

UNIVERSIDAD DE COSTA RICA
SISTEMA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**USO DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO INDICADORES BIOLÓGICOS DE LA
CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL LAGO ATITLÁN, GUATEMALA**

Tesis sometida a la consideración de la Comisión del Programa de Estudios de Posgrado
en Biología para optar al grado y título de Maestría Académica en Biología

ELSA MARÍA DE FÁTIMA REYES MORALES

Ciudad Universitaria Rodrigo Facio, Costa Rica

2012

DEDICATORIA

A mis padres

Por haberme apoyado en todo momento, por sus consejos, pero más que nada, por su amor.

A mis hermanas

Por motivarme a seguir adelante y porque siempre he contado con ellas para todo.

AGRADECIMIENTOS

A mi tutora, Monika Springer por toda la ayuda en la tesis y a los asesores conformantes de mi comité de tesis, los profesores Gerardo Umaña y Yamileth Astorga, por su valiosa orientación, comentarios y revisiones.

Al Deutscher Akademischer Austausch Dienst -DAAD- por su apoyo y financiamiento para la realización de mis estudios y tesis.

A la Asociación Vivamos Mejor por poner a mi disposición las instalaciones y equipo para la realización del presente trabajo. A Natalia Cordero, Andrea Paiz e Ismael Ordóñez por su cooperación con la logística del trabajo de campo.

A AMSCLAE por su colaboración en el trabajo de campo y el préstamo de equipo para la realización del trabajo.

Al Laboratorio de Investigaciones Químicas y Ambientales -LIQA-, a Bessie Oliva y Balmore Valladares, por la colaboración en el procesamiento de los análisis químicos.

A la Universidad Rafael Landívar, Anna Cristina Bailey y Julio García por el préstamo de equipo e instalaciones para poder realizar el trabajo de campo.

Al Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales de Guatemala -MARN-, Adolfo Macario y Marco Álvarez, por su valiosa colaboración y compañía en el campo.

A Global Nature Fund y Stiftung Ursula Merz por su apoyo financiero.

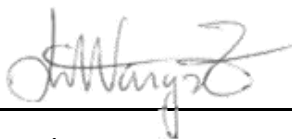
A Bernald Pacheco y Lina Giraldo por su valiosa colaboración y ayuda en la identificación de material de trabajo.

A mis amigas y compañeras de la 170, Marianela Masís y Amandine Bourg, por su apoyo durante el presente trabajo.

A la Universidad de Costa Rica y a todos los que me ayudaron de una u otra forma.

Por último, a diversas personas e instituciones que sin su aporte y ayuda no habría sido posible la realización de mi tesis: Álvaro Obregón, al Herbario USCG del Centro de Estudios Conservacionistas, a la Universidad San Carlos de Guatemala, al Consejo Nacional de Áreas Protegidas y a la Universidad del Valle de Guatemala.

“Esta tesis fue aceptada por la comisión del Programa de Estudios de Posgrado en Biología de la Universidad de Costa Rica, como requisito parcial para optar al grado y título de Maestría Académica en Biología”



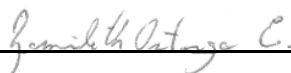
Ph.D. José Antonio Vargas Zamora
**Representante de la Decana
Sistema de Estudios de Posgrado**



M.Sc. Monika Springer Springer
Directora de la Tesis



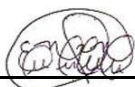
M.Sc. Gerardo Umaña Villalobos
Asesor



M.Sc. Yamileth Astorga Espeleta
Asesora



Dr. Gilberth Barrantes Montero
**Representante del Director
Programa de Estudios de Posgrado en Biología**



Elsa María de Fátima Reyes Morales
Candidata

RESUMEN

La cuenca del Lago de Atitlán (91°07' - 91°07' O; 14°36' - 14°44' N, 1562 - 3587 msnm), presenta una intensa actividad agrícola de granos básicos y hortalizas, además de descargas residuales en gran parte de su superficie, lo cual aporta grandes cantidades de nutrientes a los ríos y por ende, al lago. En el presente trabajo, se determinó la composición y estructura de comunidades de macroinvertebrados bentónicos y su relación con factores ambientales en condiciones naturales y alteradas. Se tomaron muestras en cuatro sitios de referencia (bosque) y ocho sitios con perturbación antropogénica (cultivos y poblados), distribuidos uniformemente a lo largo de la Cuenca del Lago de Atitlán. Los ríos estudiados fueron Río Barreneché, Río La Catarata, Río La Labor, Río Panasacar, Río Chicansanres, Río Paxicom, Río Xibalbay, Río Argueta, Río Cojolyá. En cada sitio de muestreo se recolectaron macroinvertebrados acuáticos en dos ocasiones, durante los meses de febrero y abril del 2011, los cuales fueron identificados hasta el nivel taxonómico máximo posible. Simultáneamente se midieron algunas variables físicas y químicas del agua en cada uno de los sitios seleccionados, para evaluar la asociación entre los parámetros ambientales (físico-químicos) y los biológicos (macroinvertebrados).

Se recolectaron 47 482 individuos distribuidos en 16 órdenes y 55 familias. Los órdenes más diversos fueron Díptera, Trichoptera y Coleoptera. Las familias dominantes fueron Chironomidae, Simuliidae y Baetidae. La estructura trófica de la fauna de macroinvertebrados fue principalmente dominada por recolectores-filtradores los cuales constituyen un 81% de la comunidad, los fragmentadores fueron el grupo funcional menos representativo con un 1%.

Los resultados de los análisis multivariados, muestran que la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados están influenciadas por perturbación antropogénica, además de otros factores tales como la cantidad de materia orgánica disuelta (Turbidez, TDS y Conductividad).

Con los datos obtenidos de cada sitio de muestreo se calcularon varios índices bióticos (BMWP-CR, BMWP/Col. y el IBF-SV), de calidad de agua (ICA), de diversidad (H', R, D) y de calidad de hábitat ribereño (RBP), con el fin de determinar qué índice se ajusta mejor a la cuenca. Se seleccionó como mejor índice el BMWP, el cual se adaptó y validó, estableciendo así el nuevo Índice BMWP/Atitlán. Se determinaron las familias indicadoras de la calidad de agua y sus niveles de tolerancia en una escala de 0-10. Los valores obtenidos por el índice se agruparon en siete clases de calidad para poder de esta forma emitir un criterio sobre el estado de calidad de las aguas. Lo anterior, permitió determinar que la calidad de agua en la cuenca oscila entre un ámbito de mala a buena calidad.

Palabras claves: Uso de la tierra, Índice de calidad de agua (ICA), Biological Monitoring Working Party (BMWP), Índice biótico de Familias (IBF).

TABLA DE CONTENIDO

Dedicatoria	ii
Agradecimientos	iii
Hoja de Aprobación	iv
Resumen	v
Tabla de contenido	vi
Lista de cuadros	ix
Lista de figuras	xi
Lista de anexos	xiv
Introducción	1
Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	1
Parámetros fisicoquímicos	2
Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad de las aguas	3
Características y ventajas de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores	4
Desventajas de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores	5
Índices bióticos	5
Biological Monitoring Working Party (BMWP)	5
Índice Biótico de Familias -IBF- (Índice de Hilsenhoff)	6
Índice de calidad de hábitat	6
Índices bióticos en Centroamérica y Guatemala	7
Objetivos	9
Objetivo general	9
Objetivos específico	9
Materiales y métodos	10
Área de estudio	10
Sitios de muestreo	11
Descripción de los sitios de muestreo	12

Recolecta de las muestras	20
Macroinvertebrados acuáticos	21
Limpieza y separación de especímenes	21
Determinación taxonómica y trófica de los especímenes	21
Parámetros físico-químicos	23
Análisis de datos	25
Índices de diversidad	25
Parámetros fisicoquímicos	25
Índices bióticos y de calidad de hábitat	26
Validación del índice biótico BMWP/Atitlán	26
Efecto del esfuerzo de muestreo	27
Resultados	28
Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de los sitios de estudio en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala.	28
Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos	28
Diversidad biológica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos	30
Estructura trófica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos	31
Parámetros fisicoquímicos y su relación con los macroinvertebrados acuáticos	33
Uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de calidad del agua de la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala.	37
Caracterización ambiental de los sitios	37
Calidad biológica y fisicoquímica de las aguas de la Cuenca del Lago de Atitlán.	39
Confección del cuadro de tolerancia de las familias de macroinvertebrados acuáticos	42
Determinación de las familias bioindicadoras	42
Asignación de los valores de tolerancia de las familias	42

Determinación de los valores de calidad del agua	45
Valoración de la calidad del agua mediante el uso del índice BMWP/Atitlán de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán	45
Validación del BMWP/Atitlán	47
Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxa de macroinvertebrados acuáticos y los cambios en el índice BMWP/Atitlán	51
Abundancia y riqueza de taxa por esfuerzo	51
Valor del índice BMWP/Atitlán por esfuerzo	54
Discusión	56
Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de los sitios de estudio en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala.	56
Uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de calidad del agua de la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala.	62
Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxa de macroinvertebrados acuáticos y los cambios en el índice BMWP/Atitlán	66
Conclusiones y Recomendaciones	70
Referencias	73
Anexos	84

LISTA DE CUADROS

Número	Descripción	Página
Cuadro 1.	Sitios de muestreo en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	12
Cuadro 2.	Pesos relativos para cada parámetro del “ICA”	24
Cuadro 3.	Clasificación del índice de calidad del agua “ICA” propuesto por Brown	24
Cuadro 4.	Abundancia de individuos, cantidad de géneros y familias por grupo/orden de macroinvertebrados acuáticos encontrados en los sitios de estudio en la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala	28
Cuadro 5.	Abundancia de los grupos funcionales alimenticios de los sitios estudiados en la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala	32
Cuadro 6.	Valores promedio de pH, temperatura, conductividad, oxígeno y sólidos disueltos totales de los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	33
Cuadro 7.	Valores promedio de demanda bioquímica de oxígeno, turbidez, nitratos, fosfatos, coliformes fecales y velocidad de los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	34
Cuadro 8.	Valor promedio de las clases de calidad del agua según el índice ICA para los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	35
Cuadro 9.	Valores de correlación entre los ejes de ordenación y las variables fisicoquímicas del análisis de componentes principales (ACP)	37
Cuadro 10.	Valores promedio de los índices de calidad de agua y biológicos para los puntos de muestreo de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	39

Número	Descripción	Página
Cuadro 11.	Matriz de correlación lineal de Pearson entre los valores de los índices bióticos, calidad de agua y hábitat calculados para la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	42
Cuadro 12.	Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP/Atitlán	43
Cuadro 13.	Valoración de calidad de agua para la obtención del BMWP/Atitlán.	45
Cuadro 14.	Clases de calidad del agua según el índice BMWP/Atitlán para los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	46
Cuadro 15.	Coeficientes de correlación entre los diferentes parámetros fisicoquímicos y el índice BMWP/Atitlán, en 12 sitios de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	49
Cuadro 16.	Valor promedio del BMWP/Atitlán para cada río de la cuenca del Lago de Atitlán por esfuerzo de muestreo	54

LISTA DE FIGURAS

Número	Descripción	Página
Fig. 1.	Ubicación de la cuenca del Lago de Atitlán y las estaciones de muestreo	11
Fig. 2.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Barreneché, Barreneché, Sololá, Guatemala	13
Fig. 3.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río La Catarata, Finca San Buenaventura, Sololá, Guatemala	13
Fig. 4.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río La Labor, Finca La Labor, Sololá, Guatemala	14
Fig. 5.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Panasacar, Finca Santa Victoria, Sololá, Guatemala	15
Fig. 6.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Barreneché, Colonia María Tecún, Sololá, Guatemala	15
Fig. 7.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Chicansanres, San Andrés Semetabaj, Sololá, Guatemala	16
Fig. 8.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Paxicom, Concepción, Sololá, Guatemala	17
Fig. 9.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Xibalbay, La Cuchilla, Sololá, Guatemala	17
Fig. 10.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Argueta, San Juan Argueta, Sololá, Guatemala	18
Fig. 11.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Barreneché, Colonia María Tecún, Sololá, Guatemala	19
Fig. 12.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Chicansanres, San Andrés Semetabaj, Sololá, Guatemala	19

Número	Descripción	Página
Fig. 13.	Fotografías del sitio de muestreo en el Río Cojolyá, Colonia Minerva, Sololá, Guatemala	20
Fig. 14.	Registro fotográfico del método de muestreo con la Red “D” y procesamiento de las muestras en el laboratorio.	22
Fig. 15.	Representación de los valores de los índices de diversidad calculados para los sitios de muestreo de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	30
Fig. 16.	Grupos funcionales para los macroinvertebrados acuáticos de los sitios estudiados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	31
Fig. 17.	Abundancia de los grupos alimenticios funcionales de los sitios estudiados en la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala	32
Fig. 18.	Análisis de correspondencia canónica (ACC). Ordenación de los sitios muestreados con relación a los macroinvertebrados y variables fisicoquímicas de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	36
Fig. 19.	Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas de los sitios estudiados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	38
Fig. 20.	Comparación gráfica de los valores promedio de los índices bióticos calculados para los doce ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	40
Fig. 21.	Comparación gráfica de los valores promedio del índice de calidad de agua (ICA) calculado para 12 ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	41
Fig. 22.	Representación gráfica de los valores promedio del índice BMWP/Atitlán calculado para 12 ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	47

Número	Descripción	Página
Fig. 23.	Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y el índice BMWP/Atitlán calculado para los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	48
Fig. 24.	Relación entre el índice ICA y el índice de calidad de hábitat ribereño con el índice de BMWP/Atitlán utilizando todas las muestras de la cuenca del Lago de Atitlán	50
Fig. 25.	Dispersión de los valores medios del BMWP/Atitlán para cada tratamiento y condición biológica de los ríos evaluados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	50
Fig. 26.	Número total de individuos de macroinvertebrados acuáticos recolectados según el esfuerzo de muestreo en los doce sitios de estudio de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	52
Fig. 27.	Número total de taxa de macroinvertebrados acuáticos recolectados según el esfuerzo de muestreo en los doce sitios de estudio de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	53
Fig. 28.	Representación gráfica de los valores del índice BMWP/Atitlán de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán y tiempo de esfuerzo	55

LISTA DE ANEXOS

Número	Descripción	Página
Anexo 1.	Listado taxonómico y abundancias de macroinvertebrados acuáticos recolectados en las dos fechas, en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	85
Anexo 2.	Valores de varianza y correlación del análisis de correspondencia canónica	89
Anexo 3.	Correlación entre los primeros tres ejes de ordenación y las variables fisicoquímicas del análisis de correspondencia canónica	89
Anexo 4.	Valores y clases de calidad del agua según los índices de calidad de agua, biológicos y de hábitat para los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala	90
Anexo 5.	Asignación de puntajes de sensibilidad a la contaminación de los diferentes invertebrados acuáticos presentes en las aguas de los ríos de El Salvador	91
Anexo 6.	Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP-CR	94
Anexo 7.	Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col.	95
Anexo 8.	Categorías de calidad del agua, según resultado obtenido a través del cálculo del IBF-SV-2010	96
Anexo 9.	Clasificación de la calidad del agua en función del puntaje total obtenido del BMWP-CR	96
Anexo 10.	Clases de calidad de agua, valores BMWP/Col., significado y colores.	97

Número	Descripción	Página
Anexo 11.	Planilla para evaluar y caracterizar la calidad de hábitat en ríos (Modificada de Barbour et ál. 1999).	98
Anexo 12.	Registro fotográfico de los principales impactos identificados en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán	99

INTRODUCCIÓN

Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

La estructura de una comunidad depende de la composición y abundancia de las especies que la componen, en términos generales se puede decir que la estructura de una comunidad acuática es el reflejo de los factores históricos y de las condiciones ambientales que allí prevalecen. La comunidad de macroinvertebrados acuáticos está compuesta por diversos grupos de invertebrados como lombrices, sanguijuelas, moluscos, crustáceos, ácaros y principalmente estados juveniles de varios órdenes de insectos (Hemiptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Odonata, Diptera, Trichoptera, Megaloptera, Coleoptera, Lepidoptera, Neuroptera, Blattaria). El cambio de la estructura y funcionamiento de la misma es el resultado de las modificaciones de las condiciones ambientales de sus hábitats naturales. De esta manera es posible usar algunas de las características estructurales y funcionales para evaluar el estado del ecosistema acuático (Segnini 2003, Guerrero *et ál.* 2004).

El estudio de las comunidades acuáticas recientemente está recibiendo mucha atención por parte de los ecólogos, sobre todo las interacciones entre los animales bentónicos y la estructura física del ambiente que les rodea (Guerrero *et ál.* 2004). Además por las interacciones bióticas entre las especies (depredación, competencia, parasitismo, etc.) y abióticos (temperatura, velocidad del agua, descarga, etc.) (Resh & Rosenberg 1984, Townsend 1989, Poff 1992, Williams & Feltmate 1992, Death & Winterbourn 1995).

La estructura trófica es otro factor muy importante de la comunidad acuática, los macroinvertebrados juegan un rol en el flujo natural de la energía y de los nutrientes en el ecosistema. Los macroinvertebrados acuáticos se pueden dividir en cuatro niveles tróficos, los fragmentadores, recolectores, filtradores, raspadores y depredadores (Resh & Rosenberg 1984, Williams & Feltmate 1992, Roldán & Ramírez 2008). Los fragmentadores se alimentan de materia orgánica particulada. Los filtradores se alimentan de materia

orgánica particulada fina o muy fina, mientras que los raspadores se alimentan de algas del perifiton. Finalmente, los depredadores se alimentan de otros organismos herbívoros o depredadores.

El estudio de la taxonomía y ecología de los macroinvertebrados acuáticos así como la evaluación de la calidad del agua contribuyen en la determinación de la salud de los ecosistemas. Ambos tienen como finalidad detectar y comprender los cambios en los sistemas biológicos que resultan de las actividades antropogénicas, respecto a las condiciones de referencia. Los sitios de referencia son sitios mínimamente expuestos a perturbaciones antropogénicas, de las cuales se pueden mencionar los desechos domésticos, industriales o cambios en el uso de la tierra que a menudo degradan los ecosistemas.

Parámetros fisicoquímicos

En los últimos años diversos cuerpos de agua de Guatemala, incluyendo los de la cuenca del lago de Atitlán, se han visto influenciados y hasta amenazados por diversas actividades humanas, incrementado de manera considerable el deterioro del ecosistema y la calidad del agua, tales impactos demandan la implementación de metodologías innovadoras para su preservación y conservación. Pese a esto el uso de análisis fisicoquímicos ha sido el método más utilizado durante décadas para evaluar la calidad de las aguas.

A pesar que la contaminación del agua es sobre todo un problema biológico, la mayoría de estudios solo consideran para la evaluación de la calidad del agua algunas variables fisicoquímicas y biológicas (bacterias coliformes, fitoplancton). Los principales parámetros fisicoquímicos que se analizan son oxígeno disuelto, temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos totales; adicional a estos se miden otros parámetros que requieren de una mayor inversión económica tales como demanda bioquímica de oxígeno, nutrientes (nitratos, fosfatos, amonio, etc.), coliformes fecales y totales, metales, entre otros (Roldán & Ramírez 2008).

No obstante, estos parámetros son ineficaces para detectar cambios o alteraciones en el ambiente cuando son períodos prolongados, porque presentan el problema de ser testigos solamente de las condiciones inherentes en el momento en que fueron tomadas las muestras (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Roldán 1999). Además tratar de interpretar todos esos valores por separado resulta muy complejo, aún cuando se han desarrollado índices basados en los análisis fisicoquímicos para evaluar los diferentes grados de contaminación, *e.g.*, Índice de Calidad del agua (ICA) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, MINAE-S 2007, Bonilla *et ál.* 2010). Por este motivo es necesario integrarlos a las condiciones bióticas, para que en conjunto reflejen la salud integral del ecosistema acuático y poder plantear planes de manejo adecuados. En los últimos años el uso de métodos biológicos en el monitoreo de cuerpos de agua se ha convertido en una herramienta valiosa y complementaria de los métodos fisicoquímicos y bacteriológicos (Hilsenhoff 1988, Figueroa *et ál.* 2007).

Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad de las aguas

La bioevaluación de las aguas se fundamenta en la capacidad natural que tiene la biota de responder a los efectos de perturbaciones eventuales o permanentes. Los métodos biológicos tienen un rol importante en la interpretación y manejo del recurso hídrico por ciertas ventajas, dentro de las cuales están el nivel integrativo y su bajo costo, aunque la información biológica no reemplaza los análisis físicos y químicos para evaluación de la calidad del agua, la complementa (Cairns & Pratt 1993, De la Lanza 2000, Segnini 2003, Chadd 2010). El uso de bioindicadores no solo está enfocado en medir la salud del ecosistema acuático, sino también para determinar el impacto potencial al ámbito humano.

Por lo general no se evalúa la condición de toda la comunidad biótica sino la de algunas agrupaciones de organismos, dentro de los cuales destacan los macroinvertebrados acuáticos, debido a su alta diversidad y sensibilidad a perturbaciones ambientales (Resh & Jackson 1993, Segnini 2003). Un bioindicador es un organismo que ha sido seleccionado

por su grado de sensibilidad o tolerancia a diversos tipos de contaminación o sus efectos. Por lo que se propone como una nueva herramienta para conocer la calidad del agua, sin desplazar el tradicional método de los análisis fisicoquímicos.

Características y ventajas de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores

Los macroinvertebrados acuáticos son considerados como los mejores bioindicadores de la calidad del agua, seguidos por las algas, protozoos, bacterias, peces, macrofitas, hongos y finalmente los virus. Las razones han sido discutidas por muchos autores (Cairns & Pratt 1993, Johnson *et ál.* 1993, Resh *et ál.* 1996, De la Lanza 2000, Roldán 2003, Segnini 2003, Bonada *et ál.* 2006a) e incluyen:

- Son sensibles a la contaminación y de respuesta rápida con cambios en la estructura de la comunidad, sucesión de especies, bioacumulación, efectos mutagénicos y extinción;
- Son fácilmente identificados y muestreados; son abundantes y tienen una distribución cosmopolita;
- Son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son recolectados;
- Tienen ciclos de vida relativamente cortos comparados con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades;
- Viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse las toxinas, las cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos;
- Son sensibles a factores de perturbación y responden a sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos;
- Se pueden cultivar en laboratorios y varían poco genéticamente; y finalmente tienen un bajo costo efectivo en tiempo y dinero.

Desventajas de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores

Los bioindicadores también tienen algunas limitaciones, entre las cuales se pueden mencionar (Resh *et ál.* 1996, Segnini 2003): el grado de detección de impactos sutiles; los indicadores biológicos no tienen una expresión numérica precisa, comparados con los análisis físicos y químicos; para su identificación taxonómica se requiere de cierta experiencia, además que su muestreo consume más tiempo, en comparación con la toma de muestras fisicoquímicas.

Índices bióticos

Los índices bióticos son unos de los varios tipos de métodos que se utilizan habitualmente en monitoreos biológicos (De la Lanza 2000, Roldán 2003, Chadd 2010). La mayoría de los métodos hace múltiples mediciones de la estructura y de la función de la comunidad. Estas medidas se pueden agrupar en varias categorías: riqueza de especies, enumeraciones, índices de diversidad y similitud de comunidades, índices bióticos, relaciones funcionales de los grupos alimenticios, índices multimétricos y multivariados (Resh & Jackson 1993, Resh *et ál.* 1996, Bonada *et ál.* 2006b).

A continuación se presentan dos índices bióticos que han tenido una amplia aceptación en diferentes partes del mundo y que han sido muy utilizados en Centroamérica: Biological Monitoring Working Party (BMWP, por sus siglas en inglés) y el Índice Biótico de Familias (FBI, por sus siglas en inglés).

Biological Monitoring Working Party (BMWP)

El índice BMWP fue establecido en Inglaterra en 1970 (Roldan 1999), como un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Este índice ha sido muy utilizado en Europa y ha sido modificado y adaptado para algunos países en América. El método solo requiere llegar hasta nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia/ausencia), por lo que no es necesario cuantificar la abundancia de los grupos.

El puntaje por familia va de 1 (tolerantes) a 10 (sensibles) de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica y el valor total del índice se obtiene sumando los puntajes de cada familia presente, independientemente de su abundancia o diversidad. Se calcula como el total ($\sum t_i$) o como el puntaje promedio por taxón ($\sum t_i/n$), en donde t_i es el puntaje de tolerancia por ese taxón y n es el número total de familias (Armitage *et ál.* 1983, Cairns & Pratt 1993, Resh & Jackson 1993, Junqueira & Campos 1998, Mandaville 2002, Roldán 2003, Segnini 2003, Figueroa *et ál.* 2007, Chadd 2010).

Índice Biótico de Familias -IBF- (Índice de Hilsenhoff)

El índice IBF está basado en el índice de Chutter (1972), que propone una escala de 0 a 10, en la cual el valor de calidad cero (0) corresponde a la mayor sensibilidad y diez (10) a la mayor tolerancia a la contaminación orgánica de los animales bajo estudio. El valor del índice es un promedio ponderado de la abundancia de los diferentes taxa, que en este caso se identifican hasta el nivel de familia (Resh *et ál.* 1996, Mandaville 2002, Roldán 2003, Segnini 2003). Es calculado como $IBF = (\sum n_i T_i)/N$, en donde, n_i es el número de individuos para cada taxón, T_i es el valor de ponderación asignados a cada taxón y N es el total de individuos en la muestra. En la actualidad este índice ha sido ampliamente utilizado en diferentes zonas con climas templados del mundo, como Europa y América (Figueroa *et ál.* 2003).

Índice de calidad de hábitat

Existen varios métodos para evaluar la condición biológica del hábitat de los ríos, así como para evaluar la salud del río y la integridad ecológica. Pocos índices han sido desarrollados específicamente para la caracterización de los hábitats ribereños: *e.g.*, el índice QBR (por sus siglas en catalán Qualitat del Bosc de Ribera, en inglés Riparian Forest Quality) (Munné *et ál.* 2003), el índice de hábitat fluvial (IHF) (Pardo *et ál.* 2002), el índice RHS (por sus siglas en inglés, River Habitat survey) (Raven *et ál.* 1998a, 1998), la caracterización de hábitat ribereño utilizado en los protocolos de evaluación biológica

rápida (Rapid Bioassessments Protocols, RBP, por sus siglas en inglés) (Barbour *et ál.* 1999, Bonada *et ál.* 2006a), entre otros. El RBP se basa en la estabilidad de las orillas, la alteración del canal, la heterogeneidad del hábitat, condición interna, la zona de ribera, calidad del substrato, cobertura de vegetación acuática y ribereña, en donde se asignan puntajes de 0 a 20 para un total de 200 puntos.

Estos tres índices a diferencia de otros que son específicos para ciertas áreas, pueden ser aplicados en cualquier región siempre y cuando los valores registrados sean evaluados y adaptados al área de aplicación (Junqueira & Campos 1998, Figueroa *et ál.* 2007).

Índices bióticos en Centroamérica y Guatemala

En países latinoamericanos el uso de bioindicadores acuáticos es relativamente reciente. En la región Centroamericana ha sido poco desarrollado, hasta la fecha, los únicos países que utilizan a los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores son Costa Rica y recientemente El Salvador (Sermeño *et ál.* 2010a). En Costa Rica, en el año 2007, se publicó el “Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la calidad de los cuerpos de agua superficiales” en el cual se define el uso del índice BMWP-CR para evaluar la calidad del agua de los ríos (MINAE 2007). En El Salvador inicialmente se consideró la adaptación del BMWP para la evaluación de la calidad del agua de los ríos; sin embargo, este índice no manifestó los resultados que se esperaban, por lo que fue necesario adaptar otro índice (Pérez *et ál.* 2010). El índice seleccionado fue el Índice Biótico de Familias propuesto por Hilsenhoff (1987), el cual fue adaptado para El Salvador, denominándolo “IBF-SV-2010” (Pérez *et ál.* 2010, Sermeño *et ál.* 2010a).

Otros índices que se han implementado en la región, han sido los de Hilsenhoff (1988) y Ghetti (1997) para Nicaragua, y el BMWP (Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega 1988) para Nicaragua y Honduras, aunque ninguno de ellos ha sido formalmente adaptado para dichos países (Sermeño *et ál.* 2010a, Pérez *et ál.* 2010). En Colombia en el año de 1988 también se adaptó el BMWP/Col, para evaluar la calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos (Roldán 2003).

En Guatemala no existen antecedentes sobre la aplicación de índices biológicos que consideren el uso de macroinvertebrados acuáticos para establecer la calidad de agua de los cuerpos de agua, aún cuando se ha demostrado total eficacia en la detección de puntos de alteración en la calidad del agua (Alba-Tercedor 1996). Los estudios y seguimiento de la calidad de agua, están basados casi exclusivamente en los análisis de parámetros fisicoquímicos. Son pocos los estudios sobre las comunidades acuáticas representativa de los hábitats lóticos, pero sobre todo no existe un método que esté formalmente adaptado para realizar evaluaciones de calidad de agua ni biomonitoreo.

OBJETIVOS

Objetivo general

Adaptar y validar un índice biótico con base a macroinvertebrados acuáticos para la evaluación de la calidad de las aguas de los ríos de la Cuenca del Lago Atitlán, Guatemala.

Objetivos específicos

Realizar un inventario de macroinvertebrados acuáticos de los ríos de la Cuenca del Lago Atitlán.

Describir la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y su relación con las variables ambientales

Caracterizar la estructura del hábitat y la condición fisicoquímica de los ríos de la Cuenca del Lago Atitlán.

Determinar la relación entre la presencia y abundancia de los diferentes grupos taxonómicos con los parámetros fisicoquímicos y la calidad del hábitat en los ríos de la Cuenca del Lago Atitlán.

Evaluar la aplicación de varios índices bióticos regionales para los ríos de la Cuenca del Lago Atitlán.

Adaptar el índice biótico más adecuado para la medición de la calidad del agua de los ríos de la Cuenca del Lago Atitlán.

Analizar el efecto del esfuerzo de muestreo sobre el cálculo del índice biótico con macroinvertebrados acuáticos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del Lago de Atitlán es considerada como región prioritaria para la conservación de la biodiversidad, es un área de alta recarga hídrica a nivel nacional; además dentro de la cuenca se ubica el segundo lago más grande y profundo del país. El área de estudio se encuentra dentro de la Reserva de Uso Múltiple de la Cuenca del Lago de Atitlán (RUMCLA) que fue creada en 1997 mediante el Decreto 64-97. Es administrada por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) en conjunto con la Autoridad para el Manejo Sustentable de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno (AMSCLAE).

La Cuenca del Lago de Atitlán es un sistema endorreico que se encuentra ubicado en el altiplano de Guatemala (Fig. 1), en los departamentos de Sololá y Totonicapán, entre las coordenadas 91°07' y 91°17' longitudes oeste, 14°36' y 14°44' latitudes norte. Las cuencas de los ríos Nahualate y Madre Vieja forman los límites oeste y este de la cuenca del lago, respectivamente. La cuenca tiene un área de 541 km², con alturas entre los 1562 a 3587 msnm. Las dos principales sub-cuencas de ríos permanentes son el Río Quiscab de 22.25 km de largo, cubriendo un área de 100 km² y con un caudal medio anual es de 1.91m³/seg y el río Panajachel de 15.6 km de largo, con un área de 75 km² y un caudal medio anual de 0.53 m³/seg. Otros ríos de importancia dentro de la cuenca son el Xesuj, Jaibalito, Pampatin, Pasiguan, Catarata, San Buenaventura y Nimayá, todos estos ríos a excepción del río Catarata son estacionales (Castellanos *et ál.* 2002, CONAP 2007). El lago está rodeado por varios volcanes inactivos como el Volcán Atitlán (3535 msnm), Volcán San Pedro (3020 msnm), Volcán Tolimán (3158 msnm), Cerro Paquixtán (2455 msnm) y Cerro San Marcos (2918 msnm).

La cuenca del Lago de Atitlán pertenece a la unidad biogeográfica (bioma) de Bosque de montaña y a la ecorregión de Bosque montano y Bosque de pino encino de Centroamérica (CONAP 2008). En el área se encuentran cuatro zonas de vida que poseen diferencias en su estructura y composición florística: bosque muy húmedo montano bajo,

bosque húmedo montano bajo, muy húmedo montano y muy húmedo subtropical cálido; este último con una mayor diversidad de especies que en los primeros tres. Las principales actividades que se desarrollan en la cuenca son la agricultura (granos básicos 22%, hortalizas 7% y café 22%), ganadería, ecoturismo, agroforestales, pesquera y urbano-industrial (Castellanos *et ál.* 2002, CONAP 2007).

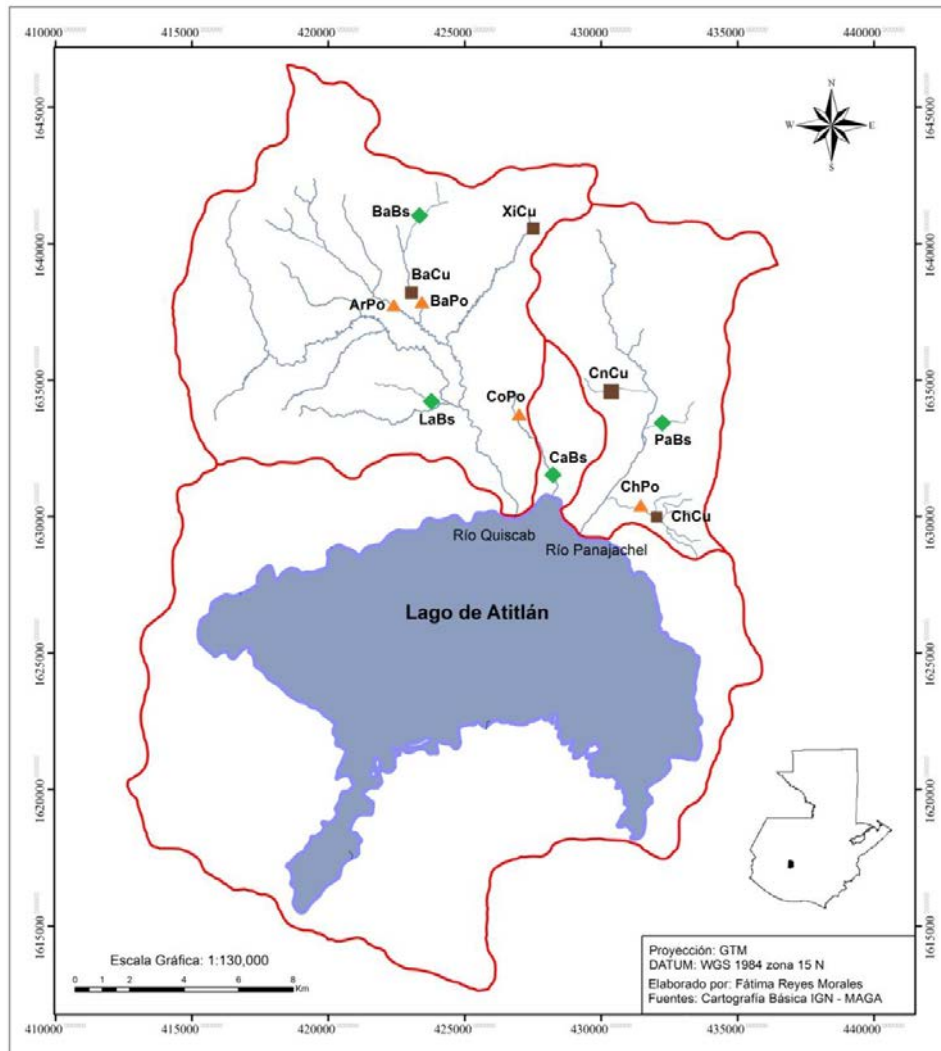


Fig. 1. Ubicación de la cuenca del Lago de Atitlán y las estaciones de muestreo. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs,◆) Bosque, (Cu,■) Cultivo y (Po,▲) Poblado.

Sitios de muestreo

Se determinaron tres tratamientos basados en el uso de la tierra de la cuenca y en cada uno de ellos se seleccionaron cuatro sitios de muestreo (Cuadro 1). Los sitios seleccionados son ríos de primer y segundo orden, los cuales están ubicados a diferentes altitudes para incluir la mayor variabilidad altitudinal dentro de la cuenca.

Cuadro 1. Sitios de muestreo en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011.

Bs (Bosque), Cu (Cultivo), Po (Poblado).

Tratamiento	Localidades	Código	Altitud msnm
Bosque	Barreneché, Río Barreneché.	BaBs	2548
	Finca San Buenaventura, Río La Catarata	CaBs	1689
	San José Chacayá, Finca La Labor, Río La Labor	LaBs	2200
	Concepción, Finca Santa Victoria, Río Panasacar	PaBs	1779
Cultivo	Barreneché, Col. Ma. Tecún, Río Barreneché	BaCu	2305
	San Andres Semetabaj, Xejuyu I, Río Chicansanres	ChCu	1980
	Concepción, Río Paxicom	CnCu	2047
	Xajaxac, La Cuchilla, Río Xibalbay	XiCu	2364
Poblado	San Juan Argueta, Río Argueta	ArPo	2301
	Barreneché, Col. Ma. Tecún, Río Barreneché	BaPo	2293
	San Andrés Semetabaj, Río Chicansanres	ChPo	1946
	Colonia Minerva, Río Cojolyá	CoPo	2155

Descripción de los sitios de muestreo

Sitio 1. Barreneché (BaBs)

En este sitio, el ancho de río osciló entre los 0.7 - 1.2 m y la profundidad era de 0.16 m, la corriente era moderada con una velocidad promedio de 0.19 (\pm 0.15) m/seg. El sustrato estaba conformado por rocas y arenas. El agua era clara, había presencia de perifiton y musgo creciendo sobre las piedras, además de hojarasca y ramas sumergidas. A lo largo del río había varios arbustos, pero sobre todo plantas juveniles de *Alnus* sp. La vegetación del sitio era característica de un bosque mixto de pino-encino. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 30% (Fig. 2).



Fig. 2. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Barreneché, Barreneché, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 2. La Catarata (CaBs)

El ancho del río osciló entre los 1.7 - 2.6 m y la profundidad era de 0.26 m. La corriente era de lenta a moderada, con una velocidad promedio de $0.22 (\pm 0.09)$ m/seg. El sustrato estaba conformado por arena, limo y rocas muy grandes a pequeñas. El agua era clara, algunas de las piedras estaban cubiertas por perifiton y había presencia de hojarasca y ramas sumergidas. A lo largo del cauce había varias especies de gramíneas, árboles y arbustos, sobre todo de *Quercus* sp., *Bursera* sp. y *Coffea* sp. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 20% (Fig. 3).

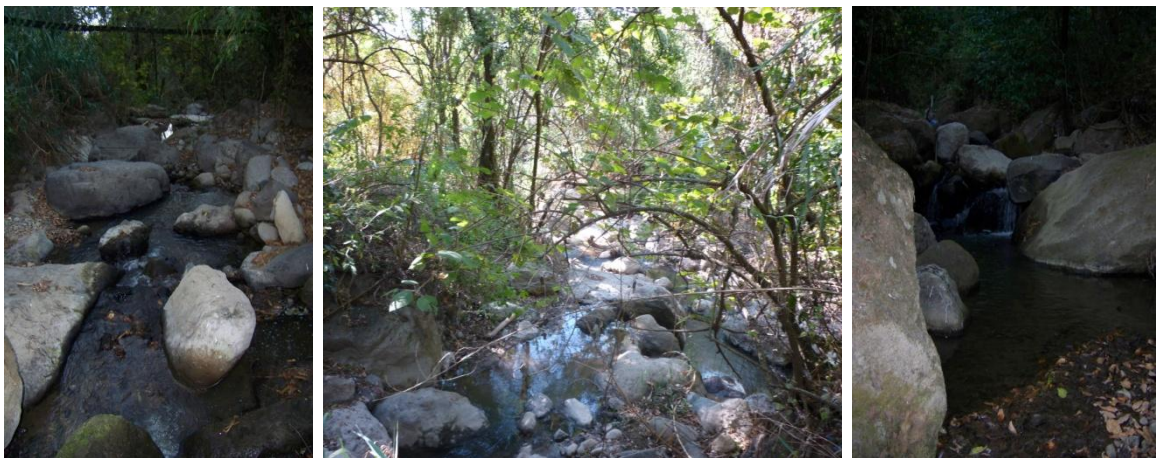


Fig. 3. Fotografías del sitio de muestreo en el Río La Catarata, Finca San Buenaventura, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 3. La Labor (LaBs)

El ancho del río osciló entre los 1.0 - 1.8 m y la profundidad era de 0.16 m. La corriente era lenta con una velocidad promedio de 0.2 (\pm 0.05) m/seg. El sustrato estaba conformado por limo, arena y piedras grandes a pequeñas. El agua era clara, no había presencia de perifiton o musgo creciendo sobre las piedras. A lo largo del cauce había mucha hojarasca y ramas sumergidas. La vegetación del sitio era característica de un bosque mixto de pino-encino, dominando *Quercus* sp. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 30% (Fig. 4).



Fig. 4. Fotografías del sitio de muestreo en el Río La Labor, Finca La Labor, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 4. Panasacar (PaBs)

El ancho del río osciló entre los 0.9 - 1.3 m y la profundidad osciló entre los 0.13 y 0.23 m. La corriente era de moderada a rápida, con una velocidad promedio de 0.55 (\pm 0.27) m/seg. El sustrato estaba conformado por piedras y arena gruesa, y sobre la superficie de algunas piedras había crecimiento de perifiton. El agua era clara y con poca cantidad de hojarasca y ramas sumergidas. Río arriba la vegetación era característica de un bosque mixto de pino-encino; aunque en la parte más baja, predominaban *Coffea* sp. y *Grevillea* sp. El sitio estaba 100% expuesto a la luz solar (Fig. 5), porque el ancho del banco era 10 veces mayor al cauce del río, esto debido a la tormenta Agatha ocurrida en mayo del 2010.



Fig. 5. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Panasacar, Finca Santa Victoria, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 5. Barreneché (BaCu)

El ancho del río osciló entre los 0.5 - 2.6 m y tenía 0.19 m de profundidad. La corriente era de lenta a moderada, con una velocidad promedio de 0.43 (\pm 0.45) m/seg. El sustrato estaba conformado por limo, arena y piedras. El agua era clara y había presencia de perifiton y musgo creciendo sobre la superficie de la mayoría de las piedras. En ambos lados del cauce había cultivos de maíz por lo que la vegetación riparia era escasa. Se encontraron una gran cantidad de desechos sólidos y botellas vacías de plaguicidas. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 70% (Fig. 6).



Fig. 6. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Barreneché, Colonia María Tecún, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 6. Chicansanres (ChCu)

En este sitio, el ancho del río osciló entre los 1.7 - 1.9 m y tenía 0.24 m de profundidad, la corriente era rápida con una velocidad promedio de 0.71 (\pm 0.06) m/seg. El sustrato estaba conformado por arena, piedras y limo. El agua era clara y había presencia de perifiton creciendo sobre la superficie de algunas piedras. En ambos lados del río había cultivos de maíz, por lo que la vegetación riparia era escasa, sin embargo, algunas de las plantas que estaban presentes eran arbustos de *Alnus* sp. y *Quercus* sp. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 60% (Fig. 7).



Fig. 7. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Chicansanres, San Andrés Semetabaj, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 7. Concepción (CnCu)

En este sitio, el ancho del río osciló entre los 0.2 - 0.7 m y tenía 0.15 m de profundidad, la corriente era de lenta a moderada con una velocidad promedio de 0.26 (\pm 0.05) m/seg. El sustrato estaba conformado por piedras pequeñas, arena y limo. El agua era clara y había una gran cantidad de piedras cubiertas por perifiton y musgo en la superficie. A lo largo del río había varios cultivos de hortalizas y granos básicos, por lo que no tenía vegetación riparia. Algunos tramos del río estaban modificados con pequeñas represas para el cultivo de Berro (*Nasturtium officinale*). Además se encontraron desechos sólidos, empaques y botellas vacías de plaguicidas. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 100 (Fig. 8).



Fig. 8. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Paxicom, Concepción, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 8. Xibalbay (XiCu)

El ancho del río osciló entre los 3.0 - 3.5 m y tenía 0.19 m de profundidad, la corriente era moderada con una velocidad promedio de $0.4 (\pm 0.02)$ m/seg. El sustrato estaba conformado por piedras de diversos tamaños y limo. El agua era clara y había crecimiento de perifiton sobre la superficie de algunas piedras. En ambos lados del cauce había cultivos de diversas hortalizas y maíz, no había vegetación riparia, por lo que el sitio estaba expuesto a la luz solar en un 100% (Fig. 9). En las orillas y dentro del río había muchos desechos sólidos y orgánicos.



Fig. 9. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Xibalbay, La Cuchilla, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 9. Argueta (ArPo)

El ancho del río osciló entre los 4.0 - 4.6 m y la profundidad iba desde los 0.15 - 0.30 m, la corriente era de moderada a rápida con una velocidad promedio de 0.61 (\pm 0.03) m/seg. El sustrato estaba conformado por limo, arenas y piedras de diversos tamaños. El agua era clara y había crecimiento de perifiton sobre la superficie de algunas piedras. A lo largo del cauce había algunos árboles de *Pinus* sp. y *Alnus* sp. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 70% (Fig. 10). El sitio de muestreo se encontraba río debajo del pueblo San Juan Argueta, por lo que había una gran cantidad de desechos sólido.



Fig. 10. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Argueta, San Juan Argueta, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 10. Barreneché (BaPo)

El ancho del río osciló entre los 1.9 - 3.8 m y tenía 0.3 m de profundidad, la corriente era de moderada a rápida con una velocidad promedio de 0.54 (\pm 0.12) m/seg. El sustrato estaba conformado por limo, arena y piedras, y sobre la superficie de algunas piedras había crecimiento de perifiton. El agua era ligeramente turbia y con mal olor, esto debido a que río arriba del punto de muestro hay una zona urbana. Río abajo había cobertura boscosa, en donde dominaban especies como *Pinus* sp., *Quercus* sp. y *Alnus* sp. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 70% (Fig. 11). Se encontraron desechos sólidos, orgánicos y espumas a lo largo del río. Asimismo, cabe mencionar que en este sitio hay una planta de tratamiento (secundaria) que descarga las aguas ya tratadas al río.



Fig. 11. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Barreneché, Colonia María Tecún, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 11. Chicansanres (ChPo)

El ancho del río osciló entre los 2.2 - 2.8 m y tenía 0.46 m de profundidad, la corriente era moderada con una velocidad promedio de 0.27 (\pm 0.07) m/seg. El sustrato estaba conformado por piedras grandes y limo. El agua era de color café/grisáceo y con olor a desagüe, esto debido a que río arriba hay zonas urbanas en donde las aguas negras son recolectadas hacia una planta de tratamiento. Sin embargo, la planta estaba en fase de construcción por lo que las aguas eran descargadas directamente al río sin ningún tratamiento. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 30% (Fig. 12).



Fig. 12. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Chicansanres, San Andrés Semetabaj, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Sitio 12. Cojolyá (CoPo)

El ancho del río osciló entre los 0.7 - 1.4 m y tenía 0.21 m de profundidad, la corriente era lenta con una velocidad promedio de 0.18 (\pm 0.08) m/seg. El sustrato estaba conformado por piedras de diversos tamaños y limo. En el sitio no había crecimiento de perifiton ni musgo sobre la superficie de las rocas. La vegetación riparia consistía de algunos arbustos y hierbas, sin embargo, la cantidad de hojarasca, troncos o ramas sumergidas era escasa. El agua era de color café y de mal olor, ya que el río atraviesa una zona urbana. En las orillas y dentro del río se encontró una gran cantidad de desechos sólidos y orgánicos. Asimismo varios desagües de aguas residuales descargaban directamente en el río. El sitio estaba expuesto a la luz solar en un 80% (Fig. 13).



Fig. 13. Fotografías del sitio de muestreo en el Río Cojolyá, Colonia Minerva, Sololá, Guatemala. Feb - Abr. 2011.

Recolecta de las muestras

La recolecta de las muestras se realizó durante la temporada seca del año 2011 en los meses de febrero y abril. La recolecta sólo se efectuó en una temporada para minimizar la variación temporal de la distribución de los macroinvertebrados acuáticos, los cambios de las condiciones hidrológicas pueden inducir cambios en la distribución y abundancia de los organismos (Bunn *et ál.* 1996, Riaño *et ál.* 1993, Stein *et ál.* 2008, Munné & Prat 2011).

Macroinvertebrados acuáticos

Para la recolecta se utilizó una metodología estandarizada de muestreo multi-hábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la red “D” con un poro de 0.5mm. En cada sitio de muestreo se eligió un tramo no superior a 50 m de largo, en el cual se seleccionaron distintos microhabitats (piedra, hojarasca, troncos, arenas y sedimento), los cuales se limpiaron con la mano o con los pies, procurando que el residuo removido quedará atrapado dentro de la red “D”. Se realizaron tres sub-muestras de 5 min cada una para un total de 15 min (Barbour *et ál.* 1999, MINAE 2007, Sermeño *et ál.* 2010b). Todo el material o sustrato recolectado se almacenó en bolsas plásticas con su debida identificación y se agregó alcohol al 95% para su preservación y transporte al laboratorio (Fig 14) (Hilsenhoff 1977, Barbour *et ál.* 1999, Sermeño *et ál.* 2010b). Trabajo de Laboratorio

Limpieza y separación de especímenes

Las muestras recolectadas se examinaron exhaustivamente en el laboratorio para la búsqueda de cualquier tipo de organismo que haya sido atrapado. Esto se realizó vertiendo pequeñas cantidades del material en bandejas blancas, donde se separaron los organismos encontrados y se almacenaron en frascos plásticos con alcohol etílico al 70%, para su posterior identificación (Fig. 14). Los frascos fueron etiquetados con la siguiente información: fecha de muestreo (d/m/a), nombre del río, número de muestra o código.

Determinación taxonómica y trófica de los especímenes

Los organismos recolectados fueron identificados mediante la ayuda de claves taxonómicas (Merritt *et ál.* 2008, Springer *et ál.* 2010) hasta el máximo nivel taxonómico posible (en su mayoría a nivel de género, excepto Collembola, Nemata y Turbellaria). El material identificado se encuentra depositado en la colección de insectos acuáticos del Museo de Zoología de la Universidad de Costa Rica y una colección de referencia en la Colección de Artrópodos de la Universidad del Valle de Guatemala -UVG-.

Para determinar la estructura trófica de los macroinvertebrados acuáticos se clasificó cada uno de los taxa en un grupo funcional (fragmentadores, recolectores, filtradores, rapadores, detritívoros y depredadores). Para lo anterior se utilizó la clasificación de Merritt *et ál.* (2008), que está basado en los mecanismos de alimentación y en las adaptaciones morfológicas.

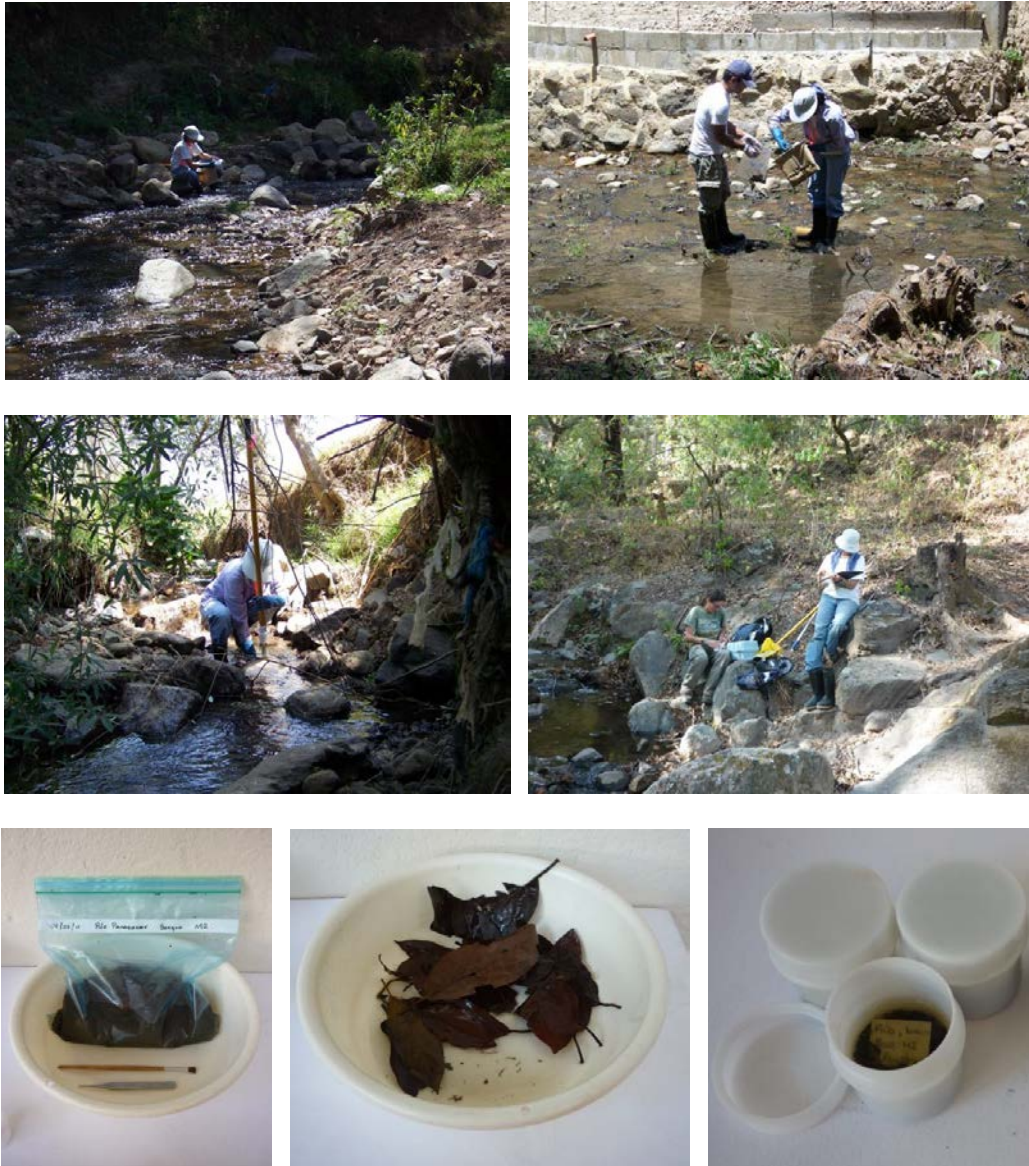


Fig. 14. Registro fotográfico del método de muestreo con la Red “D” y procesamiento de las muestras en el laboratorio.

Parámetros físico-químicos

En cada río donde se recolectaron macroinvertebrados acuáticos se tomaron los siguientes parámetros fisicoquímicos:

- Temperatura (°C) del agua y ambiental,
- Oxígeno disuelto (% saturación y mg/L) (Oxímetro marca HACH modelo SensION 156),
- pH, Sólidos disueltos totales (mg/L) y Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Potenciómetro marca HACH modelo SensION 156),
- Turbidez (NTU) medido *in situ* (Turbidímetro marca HACH modelo 2100P),
- Coliformes fecales (NMP/100ml),
- Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días a 20°C (DBO_{5,20} en mg/L),
- Nitratos (mg/L), fosfatos (mg/L).

Para medir los últimos tres parámetros se tomaron muestras en envases plásticos con capacidad de 1 litro y se preservaron en hielo para ser trasladados al laboratorio de Investigaciones Químicas y Ambientales de la Universidad de San Carlos de Guatemala.

Con los valores de las variables fisicoquímicas anteriores, se cálculo el Índice de Calidad de agua (ICA) para cada sitio de estudio, mediante la siguiente ecuación (Bonilla et ál. 2010):

$$ICA_m = \prod_{i=1}^9 (Sub_i^{w_i})$$

Donde: **w_i** Pesos relativos asignados a cada parámetro (Sub_i), y ponderados entre 0 y 1, de tal forma que la sumatoria sea igual a uno; **Sub_i** Subíndice del parámetro i (Cuadro 2); **ICA_m** Valor de la calidad del agua que varía desde 0 a 100 (Cuadro 3).

Cuadro 2. Pesos relativos para cada parámetro del “ICA”

I	Sub _i	Wi
1	Coliformes fecales	0.15
2	pH	0.12
3	DBO ₅	0.1
4	Nitratos	0.1
5	Fosfatos	0.1
6	Temperatura	0.1
7	Turbidez	0.08
8	Sólidos disueltos totales	0.08
9	Oxígeno Disuelto	0.17

Cuadro 3. Clasificación del índice de calidad del agua “ICA” propuesto por Brown.

ICA	Calidad de Agua	Color
91 - 100	Excelente	Azul
71 - 90	Buena	Verde
51 - 70	Regular	Amarillo
26 - 50	Mala	Naranja
0 - 25	Pésima	Rojo

Todos los procedimientos utilizados para recolecta y análisis de laboratorio se realizaron de acuerdo a las recomendaciones de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA) y la Asociación Americana de Salud Pública (APHA 2005). Además se tomaron otras características físicas del río, tales como el ancho promedio, profundidad promedio, velocidad promedio (Medidor de corriente marca Hydro-Bios modelo RHCM), tipo de sustrato y se hizo una breve descripción de la zona riparia.

Análisis de datos

Índices de diversidad

Se calcularon algunos índices de diversidad para determinar la estructura de la comunidad y para compararlos con los índices bióticos. Entre estos están el Índice de Shannon-Wiener (H') (1963), Índice de Simpson (D), Índice de Margalef (R) (1974) y equidad (E) (Odum 1971). Asimismo se utilizó el número total de individuos recolectados (N) y el número de especies (S) (Horn 1966, Zar 1996, Brower 1998).

Parámetros fisicoquímicos

La posible influencia de las variables fisicoquímicas sobre la composición de las comunidades, se determinó realizando un análisis de correspondencia canónica (CCA por sus siglas en inglés), técnica de gradiente directo que proporciona una ordenación de estaciones relacionada directamente con los valores de los factores ambientales. Para los análisis se utilizaron las abundancias de cada taxón por muestra, excluyendo los taxa raros (frecuencia menor al 4%). Previamente al análisis se transformaron los datos ($\log_{10} X + 1$) para reducir el efecto de arco producido por los taxa dominantes y/o muy abundantes, que puede causar que la mayoría de los otros taxa se agrupen en el centro del eje de ordenación.

La significancia de la relación entre la ordenación de las especies y las variables ambientales, así como de los ejes, fueron evaluados con un test de permutaciones aleatorias de Monte Carlo, con el programa PcOrd 5.0 (Legendre & Legendre 1998, Wooda *et ál.* 2001, Quinn & Keough 2003). Para el análisis se incluyeron 24 muestras, 34 taxa y 14 variables ambientales.

Para tener una visión general acerca de la variabilidad ambiental de la zona estudiada, se realizó un análisis de componentes principales (ACP), para observar la distribución de los sitios tanto de referencia como perturbados tomando en cuenta solamente las características ambientales y fisicoquímicas.

La normalidad de la distribución de valores de las variables ambientales se comprobó con la prueba de Shapiro-Wilk (Munné & Prat 2009, Segnini *et ál.* 2009). Aquellas que no mostraron normalidad fueron previamente transformadas mediante la función $\log_{10}(X)$.

Índices bióticos y de calidad de hábitat

Se calculó el Índice Biótico de Familias modificado para El Salvador (IBF-SV-2010) (Anexo 5 y 8) (Sermeño *et ál.* 2010a), el Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica (BMWP-CR) (Anexo 6 y 9) (MINAE 2007) y para Colombia (BMWP/Col) (Anexo 7 y 10) (Roldán 2003). Para la evaluación de la calidad de hábitat ribereño se siguió el protocolo de evaluación biológica rápida (RBP, por sus siglas en inglés) desarrollado por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés) (Anexo 11) (Barbour *et ál.* 1999, Bonada *et ál.* 2006a, Segnini *et ál.* 2009).

Validación del índice biótico BMWP/Atitlán

Para confirmar si la clasificación efectuada con el BMWP modificado está relacionada con un gradiente de presiones amplio o si realmente diferencia entre distintos grados de contaminación, se comparó con otros indicadores confiables cuyo cálculo no depende de la presencia y/o abundancia de los macroinvertebrados bentónicos. Para esto se realizó un ACP en el cual se tomaron en cuenta las variables ambientales y el BMWP modificado. Esto se puede usar para la validación de un índice biótico, siempre y cuando el ordenamiento de los sitios obtenido con el ACP este asociado a un gradiente de perturbación, y logre así separar los sitios de “buena” con los de “mala” calidad ambiental (Segnini *et ál.* 2009).

Para determinar cuáles parámetros fisicoquímicos explicaban mejor las variaciones del BMWP adaptado para la cuenca del Lago de Atitlán se realizó un análisis de correlación (r de Pearson). El índice deberá correlacionar negativamente con aquellas variables fisicoquímicas que aumentan con la contaminación y positivamente con las variables que disminuyen al incrementar la contaminación (Munné & Prat 2009, Segnini *et ál.* 2009).

Asimismo, se realizó un análisis de regresión lineal para comparar la relación entre el BMWP/Atitlán y los índices ICA y RBP. Como variable dependiente se utilizó el BMWP/Atitlán y como variables independientes los parámetros fisicoquímicos, el índice RBP y el ICA. Finalmente, para evaluar las diferencias con base al uso de tierra y/o sitios impactados se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Rico *et ál.* 1992, Alba-Tercedor *et ál.* 2002, Munné & Prat 2009, Paredes *et ál.* 2005, Bonada *et ál.* 2006a, Segnini *et ál.* 2009).

Efecto del esfuerzo de muestreo

Para comprobar si el esfuerzo de muestreo tuvo un efecto significativo en el número de taxa registrados y en los resultados del índice modificado se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Quinn & Keough 2003).

RESULTADOS

Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de los sitios de estudio en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala

Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

En los 12 sitios estudiados en la cuenca del Lago de Atitlán se recolectaron 47 482 individuos de macroinvertebrados acuáticos. Se identificaron 57 géneros correspondientes a 54 familias y 16 órdenes (Anexo 1). Los grupos más diversos fueron Díptera, Trichoptera y Coleoptera (Cuadro 4). No se recolectó ningún individuo perteneciente a los órdenes Plecoptera ni Megaloptera.

Cuadro 4. Abundancia de individuos, cantidad de géneros y familias por grupo/orden de macroinvertebrados acuáticos encontrados en los sitios de estudio en la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011.

Grupo /Orden	Familias	Géneros	Individuos	Grupo /Orden	Familias	Géneros	Individuos
Decapoda	1	-	1	Haplotaxida	3	-	2433
Nemata	-	-	1	Basommatophora	3	-	2641
Rhynchobdellida	1	-	1	Hemiptera	3	4	173
Veneroida	1	-	8	Ephemeroptera	3	7	8956
Lepidoptera	1	-	16	Odonata	4	4	50
Collembola	-	-	26	Coleoptera	9	12	190
Turbellaria	-	-	802	Trichoptera	9	13	2172
Trombidiformes	1	-	112	Diptera	15	17	29900

Las familias con mayor abundancia y que estuvieron presentes en todos los sitios fueron Chironomidae (36%), Simuliidae (24%) (Diptera) y Baetidae (19%) (Ephemeroptera). También estuvieron presentes en todos los sitios, aunque en menor abundancia, Physidae (5.6%) (Mollusca), Haplotaxidae (5.1%) (Oligochaeta) e Hydropsychidae (2.7%) (Trichoptera), el resto se encuentra por debajo del 2%.

Dentro de la familia Chironomidae la subfamilia Orthoclaadiinae fue la más abundante (55%), seguida de Chironominae (35%). Las Familias Planorbidae (Basommatophora), Georissidae, Hydraenidae (Coleoptera), Cordulegastridae (Odonata), Ptychopteridae (Diptera), Pseudothelphusidae (Decapoda), Nemata, Glossiphoniidae (Rhynchobdellida) estuvieron representadas por un único individuo.

El género más abundante fue *Simulium* (Simuliidae: Diptera) con 11 302 individuos, seguido de *Baetis* (Baetidae: Ephemeroptera) y *Calosopsyche* (Hydropsychidae: Trichoptera) con 1637 y 1261 individuos, respectivamente. Durante el primer muestreo se registraron 68 taxa (48 familias, 14 órdenes/grupos), mientras que en el segundo muestreo aparecieron 16 nuevos taxa (9 familias, 2 órdenes/grupos) que no habían sido recolectados en la primera ocasión (Anexo 1).

En cuanto a la abundancia de individuos por sitio en Barreneché (Bs) y Panasacar se recolectaron 5980 individuos, seguido de Barreneché (Po) con 5655. Los sitios con menor abundancia fueron los dos sitios ubicados en el río Chicansanres (ChPo, ChCu) y Xibalbay con abundancias de 613, 1352 y 1382 individuos, respectivamente (Anexo 1). Con respecto a la variación en el tiempo del número de individuos para cada uno de los sitios muestreados no hubo diferencia ($F = 1.44$, $p > 0.05$).

El río Barreneché (BaBs) fue el que presentó la mayor diversidad de familias (33), seguido por los sitios La Labor, Catarata y Panasacar con 30, 27 y 26 familias respectivamente, todos los anteriores corresponden al tratamiento de bosque. El sitio de Chicansanres (ChPo) fue el que mostró la menor diversidad (9 familias), seguido por los sitios de Xibalbay, Cojolyá y Chicansanres (ChCu) que estuvieron por debajo de las 15 familias, el primer sitio y el tercero corresponden al tratamiento de poblado y los otros a cultivo. Barreneché (BaCu y BaPo), Argueta y Concepción, presentaron valores intermedios de riqueza taxonómica (Anexo 1).

Diversidad biológica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

De los índices de diversidad calculados La Labor presentó los valores más altos para los tres índices: Shannon-Weaver ($H' = 2.455$), Simpson ($D = 0.877$) y Margalef ($R = 4.668$). El sitio de Chicansanres (ChPo) mostró los valores más bajos para el Índice de Margalef ($R = 1.461$) y Chicansanres (ChCu) para los otros dos índices calculados. Los valores de índice de Equidad de Pielou (E) están por debajo de 0.317 que corresponde a situaciones en donde las abundancias de las taxa son desiguales (Fig. 15).

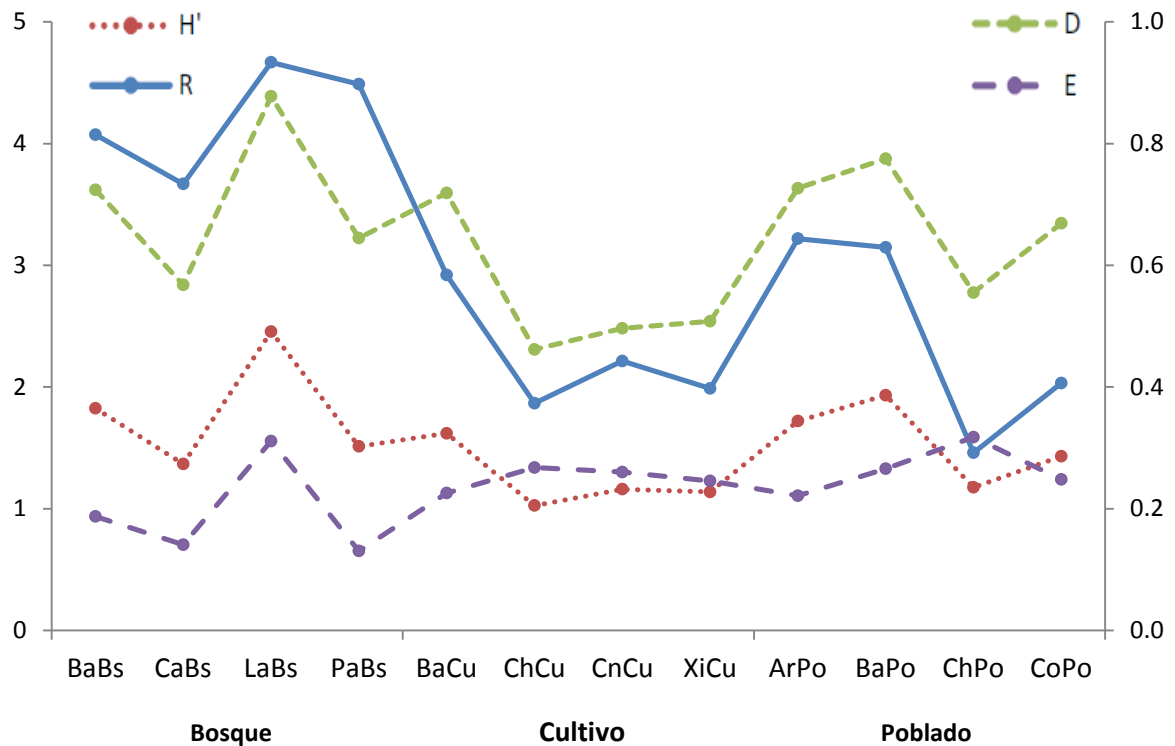


Fig. 15. Representación de los valores de los índices de diversidad calculados para los sitios de muestreo de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011. (N = 91). (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá.

Estructura trófica de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos

Con respecto a la estructura trófica de los macroinvertebrados acuáticos, en general el grupo funcional dominante fueron los recolectores. Los raspadores fueron el segundo grupo seguido por los depredadores. Los fragmentadores fueron los menos representados en la cuenca del total de organismos recolectados (Fig. 16).

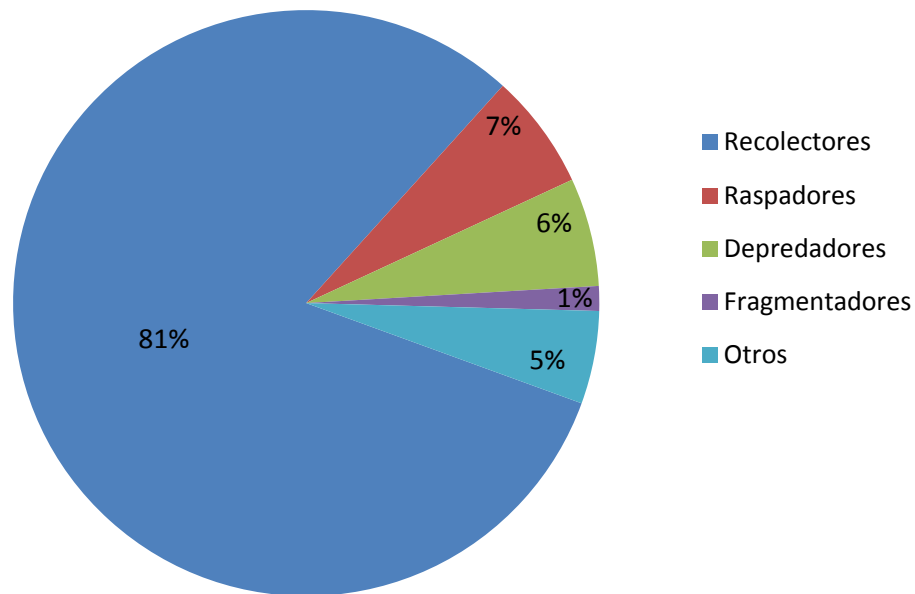


Fig. 16. Grupos funcionales para los macroinvertebrados acuáticos de los sitios estudiados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011. (N = 47 482).

En Barreneché, Labor, Panasacar, Catarata, los grupos dominantes fueron los recolectores y los fragmentadores tales como Baetidae (Ephemeroptera), Orthocladinae, Simulidae (Diptera), Hydropsychidae y Lepidostomatidae (Trichoptera), todos los sitios anteriores están dentro del tratamiento de bosque. Los ríos Barreneché, Chicansanres, Concepción y Xibalbay que están influenciados por cultivos presentaron las abundancias más bajas de recolectores y fragmentadores, los grupos más abundantes fueron los raspadores (Physidae) en Concepción y los depredadores (Turbellaria) en Barreneché. En los ríos ubicados en poblados, los grupos más abundantes fueron los recolectores; dentro de estos las familias más representativas fueron Baetidae (Ephemeroptera), Chironomidae y Simulidae (Diptera) (Cuadro 5; Fig. 17).

Cuadro 5. Abundancia de los grupos funcionales alimenticios de los sitios estudiados en la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs) Bosque, (Cu) Cultivo y (Po) Poblado.

	BaBs	CaBs	LaBs	PaBs	BaCu	ChCu	CnCu	XiCu	ArPo	BaPo	ChPo	CoPo
Recolectores	4701	1521	2787	2645	1452	15	402	772	1810	4392	877	4515
Filtradores	365	3568	1088	3035	1042	470	322	8	1714	971	21	38
Depredadores	721	158	719	145	607	94	29	17	102	198	32	17
Fragmentadores	186	24	277	56	28	2	11	6	8	43		7
Raspadores	3	146	84	99	5	31	2641	3	12	4	2	
Detritívoro	4	9	17		9	1	9	576	594	47	420	747

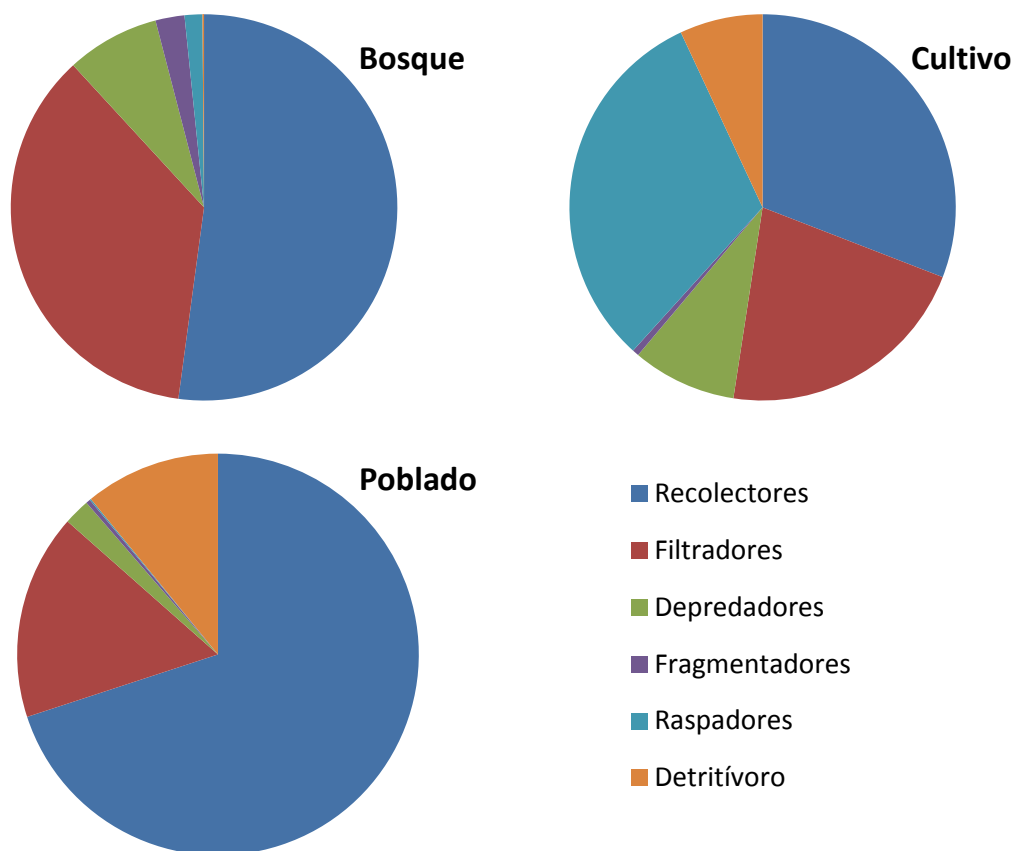


Fig. 17. Abundancia de los grupos alimenticios funcionales de los sitios estudiados en la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011.

Parámetros fisicoquímicos y su relación con los macroinvertebrados acuáticos

Los valores de pH oscilaron entre 7 - 8, la temperatura fue baja en los ríos ubicados en bosque, con valores entre los 9°C y los 24° C, en lugares abiertos como poblados y cultivos tendió a aumentar siendo más alta en este último. El oxígeno disuelto fue alto en los ríos que tenían cobertura boscosa y fue disminuyendo en los sitios perturbados, sobre todo en aquellos localizados en poblados. La conductividad y los sólidos disueltos totales se comportaron de igual forma, los valores más bajos se registraron en los sitios localizados en bosque e incrementaron en los ríos situados en los poblados. La velocidad de la corriente de los ríos muestreados fue baja (menor a 0.75m/s), los valores más altos fueron registrados en Barrenehé (Po y Cu), Argueta, Chicansanres (Cu) y Panasacar (Cuadro 6).

Cuadro 6. Valores promedio de pH, temperatura, conductividad, oxígeno y sólidos disueltos totales de los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011.

Localidad	pH	Temperatura °C	Oxígeno mg/L	Oxígeno %	Conductividad μS/cm	TDS mg/L	Velocidad m/s
Bosque							
Barrenehé	7.9	10.1	8.22	100.35	93.9	44.7	0.12
Catarata	8.0	17.6	7.25	91.20	194.1	95.6	0.23
Labor	8.3	18.4	7.17	98.40	107.8	52.5	0.17
Panasacar	8.0	18.5	6.30	83.15	162.5	78.9	0.55
Cultivo							
Barrenehé	8.0	16.0	7.20	95.45	126.0	62.2	0.43
Chicansanres	8.0	17.6	6.12	80.95	184.3	89.8	0.71
Concepción	7.2	19.7	5.41	74.70	193.5	99.8	0.26
Xibalbay	8.5	22.4	6.34	99.10	135.1	63.8	0.40
Poblado							
Argueta	8.2	18.2	6.87	93.55	119.8	59.3	0.61
Barrenehé	7.8	19.0	6.67	92.10	157.3	76.6	0.54
Chicansanres	7.7	17.4	4.58	60.55	237.8	117.7	0.27
Cojolyá	7.8	16.2	5.37	69.35	142.2	71.0	0.18

Las concentraciones de la demanda bioquímica de oxígeno en los sitios que están en bosque fueron bajas e incrementaron en los ríos ubicados en cultivos. Los valores se encontraron por debajo de los 10 mg/L, excepto en Barreneché, Chicansanres y Cojolyá en donde los valores estuvieron por arriba de los 60 mg/L hasta los 1175 mg/L, estos tres sitios están ubicados en poblados. Los valores de turbidez fueron bajos en los sitios ubicados en bosque e incrementó en los cultivos, sin embargo los valores más altos se registraron en Cojolyá y Chicansanres que están en zonas urbanas. Las concentraciones de los nitratos en general fueron bajas excepto en los sitios en donde se desarrollan actividades de agricultura, en donde se registró el máximo valor (0.229 mg/L). En los sitios localizados en poblados las concentraciones de fosfatos fueron las más altas, en cultivos fueron intermedias y los valores más bajos se registraron en bosque (0.003 mg/L). Los coliformes fecales fueron altos en todos los sitios; sin embargo, en los poblados los valores registrados estuvieron por arriba de los 46 000 NMP/100ml (Cuadro 7)

Cuadro 7. Valores promedio de demanda bioquímica de oxígeno, turbidez, nitratos, fosfatos, coliformes fecales y velocidad de los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. Feb - Abr 2011.

Localidad	DBO mg/L	Turbidez NTU	Nitratos mg/L	Fosfatos mg/L	Coliformes NMP/100 ml
Bosque					
Barreneché	1.444	6.2	0.092	0.012	40
Catarata	1.004	12.1	0.174	0.088	90
Labor	1.957	7.7	0.033	0.017	40
Panasacar	1.673	11.5	0.086	0.074	40
Cultivo					
Barreneché	1.938	2.5	0.177	0.019	11 000
Chicansanres	4.054	7.1	0.183	0.067	24 000
Concepción	3.380	6.1	0.227	0.094	2400
Xibalbay	1.645	18.5	0.229	0.029	24 000
Poblado					
Argueta	1.774	2.4	0.081	0.030	46 000
Barreneché	559.252	6.3	0.096	0.127	110 000
Chicansanres	592.803	26.8	0.180	0.455	2 400 000
Cojolyá	35.366	36.0	0.110	0.090	2 400 000

Los valores del índice de calidad de agua oscilaron entre buena y mala calidad. Los sitios que están bajo la condición de bosque obtuvieron valores por arriba de 75 que los clasifica como de buena calidad de agua y aquellos que se encuentran ubicados en poblados, excepto Argueta, registraron valores por debajo de 30 que los cataloga como de mala calidad. Los cuatro sitios ubicados en cultivos y Argueta (Po) los valores del ICA los clasifican como de calidad regular (Cuadro 8).

Cuadro 8. Valores promedio de las clases de calidad del agua según el índice ICA para los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, Feb - Abr 2011.

Tratamiento	Código	Localidad	ICA	Calidad	Color
Bosque	BaBs	Barreneché	84.9	Buena	Verde
	CaBs	Catarata	76.5	Buena	Verde
	LaBs	La Labor	81.2	Buena	Verde
	PaBs	Panasacar	80.3	Buena	Verde
Cultivo	BaCu	Barreneché	57.4	Regular	Amarillo
	ChCu	Chicansanres	56.7	Regular	Amarillo
	CnCu	Concepción	59.3	Regular	Amarillo
	XiCu	Xibalbay	56.2	Regular	Amarillo
Poblado	ArPo	Argueta	54.2	Regular	Amarillo
	BaPo	Barreneché	27.8	Mala	Rojo
	ChPo	Chicansanres	26.3	Mala	Rojo
	CoPo	Cojolyá	27.8	Mala	Rojo

En el análisis de correspondencia canónica (ACC) (Fig. 18), los primeros tres ejes explican el 36% de la varianza entre la relación de las variables ambientales y biológicas (Anexo 2). El primer eje está correlacionado con las variables de turbidez, conductividad y sólidos disueltos totales, el resto de las variables no evidenció una correlación significativa con los ejes (Anexo 3). El test de permutaciones de Monte Carlo (500 permutaciones) muestra que el primer eje fue altamente significativo ($P < 0.002$). Estos resultados sugieren que la distribución de los taxa está influenciada por las condiciones físicas y ambientales de cada sitio.

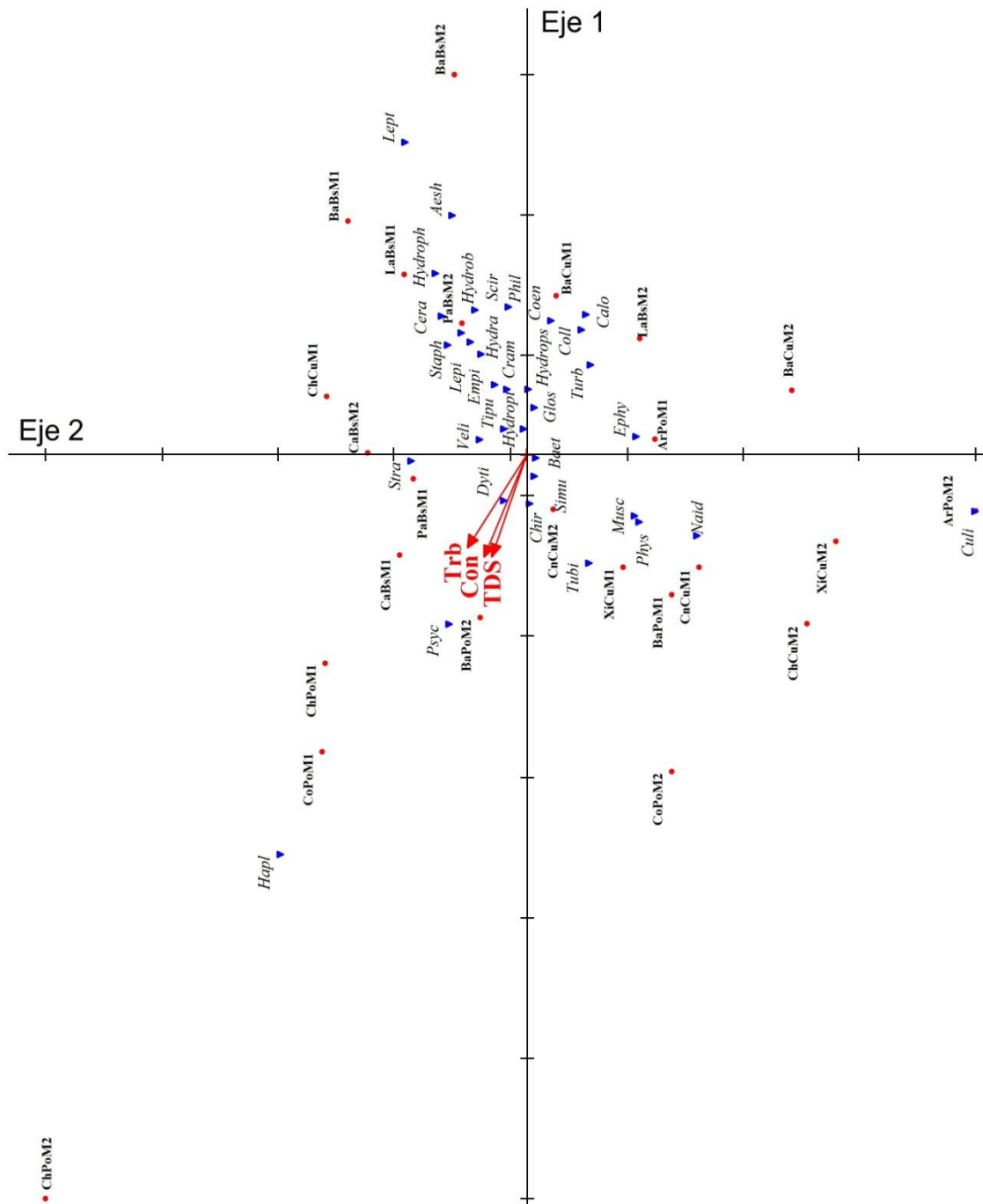


Fig. 18. Análisis de correspondencia canónica (ACC). Ordenación de los sitios muestreados con relación a los macroinvertebrados y variables físico-químicas de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs) Bosque, (Cu) Cultivo y (Po) Poblado. (M1) Febrero y (M2) Abril.

Uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de calidad del agua de la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala

Caracterización ambiental de los sitios

El análisis de componentes principales (ACP) muestra que la varianza entre las variables ambientales puede ser explicada por los tres primeros componentes principales en un 66%. El primer eje está correlacionado con las variables de RPB, Oxígeno, DBO, TDS, conductividad, turbidez y nutrientes (Cuadro 9), separando hacia la izquierda los sitios que tienen los valores más altos de estos parámetros, que en su mayoría corresponden a ríos ubicados en poblados y cultivos. El gráfico de ordenación ubica hacia la derecha los sitios que presentaron mayores concentraciones de oxígeno y mejor calidad de hábitat (Fig. 19). El segundo eje ordena en la parte de arriba los sitios que registraron los valores de temperatura más bajos y los valores de humedad más altos (Fig. 19). El análisis de componentes principales fue validado con el test de permutaciones de Monte Carlo ($p < 0.05$), por lo que se puede concluir que hay diferencias significativas entre los sitios de referencia y los perturbados, puesto que no comparten las mismas condiciones fisicoquímicas y ambientales, además se ve reflejado el efecto negativo originado por las perturbaciones antrópicas.

Cuadro 9. Valores de correlación entre los ejes de ordenación y las variables fisicoquímicas del análisis de componentes principales (ACP).

Variable	Eje 1	Eje 2	Variable	Eje 1	Eje 2
RBP	0.3385	0.2421	Temperatura	-0.1842	-0.5073
Oxígeno	0.3007	-0.1898	Turbidez	-0.2435	0.1305
pH	0.1915	-0.4077	Nitratos	-0.2774	-0.0414
Humedad	0.1298	0.4910	Fosfatos	-0.3614	0.0234
DBO	-0.1344	0.1937	TDS	-0.4452	0.1236
Velocidad	-0.1478	-0.3938	Conductividad	-0.4501	0.1164

Calidad biológica y fisicoquímica de las aguas de la Cuenca del Lago de Atitlán

Los valores promedio del cálculo de los índices biológicos (BMWP-CR, BMWP/Col, IBF-SV); el de calidad de hábitat ribereño (RBP) y del índice de calidad de agua (ICA) se presentan en el cuadro 10 y los valores por fecha de muestreo en el anexo 4. Barreneché (BaBs), La Labor y Panasacar obtuvieron los valores más altos para los índices BMWP-CR y BMWP/Col, mientras que Chicansanres (ChPo), Xibalbay y Cojolyá los valores más bajos (Fig. 20). En el caso del IBF-SV los valores de mejor calidad se registraron en Chicansanres (ChCu), Panasacar y La Labor, mientras que Chicansanres (ChPo), Xibalbay y Concepción obtuvieron los valores más bajos de calidad (Fig. 20). El índice de calidad de hábitat ribereño (RBP) calculado para los doce sitios indicó que la mejor condición biológica y del hábitat la tiene el sitio de Barreneché, seguido de La Catarata, La Labor y Panasacar, todos los sitios pertenecen al tratamiento de bosque. Los sitios que presentaron los valores más bajos fueron Xibalbay, Cojolyá y Chicansanres, el primer sitio pertenece al tratamiento de cultivo y los otros dos a poblados. Los sitios restantes presentaron valores intermedios (Cuadro 10).

Cuadro 10. Valores promedio de los índices de calidad de agua y biológicos para los puntos de muestreo de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011.

	Código	Localidad	BMWP-CR	BMWP/COL	IBF-SV	RBP	ICA
Bosque	BaBs	Barreneché	112	136	7.2	194	85
	CaBs	Catarata	87	103	6.3	175	76
	LaBs	La Labor	105	126	6.2	172	81
	PaBs	Panasacar	103	123	6.0	156	80
Cultivos	BaCu	Barreneché	68	71	6.3	123	57
	ChCu	Chicansanres	37	60	5.8	82	57
	CnCu	Concepción	49	67	8.1	71	59
	XiCu	Xibalbay	30	36	8.3	56	56
Poblados	ArPo	Argueta	65	68	7.3	119	54
	BaPo	Barreneché	68	77	7.4	97	28
	ChPo	Chicansanres	15	31	8.4	63	26
	CoPo	Cojolyá	35	52	7.8	60	28

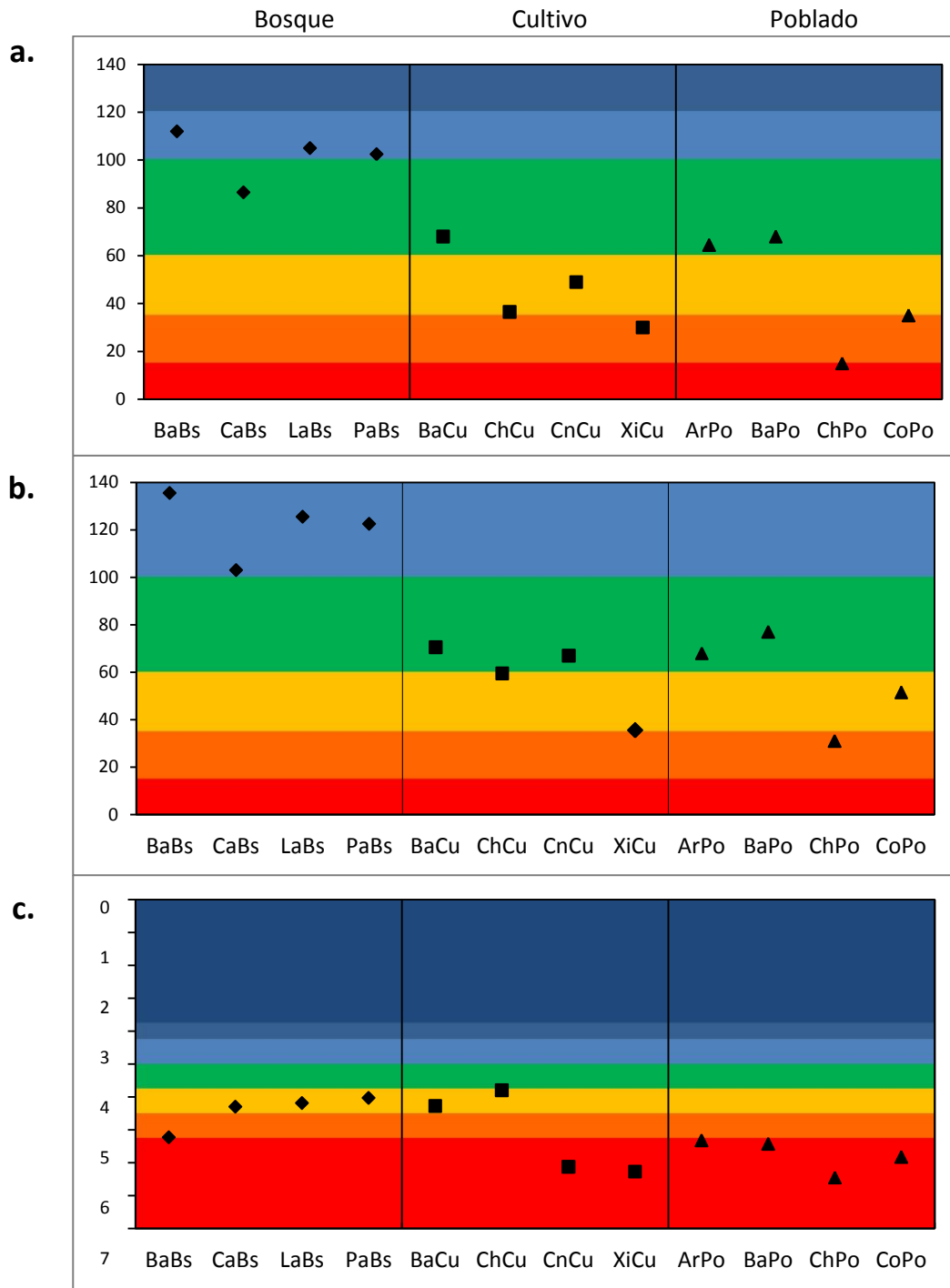


Fig. 20. Comparación gráfica de los valores promedio de los índices bióticos calculados para los doce ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011. (a) BMWP-CR, (b) BMWP/Col y (c) IBF-SV. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs,◆) Bosque, (Cu,■) Cultivo y (Po,▲) Poblado.

El índice de calidad de agua ICA, reveló que los sitios que están localizados en bosque obtuvieron valores por arriba de 75 y aquellos que se encuentran ubicados en poblados, excepto Argueta, registraron valores por debajo de 30 (Cuadro 10). Por lo tanto, los índices están indicando que la calidad del agua en los sitios muestreados se encuentran en un ámbito de bueno a pésimo (Fig. 21), dependiendo del grado de alteración.

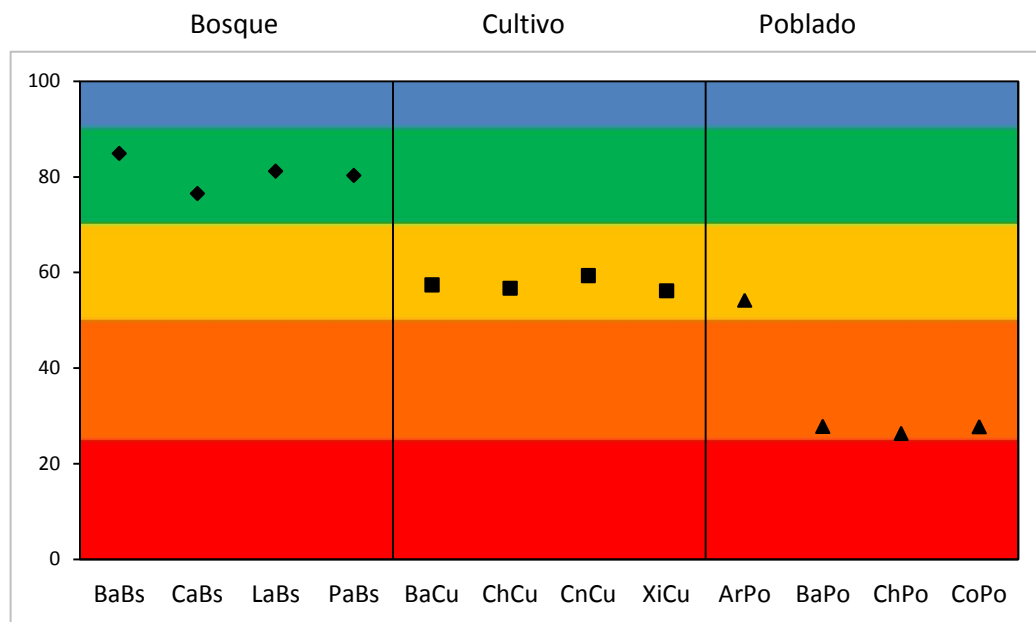


Fig. 21. Comparación gráfica de los valores promedio del índice de calidad de agua (ICA) calculado para 12 ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs,◆) Bosque, (Cu,■) Cultivo y (Po,▲) Poblado.

Al correlacionar los valores promedios de los índices bióticos calculados para los 12 puntos de muestreo se obtuvo que los índices BMWP-CR y BMWP/Col son los que mejor se correlacionan, casi en un 98%. Los índices que presentaron la correlación más baja fueron el IBF-SV y el ICA (Cuadro 11). Al comparar los valores de los índices bióticos con el de calidad de hábitat se observó que en general todos tienden a oscilar de forma similar.

Cuadro 11. Matriz de correlación lineal de Pearson entre los valores de los índices bióticos, calidad de agua y hábitat calculados para la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011.

	BMWP-CR	BMWP/COL	IBF-SV	ICA	RBP
BMWP-CR		1.27E-15	0,019345	1.25E-05	1.97E-10
BMWP/COL	0.974		0,017341	2.06E-05	3.66E-09
IBF-SV	-0.474	-0.487		0,1277	0,008539
ICA	0.767	0.754	-0.326		1.71E-07
RBP	0.920	0.895	-0.529	0.848	

Confección del cuadro de tolerancia de las familias de macroinvertebrados acuáticos

Determinación de las familias bioindicadoras

Se incluyeron 102 taxa de macroinvertebrados acuáticos dentro del listado para el cálculo del índice BMWP/Atitlán (Cuadro 12), de los cuales 55 fueron recolectados durante el estudio. La mayoría de las familias de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Odonata y Diptera se incluyeron en la lista, ya que son las familias que mejor se conocen taxonómicamente. Algunas familias acuáticas de los órdenes restantes no están dentro del listado, debido a que se conoce muy poco sobre su distribución y ecología dentro de la región.

Asignación de los valores de tolerancia de las familias

Se ajustaron los valores de tolerancia de las familias de Costa Rica presentes en la cuenca del Lago de Atitlán, tomando en cuenta las diferentes condiciones ambientales en ambas regiones. A algunas familias como Blephariceridae, Polythoridae y Odontoceridae, se les asignó una mayor puntuación. A otras, se les asignaron menores valores de tolerancia como es el caso de Syrphidae y Oligochaeta. En el caso de ocho taxa que no estaban en la lista original de Costa Rica, y que fueron comunes en los ríos de la cuenca, fueron incluidas en el listado. El valor de tolerancia se les asignó con base a lo observado en el campo, en los análisis de datos y en la experiencia de los investigadores; éstas incluyen, Ancyliidae (Mollusca), Collembola, Georissidae (Coleoptera), Veliidae, Gerridae, Mesoveliidae (Hemiptera), Nemata y Ptychopteridae (Diptera) (Cuadro 12).

Cuadro 12. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP/Atitlán.

ORDEN	FAMILIA	PUNTUACIÓN
D	Blephariceridae	10
O	Polythoridae	
T	Odontoceridae	
D	Athericidae	9
E	Heptageniidae	
P	Perlidae	
T	Ecnomidae, Hydrobiosidae, Lepidostomatidae	
B	Blaberidae	8
E	Leptophlebiidae	
O	Aeshnidae, Cordulegastridae, Corduliidae, Perilestidae	
T	Calamoceratidae, Glossosomatidae, Leptoceridae	
Cr	Gammaridae	7
C	Lutrochidae, Psephenidae, Ptilodactylidae	
D	Ptychopteridae	
O	Gomphidae, Lestidae, Megapodagrionidae, Platystictidae, Protoneuridae	
T	Limnephilidae, Philopotamidae,	
E	Euthyplociidae, Isonychidae	6
T	Hydroptilidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae	
M	Corydalidae	
N	Nemata	
O	Libellulidae	

Observaciones: D: Diptera, O: Odonata, T: Trichoptera, E: Ephemeroptera, P: Plecoptera, B: Blattaria, Cr: Crustacea, C: Coleoptera, H: Hemiptera, M: Megaloptera, N: Nemata, Ar: Arachnida, Tu: Turbellaria, Co: Collembola, L: Lepidoptera, Mo: Molusca, A: Annelida

Cuadro 12. (Continuación). Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del índice BMWP/Atitlán.

ORDEN	FAMILIA	PUNTUACIÓN
C	Dryopidae, Elmidae, Georissidae, Hydraenidae, Limnichidae, Scirtidae, Staphylinidae	
E	Leptohyphidae, Oligoneuriidae, Polymitarcyidae	
T	Helicopsychidae, Hydropsychidae	
H	Gerridae	5
L	Crambidae	
Co	Collembola	
Tu	Turbellaria	
Cr	Pseudothelphusidae	
C	Chrysomelidae, Curculionidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Haliplidae, Hydrophilidae, Lampyridae, Noteridae,	
D	Ceratopogonidae, Dixidae, Dolichopodidae, Empididae, Sciomyzidae, Stratiomyidae, Tipulidae	
E	Baetidae, Caenidae	4
H	Belostomatidae, Corixidae, Mesoveliidae, Naucoridae, Nepidae, Notonectidae, Pleidae, Veliidae	
O	Calopterygidae, Coenagrionidae	
Mo	Pisidiidae; Ancyliidae, Planorbidae	
Ac	Hydrachnidae	
D	Ephydriidae, Muscidae, Simuliidae, Tabanidae	
Mo	Bithyniidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Valvatidae	3
Cr	Asellidae	
A	Glossiphoniidae	
D	Chironomidae, Culicidae, Psychodidae	2
D	Syrphidae	1
A	Oligochaeta	

Observaciones: D: Diptera, O: Odonata, T: Trichoptera, E: Ephemeroptera, P: Plecoptera, B: Blattaria, Cr: Crustacea, C: Coleoptera, H: Hemiptera, M: Megaloptera, N: Nemata, Ar: Arachnida, Tu: Turbellaria, Co: Collembola, L: Lepidoptera, Mo: Molusca, A: Annelida

Determinación de los valores de calidad del agua

Para establecer el valor máximo que permita clasificar los sitios de acuerdo a su estado biológico, se calculó el percentil del 95% de los valores obtenidos. Basado en el valor máximo se procedió a dividir en varias categorías (*e.g.*, 75, 50, 30, 15%), con la finalidad de obtener los valores límites de las clases del índice BMWP/Atitlán (Barbour *et ál.* 1999, Alba-Tercedor *et ál.* 2002, Segnini 2003, Munné & Prat 2009). A cada una de las clases obtenidas se les asignó un determinado significado, color y calidad (Cuadro 13), tomando de referencia los establecidos en el BMWP-CR (MINAE-S 2007).

Cuadro 13. Valoración de calidad de agua para la obtención del BMWP/Atitlán.

Clase	BMWP /Atitlán	Calidad del agua	Significado	Color
I	> 120	Excelente	Aguas de calidad excelente.	Azul
II	91 - 120	Buena	Aguas de calidad buena, no contaminadas.	Azul
III	61 - 90	Regular	Aguas de calidad regular, contaminación moderada.	Verde
IV	36 - 60	Mala	Aguas de calidad mala, contaminadas.	Amarillo
V	16 – 35	Muy Mala	Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	Naranja
VI	< 16	Pésima	Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas.	Rojo

Valoración de la calidad del agua mediante el uso del índice BMWP/Atitlán de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán

Los valores promedio del cálculo del índice BMWP/Atitlán modificado y adaptado para la cuenca del Lago de Atitlán se presentan en el cuadro 14 y los valores por fecha de muestreo en el anexo 4. Los resultados determinaron que la calidad de agua en la cuenca oscila entre un ámbito de excelente a pésima calidad.

El único sitio que presentó una excelente calidad fue el Río Barreneché ubicado en bosque. Sitios como La Labor y Panasacar fueron clasificados como ríos de buena calidad, ambos localizados en bosque. El río La Catarata fue uno de los sitios de referencia que no fue clasificado con buena calidad. El único río que presentó una calidad de agua pésima fue el Río Chicansanres. El resto de los sitios ubicados tanto en poblados como en cultivos presentaron una clasificación de regular a muy mala (Fig. 22).

Cuadro 14. Clases de calidad del agua según el índice BMWP/Atitlán para los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs) Bosque, (Cu) Cultivo y (Po) Poblado.

Sitio	BMWP Atitlán	Calidad	Significado	Color
BaBs	124	Excelente	Aguas de calidad excelente	Azul
CaBs	84	Regular	Aguas de calidad regular, contaminación moderada	Verde
LaBs	115	Buena	Aguas de calidad buena, no contaminadas	Azul
PaBs	105	Buena	Aguas de calidad buena, no contaminadas	Azul
BaCu	72	Regular	Aguas de calidad regular, contaminación moderada	Verde
ChCu	41	Mala	Aguas de calidad mala, contaminadas	Amarillo
CnCu	52	Mala	Aguas de calidad mala, contaminadas	Amarillo
XiCu	29	Muy Mala	Aguas de calidad mala, muy contaminadas	Naranja
ArPo	64	Regular	Aguas de calidad regular, contaminación moderada	Verde
BaPo	69	Regular	Aguas de calidad regular, contaminación moderada	Verde
ChPo	15	Pésima	Aguas de calidad muy mala, extremadamente contaminadas	Rojo
CoPo	31	Muy Mala	Aguas de calidad mala, muy contaminadas	Naranja

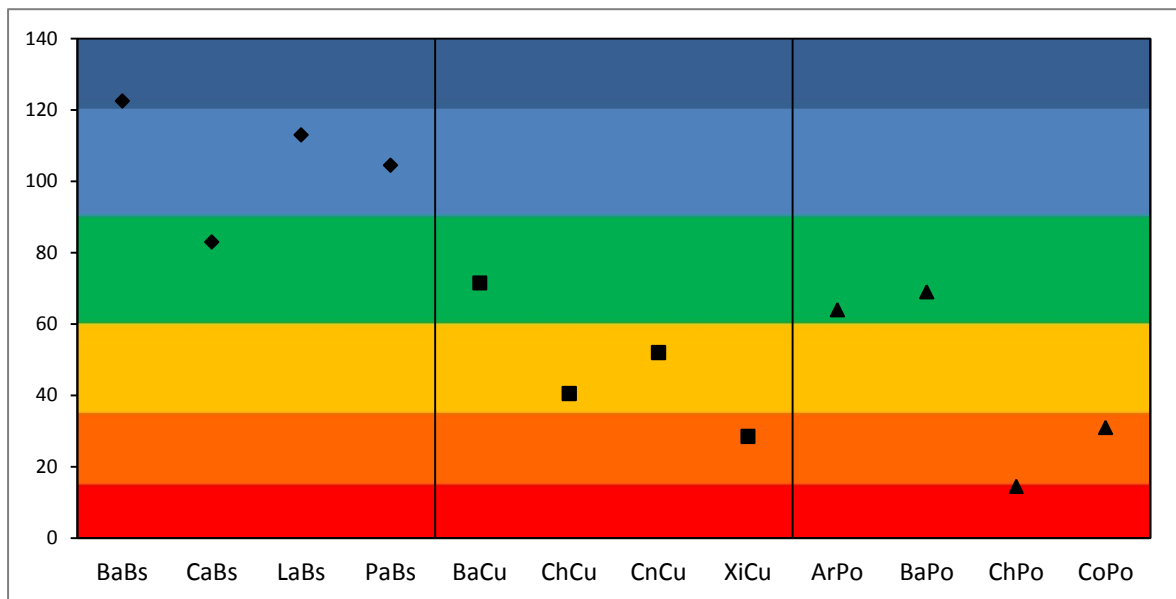


Fig. 22. Representación gráfica de los valores promedio del índice BMWP/Atitlán calculado para 12 ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs, ♦) Bosque, (Cu, ■) Cultivo y (Po, ▲) Poblado.

Validación del BMWP/Atitlán

En la figura 23 se observa que al incluir el índice BMWP/Atitlán en el cálculo del ACP, se sigue detectando un gradiente de perturbación, lo que indica que el índice está funcionando bien. Los resultados del APC muestran que casi la totalidad de los sitios con una calidad del agua alta o buena, de acuerdo al BMWP/Atitlán, se encuentran en los cuadrantes del lado derecho, asociados positivamente con valores altos de calidad de hábitat y oxígeno. En el cuadrante izquierdo se encuentran asociados aquellos sitios con una calidad de agua mala o muy mala, con valores de calidad de hábitat y oxígeno bajos, y además asociados a las variables que por su naturaleza están muy relacionados con contaminación (e.g., conductividad, TDS, DBO₅, fosfatos y nitratos).

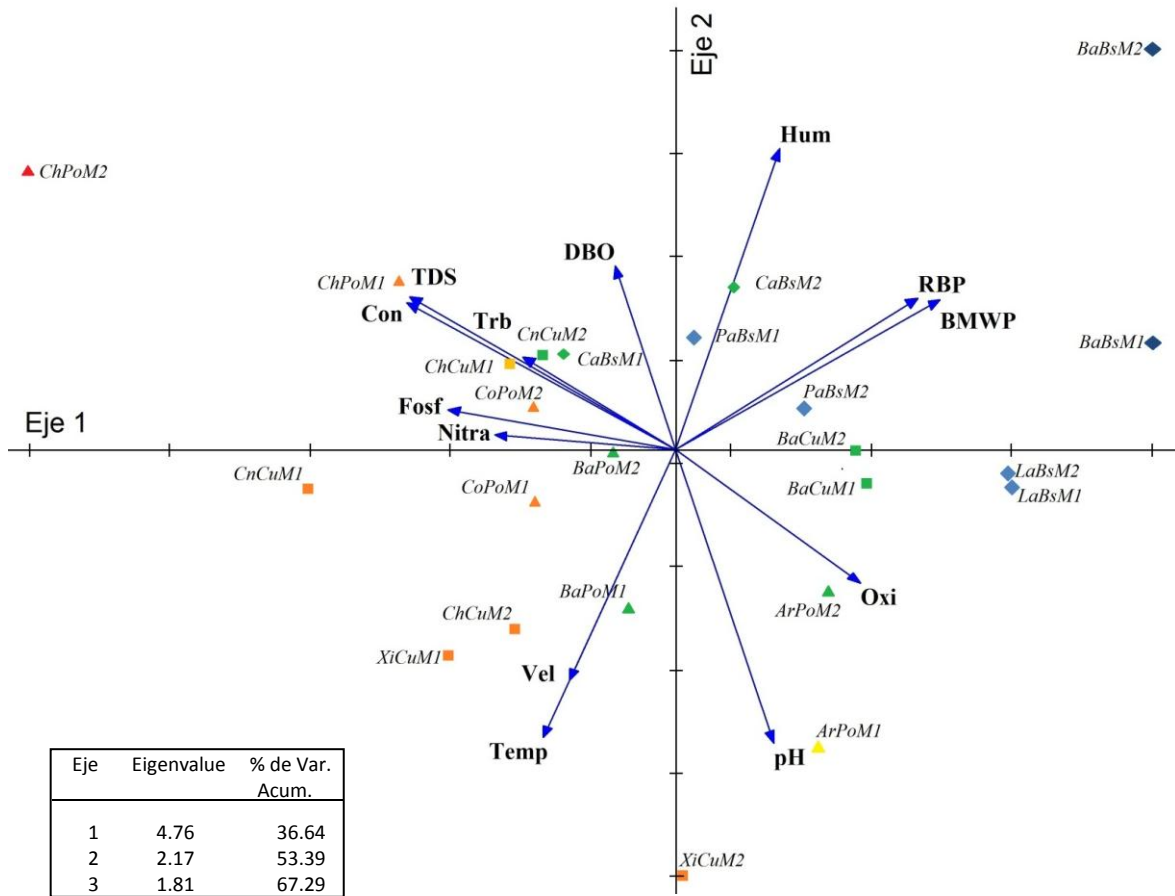


Fig. 23. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y el índice BMWP/Atitlán calculado para los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs,◆) Bosque, (Cu,■) Cultivo y (Po,▲) Poblado. (M1) Febrero y (M2) Abril.

Con relación a las variables ambientales el BMWP/Atitlán se correlacionó significativamente con el índice de calidad de hábitat y el oxígeno, ambas son variables indicadoras de la condición ecológica del cuerpo de agua (Cuadro 15). La conductividad, turbidez, nutrientes y los sólidos disueltos totales fueron variables que se correlacionaron negativamente con el índice, lo que refleja claramente que hay una buena respuesta del índice a la contaminación y degradación del ecosistema acuático.

Cuadro 15. Coeficientes de correlación entre los diferentes parámetros fisicoquímicos y el índice BMWP/Atitlán, en 12 sitios de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. 2011.

	Temp	pH	Cond	Oxi	DBO	Nitr	TDS	T-Fosf	T-Trb	RBP
pH	0.193									
Cond	0.294	-0.389								
Oxi	0.167	0.349	-0.433*							
DBO	0.166	-0.275	0.487*	-0.064						
Nitr	0.349	-0.372	0.531*	-0.061	0.297					
TDS	0.298	-0.431*	0.995*	-0.408*	0.503*	0.553*				
T-Fosf	-0.054	-0.196	0.450*	-0.619*	0.092	-0.070	0.409*			
T-Trb	0.038	-0.055	0.339	-0.427*	0.244	0.129	0.323	0.367		
RBP	-0.456*	0.159	-0.425*	0.376	-0.231	-0.418*	-0.421*	-0.349*	-0.470*	
BMWP/ Atitlán	-0.422*	0.074	-0.529*	0.428*	-0.244	-0.527*	-0.519*	-0.446*	-0.522*	0.909*

Nota: La letra T antes del nombre de la variable significa que ésta ha sido transformada para asemejarla a una distribución normal. (* $p < 0.05$)

El índice BMWP/Atitlán demostró una buena relación con el índice calidad de hábitat (RBP) y con el de calidad del agua (ICA) (Fig. 24). Se puede observar que en la medida que aumenta el valor promedio del BMWP/Atitlán, también incrementan los valores de ICA y del RBP. Esto significa que responde consistentemente a los cambios de los factores de perturbación con un coeficiente de correlación (r) mayor a 0.70 ($p < 0.001$).

Finalmente, la prueba de Kruskal-Wallis ($p < 0.05$) que se realizó para determinar si el índice BMWP/Atitlán discrimina según el uso de la tierra y si eran sitios de referencia o impactados (Fig. 25), mostró que sí hay diferencias en cuanto a los valores medios obtenidos de los sitios de referencia y los sitios perturbados.

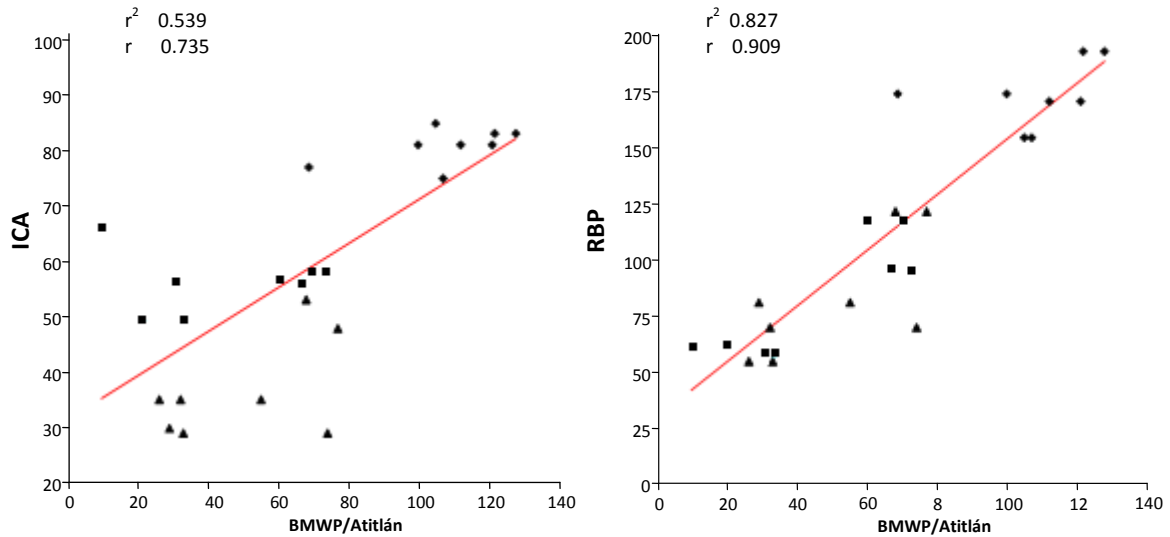


Fig. 24. Relación entre el índice ICA y el índice de calidad de hábitat ribereño con el índice de BMWP/Atitlán utilizando todas las muestras de la cuenca del Lago de Atitlán. ($p < 0.005$). (◆) Bosque, (■) Cultivo y (▲) Poblado.

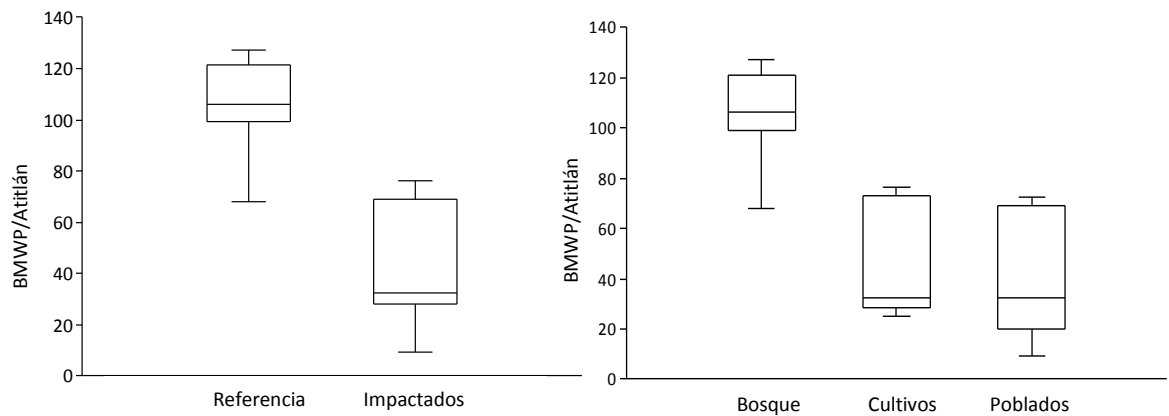


Fig. 25. Dispersión de los valores medios del BMWP/Atitlán para cada tratamiento y condición biológica de los ríos evaluados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011.

Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxa de macroinvertebrados acuáticos y los cambios en el índice BMWP/Atitlán

Abundancia y riqueza de taxa por esfuerzo

Se recolectaron 47 482 individuos, de los cuales 23 241 fueron recolectados durante el primer muestreo y 24 241 en el segundo. Los sitios con las mayores abundancias durante el primer muestreo, fueron aquellos localizados en bosque y poblado, excepto Chicansanres (poblado) (Fig. 26a). Sin embargo, la abundancia de los individuos por sitio durante el segundo muestreo fue diferente. En algunos sitios la abundancia disminuyó, *e.g.*, Labor y Panasacar, mientras que en otros incrementó dos o tres veces el valor de la primera fecha, *e.g.*, Concepción (Fig. 26b).

En ambas fechas de muestreo aumentó la cantidad de individuos recolectados al incrementar el tiempo de esfuerzo (Fig. 26a, b). Fueron muy pocos los casos en los que la abundancia de individuos no incrementó considerablemente entre un tiempo de esfuerzo y el siguiente, *e.g.*, Concepción y Catarata (Fig. 26b)

Durante todo el estudio se registraron 55 taxa (Anexo 1), siendo Diptera, Trichoptera y Coleoptera los órdenes más diversos. Durante la primera fecha de muestreo se registraron 46 taxa y en la segunda 49. La mayor diversidad se encontró en los sitios localizados en bosque seguido de poblados y por último los cultivos. En la figura 27a y 27b se observa cómo incrementa en la mayoría de los casos el número de taxa con el tiempo de recolecta, en cada tipo de tratamiento y fecha de muestreo. Fueron muy pocos los sitios que mantuvieron una riqueza de taxa similar entre un tiempo de esfuerzo y el siguiente. El análisis de varianza de Kruskal-Wallis realizado reveló que no existe una diferencia significativa entre el número de taxa registrado con un esfuerzo de 10 min y 15 min ($p > 0.05$). Sin embargo, si hay diferencias significativas de la riqueza de taxa entre un esfuerzo de 5 y 10 min ($p < 0.05$); y entre 5 y 15 min ($p < 0.01$).

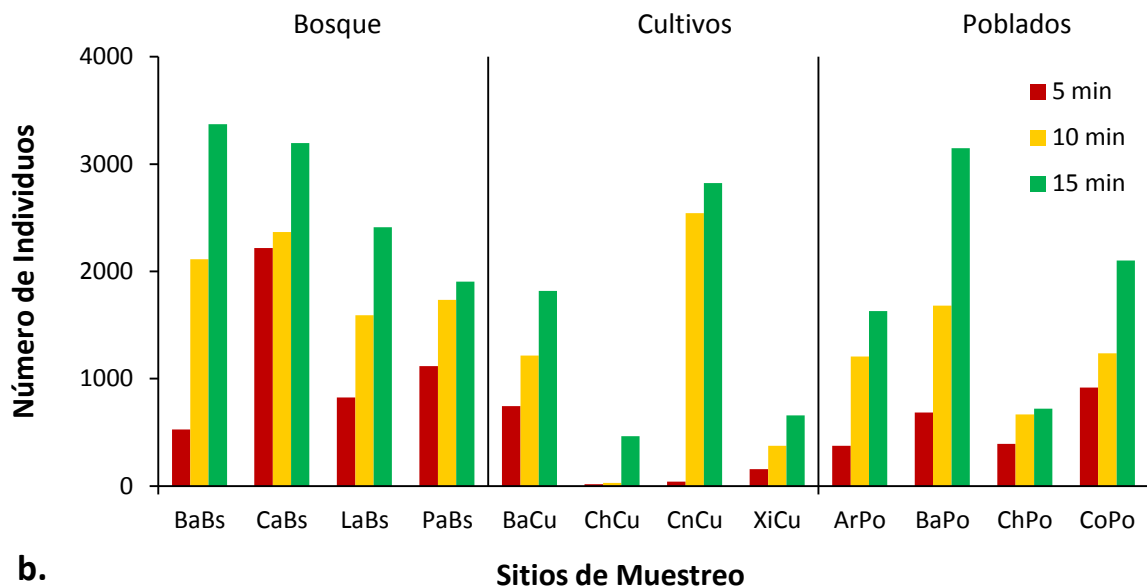
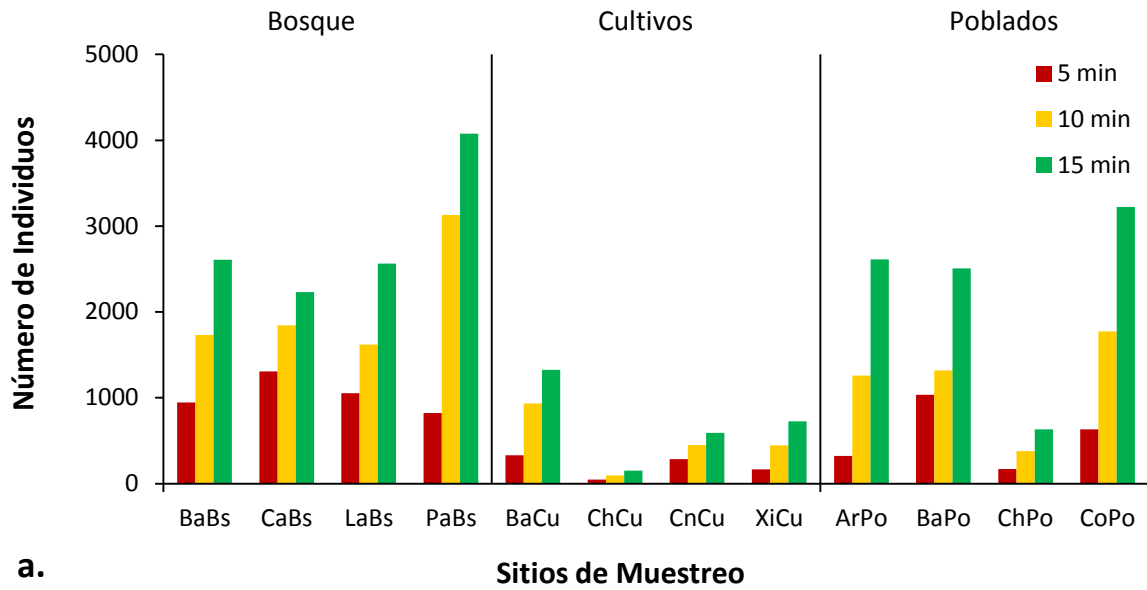


Fig. 26. Número total de individuos de macroinvertebrados acuáticos recolectados según el esfuerzo de muestreo en los doce sitios de estudio de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. (a) Febrero y (b) Abril. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs) Bosque, (Cu) Cultivo y (Po) Poblado.

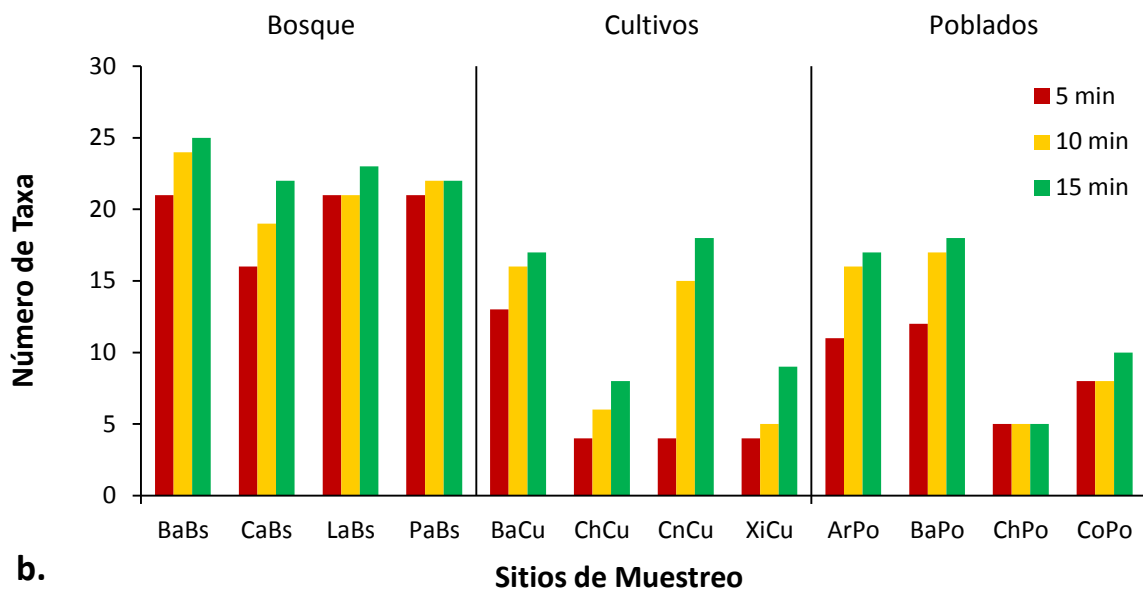
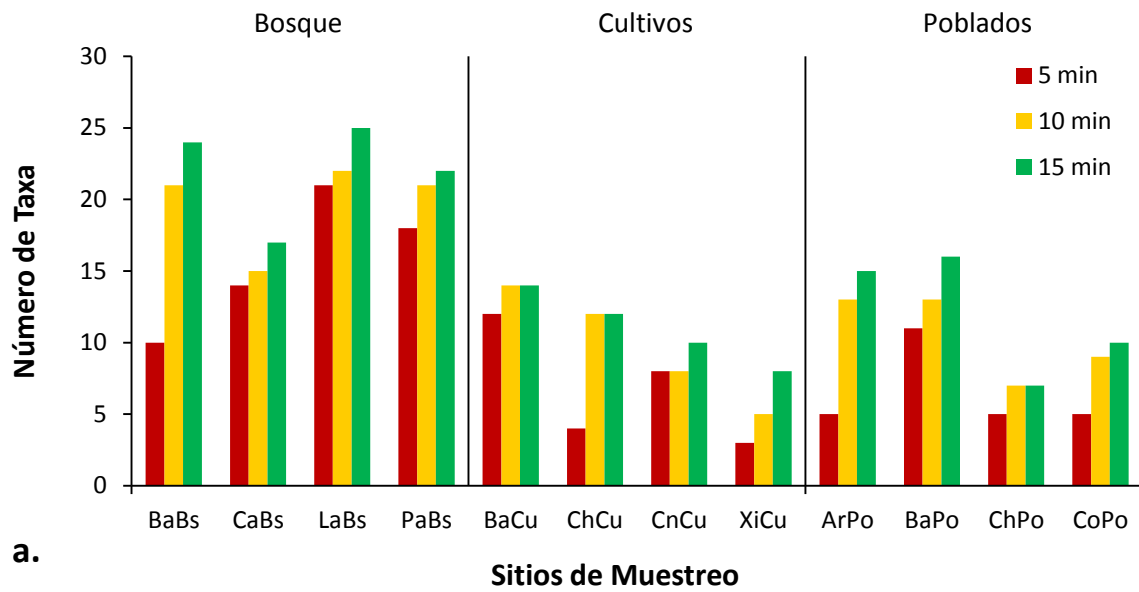


Fig. 27. Número total de taxa de macroinvertebrados acuáticos recolectados según el esfuerzo de muestreo en los doce sitios de estudio de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. (a) Febrero y (b) Abril. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs) Bosque, (Cu) Cultivo y (Po) Poblado.

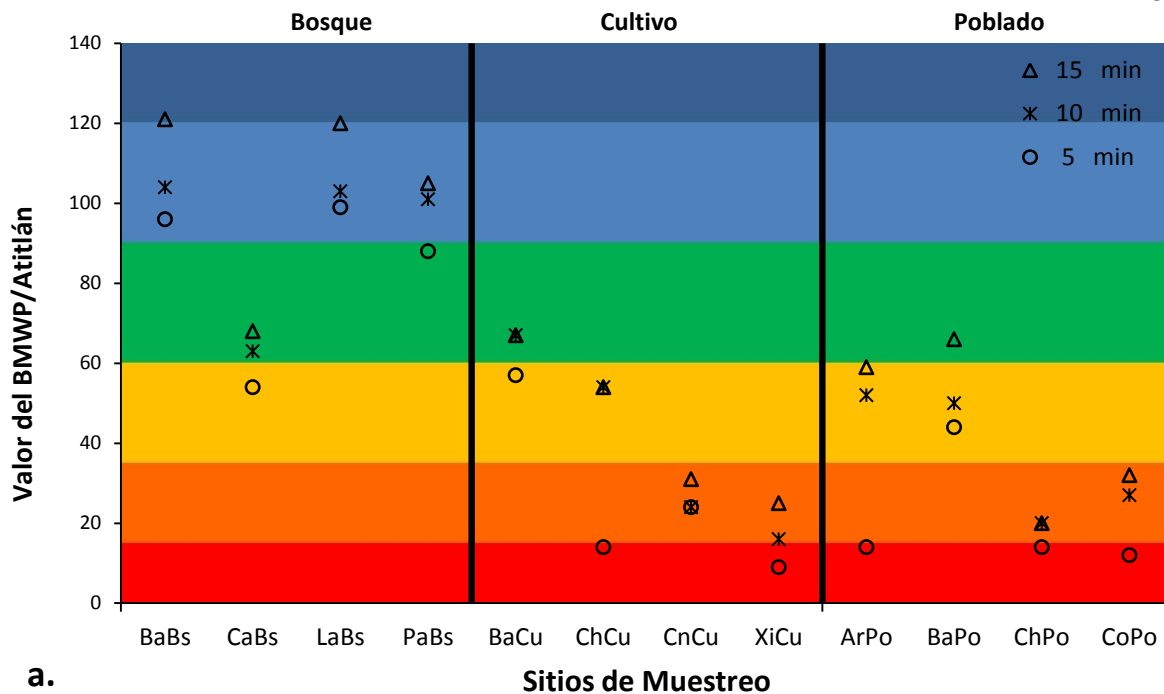
Valor del índice BMWP/Atitlán por esfuerzo

Los valores del índice BMWP/Atitlán clasificaron los sitios desde extremadamente contaminados (pésima calidad, color rojo) a sitios con contaminación moderada (calidad regular, color verde) (Cuadro 16). De la misma forma que la riqueza y abundancia, las categorías obtenidas del índice de calidad de agua BMWP/Atitlán variaron mucho al aumentar esfuerzo de recolecta (Fig. 28). Durante el primer muestreo el río Chicansanres (cultivo) y el río Argueta (poblado) fueron los sitios que mostraron la mayor variación (tres niveles) en cuanto a las categorías obtenidas. En el mes de abril solo el sitio del río Concepción (cultivo) fue el que mostró una variación de tres niveles. El resto de los sitios en ambas fechas se mantuvieron en la mayoría de los casos dentro de la misma categoría, a pesar de pequeñas variaciones del valor del índice BMWP/Atitlán.

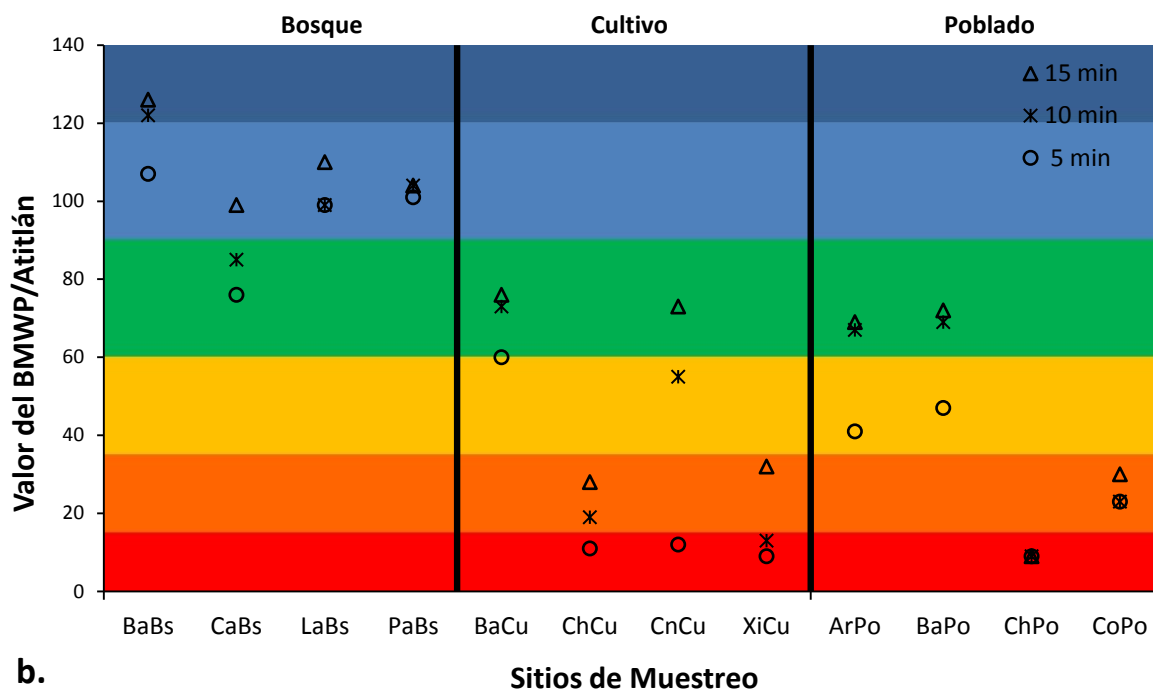
Cuadro 16. Valor promedio del BMWP/Atitlán para cada río de la cuenca del Lago de Atitlán por esfuerzo de muestreo. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá.

Esfuerzo	Bosque				Cultivo				Poblado			
	Ba	Ca	La	Pa	Ba	Ch	Cn	Xi	Ar	Ba	Ch	Co
5 min	102	65	99	95	59	13	18	9	28	46	12	18
10 min	113	74	101	103	70	37	40	15	60	60	15	25
15 min	124	84	115	105	72	41	52	29	64	69	15	31

Al igual que la riqueza de taxa, la mayor diferencia de los valores del Índice BMWP/Atitlán se dio entre los 5 min y los 15 min de esfuerzo de muestreo (Kruskal-Wallis, $p < 0.05$). Entre los 5 y 10 min no hubo diferencias significativas, así como entre los 10 y 15 min (Kruskal-Wallis, $p > 0.05$).



a.



b.

Fig. 28. Representación gráfica de los valores del índice BMWP/Atitlán de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán y tiempo de esfuerzo. (a) Febrero y (b) Abril. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (Bs) Bosque, (Cu) Cultivo y (Po) Poblado.

DISCUSIÓN

Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de los sitios de estudio en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala

El establecimiento de los macroinvertebrados acuáticos en ríos puede estar determinado por factores como: la disponibilidad de alimento, tipo de sustrato, descargas superficiales, caudal, corriente, velocidad, oxígeno disuelto, condiciones físicas y químicas, morfología y clasificación de los ríos, entre otras (Figuroa *et ál.* 2003, Oscoz *et ál.* 2006, Roldán & Ramírez 2008). La estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos de los ríos estudiados en la cuenca del Lago de Atitlán fue muy heterogénea, la riqueza de los taxa y la abundancia relativa diferían mucho entre los sitios. Esta variabilidad podría deberse a diversos factores ambientales y morfológicos, *e.g.*, los sitios estudiados eran ríos pequeños de primer y segundo orden, con velocidades de corriente moderadas, sustratos no muy gruesos y sus áreas de influencia estaban sometidas a diferentes condiciones de uso de la tierra.

No obstante, se considera que la velocidad de la corriente y el uso de la tierra son los factores más importantes para el establecimiento de la fauna acuática, pues determinan la distribución y tipo de alimento, el tipo de sustrato del lecho y las condiciones físico y químicas del río (Williams & Feltmate 1992, Merritt *et ál.* 2008, Roldán & Ramírez 2008). La alteración de las condiciones ecológicas en los ríos puede ocasionar la pérdida de ciertas especies en un área y la consecuente colonización de ésta, por individuos de otras especies, afectando así la abundancia y distribución de la comunidad de macroinvertebrados en la cuenca.

La alta abundancia de los macroinvertebrados acuáticos pertenecientes a los órdenes de Ephemeroptera, Diptera y Trichoptera en los sitios de estudio en la cuenca del Lago Atitlán, podría deberse a que las ninfas y las larvas presentan una diversa gama de adaptaciones a la vida acuática, encontrándose así en casi todos los tipos de cuerpos de

agua. Además, estos grupos tienen una gran diversidad de especies con una amplia variedad de rangos de tolerancia (Williams & Feltmate 1992, Jacobsen *et ál.* 2008, Merritt *et ál.* 2008, Springer 2010).

Los plecópteros y megalópteros fueron los únicos grupos de los macroinvertebrados acuáticos que no se recolectaron en los sitios de estudio de la cuenca del Lago de Atitlán. Los primeros se encuentran sobre todo en ríos con corriente fuerte y sustrato rocoso (Williams & Feltmate 1992, Stewart & Stark 2008, Froehlich 2009, Gutiérrez-Fonseca 2010). Los megalópteros son conocidos como especies euritópicas, se encuentran en ambientes con un amplio espectro de condiciones ambientales, se pueden encontrar en ríos, arroyos, lagos, lagunas, tanto en zonas bajas como de montaña, en aguas bien oxigenadas y claras como en ríos con cierta turbidez y con sustratos rocosos o limoso (Williams & Feltmate 1992, Flint *et ál.* 2008, Contreras-Ramos 2009). La ausencia de estos grupos en los sitios estudiados podría atribuirse al tipo de corriente y al tipo de sustrato. Además la distribución de ambos grupos también puede estar influenciada por ciertos factores tales como la química del agua, altitud, temperatura, tamaño del río, cobertura vegetal y tipo de sustrato (Contreras-Ramos 2009, Gutiérrez-Fonseca 2010). Cabe mencionar que estos dos grupos junto con Odonata, son los principales depredadores dentro del ensamble de los macroinvertebrados acuáticos (Peckarsky 1984, Jacobsen *et ál.* 2008, Gutiérrez-Fonseca 2010, Ramírez 2010b). Fox (1977) y Covich *et ál.* (1999) sugieren que al haber una mayor proporción de depredadores en ríos tropicales, se podrían reducir y controlar las densidades de otros grupos de macroinvertebrados acuáticos. Por lo que se considera que las altas densidades de los órdenes de Diptera y Ephemeroptera, pudo deberse a la baja abundancia de Odonata y la ausencia de Plecoptera y Megaloptera en los sitios de estudio.

La familia Chironomidae fue la más abundante de los dípteros, esto podría deberse a que las larvas de quironómidos tienen una alta capacidad de adaptarse a condiciones extremas tales como aguas con poca oxigenación, aguas con corriente moderada o lenta y donde hay un alto arrastre de sedimentos (Williams & Feltmate 1992, Merritt *et ál.* 2008,

Roldán & Ramírez 2008). En la cuenca del Lago de Atitlán hay serios problemas de contaminación orgánica y deterioro de la calidad del agua, por lo que era de esperarse una elevada cantidad de organismos pertenecientes a esta familia, y sobre todo en aquellos sitios que estaban localizados en cultivos y poblados.

Los ríos evaluados son principalmente de montaña, la variación altitudinal va desde los 1700 hasta los 2500 msnm por lo que era de esperarse que los géneros de *Baetis*, *Simulium* y *Calosopsyche* fueran los más abundantes, estos taxa están muy relacionados con la velocidad de la corriente y la concentración de oxígeno en los sitios, que en su mayoría no eran tan bajas. El orden Ephemeroptera (*Baetis*, Baetidae) es un grupo de macroinvertebrados acuáticos que tiende a ser dominante en este tipo de ríos, se caracterizan por ser de aguas frías, muy transparentes y bien oxigenadas (Williams & Feltmate 1992, Rosenberg & Resh 1993); estas condiciones se cumplían en la mayoría de los sitios evaluados excepto en aquellos ubicados en poblados. Simuliidae es una familia indicadora de aguas limpias y bien oxigenadas (Williams & Feltmate 1992, Coscarón-Arias 2009). *Simulium* fue muy abundante en sitios que tienen perturbaciones antrópicas mínimas como aquellos ubicados en bosque, esto se pudo confirmar con el Índice de Calidad de Agua calculado para esos sitios, el cual los ubica en una categoría de buena calidad. La familia Hydropsychidae tiene una gran diversidad de hábitats acuáticos, se pueden encontrar tanto en zonas de corrientes moderadas a rápidas, aguas frías y limpias como en situaciones totalmente contrarias (Bueno 2010, Springer 2010). *Calosopsyche* fue el género que presentó un mayor número de individuos en bosques, comparado con el resto de los tratamientos, esta abundancia posiblemente se debe a que son ríos en donde no hay perturbaciones antrópicas, *e.g.*, actividades agrícolas (Resh & Rosenberg 1984, Merritt *et ál.* 2008).

Las diferencias de la diversidad y abundancia entre los sitios están relacionadas con la calidad fisicoquímica del agua, la cual está relacionada directamente con el tipo de uso de la tierra. Aquellos puntos localizados en bosque fueron los que presentaron los valores más altos, pues las condiciones tanto ambientales como fisicoquímicas eran las mejores,

con cobertura boscosa, poca contaminación antrópica, mayor diversidad de sustratos y microhabitats (Figuroa *et ál.* 2003, Fenoglio *et ál.* 2004), condiciones que no se presentaban en el resto de los sitios. El río Argueta, Barreneché (Po) y Barreneché (Cu) presentaron valores intermedios de diversidad y abundancia. Esto pudo deberse a que se encuentran ubicados en la parte más alta de la cuenca y por lo tanto las aguas no están tan cargadas de contaminantes. Además, hay algunos parches de cobertura boscosa en los alrededores, los cuales podrían estar manteniendo la población de los adultos terrestres en la zona, y al mismo tiempo están suministrando materia orgánica (en forma de hojarasca y madera) a los organismos dentro del agua. Adicional a esto se debe mencionar que Barreneché (Po) está ubicado río abajo de una planta de tratamiento de aguas negras, la cual reduce el impacto de las descargas residuales sobre el punto de muestreo, disminuyendo así el impacto sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. El resto de los sitios de muestreo que están localizados en cultivos (Chicansanres, Xibalbay y Concepción) y en poblados (Chicansanres y Cojolyá) fueron los que presentaron los valores más bajos de diversidad y abundancia, esto como consecuencia del uso de plaguicidas en las zonas de influencia y por las descargas de aguas residuales sin tratar a los ríos (Anexo 12).

Con respecto a la composición trófica se esperarían según Vannote *et ál.* (1980), que en los ríos ubicados en la parte alta de la cuenca, los recolectores junto con los fragmentadores sean los grupos dominantes. Sitios como Barreneché (Bosque), La Labor y Panasacar que están en la parte alta de la cuenca concuerdan con lo predicho por el RCC (*River Continuum Concept*, Vannote *et ál.* 1980). No obstante, otros sitios de estudio que también están localizados en la parte alta de la cuenca no concuerdan con lo predicho por el RCC, *e.g.* Xibalbay, Chicansanres (cultivo), Concepción y Argueta. Esto podría deberse a que estos sitios, aún cuando están en la parte alta de la cuenca, presentan un alto grado de deterioro, ya que la zona de influencia está alterada con cultivos y zonas urbanas (Merritt *et ál.* 1984, Williams & Feltmate 1992, Oscoz *et ál.* 2006).

En los ríos de referencia se registró el mayor número de individuos de recolectores y fragmentadores, lo cual está directamente relacionado con el tipo de material que ingresa al sistema, que es sobre todo material alóctono grueso (hojas y ramas). Caso contrario ocurre en los cultivos y poblados, en donde la estructura de los grupos funcionales se vio afectada por el tamaño de las partículas que se encontraban suspendidas en el agua. La escasa presencia de árboles trae como consecuencia una baja entrada de material alóctono grueso y por lo tanto dependen principalmente de lo que se produce dentro del ecosistema y/o del material que ingresa superficialmente (Vannote *et ál.* 1980, Cairns & Pratt 1993, Fenoglio *et ál.* 2004). Los raspadores fueron el grupo funcional que dominó en sitios localizados en cultivos, esto pudo estar asociado a la presencia de perifiton, pues al haber un mayor ingreso de nutrientes (nitratos y fosfatos) por la escorrentía superficial desde los campos de cultivo y una alta radiación solar por la falta de cobertura vegetal en las riberas, se incrementa este tipo de microbiota y por consiguiente la disponibilidad de alimento para organismos raspadores (Williams & Feltmate 1992). En ríos localizados en poblados las aguas residuales y pluviales son las principales fuentes de ingreso de materia al río. Estas contienen grandes cantidades de materia orgánica fina, que deterioran considerablemente la calidad del ecosistema, por lo que aumenta la cantidad de organismos recolectores (dípteros) y detritívoros (oligoquetos) en este tipo de ríos (Vannote *et ál.* 1980, Cairns & Pratt 1993, Oscoz *et ál.* 2006).

En el análisis de correspondencia canónica, los sitios de referencia muestran una clara tendencia de separación de los sitios perturbados en función a la composición de la comunidad bentónica. Los sitios dominados por taxa sensibles a efectos de perturbación como los efemerópteros (Leptophlebiae, Leptohyphidae), tricópteros (Polycentropodidae, Hydrobiosidae) se separan de los sitios perturbados, los cuales están representados por grupos tolerantes como Oligochaeta, Physidae, Muscidae, Ephydridae y Chironomidae.

Analizando por separado las variables fisicoquímicas, se observó que el oxígeno disuelto y la temperatura eran inversamente proporcionales. Los sitios de referencia presentaron los valores más bajos de temperatura y concentraciones de oxígeno altas. En los sitios alterados sucedió lo contrario, posiblemente la razón haya sido la falta de cobertura boscosa sobre el cauce (Wooda *et ál.* 2001, Segnini *et ál.* 2009). Otros factores que pudieron disminuir la concentración de oxígeno e incrementar la temperatura en los sitios alterados, fueron las altas descargas de aguas residuales en los cauces del río, malas prácticas de conservación de suelos y mala disposición de los desechos sólidos (CONAP 2007, Roldán & Ramírez 2008). De la misma forma, estas actividades no sólo afectaron el oxígeno y la temperatura sino que afectaron otras variables fisicoquímicas tales como la demanda bioquímica de oxígeno, la concentración de sólidos disueltos totales, la conductividad, la turbidez y en algunos casos el pH. Los valores más altos de estas variables se registraron en los sitios perturbados, como se demuestra con los análisis realizados, en especial el de componentes principales y de correspondencias canónicas.

Los nitratos y fosfatos son sustancias que se originan de una gran variedad de fuentes, sin embargo, en el área de estudio la principal fuente es por el uso de fertilizantes, productos de limpieza y por vertidos de aguas residuales (Roldan & Ramírez 2008, APHA 2005). No obstante en la mayoría de los ríos muestreados los valores de nitratos y fosfato fueron relativamente bajos, aún cuando en la cuenca del Lago de Atitlán existe una alta presión por actividades agrícolas y domésticas. Esto pudo deberse a la presencia de perifiton que retiene altas cantidades de nutrientes (Roldán & Ramírez 2008). Comparando entre sí los tratamientos, los sitios de referencia fueron los que presentaron las concentraciones de nutrientes más bajas en comparación a cultivos y poblados, por lo que en estos sitios es probable que la contaminación por este tipo de actividades sea mínima.

Uso de macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de calidad del agua de la cuenca del Lago Atitlán, Guatemala

Los resultados del ACP mostraron que el oxígeno junto con la calidad de hábitat fueron las variables que más contribuyeron a la formación del primer componente y son las responsables del gradiente ambiental que ordena los sitios del primer eje. Sin embargo, la calidad de hábitat fue la variable que mejor explicó la variación de los sitios de estudio, dado que presentó una alta correlación positiva con el oxígeno y la humedad, y negativa con el resto de las variables. Esto indica que los sitios ubicados en zonas boscosas presentan mejor calidad ecológica que los sitios asociados a poblados y cultivos (Alba-Tercedor *et ál.* 2002, Paredes *et ál.* 2005). El grado de deterioro de los sitios perturbados es el reflejo del impacto por actividades humanas que se ha venido desarrollando e intensificando por muchos años en las zonas aledañas a las márgenes de su cauce (Bonada *et ál.* 2006a, Munné & Prat 2009, Segnini *et ál.* 2009).

Los resultados de los índices biológicos, de calidad de hábitat y de agua mostraron en función a la contaminación que hay diferencias entre los sitios de referencia y los sitios con cierto grado de perturbación. Esto puede atribuirse al hecho de que los sitios localizados en poblados y cultivos están sometidos a diversos tipos de impactos generados por el aumento de los asentamientos humanos, la expansión e intensificación de la agricultura, uso de productos químicos, modificación del cauce, deforestación, quema de la vegetación en las zonas ribereñas, descarga directa de aguas negras, entre otras; lo cual determina la distribución y estructura de los macroinvertebrados acuáticos (Paredes *et ál.* 2005, Bonada *et ál.* 2006a, Munné & Prat 2011).

Los índices BMWP-CR, BMWP/Col, RBP e ICA respondieron bien al gradiente de perturbación al cual están sometidos los sitios evaluados, los resultados fueron muy semejantes y con un alto grado de correlación linear entre ellos (Rico *et ál.* 1992, Bonada *et ál.* 2006a). Sin embargo, hubo una pequeña variación entre los primeros dos índices y el último, los índices biológicos clasificaron los sitios de estudio en varias categorías, *e.g.* los

sitios de bosque con excelente a buena calidad y los sitios de cultivos y poblados desde calidad regular a pésima. En cambio el ICA clasificó los sitios sólo en tres categorías, buena (bosque), regular (cultivos) y mala calidad (poblados). Las diferencias entre estos índices puede deberse a que el índice de calidad de agua considera primordialmente las condiciones físicas y químicas del agua en el momento en que fueron tomadas. El ICA no considera otras perturbaciones difusas que alteran la calidad del agua, como el mal uso de agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas), malas prácticas de conservación de suelos, tala ilegal de árboles, mala disposición de los desechos sólidos, entre otras (Bonilla *et ál.* 2010).

El índice IBF-SV subestimó la calidad del agua de los sitios evaluados, ya que los sitios de referencia los clasificó como sitios de calidad de agua regular pobre a muy pobre. Una posible razón puede ser el hecho de que el IBF sea más sensible a perturbaciones ambientales, pues se basa en la abundancia relativa de cada grupo taxonómico encontrado (Hilsenhoff 1988, Figueroa *et ál.* 2003). Y debido a la alta abundancia de individuos de las familias Chironomidae, Baetidae y Simuliidae en los sitios evaluados los resultados del IBF-SV clasificaron los sitios de estudio como ríos de calidad pobre.

Al elegir un método biológico para evaluar la calidad del agua se deben de tener en cuenta dos consideraciones: primero, la exactitud y precisión, es decir, el ajuste de los resultados obtenidos a la condición real que se está estudiado, y segundo, la viabilidad y simplicidad en el uso y aplicación del método (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Rico *et ál.* 1992, Figueroa *et ál.* 2003, Bonada *et ál.* 2006a).

La adaptación de un índice que ha sido desarrollado para otra región geográfica requiere de la modificación de los puntajes de tolerancia para algunas de las familias consideradas en el cálculo del índice. Los valores asignados a algunas de estas familias, no necesariamente reflejan la situación actual observada en los cuerpos de agua estudiados (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Junqueira & Campos 1998), esto debido a las diferentes familias presentes en cada región y a los distintos niveles de tolerancia, por lo

que el valor de la familia debe ser adaptado al taxa más tolerante dentro de la familia. Adicional a esto en algunos casos se requiere la incorporación de nuevas familias, no presentes en la región del índice original, para asegurar una mejor determinación de la calidad del agua (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Junqueira & Campos 1998, Roldán 1999, Muñoz *et ál.* 2005, Mugnai *et ál.* 2008).

Algunos valores de tolerancia definidos en el BMWP/Atitlán son diferentes a los establecidos en el BMWP-CR, *e.g.*, Baetidae (Ephemeroptera), Simuliidae, Psychodidae (Diptera), Scirtidae, Staphilinidae (Coleoptera), Pisidiidae (Veneroidea) y Planorbidae (Basommatophora). A las primeras tres familias se les bajó la puntuación de tolerancia, dado que se encontraron muy abundantes en ríos con una alta alteración y a las familias restantes se les subió la puntuación, ya que solo se encontraron en sitios con poca alteración. Estos puntajes fueron determinados con base a la distribución de las abundancias de los individuos en cada grupo taxonómico, a los valores de los parámetros fisicoquímicos, a las características del hábitat, a los análisis multivariados realizados y la experiencia en el campo.

Los resultados obtenidos del cálculo del índice BMWP/Atitlán oscilaron entre un ámbito de excelente a pésima calidad. Estas diferencias pueden estar asociadas tanto a los cambios físicos (*e.g.*, tipo de substrato, velocidad de la corriente, profundidad) como químicos (*e.g.*, aporte difuso de nutrientes, metales pesados, plaguicidas), que tienen como consecuencia la alteración de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, así como el empobrecimiento de la macrofauna (Roldán 1999, Paredes *et ál.* 2005).

Dentro de los tratamientos se observaron algunas diferencias con respecto al valor del BMWP/Atitlán. El río la Catarata que se encuentra dentro de la Reserva Natural de San Buenaventura, obtuvo el valor más bajo dentro del tratamiento de bosque, esto porque se encuentra ubicado en la parte más baja de la cuenca y que está río abajo del casco urbano de Sololá y del sitio de muestreo de Cojolyá (CoPo). No obstante, se observó un

incremento de la calidad del agua; *e.g.*, río Cojolyá (BMWP/Atitlán 31, calidad muy mala) y río La Catarata (BMWP/Atitlán 84, calidad regular), este aumento del valor de la calidad del agua pudo deberse a que las condiciones ambientales y de hábitat mejoran en el sitio de estudio.

En el caso de los sitios localizados en los poblados las diferencias se observaron entre los sitios de Barreneché y Argueta (calidad regular) y los sitios de Cojolyá y Chicansanres (calidad muy mala y pésima, respectivamente). Estas diferencias podrían deberse a que los dos primeros sitios se encuentran en la parte más alta de la cuenca y los otros en la parte baja; la calidad del agua disminuye en los sitios ubicados en la parte baja debido al efecto de aditivo de contaminantes o desechos orgánicos río arriba. De todos los sitios ubicados en poblados el río Barreneché fue el que presentó la mejor calidad, en el sitio existe una planta de tratamiento, por lo que el impacto por descargas de aguas residuales no es tan alto. Las descargas residuales en el resto de los sitios son menores y más difusas, excepto en Chicansanres, donde en el momento de la recolecta se estaba construyendo una planta de tratamiento, por lo que las aguas negras recolectadas eran descargadas directamente al río sin previo tratamiento, alterando así de manera drástica la calidad del agua (Paredes *et ál.* 2005). En resumen se podría decir que el índice BMWP/Atitlán demostró tener una buena capacidad para la detección de diferentes tipos de impacto ambiental asociados con la contaminación orgánica, la deforestación y actividades de origen antropogénico (Muñoz *et ál.* 2005).

Para proponer el uso extendido del BMWP/Atitlán en los ríos de la Cuenca del Lago de Atitlán o en regiones que cumplan con la clasificación de Bosque de Montaña, Bosque Montano o Bosque de pino-encino (CONAP 2008), es necesario validarlo. Si se cuenta con otros índices diseñados para sitios parecidos en la misma región, puede hacerse la validación del índice propuesto con base en la correlación que muestre con el índice ya probado (Roldán 1999, Alba-Tercedor *et ál.* 2002, Muñoz *et ál.* 2005, Mugnai *et ál.* 2008, Segnini *et ál.* 2009, Munné & Prat 2011). En el caso de Guatemala que no se cuenta con otros índices, la opción fue buscar las relaciones entre índices que miden la calidad

ambiental a través de análisis de correlación y de regresión entre el Índice de calidad del hábitat y un índice de calidad del agua para analizar la sensibilidad del Índice BMWP/Atitlán.

De los resultados obtenidos con los diferentes índices calculados (BMWP/Atitlán, BMWP-CP, BMWP/Col., ICA, RBP); se puede decir que la clasificación de los sitios de acuerdo a la calidad del agua generada con el BMWP/Atitlán está asociada al mismo gradiente de condiciones de calidad ambiental detectado en el ACP, el análisis de correlación de Pearson y el análisis de regresión lineal. El índice BMWP/Atitlán demostró ser sensible a las variaciones de la calidad de las aguas y a los diferentes grados de alteración (*e.g.*, sitios de referencia vs impactados; bosque vs poblados y cultivos) (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega 1988, Bonada *et ál.* 2006a, Segnini *et ál.* 2009, Munné & Prat 2009, 2011). Por lo tanto se considera que es una herramienta adecuada para evaluar la calidad ecológica de los ríos.

Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de taxa de macroinvertebrados acuáticos y los cambios en el índice BMWP/Atitlán

La riqueza de taxa es una importante expresión de la complejidad de una comunidad. En estudios que evalúan la calidad del agua se utiliza esta medida para hacer comparaciones entre sitios, con el fin de contestar a la pregunta si las comunidades difieren entre sí (*e.g.*, sitios a evaluar vs sitios de referencia) (Courtemanch 1996, Vinson & Hawkins 1996, Barbour *et ál.* 1999, Bonada *et ál.* 2002). En este estudio el que exista una diferencia entre la riqueza de taxa y la abundancia de macroinvertebrados acuáticos según el esfuerzo de muestreo, puede ser explicado por lo siguiente. 1) A mayor tiempo de recolecta mayor es el área muestreada, y por consiguiente se incluyen una mayor diversidad de sustratos o microhabitats. Los taxa en una comunidad se distribuyen en proporciones desiguales (Williams & Felmate 1992, Johnson *et ál.* 1993, Death & Winterbourn 1995, Courtemanch 1996, Paaby *et ál.* 1998), esto se debe en gran parte a que tienen diferentes nichos ecológicos, encontrándose así más abundantes en ciertos

microhabitats que en otros. Por ejemplo, en un paquete de hojas la diversidad de taxa es mayor en comparación a un banco de arena (Maue & Springer 2008), y la probabilidad de incluir paquetes de hojas, y por consiguiente nuevos taxa, será más alta al aumentar el tiempo y área de muestreo (Courtemanch 1996, Bonada *et ál.* 2002). 2) La alta abundancia y densidad de organismos en una comunidad también afecta la riqueza de taxa de una muestra, porque es posible recolectar un alto número de individuos sin acumular muchas especies (Resh & Rosenberg 1984, Townsend 1989, Courtemanch 1996). Por ejemplo, en un río alterado puede haber por unidad de muestreo una alta densidad de organismos tolerantes a perturbaciones, mas no una alta riqueza de taxa (Townsend 1989, Williams & Felmate 1992, Courtemanch 1996).

Algo más que se debe de considerar son las especies raras. Un taxón es considerado raro si su abundancia relativa es baja en una comunidad. Los taxa raros pueden ser componentes principales en la integridad de una comunidad debido a que algunos tienen nichos especializados y/o tolerancia a ciertas perturbaciones. Las especies raras, aunque son poco abundantes y frecuentes, pueden ser la clave para determinar los efectos de las perturbaciones a un nivel más detallado, normalmente están caracterizados por presentar rangos ecológicos muy determinados (Cao *et ál.* 2001, Bonada *et ál.* 2002, Stein *et ál.* 2008). En este caso, si bien no existe diferencias significativas entre el esfuerzo de 10 y 15 min, los pequeños cambios del valor total del índice BMWP/Atitlán con el tiempo de esfuerzo, se podría atribuir a los taxa raros. Los individuos que son recolectados en los siguientes 5 min, podrían contener aquellos taxones raros que incrementarían el valor del índice biológico, *e.g.*, Cordulegastridae (puntuación de 8, familia bastante rara y no muy abundante) (Courtemanch 1996, Cao & Williams 1999, Bonada *et ál.* 2002, Springer *et ál.* 2010).

El valor del índice BMWP/Atitlán incrementó al aumentar el tiempo de muestreo en los doce sitios de estudio, sin embargo, no afectó el nivel o categoría de calidad de agua de los sitios en la mayoría de los casos. Esto se pudo observar en ocho sitios de muestreo (CaBs, LaBs, PaBs, BaCu, ChCu, CnCu, ChPo y CoPo), los cuales mantuvieron la misma

categoría de calidad de agua, a pesar que el valor del índice no era el mismo y el esfuerzo de muestreo era diferente. Por lo tanto, como no hay una diferencia significativa en el cálculo del Índice BMWP/Atitlán y de la riqueza de taxa registrada con un esfuerzo de muestreo de 10 y 15 minutos, se podrá disminuir el tiempo de muestreo por sitio. Esta reducción de tiempo también reducirá el tiempo que se invierta en la separación e identificación del material en el laboratorio (Paaby *et ál.* 1998, Maue & Springer 2008, Stein *et ál.* 2008), ya que por cada submuestra recolectada se dura aproximadamente de 1 a 7 horas de esfuerzo. Sin embargo, para asegurar que se obtendrá una muestra representativa de cada sitio de estudio, se deberá mantener el mismo número de submuestras (tres) e incluir la mayor cantidad de microhabitats posibles durante el muestreo.

El muestreo de macroinvertebrados acuáticos con red D tiene el inconveniente de que, durante la recolecta de una submuestras de 5 minutos, tiende a acumularse dentro de la red una gran cantidad de material como hojarasca, arena y piedras (Wantzen & Rueda-Delgado 2009, Ramírez 2010a, Sermeño *et ál.* 2010b). La acumulación de este material crea un reflujó interno, ocasionando así que se pierda parte del material y por consiguiente algunos organismos recolectados (Wantzen & Rueda-Delgado 2009, Ramírez 2010a). Es por esto que se recomienda hacer tres submuestras, para poder reducir la cantidad de material recolectado y evitar pérdida de organismos (Maue & Springer 2008).

Finalmente, se puede decir que los cambios en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad de agua en la cuenca del Lago de Atitlán se deben principalmente al uso de la tierra y a problemas de saneamiento, que en los últimos años van en aumento, junto con el crecimiento poblacional. Estas actividades eventualmente tendrán un impacto muy negativo sobre el Lago de Atitlán, porque al ser una cuenca endorreica se incrementará la tasa de eutrofización, afectando la diversidad de la región pero sobre todo la calidad de vida de los habitantes de la zona. A pesar que AMSCLAE tiene la responsabilidad explícita de coordinar y fomentar el manejo sanitario del área, no tiene todas las facultades para que el manejo sanitario sea una realidad. En

este sentido se espera que el establecimiento de redes de alcantarillado, ampliación y mejoramiento de tres plantas de tratamiento, construcción de 17 nuevas y de 11 lagunas de oxidación para beneficios cafetaleros, ayude a reducir la contaminación en los cuerpos de agua superficiales de la cuenca y así mantener la integridad ecológica y ambiental de la región.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Se encontró una mayor proporción en densidad y riqueza de grupos intolerantes en sitios de referencia respecto a los sitios perturbados, por el contrario los grupos tolerantes como Chironomidae (dípteros) y oligoquetos dominaron significativamente en sitios perturbados. Esta variabilidad está relacionada principalmente con el tipo de uso del suelo, así como con el tipo de sustrato y disponibilidad de microhabitats.

Las descargas de aguas residuales, el mal uso de agroquímicos (fertilizantes y plaguicidas), malas prácticas de conservación de suelos, tala ilegal de árboles y mala disposición de los desechos sólidos, son las principales actividades que afectan la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán.

Los parámetros fisicoquímicos y el Índice de calidad de agua indicaron que la calidad del agua de los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán durante el estudio se encontraba entre buena a mala, dependiendo del uso de la tierra. En los sitios de referencia la calidad del agua fue buena, pues las perturbaciones antrópicas son mínimas. En cambio los puntos de muestreo ubicados en los cultivos y en poblados fueron los que presentaron mayor grado de contaminación por lo que el índice indicó una calidad que va de regular a mala, respectivamente.

Los análisis multivariados mostraron que la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados pueden servir como indicador de perturbación antropogénica. Lo cual nos sugiere que para futuros trabajos de bioevaluación en la cuenca se deben desarrollar estudios adicionales que permitan evaluar experimentalmente la tolerancia de taxa locales frente a otro tipo de contaminantes.

De acuerdo al índice BMWP/Atitlán los sitios de referencia obtuvieron una clasificación de excelente (>120), buena (91 – 120) y regular (61 - 90). De los sitios perturbados tres obtuvieron una clasificación de calidad regular (61 - 90), dos de mala (36-60), dos de muy mala (16 – 35) y uno de pésima (<16).

La selección de modificar el índice BMWP fue sobre todo por su fácil aplicación, no requiere identificar más que a nivel de familia y además exhiben un buen nivel costo-beneficio. Sin embargo, se recomienda que los métodos biológicos sean complementados con análisis físico-químicos, pues la integración de ambos métodos permite generar mejores estrategias de monitoreo.

La metodología propuesta en este estudio, para el cálculo del índice BMWP/Atitlán, la convierte en una excelente herramienta para determinar la calidad de agua y el grado de degradación ambiental de los cuerpos de agua lóticos de la cuenca del Lago de Atitlán. Además permitirá establecer mejores criterios en la toma de decisiones sobre la conservación y manejo de los recursos acuáticos en Guatemala.

El BMWP/Atitlán funcionará de manera correcta siempre y cuando sea aplicado en épocas que no haya eventos extremos (derrumbes, terremotos, temporales, estiaje, etc), estos eventos pueden cambiar la composición y estructura de la comunidad del sitio a evaluar. El uso en otras cuencas debe realizarse con precaución debido a que pueden existir factores diferentes que pueden afectar a las comunidades acuáticas.

El índice BMWP/Atitlán no se ve afectado por la abundancia de organismos recolectados, pero sí, por la riqueza de taxa. Por lo tanto, es muy importante que el muestreo a realizar sea estructurado de tal forma que incluya la mayor cantidad de microhabitats posibles y así garantizar que se registrará la mayor cantidad de taxa.

El estudio mostró que no hay diferencias significativas en cuanto al esfuerzo de muestreo, por lo que el tiempo mínimo de recolecta puede ser de 10 minutos, siempre y cuando se tomen tres submuestras. El reducir el tiempo de esfuerzo en el campo también reducirá el tiempo que se invierta en la separación e identificación del material en el laboratorio.

Para estudios de biomonitorio en ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, el método de recolecta con red D se considera adecuado. Sin embargo, se debe de tomar en cuenta la experiencia del investigador, porque puede afectar enormemente la determinación del estado ecológico del cuerpo de agua. Por lo tanto, se requiere que el investigador o las personas involucradas tengan un mínimo de conocimiento y experiencia, tales como: los principales grupos de macroinvertebrados acuáticos a recolectar y sus diferentes estadios (larvas, ninfas, pupas y adultos); los diferentes tipos de sustratos que deberían ser muestreados; el diseño y método de recolecta, así como sus ventajas y desventajas, entre otros.

Finalmente, se recomienda realizar más estudios sobre la ecología de las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos y/o estudios que evalúen experimentalmente el nivel de tolerancia de los taxa locales frente a otros tipos de contaminantes, con el fin de determinar con mayor certeza su capacidad de bioindicación en la zona o en el país.

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4: 51-56.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, España 2: 203-213.
- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuéllar, M. Álvarez, [et ál.]. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica* 21: 175-185.
- APHA, AWWA & WEF. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. American Water Works Association. Water Environment Federation. United Book Press, Maryland, EEUU.
- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17: 333-347.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, EEUU.
- Bonada, N., N. Prat, A. Munné [et ál.]. 2002. Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. *Limnetica* 21: 13-33.
- Bonada, N., H. Dallas, Ma. Rieradevall, N. Prat & J. Day. 2006a. A comparison of rapid bioassessment protocols used in 2 regions with mediterranean climates, the Iberian Peninsula and South Africa. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 25: 487-500.

- Bonada, N., N. Prat, V. Resh & B. Statzner. 2006b. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495-523.
- Bonilla, B., F. Carranza, J. Flores, C. Gonzáles, A. Arias & J. Chávez. 2010. Metodología analítica para la determinación del índice de calidad del agua (ICA). Editorial Universitaria, San Salvador, El Salvador.
- Brower, J.E., J.H. Zar & C.N. von Ende. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. WCB McGraw-Hill Companies, Massachusetts, EEUU.
- Bueno, J. 2010. Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México. Universidad Nacional Autónoma de México, México, México.
- Bunn, S.E., D.H. Edward & N.R. Loneragan. 1986. Spatial and temporal variation in the macroinvertebrate fauna of stream of the northern jarrah forest. Western Australia: community structure. *Freshwater Biol.* 16: 67-91.
- Cairns, J. & J. Pratt. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates, p. 10-27. *In* D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Nueva York, EEUU.
- Cao, Y. & D.D. Williams. 1999. Rare species are important in bioassessment (Reply to the comment by Marchant). *Limnol. Oceanogr.* 44: 1840-1841.
- Cao, Y., D.P. Larsen & R. Thorne. 2001. Rare species in multivariate analysis for bioassessment: some considerations. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 144-153.
- Castellanos, E., N. Girón, M. Álvarez, M. López & M. España. 2002. Calidad del agua del Lago de Atitlán, Guatemala. Universidad del Valle de Guatemala (UVG), Guatemala, Guatemala.

- Chadd, R. 2010. Assessment of aquatic invertebrates, p. 63-72. *In* C. Hurford, M. Schneider & I. Cowx (eds.). Conservation monitoring in freshwater habitats. A practical guide and case studies. Springer Science, Nueva York, EEUU.
- Chutter, F.M. 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Res.* 6: 19-30.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas -CONAP- 2007. Plan maestro de la reserva de uso múltiple cuenca del Lago de Atitlán. Serviprensa, S.A, Guatemala, Guatemala.
- Consejo Nacional de Áreas Protegidas -CONAP- 2008. Guatemala y su biodiversidad. Un enfoque histórico, cultural, biológico y económico. Serviprensa, S.A, Guatemala, Guatemala.
- Contreras-Ramos, A. 2009. Megaloptera, p. 233-245. *In* E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Coscarón-Arias, C. 2009. Diptera. Simuliidae, p. 265-381. *In* E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Courtemanch, D.L. 1996. Commentary on the subsampling procedures used for rapid bioassessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 381-385.
- Covich, A., M. Palmer & T. Crowl. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience* 49: 119-127.
- De la Lanza, G. 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores, p. 17-41. *In* G. De la Lanza, S. Hernández & J. Carbajal (eds.). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdés, S. A. de C.V., México, México.

- Death, R.G. & M.J. Winterbourn. 1995. Diversity patterns in stream benthic invertebrate community: the influence of habitat stability. *Ecology* 5: 1446-1460.
- Fenoglio, S., T. Bo & M. Cucco. 2004. Small-scale macroinvertebrate distribution in a riffle of a neotropical rainforest stream (Río Bartola, Nicaragua). *Caribbean J. Sci.* 40: 253-257.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya & O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 76: 275-285.
- Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz & X. Niell. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: Río Chillán, VIII Región. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 80: 225-242.
- Flint, O., H. Neunzig & E. Evans. 2008. Megaloptera and Aquatic Neuroptera, p. 425-437. *In* R. Merritt, K.W. Cummins & M.B. Berg (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, EEUU.
- Fox, L.R. 1977. Species richness in streams - an alternative mechanism. *Am. Nat.* 111: 1017-1021.
- Froehlich, C. 2009. Plecoptera, p. 145-165. *In* E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Ghetti, P.F. 1997. Manuale di applicazione dell'indice biotico esteso. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Provincia Autonoma di Trento, Italia.
- Guerrero, C., M. Vidal, M. Suárez, R. Gómez & M. Ortega. 2004. Estructura de tamaño de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en un río de características semiáridas durante el estiaje (Río Chícamo, S.E. España). *Limnetica* 23: 37-56.

- Gutiérrez-Fonseca, P. 2010. Plecoptera, p. 139-1748. *In* M. Springer, A. Ramírez & P. Hanson (eds.). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Supl 4).
- Hilsenhoff, W.L. 1977. Use of arthropods to evaluate water quality of streams. *Wis. Dep. Nat. Resour. Tech. Bull.* 100: 1-15.
- Hilsenhoff, W.L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomol.* 20: 31-39.
- Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 7: 65-68.
- Horn, H.S. 1966. Measurement of overlap in comparative ecological studies. *Amer. Nat.* 100: 419-424.
- Jacobsen, D., R. Schultz & A. Escalada. 1997. Structure and diversity of stream invertebrate assemblage: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biol.* 38: 247-261.
- Jacobsen, D., C. Cressa, J. Mathooko & M. Dudgeon. 2008. Macroinvertebrates: Composition, life histories and production, p. 65-105. *In* M. Dudgeon (ed.). *Tropical stream ecology*. Elsevier Inc. Academic Press, London, Reino Unido.
- Johnson, R.K., T. Wiederholm & D.M. Rosenberg. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates, p. 40-157. *In* D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Nueva York, EEUU.
- Junqueira, V.M. & S.C. Campos. 1998. Adaptation of the "BMWP" method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 10: 125-135.
- Legendre P. & L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science B.V., Québec, Canadá.

- Mandaville, S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters-taxa tolerance values, metrics and protocols. Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, EEUU.
- Margalef, R. 1974. Ecología. Omega, Barcelona, España.
- Maue, T. & M. Springer. 2008. Effect of methodology and sampling time on the taxa richness of aquatic macroinvertebrates and subsequent changes in the water quality index from three tropical rivers, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 56: 257-271.
- Merritt, R.W., K.W. Cummins & M.B. Berg. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, EEUU.
- Merritt, R.W., K.W. Cummins & T.M. Burton. 1984. The role of aquatic insects in the processing and cycling of nutrients, p. 134-163. *In* V. H. Resh & D. M. Rosenberg (eds). The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, Nueva York, EEUU.
- MINAE-S. 2007. Decreto N° 33903. Reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de aguas superficiales. La Gaceta 178. San José, Costa Rica.
- Molina, C., F. Gibon, J. Pinto & C. Rosales. 2008. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la cordillera real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecol. Apl.* 7: 105-116.
- Mugnai, R., R.B. Oliveira, A. do Lago & D.F. Baptista. 2008. Adaptation of the índice biótico esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. *Trop. Zool.* 21: 57-74.
- Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada & M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 13: 147-163.
- Munné, A. & N. Prat. 2009. Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in spanish mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628: 203-225.

- Munné, A. & N. Prat. 2011. Effects of mediterranean climate annual variability on stream biological quality assessment using macroinvertebrate communities. *Ecol. Indic.* 11: 651-662.
- Muñoz S., C. Naranjo, G. Garcés, D. González & Y. Musle. 2005. Macroinvertebrados bioindicadores de la calidad del agua en Cuba. ISBN 959-250-156-4. (También disponible en línea: www.dama.gov.co).
- Odum, E.D. 1971. *Ecología*. Nueva Edit. Interamericana, México, México.
- Oscoz, J., F. Campos & M.C. Escala. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica* 25: 683-692.
- Paaby, P., A. Ramírez & C.M. Pringle. 1998. The benthic macroinvertebrate community in Caribbean Costa Rican streams and the effect of two sampling methods. *Rev. Biol. Trop.* 46: 185-199.
- Paredes, C., J. Iannacone & L. Alvarino. 2005. Uso de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el Río Rímac, Lima - Callao, Perú. *Rev. Col. Ento.* 31: 219-225.
- Pardo, I., M. Álvarez, J. Casas [et ál.]. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21: 115-133.
- Peckarsky, B. 1984. Predator – prey interactions among aquatic insects, p. 196-254. *In* V. H. Resh & D. M. Rosenberg (eds). *The ecology of aquatic insects*. Praeger Publishers, Nueva York, EEUU.
- Peréz, D., L. Cervantes, J. Sermeño [et ál.]. 2010. Clasificación de la calidad del agua de los principales ríos de El Salvador y su relación con las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos. Editorial Universitaria, San Salvador, El Salvador.
- Poff, N.L. 1992. What disturbance can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 11: 86-92.

- Quinn, G. & M. Keough. 2003. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Ramírez, A. 2010a. Métodos de recolección, p. 41-50. *In* M. Springer, A. Ramírez & P. Hanson (eds.). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Rev. Biol. Trop. 58 (Supl 4).
- Ramírez, A. 2010b. Odonata, p. 97-136. *In* M. Springer, A. Ramírez & P. Hanson (eds.). Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Rev. Biol. Trop. 58 (Supl 4).
- Raven, P.J., N.T.H. Holmes, P.J.A. Fox, F.H. Dawson & M. Everard. 1998a. Quality assessment using river habitat survey data. *Aquatic Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 477-499
- Raven, P.J., N.T.H. Holmes, P.J.A. Fox, F.H. Dawson, M. Everard, I.R. Fozzard & K.J. Rouen. 1998b. River habitat quality: The physical character of rivers and streams in the UK and the Isle of Man. Environment Agency, Bristol, Reino Unido.
- Resh V.H. & D.M. Rosenberg (eds.). 1984. The ecology of aquatic insects. Praeger Publishers, Nueva York, EEUU.
- Resh, V.H. & J.K. Jackson. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates, p. 195-233. *In* D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, Nueva York, EEUU.
- Resh, V.H., M. Myers & M. Hannaford. 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality, p. 647-667. *In* F.R. Haver & G.A. Lamberti (eds.). Methods in stream ecology. Academic Press Inc., Nueva York, EEUU.
- Riaño, P., A. Basaguren & J. Pozo. 1993. Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados del Río Aguera (País Vasco-Cantabria) en dos épocas con diferentes condiciones de régimen hidrológico. *Limnetica* 9: 19-28

- Rico, E., A. Rallo, M.A. Sevillano & M.I. Arretxe. 1992. Comparison of several biological indices based on river macroinvertebrate community for assessment of running water quality. *Anns. Limnol.* 28: 147-156.
- Roldán, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23: 375-387.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- Roldán, G. & J. Ramírez. 2008. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Antioquia, Colombia.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh (eds.). 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, Nueva York, EEUU.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16: 45-63.
- Segnini, S., I. Correa & M. Chacón. 2009. Evaluación de la calidad del agua de ríos en los andes venezolanos usando el índice biótico BMWP, p. 217-254. *In* J. C. Arrivillaga, M. El Souki & B. Herrera (eds.). Enfoques y temáticas en entomología. Ediciones Astro Data S.A., Caracas, Venezuela.
- Sermeño, J., L. Cervantes, M. Springer [et ál.]. 2010a. Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los ríos de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: Índice biológico a nivel de familias de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). Editorial Universitaria, San Salvador, El Salvador.
- Sermeño, J., D. Pérez, S. Muños [et ál.]. 2010b. Metodología estandarizada de muestreo multi-hábitat de macroinvertebrados acuáticos mediante el uso de la red "D" en ríos de El Salvador. Editorial Universitaria, San Salvador, El Salvador.
- Shannon, C. E. y W. Weaver. 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Illinois, EEUU.

- Simmonds, J.A., J.A. Gómez & J. Villalaz. 2002. Parámetros fisicoquímicos y biológicos en aguas circundante al canal de Panamá. *Tecnociencia* 4: 47-69.
- Springer, M. 1998. Genera of aquatic insects from Costa Rica, deposited at the Museo de Zoología, Universidad de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 46: 137-141.
- Springer, M. 2010. Trichoptera, p. 151-198. *In* M. Springer, A. Ramírez & P. Hanson (eds.). *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I*. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Supl 4).
- Springer, M., A. Ramírez & P. Hanson (eds.). 2010. *Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I*. *Rev. Biol. Trop.* 58 (Supl 4).
- Stein, H., M. Springer & B. Kohlmann. 2008. Comparison of two sampling methods for biomonitoring using macroinvertebrates in the Dos Novillos River, Costa Rica. *Ecol. Eng.* 34: 267-275.
- Stewart K. & B. Stark. 2008. Plecoptera, p. 311-384. *In* R. Merritt, K.W. Cummins & M.B. Berg (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishing Company, Iowa, EEUU.
- Townsend, C.R. 1989. The patch dynamic of stream community ecology. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 1: 36-50.
- Vannote, R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Vinson, M.R. & C.P. Hawkins. 1996. Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15: 392-399.
- Wantzen, K. & G. Rueda-Delgado. 2009. Técnicas de muestreo de macroinvertebrados bentónicos, p. 17-45. *In* E. Domínguez & H.R. Fernández (eds.). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Williams, D.D. & B.W. Feltmate. 1992. *Aquatic insects*. C.A.B. International. Redwood Press Ltd., Oxon, Reino Unido.

Wood, P.J., M.T. Greenwood, S.A. Barker & J. Gunn. 2001. The effects of amenity management for angling on the conservation value of aquatic invertebrate communities in old industrial ponds. *Biol. Conserv.* 102: 17–29.

Zar, J.H. 2010. *Biostatistical analysis*. Pearson Prentice-Hall, Nueva Jersey, EEUU.

ANEXOS

Anexo 1. Listado taxonómico y abundancias de macroinvertebrados acuáticos recolectados en las dos fechas, en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala.

Feb - Abr 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (*) Pupas.

TAXA	Bosque				Cultivo				Poblado				Total
	Ba	Ca	La	Pa	Ba	Ch	Cn	Xi	Ar	Ba	Ch	Co	
DIPTERA													
Ceratopogonidae													
<i>Bezzia</i>	4	1		6									11
<i>Ceratopogon</i>	1		3										4
<i>Probezzia</i>	8	1	3	1									13
Gen. Indet.*			1	1			1						3
Chironomidae													
Chironomini	218	32	248	57	47		151	4	136	516	125	305	1839
Orthoclaadiinae	2066	562	594	152	299	11	152	220	583	1927	589	2313	9468
Tanypodinae	361	35	256	30	11			6	10	139			848
Tanytarsini	1629	60	298	29	569			99	347	1098	1	82	4212
Gen. Indet.*	75	19	27	23	13		64	33	54	164	127	183	782
Psychodidae													
<i>Clogmia</i>		2		1					1		1		5
<i>Maruina</i>	1	214		4									219
<i>Pericoma</i>				2						7			9
<i>Psychoda</i>							9			191	25	112	337
Gen. Indet.*		2		1			2			67	4	21	97
Tipulidae													
<i>Hexatoma</i>		1	1	5	1				1				9
<i>Limonia</i>	5		4	1	6		11	2	2	2		6	39
<i>Ormosia</i>	3	2	11	16			3	1	1	2		7	46
<i>Pilaria</i>	41		14				1	1					57
<i>Tipula</i>	32	11	16	9	2	1		3	4	5		1	84
Gen. Indet.*			1	1									2
Simulidae													
<i>Simulium</i>	142	3355	669	2992	682	463	316	8	1708	908	21	38	11302
Dixidae													
<i>Dixella</i>	11		3	1									15
Culicidae									54				54
Dolichopodidae				3					1	2			6
Empididae													
<i>Neoplasta</i>	113	11	28	19	2			1	7	11		2	194
<i>Clinocera</i>	10												10
<i>Roederiodes</i>			1										1
Gen. Indet.	17	6	8	3	2				2	3		1	42
Ephydridae	1		1	1					6	4			13
Muscidae	1	2	3	4	4	1	9	7	66	27		4	128
Ptychopteridae			1										1

Anexo 1. Continuación. Listado taxonómico y abundancias de macroinvertebrados acuáticos recolectados en las dos fechas, en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. Feb – Abr 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (*) Pupas.

TAXA	Bosque				Cultivo				Poblado				Total
	Ba	Ca	La	Pa	Ba	Ch	Cn	Xi	Ar	Ba	Ch	Co	
COLEOPTERA													
Dytiscidae													
<i>Agabus</i>	3	4	1	2	1			1	5	1		2	20
<i>Stictotarsus</i>		26		3		1			7	6	1	5	49
Gen. Indet.				2					1				3
Elmidae													
<i>Heterelmis</i>		1											1
<i>Macrelmis</i>									1				1
<i>Microcylloepus</i>			1	1									2
Hydrophilidae													
<i>Anacaena</i>		1											1
<i>Chasmogenus</i>	1		1										2
<i>Paracymus</i>			1										1
Gen. Indet.	1		2										3
Georissidae													
<i>Georyssus</i>						1							1
Hydraenidae													
<i>Hydraena</i>		1											1
Ptilodactylidae													
<i>Anchytarsus</i>				1		1							2
Scirtidae													
<i>Cyphon</i>			34			1							35
Curculionidae	1		1										2
Staphylinidae	48		7	6	2		1			1		1	66
HEMIPTERA													
Gerridae													
<i>Aquarius</i>	3												3
Mesoveliidae													
<i>Mesovelia</i>								1		2			3
Veliidae													
<i>Microvelia</i>	5		20	9			15				31		80
<i>Rhagovelia</i>						87							87
LEPIDOPTERA													
Crambidae		2	9	3			2						16

Anexo 1. Continuación. Listado taxonómico y abundancias de macroinvertebrados acuáticos recolectados en las dos fechas, en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala. Feb – Abr 2011. (Ba) Barreneché, (Ca) Catarata, (La) Labor, (Pa) Panasacar, (Ch) Chicansanres, (Cn) Concepción, (Xi) Xibalbay, (Ar) Argueta y (Co) Cojolyá. (*) Pupas.

TAXA	Bosque				Cultivo				Poblado				Total
	Ba	Ca	La	Pa	Ba	Ch	Cn	Xi	Ar	Ba	Ch	Co	
ODONATA													
Aeshnidae													
<i>Oplonaeschna</i>	7		2		1								10
Calopterygidae										1			30
<i>Hetaerina</i>	3				26								
Coenagrionidae										1			9
<i>Argia</i>	3				5								
Cordulegastridae													1
<i>Cordulegaster</i>	1												
HAPLOTAXIDA													
Haplotaxidae		4								11	408	124	547
Naididae	2	5	17		6	1		575	588	36		558	1788
Tubificidae	2				3		9	1	6		12	65	98
BASOMMATOPHORA													
Ancylidae							3						3
Physidae		1			1		2631	3	1				2637
Planorbidae				1									1
DECAPODA													
Pseudothelphusidae							1						1
TROMBIDIFORMES													
Hydrachnidae	56	32	22			1						1	112
RHYNCHOBDELLIDA													
Glossiphoniidae		1											1
VENEROIDA													
Pisidiidae	1				1		6						8
COLLEMBOLA	13		4		3		3		2	1			26
NEMATA					1								1
TURBELLARIA	10	28	208		549			1	2	4			802
Total (N)	5980	5426	4972	5980	3144	613	3414	1382	4240	5655	1352	5324	47482
Riqueza por taxa (S)	45	41	47	48	31	17	26	20	34	33	15	22	-
Riqueza por familia (S)	33	27	30	26	25	15	19	13	22	22	9	14	-
H'	1.83	1.37	2.46	1.51	1.62	1.03	1.16	1.14	1.72	1.93	1.18	1.43	-
D	0.72	0.57	0.88	0.64	0.72	0.46	0.50	0.51	0.73	0.78	0.56	0.67	-
R	4.07	3.67	4.67	4.49	2.92	1.87	2.21	1.99	3.22	3.15	1.46	2.03	-
E	0.19	0.14	0.31	0.13	0.23	0.27	0.26	0.25	0.22	0.27	0.32	0.25	-

Anexo 2. Valores de varianza y correlación del análisis de correspondencia canónica.

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Eigenvalue	0.244	0.154	0.123
% de varianza	17.0	10.7	8.6
% de varianza acumulada	17.0	27.7	36.3
Correlación de Pearson, Spp-Envnt*	0.953	0.878	0.891

Varianza Total ("inercia") en los datos de especies: 1.4343

Anexo 3. Correlación entre los primeros tres ejes de ordenación y las variables fisicoquímicas del análisis de correspondencia canónica.

Variable	Eje 1	Eje 2
Humedad	0.499	0.396
Oxígeno	0.467	-0.282
pH	0.185	0.059
Velocidad	-0.218	-0.230
Nitratos	-0.370	-0.190
DBO	-0.433	0.205
Temperatura	-0.440	-0.307
Fosfatos	-0.450	0.233
Turbidez	-0.598	0.336
Conductividad	-0.656	0.237
TDS	-0.661	0.198

Anexo 4. Valores y clases de calidad del agua según los índices de calidad de agua, biológicos y de hábitat para los sitios muestreados en la cuenca del Lago de Atitlán, Guatemala, 2011. (M1) Febrero y (M2) Abril.

Tratamiento	Sitio	Fecha	BMWP Atitlán ¹	BMWP CR ²	BMWP Col ³	IBF-SV ⁴	ICA ⁵	RBP ⁶
Bosque	Barreneché	M1	121	113	136	6.8	85	194
		M2	126	111	135	7.7		
	Catarata	M1	68	72	87	6.6	76	175
		M2	99	101	119	6.0		
	Labor	M1	120	109	136	6.1	81	172
		M2	110	101	115	6.3		
Panasacar	M1	105	104	125	6.0	80	156	
	M2	104	101	120	6.1			
Cultivo	Barreneché	M1	67	63	70	6.1	57	123
		M2	76	73	71	6.4		
	Chicansanres	M1	54	52	76	5.7	57	82
		M2	28	21	43	5.9		
	Concepción	M1	31	36	45	7.5	59	71
		M2	73	62	89	8.7		
Xibalbay	M1	25	28	36	6.9	56	56	
	M2	32	32	35	9.7			
Poblados	Argueta	M1	59	62	67	6.7	54	119
		M2	69	67	69	7.9		
	Barreneché	M1	66	66	72	7.5	28	97
		M2	72	70	82	7.3		
	Chicansanres	M1	20	19	42	7.8	26	63
		M2	9	11	20	9.1		
Cojolyá	M1	32	35	49	7.1	28	60	
	M2	30	35	54	8.5			

1. BMWP/ Atitlán-CR: Excelente >120, Buena <120, Regular <90, Mala <60, Muy Mala <35, Pésima <16.
2. BMWP/ Atitlán-CR: Excelente >120, Buena <120, Regular <100, Mala <60, Muy Mala <35, Pésima <15.
3. BMWP/Col: Buena >100, Aceptable <100, Dudosa <60, Crítica <35, Muy Crítica <15.
4. IBF-SV: Excelente <3.75, Buena <4.25, Regular <5.00, Regular Pobre <5.75, Pobre <7.25, Muy Pobre <10.00.
5. ICA: Excelente >90, Buena <90, Regular <70, Mala <50, Pésima <25.
6. RBP: Muy Buena >95, Buena <95, Intermedia <75, Mala <50, Pésima <25.

Anexo 5. Asignación de puntajes de sensibilidad a la contaminación de los diferentes invertebrados acuáticos presentes en las aguas de los ríos de El Salvador.

Puntajes o grados de sensibilidad a la contaminación de las aguas	Invertebrado acuático en los ríos del El Salvador	
	Orden	Familia
0	Diptera	Blephacerae
1	Odonata	Corduliidae
		Platystictidae
	Trichoptera	Glossosomatidae
2	Odonata	Cordulegasteridae
	Plecoptera	Perlidae
	Trichoptera	Calamoceratidae
		Lepidostomatidae
		Odontoceridae
	Xiphocentronidae	
3	Blatodea	
	Coleoptera	Gyrinidae
		Lampyridae
		Ptilodactylidae
	Ephemeroptera	Heptageniidae
Trichoptera	Polycentropodidae	
4	Bivalvia	
	Gastropoda	Hydrobiidae
	Coleoptera	Dryopidae
		Elmidae
		Hydroscaphidae
		Noteridae
		Psephenidae
	Hemiptera	Pleidae
	Odonata	Aeshnidae
	Trichoptera	Hydrobiosidae
Hydroptilidae		
Leptoceridae		

Anexo 5. Continuación. Asignación de puntajes de sensibilidad a la contaminación de los diferentes invertebrados acuáticos presentes en las aguas de los ríos de El Salvador.

Puntajes o grados de sensibilidad a la contaminación de las aguas	Invertebrado acuático en los ríos del El Salvador	
	Orden	Familia
5	Acarina	
	Nematoda	
	Planaria	
	Amphipoda	
	Coleoptera	Hydraenidae
		Limnichidae
		Lutrochidae
	Collembola	
	Diptera	Dixidae
		Tipulidae
	Ephemeroptera	Leptophlebiidae
	Hemiptera	Corixidae
		Gelastocoridae
		Mesoveliidae
		Nepidae
Notonectidae		
Saldidae		
Veliidae		
Lepidoptera	Crambidae	
Trichoptera	Helicopsychidae	
	Hydropsychidae	
	Philopotamidae	
6	Decapoda	
	Coleoptera	Curculionidae
		Scirtidae
		Staphilinidae
	Diptera	Dolichopodidae
		Empididae
		Simulidae
		Stratiomyidae
Tabanidae		

Anexo 5. Continuación. Asignación de puntajes de sensibilidad a la contaminación de los diferentes invertebrados acuáticos presentes en las aguas de los ríos de El Salvador.

Puntajes o grados de sensibilidad a la contaminación de las aguas	Invertebrado acuático en los ríos del El Salvador	
	Orden	Familia
6	Ephemeroptera	Baetidae
		Leptohyphidae
	Hemiptera	Gerridae
		Hebridae
Naucoridae		
Odonata	Lestidae	
7	Hirudinea	
	Gastropoda	Planorbiidae
	Coleoptera	Dytiscidae
		Hydrophilidae
	Diptera	Psychodidae
	Ephemeroptera	Caenidae
	Hemiptera	Belostomatidae
		Ochteridae
	Megaloptera	Corydalidae
	Odonata	Calopterygidae
Gomphidae		
Libellulidae		
8	Diptera	Ceratopogonidae
		Chironomidae
9	Gastropoda	Physidae
	Diptera	Ephydriidae
		Muscidae
Odonata	Coenagrionidae	
10	Oligochaeta	
	Diptera	Culicidae
Syrphidae		

Anexo 6. Puntuaciones asignadas a las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos para la obtención del BMWP-CR.

Familias	Puntuación
O Polythoridae D Blephariceridae, Athericidae E Heptageniidae P Perlidae T Lepidostomatidae, Odontoceridae, Hydrobiosidae, Ecnomidae	9
E Leptophlebiidae O Cordulegastridae, Corduliidae, Aeshnidae, Perilestidae T Limnephilidae, Calamoceratidae, Leptoceridae, Glossosomatidae B Blaberidae	8
C Ptilodactylidae, Psephenidae, Lutrochidae O Gomphidae, Lestidae, Megapodagrionidae, Protoneuridae, Platystictidae T Philopotamidae Cr Talitridae, Gammaridae	7
O Libellulidae M Corydalidae T Hydroptilidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae E Euthyplociidae, Isonychidae	6
L Pyralidae T Hydropsychidae, Helicopsychidae C Dryopidae, Hydraenidae, Elmidae, Limnichidae E Leptohiphidae, Oligoneuriidae, Polymitarciidae, Baetidae Cr Crustacea Tr Turbellaria	5
C Chrysomelidae, Curculionidae, Haliplidae, Lampyridae, Staphylinidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Scirtidae, Noteridae D Dixidae, Simulidae, Tipulidae, Dolichopodidae, Empididae, Muscidae, Sciomyzidae, Ceratopogonidae, Stratiomyidae, Tabanidae H Belostomatidae, Corixidae, Naucoridae, Pleidae, Nepidae, Notonectidae O Calopterygidae, Coenagrionidae E Caenidae Hi Hidracarina	4
C Hydrophilidae D Psychodidae Mo Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeridae A Hirudinea: Glossiphonidae, Hirudidae, Erpobdellidae Cr Asellidae	3
D Chironomidae, Culicidae, Ephyridae	2
D Syrphidae A Oligochatea (todas las clases)	1








Fuente: MINAE-SALUD (2007).

D: Diptera; E: Ephemeroptera; P: Plecoptera; T: Trichoptera; O: Odonata; C: Coleoptera; M: Megaloptera; H: Hemiptera; L: Lepidoptera; B: Blattodea; Tr: Tricladida; Cr: Crustacea; A: Annelida; Mo: Mollusca.

Anexo 7. Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice
BMWP/Col.

Familias	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephaceraeidae, Calamoceratidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Limnysiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarciidae, Xiphocentronidae	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancylidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae	4
Ceratopogonidae, Glossophoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Anexo 8. Categorías de calidad del agua, según resultado obtenido a través del cálculo del
IBF-SV-2010

VALOR IBF-SV-2010	CALIDAD DEL AGUA	INTERPRETACIÓN DEL GRADO DE CONTAMINACIÓN ORGÁNICA	CATEGORIA
0.00 - 3.75	Excelente	Contaminación orgánica improbable	 1
3.76 - 4.25	Muy Buena	Contaminación orgánica leve posible	 2
4.26 - 5.00	Buena	Alguna contaminación orgánica probable	 3
5.01 - 5.75	Regular	Contaminación orgánica bastante sustancial	 4
5.76 - 6.50	Regular Pobre	Contaminación sustancial probable	 5
6.51 - 7.25	Pobre	Contaminación muy sustancial probable	 6
7.26 - 10.00	Muy Pobre	Contaminación orgánica severa probable	 7

Anexo 9. Clasificación de la calidad del agua en función del puntaje total obtenido del
BMWP-CR

VALOR BMWP - CR	CALIDAD DEL AGUA	NIVEL DE CALIDAD	COLOR
>120	Excelente	Aguas de calidad excelente.	Azul
101-120	Buena	Aguas de calidad buena, no contaminadas o no alteradas de manera sensible.	Azul
61-100	Regular	Aguas de calidad regular, eutrófia, contaminación moderada.	Verde
36-60	Mala	Aguas de calidad mala, contaminadas.	Amarillo
16-35	Mala	Aguas de calidad mala, muy contaminadas.	Naranja
<15	Muy Mala	Aguas de calidad muy mala extremadamente contaminadas.	Rojo

Anexo 10. Clases de calidad de agua, valores BMWP/Col., significado y colores.

CLASE	VALOR BMWP/COL	CALIDAD DEL AGUA	SIGNIFICADO	COLOR
I	>150 101 – 120	Buena	Aguas muy limpias a limpias.	Azul
II	61 – 100	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas.	Verde
III	36 – 60	Dudosa	Aguas moderadamente contaminadas.	Amarillo
IV	16 – 35	Crítica	Aguas muy contaminadas.	Naranja
V	< 15	Muy Crítica	Aguas fuertemente contaminadas.	Rojo

Anexo 11. Planilla para evaluar y caracterizar la calidad de hábitat en ríos (Modificada de Barbour et ál. 1999).

Parámetro	Óptimo	Subóptimo	Marginal	Pobre
1. Heterogeneidad de sustratos disponibles para la epifauna	Más de 70% del sustrato es estable y puede ser colonizado por la epifauna (El trecho presenta una mezcla de piedras, troncos sumergidos o superficiales o cualquier otro sustrato estable)	Entre 40 y 70% del sustrato es estable. Además, existe un sustrato nuevo aun sin condiciones para ser habitado	Entre 20 y 40% del sustrato es estable. Frecuentemente perturbado o removido	Menos de un 20% del sustrato es estable. Ausencia de hábitats adecuados.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2. Empotramiento del sustrato	Entre 0 y 25% de la superficie de rocas, piedras y grava está rodeada de sedimento fino.	Entre 25 y 50 % de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino	Entre 50 y 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino	Más de un 75% de la superficie de rocas, piedras y grava rodeadas de sedimento fino
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3. Relación profundidad y velocidad	El trecho del río presenta las cuatro combinaciones siguientes: a) lento/profundo, b) lento/ bajo, c) rápido/profundo, d) rápido/bajo	Sólo tres combinaciones. La ausencia de rápido/bajo determina el menor puntaje	Sólo dos combinaciones. La ausencia de rápido/bajo y lento/bajo determina el menor puntaje	Una sola combinación presente. Usualmente lento/profundo)
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4. Deposición de sedimentos	Ausencia de islas o bancos de arenas. Menos del 5% del fondo afectado por la deposición de sedimentos	Reciente y escasa formación de bancos de piedras, arena o sedimento fino. Entre el 5 y el 30% del fondo afectado por la deposición de sedimentos; ligera deposición en los pozos	Deposición moderada de grava, arena o sedimento fino sobre bancos viejos y nuevos. Entre 30 y 50% del fondo afectado. Sedimento sobre obstrucciones, constricciones y recodos. Moderada deposición en pozos.	Grandes depósitos de material fino. Muchos bancos. Más del 50% del fondo cambia con frecuencia. Pozos casi ausentes debido a la gran deposición de sedimentos.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Estado del cauce de flujo	El nivel del agua alcanza la base de las márgenes y la exposición del sustrato de fondo es mínima.	El agua sólo cubre el 75% del cauce o menos del 25% del sustrato de fondo queda expuesto.	El nivel del agua cubre entre el 25 y 75% del cauce y queda expuesta la mayor parte del sustrato de los rápidos	Muy poca agua sobre el cauce y la mayoría como pozos.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
6. Alteración del cauce	Ausencia o mínima presencia de canalización o dragado. Corriente con cauce normal.	Cierta canalización presente por puentes. Evidencia de canalización actual o pasada	Canalización extensiva. Diques u otras estructuras presentes en ambas márgenes. Entre el 40 y 80% del trecho del río canalizado y alterado.	Márgenes protegidas con gabiones o cemento. Más del 80% del trecho del río canalizada y alterado. Los hábitats internos eliminados totalmente.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7. Frecuencia de rápidos	Ocurrencia de rápidos relativamente frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es < 7 (generalmente 5 o 7).	Ocurrencia de rápidos poco frecuente. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 7 y 15.	Ocurrencia ocasional de rápidos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río se encuentra entre 15 y 25.	Por lo general el agua corre sin interrupción o rápidos muy bajos. La relación distancia entre rápidos y el ancho del río es mayor a 25.
Puntos:	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8. Estabilidad de las Márgenes	Márgenes estables. Ausencia de erosión o desprendimientos. Poca posibilidad de problemas futuros. Menos del 5% de la margen está afectada	Estabilidad moderada. Pequeñas áreas de erosión. Entre 5 y 30% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión.	Inestabilidad moderada Entre 30 y 60% de las márgenes del trecho tiene áreas de erosión. Posibilidad de fuerte erosión durante las crecidas.	Inestabilidad completa. Áreas muy erosionadas. Frecuencia de áreas despejadas en trechos rectos y recodos. Entre 60 y 100% de las márgenes del trecho erosionadas.
Puntos:	Margen Izquierda 10 5	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Puntos:	Margen Derecha 10 5	8 7 6	5 4 3	6 1 0
9. Vegetación protectora de las riberas	Más del 90% de las márgenes y la zona ribereña está cubierta por vegetación nativa incluyendo árboles, arbustos, macrofitas. Vegetación tupida natural.	Entre el 70 y 90% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación algo abierta.	Entre el 50 y 70% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa. Vegetación abierta.	Menos del 50% de las márgenes cubiertas por vegetación nativa.
Puntos:	Margen Izquierda 10 5	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Puntos:	Margen Derecha 10 5	8 7 6	5 4 3	6 1 0
10. Amplitud de la vegetación ribereña	Extensión de la vegetación ribereña mayor a 18 m y sin impacto antrópico.	Extensión de la vegetación ribereña entre 12 y 18 m y un mínimo impacto antrópico	Extensión de la vegetación ribereña entre 6 y 12 m y un impacto antrópico evidente.	Extensión de la vegetación ribereña menor a 6 m. Poca o ninguna vegetación debido a un fuerte impacto antrópico.
Puntos:	Margen Izquierda 10 5	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Puntos:	Margen Derecha 10 5	8 7 6	5 4 3	6 1 0
Total				

Anexo 12. Registro fotográfico de los principales impactos identificados en los ríos de la cuenca del Lago de Atitlán. (a, b) Desechos sólidos, (c) Deforestación, (d) Alteración del cauce por zonas urbanas, (e, f) Desarrollo de actividades agrícolas sobre el cauce y en la ribera, (g) Descargas de aguas residuales, (h - j) Uso de agroquímicos y plaguicidas.

