-69.0605	0.8271
R19+1	.	.	0.5312				

## **PUBLICACIONES RESULTANTES DE ESTA TESIS**

Tomanova, S., **Moya N.**, Oberdorff T. 2008. Using macroinvertebrate biological traits for assessing biotic integrity of Neotropical streams. *River Research and Applications*, 24:1230-1239.

**Moya, N.**, Gibon F.M., Oberdorff T., Rosales C., Domínguez E. 2009. Comparison of aquatic macroinvertebrate communities from intermittent and perennial Bolivian headwater Andean streams: implications for future climate change. *Revista Ecología Aplicada*, 8:105-114.

**Moya, N.**, Hughes R.M., Domínguez E., Gibon F-M., Goitia E., Oberdorff T. 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators*, 11: 840-847.

**Moya, N.**, Domínguez E., Goitia E., Oberdorff T. (*en prensa*). Un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad de las aguas en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral*.

## OTROS ARTÍCULOS PUBLICADOS RELACIONADOS A LA TESIS

**Moya, N.**, Oberdorff T., Bigorne R., Zubieta J.P., Camacho J., 2006. Comunidad de macroinvertebrados en ríos de la Cuenca Chipiriri con condiciones de referencia y alteradas: estudio preliminar para la bio-evaluación de arroyos. *Revista Ciencia Abierta Internacional*. Universidad de Chile. ISSN-0717-8948 Vol 30, 1-27.

**Moya, N.**, Tomanova S., Oberdorff T., 2007. Initial development of a multi-metric index based on macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Cochabamba, Bolivia. *Hydrobiologia*, 589,107-116.

Tomanova S., Tedesco P.A., Campero M., Van Damme P. **Moya N.**, Oberdorff T., 2007. Longitudinal and altitudinal changes of macroinvertebrate functional feeding groups in neotropical streams: a test of the River Continuum Concept. *Fundamental and Applied Limnology-Archiv für Hydrobiologie*.170: 233-241.

**Moya N.**, Bigorne R., Zubieta J.P, Céspedes A., Oberdorff T., 2007. Efecto de la cobertura vegetal sobre la fauna bentónica en ríos de la Cuenca Chipiriri. *Memorias Congreso Internacional sobre Desarrollo, Medio Ambiente y Recursos Naturales*. Vol II, 1158-1165.

## LIBRO N°

### Acta N°.

Consejo de Posgrado – Expte n° 65.680/07

#### ACTA DE DEFENSA DE TESIS DOCTORAL

En la ciudad de San Miguel de Tucumán, a los veintiocho (28) días del mes de marzo del año dos mil once (2011), siendo las doce (12:00) horas, en dependencias de la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo de la Universidad Nacional de Tucumán, se constituye el tribunal examinador designado oportunamente para dictaminar en el trabajo de tesis doctoral formulado por el Lic. **Nabor MOYA ARNEZ**, conducente a la obtención del grado académico superior de **Doctor en Ciencias Biológicas**.

El trabajo de tesis elaborado por el Lic. Nabor MOYA ARNEZ, bajo la dirección del Dr. Thierry OBERDÖRFF y Dirección Asociada del Dr. Eduardo DOMINGUEZ, está referido al tema: *“Riqueza y estructura funcional de las comunidades bénticas de ríos neotropicales: Aplicación a la gestión de las aguas continentales en tres diferentes regiones de Bolivia”*.

Fue desarrollada en exposición oral y pública ante los miembros del tribunal examinador: Dra. Mercedes Rosa MARCHESE, Dra. Alcira de las Mercedes VILLAGRA de GAMUNDI y Dra. Margarita del Valle HIDALGO, quienes formulan sus conceptos sobre la trascendencia académica de la tesis elaborada.

El trabajo de tesis desarrollado constituye un relevante aporte con una propuesta superadora en relación a la elaboración de un índice multimétrico, que permite distinguir entre sitios de referencia y perturbados. Cabe señalar que el método utilizado para el desarrollo del índice y su validación fue riguroso estadísticamente y permitió su aplicación en tres ecoregiones de Bolivia. Además, se abordó la problemática del cambio climático en ambientes de la ecoregión altoandina, encontrándose que podría tener mayor efecto en los cambios de la estructura taxonómica. La presentación del trabajo fue muy clara, ordenada y el tesista respondió a las preguntas realizadas por los miembros del jurado con solvencia, demostrando sólidos conocimientos sobre el tema.

Se deja expresa constancia de la participación del Dr. Hugo Rafael FERNANDEZ, en su condición de miembro de la Comisión de Supervisión, en un todo de acuerdo a lo establecido en el artículo N° 17 del reglamento vigente.

Atento a lo expuesto, los miembros del Tribunal Examinador, por unanimidad de criterio, otorgan a la presente tesis doctoral la calificación de DIEZ (10) Sobresaliente. Como consecuencia de este dictamen, el Jurado aconseja la publicación de los resultados de este trabajo.

**LIBRO N°**

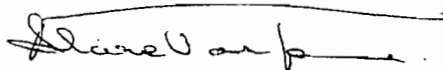
**Acta N°.**

---

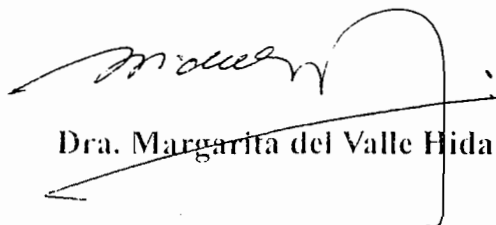
No habiendo para más. se labra la presente acta en dos (2) ejemplares del mismo tenor a los efectos académicos y administrativos que correspondieren.



Dra. Mercedes Rosa Marchese



Dra. Alcira Villagra de Gamundi



Dra. Margarita del Valle Hidalgo